



Emissionsmodellierung ausgewählter organischer und anorganischer Parameter im Einzugsgebiet der Dornbirner Ach

Projektbericht

Wien und Bregenz, Juni 2014

EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT

Gefördert aus dem Europäischen Fonds
für Regionale Entwicklung



Auftraggeber:

Amt der Vorarlberger Landesregierung
A-6901 Bregenz

Gefördert aus dem Europäischen Fonds für
Regionale Entwicklung

Impressum:

Amt der Vorarlberger Landesregierung
A-6901 Bregenz

Umweltbundesamt GmbH
Spittelauer Lände 5
A 1090 Wien

Erstellt von:

Manfred Clara, Gerald Hochedlinger, Stefan Weiß, Georg Windhofer (Umweltbundesamt)

Wolfram Hanefeld (Abteilung Wasserwirtschaft, Amt der Vorarlberger Landesregierung)

Christoph Scheffknecht (Umweltinstitut Vorarlberg)

Matthias Zessner (Institut für Wassergüte, TU Wien)

Und Mitarbeit von:

Alexandra Freudenschuß, Oliver Gabriel, Sandra Kulcsar, Andrea Sitka (Umweltbundesamt)

Werner Bader, Rainer Florineth, Walter Hämmerle, Norbert Lerchster, Monika Schmieder (Umweltinstitut Vorarlberg)

Wien und Bregenz, Juni 2014

INHALT

1	ZUSAMMENFASSUNG	5
2	EINLEITUNG.....	7
3	MODELLBESCHREIBUNG	8
3.1	Eintragspfade	9
3.1.1	Punktförmige Eintragspfade.....	9
3.1.2	Diffuse Eintragspfade	9
4	KURZCHARAKTERISIERUNG DES MODELLEINZUGSGEBIETES.....	16
5	PROBENAHE UND ANALYTIK.....	18
6	MODELLANPASSUNG.....	21
7	STOFFSPEZIFISCHE EINGANGSDATEN	23
7.1	Arzneimittelwirkstoffe.....	23
7.1.1	Punktförmige Eintragspfade.....	23
7.1.2	Diffuse Eintragspfade	26
7.1.1	Zusammenfassung Arzneimittelwirkstoffe	32
7.2	Metalle	33
7.2.1	Punktförmige Eintragspfade.....	33
7.2.2	Diffuse Eintragspfade	36
7.2.3	Zusammenfassung Metalle	43
7.3	Industriechemikalien (Nonylphenole und Bisphenol-A)	44
7.3.1	Punktförmige Eintragspfade.....	44
7.3.2	Diffuse Eintragspfade	45
7.3.3	Zusammenfassung Nonylphenole und Bisphenol-A	50
7.4	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)	50
7.4.1	Punktförmige Eintragspfade.....	50
7.4.2	Diffuse Eintragspfade	53
7.4.3	Zusammenfassung polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe	64
7.5	Korrosionsschutzmittel / Benzotriazol	65
7.5.1	Punktförmige Eintragspfade.....	65
7.5.2	Diffuse Eintragspfade	66
7.5.3	Zusammenfassung Korrosionsschutzmittel	70
7.6	Zusammenfassung der für die Modellierung verwendeten Daten	71
8	ERGEBNISSE DER EMISSIONSMODELLIERUNG	74
8.1	Arzneimittelwirkstoffe.....	74
8.2	Metalle	75
8.3	Industriechemikalien	78

8.4	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe	79
8.5	Korrosionsschutzmittel	80
8.6	Nährstoffe	81
9	DORNBIRNER ACH.....	82
10	VERGLEICH EMISSION UND IMMISSION.....	86
11	REFERENZEN	91
12	ANHANG.....	96
	Anhang 1: Darstellung der Messergebnisse in den untersuchten Proben	96
	Anhang 2: Dokumentation der Berechnungsansätze.....	106

1 ZUSAMMENFASSUNG

Der Stoffeintrag in Fließgewässer erfolgt über unterschiedliche Eintragspfade. Im Rahmen des Projektes wurden ausgewählte Arzneimittelwirkstoffe (Diclofenac, Ibuprofen, Carbamazepin, Sulfamethoxazol, Trimethoprim, Erythromycin, Josamycin, Roxithromycin, Sulfadimidin, Sulfadiazin, Sulfadoxin, Sulfathiazol, Chlortetrazyklin, Oxytetrazyklin, Tetrazyklin und Diazepam), die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Zink und Quecksilber, die Industriechemikalien Nonylphenole und Bisphenol-A, polyzyklische Kohlenwasserstoffe und die Korrosionsschutzmittel 1H-Benzotriazol, 5-Tolyltriazol und 4-Tolyltriazol untersucht.

Für diese ausgewählten Stoffe wurde Daten zum Vorkommen in verschiedenen Eintragspfaden gesammelt. Dabei wurden die folgenden Eintragspfade berücksichtigt:

- Kommunale und industrielle Direkteinleiter
- Urbane Flächen (Mischwasserentlastungen und Regenwassereinleitungen aus Trennkanalisationen)
- Außerurbane Verkehrsflächen
- Atmosphärische Deposition
- Erosion
- Grundwasser
- Oberflächenabfluss
- Dränagen

Die Emissionsberechnung erfolgte mittels des Modells MoRE (Modelling of Regional Emissions) das auf dem Emissionsmodell MONERIS aufbaut.

Für die unterschiedlichen Stoffe wurden unterschiedliche Ergebnisse erzielt. So erfolgt der Eintrag der untersuchten Arzneimittelwirkstoffe und der Korrosionsschutzmittel überwiegend über den Ablauf kommunaler Kläranlagen.

Die Industriechemikalien werden vorwiegend über Mischwasserentlastungen und Regenwassereinleitungen (Bisphenol-A) aus Trennkanalisationen aber auch über gereinigtes Abwasser (Nonylphenole) in die Dornbirner Ach eingebracht.

Ein differenzierteres Verteilungsmuster zeigt sich bei den Metallen und den polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAKs). Bei diesen Stoffen tragen alle untersuchten Eintragspfade in unterschiedlichem Ausmaß zur Gesamtemission bei. So tragen die Eintragspfade Grundwasserzustrom, Oberflächenabfluss, Kläranlagenablauf und urbane Flächen (Mischwasserentlastungen und Niederschlagswassereinleitungen aus Trennkanalisation) in ähnlichem Umfang zur Gesamtemission bei. Vor allem der teilweise hohe Frachteintrag von Metallen und PAKs über das Grundwasser ist nennenswert. Eine Begründung für diese Beobachtung ist sicherlich der hohe durchschnittliche Jahresniederschlag und die damit verbundene Grundwasserneubildung. Auch bei geringsten Konzentrationen im Grundwasser errechnet wird aufgrund des Grundwasserzustromes ein relevanter Frachtbeitrag zur Gesamtemission berechnet. Neben dem Eintrag über das Grundwasser und Oberflächenabfluss sind kommunale

Abwassereinträge von ähnlicher Bedeutung. Zudem ist bei Chrom, Kupfer und Nickel der Einfluss eines Oberflächenbehandlers als industrieller Direkteinleiter im Einzugsgebiet deutlich zu erkennen.

Der Vergleich der Emissionsfrachten mit der Fracht im Gewässer zeigt zwar nicht bei allen untersuchten Stoffen ein gutes Ergebnis, aber zumeist sind die berechneten Frachten ähnlich. Die beobachteten Abweichungen sind bei den meisten Stoffen begründbar.

Bei einigen Stoffen ist der Vergleich mit hohen Unsicherheiten behaftet. Dies trifft immer dann zu, wenn die untersuchten Stoffe in den untersuchten Proben nicht nachweisbar waren und/oder die Ergebnisse der verfügbaren Messungen kleiner als die analytische Bestimmungsgrenze sind. Bei einigen Metallen (Blei, Cadmium und Chrom) wirkt sich dies sehr stark aus, noch verstärkt durch das hohe Verhältnis zwischen Bestimmungs- und Nachweisgrenze.

Nichtsdestotrotz können aus den Untersuchungsergebnissen Haupteintragspfade identifiziert werden. Dies ist vor allem auch mit Blick auf die Maßnahmenplanung bei einer allfälligen Verfehlung des guten Gewässerzustandes von Relevanz.

Das angewandte Modell erfordert die Erhebung einer Vielzahl von Eingabedaten. Diese Daten beinhalten geografische Informationen, Informationen zur Landnutzung, zur Hydrologie sowie Daten zum Vorkommen der Modellstoffe in den einzelnen Eintragspfaden. Für Spurenstoffe, die im Wesentlichen über einen Haupteintragspfad in ein Gewässer eingetragen werden, ist der Aufwand der Datenerhebung im Vergleich zum erzielbaren Ergebnis unverhältnismäßig hoch. Dies gilt allerdings nur dann, wenn gesichert ist, dass Stoffeinträge in Gewässer überwiegend über einen Eintragspfad erfolgen. Dies trifft zum Beispiel auf die Arzneimittelwirkstoffe oder die Korrosionsschutzmittel zu, deren Haupteintrag über das gereinigte Abwasser erfolgt. Das Modell ist geeignet, die Emissionen von Spurenstoffen zu berechnen, die über unterschiedliche Eintragspfade in Gewässer eingetragen werden, wie z.B. für Metalle, Industriechemikalien oder polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe. Unabdingbar ist jedoch ein Frachtabgleich der berechneten Emissionsdaten mit Immissionsfrachten. Für die meisten dieser Stoffe wurden ähnliche Frachten für die Gebietsemission berechnet, wie im Gewässer bestimmt wurden. Für viele Spurenstoffe liegen derzeit jedoch nur bedingt oder überhaupt keine Vergleichsdaten vor und auch ein potentieller Rückhalt bzw. Abbau im Gewässer bzw. im Einzugsgebiet werden durch das Modell nicht abgebildet. Bei diesen Punkten besteht sicherlich weiterer Forschungsbedarf.

2 EINLEITUNG

Im Einzugsgebiet der Dornbirner Ach wird der Eintrag von ausgewählten Stoffen ins Oberflächengewässer unter Berücksichtigung unterschiedlicher Eintragspfade abgeschätzt. Neben den punktförmigen Einträgen über Kläranlagenabläufe werden mit Hilfe des Modells MoRE (Modeling of Regionalized Emissions) auch diffuse Emissionen über verschiedene Eintragspfade in die Fließgewässer berechnet.

Das Modell MoRE wurde von der TU Karlsruhe für ausgewählte Schwermetalle und organische Spurenstoffe entwickelt und bisher nur für Deutschland angewendet. Für die Verwendung im Einzugsgebiet der Dornbirner Ach musste das Modell adaptiert werden: i) Ergänzung der Berechnungsansätze für neu angelegte Stoffgruppen, ii) Adaptierungen aufgrund der österreichischen Inputdatenqualität, iii) Übernahme von Modellanpassungen im alpinen Bereich aus dem Projekt „STOBIMO-Nährstoffe“ (Gabriel et al., 2011).

Ein Großteil der notwendigen Inputdaten (betrifft in erster Linie Wasserbilanzkomponenten und Erosionsdaten) wurden bereits im Rahmen des STOBIMO Projektes erhoben und konnten für dieses Vorhaben übernommen werden. Darüber hinaus mussten für alle untersuchten Stoffe und Eintragspfade Konzentrationsdaten entweder anhand vorhandener Messdaten/Studien abgeleitet oder neu erhoben werden.

Dabei konnte auf folgende Messdaten/Studien zurückgegriffen werden:

- 2007/2008 wurden Kläranlagen auf die Stoffe der QZV Chemie OG untersucht.
- In Kooperation mit dem Umweltinstitut wurden im Jahr 2010 Arzneimittelwirkstoffe in Kläranlagen, im Klärschlamm und im Boden untersucht.
- Im Rahmen des Projektes SHTURM werden Kläranlagenabläufe, Mischwasserentlastungen und Regenwassereinleitungen aus Trennkannalnetzen sowie Deposition auf ausgewählte Stoffe untersucht. Diese Untersuchungen werden im Einzugsgebiet des Abwasserverbandes Region Hofsteig durchgeführt.
- Im Rahmen der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB) wurden sowohl der Bodensee als auch die Zubringer zum Bodensee auf anthropogene Spurenstoffe untersucht. Der Bericht enthält auch eine Modellierung der Diclofenac Konzentration in der Dornbirnerach.
- Untersuchungen der Kläranlagen in Vorarlberg auf Arzneimittelwirkstoffe durch die EAWAG (Stoob et al., 2006).
- Untersuchungen Vorarlberger Kläranlagen auf Arzneimittelwirkstoffe durch das Umweltbundesamt im Jahr 2007 im Auftrag des Umweltinstitutes Vorarlberg.
- Diverse Fachpublikationen

3 MODELLBESCHREIBUNG

Grundlage des MoRE-Modells (Modelling of Regionalised Emissions) ist das Modell MONERIS (Modelling Nutrient Emissions to River Systems). Das MONERIS-Modell ist ein empirisches Modell, das auf Basis einer Vielzahl von Eingangsdaten die Stickstoff- und Phosphoremissionen über 7 Eintragspfade in die Fließgewässer, die Retention und die Denitrifikationen in den Fließgewässern und damit die Frachten in den Fließgewässern als mehrjährige Mittelwerte berechnet.

Die wesentlichen diffusen Eintragspfade sind:

- direkte atmosphärische Deposition
- Oberflächenabschwemmungen
- Erosion
- Dränagen
- Grundwasserabfluss sowie
- Einträge aus Siedlungsgebieten über Mischwasserentlastungen und Regenwassereinleitungen aus Trennkanalnetzen.

Bei den punktförmigen Eintragspfaden sind vor allem die Abläufe kommunaler und industrieller Kläranlagen hervorzuheben.

Um diese unterschiedlichen Eintragspfade auch quantitativ beschreiben zu können, sind unterschiedlichste Daten erforderlich. Eine Übersicht der für die Emissionsberechnungen berücksichtigten Eintragspfade und eine vereinfachte Darstellung der erforderlichen Daten zeigt Abbildung 1 für Stickstoff und Phosphor.

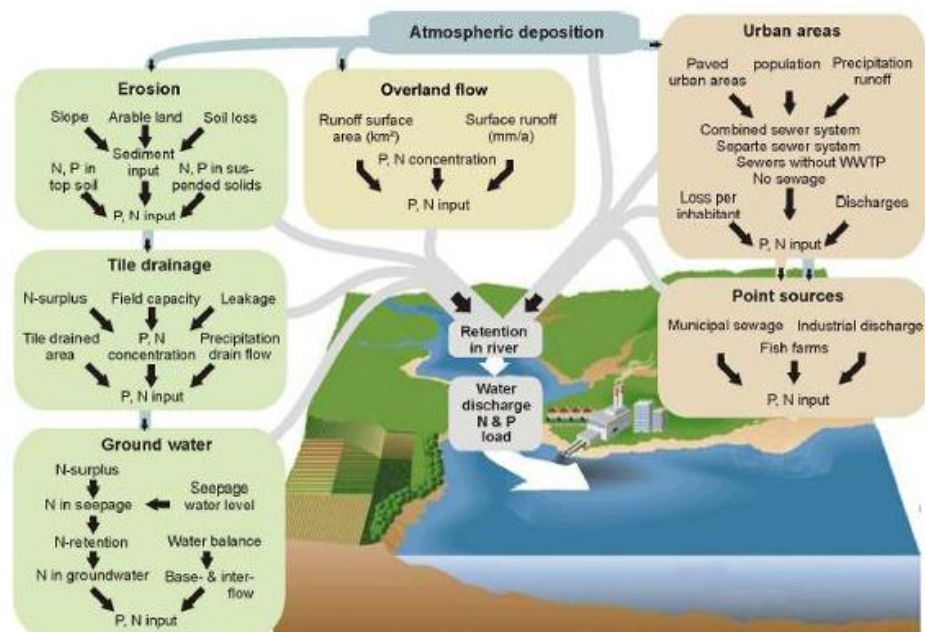


Abbildung 1: Eintragspfade und Prozesse bei der Betrachtung des Nährstoffeintrags in Gewässer (aus Venohr et al. 2009)

3.1 Eintragspfade

3.1.1 Punktförmige Eintragspfade

Die Quantifizierung der Emissionen aus Punktquellen erfolgt anhand der behandelten Abwassermenge und der durchschnittlichen Konzentrationen der betrachteten Substanzen (Kapitel 7).

Im Einzugsgebiet der Dornbirner Ach liegen zwei kommunale Kläranlagen (ARA Hohenems und ARA Dornbirn) und ein industrieller Direkteinleiter (Oberflächenbehandler).

3.1.2 Diffuse Eintragspfade

3.1.2.1 Atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche

Dieser Eintragspfad berücksichtigt den Stoffeintrag, der über die direkte atmosphärische Deposition auf die Gewässerfläche erfolgt.

Als Gewässerflächen werden

- Flächen der Fließgewässer und
- Seenflächen

bei der Berechnung herangezogen.

Die Bestimmung der Stoffeinträge aufgrund der atmosphärischen Deposition erfolgt auf Basis der Multiplikation der Gewässeroberfläche mit den flächenspezifischen Depositionsraten der betrachteten Substanzen (Kapitel 7).

3.1.2.2 Oberflächenabfluss

Jene Stofffracht, die aufgrund von Starkregenereignissen von unbefestigten Flächen eingetragen wird, wird im Modell MoRE auf zwei Eintragspfade aufgeteilt. Der Eintrag in partikulärer Form wird im Eintragspfad „Erosion“ behandelt, während der Eintrag in gelöster Form im Eintragspfad „Oberflächenabfluss“ erfasst wird.

Der flächenspezifische Oberflächenabfluss wird über einen empirischen Ansatz als Funktion des Gesamtabflusses ermittelt. Um den Abfluss von nicht versiegelten Flächen zu bestimmen muss der Abfluss aus „urbanen Systemen“ abgezogen werden. Für die Bestimmung der Emissionsfrachten werden die für die betrachteten Substanzen in Kapitel 7 abgeleiteten Konzentrationen mit dem Oberflächenabfluss multipliziert.

Abbildung 2 fasst schematisch die Eingangsdaten zur Erfassung des Oberflächenabflusses von unbefestigten Flächen zusammen.

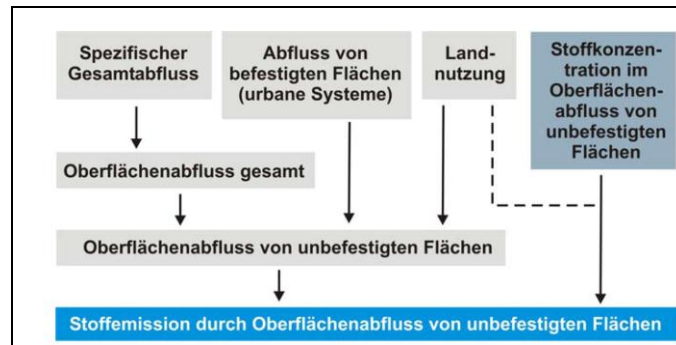


Abbildung 2: Eingangsdaten zur Quantifizierung der Stoffemissionen durch Oberflächenabfluss von unbefestigten Flächen (Fuchs et al., 2010)

3.1.2.3 Erosion

Dieser Eintragspfad berücksichtigt die partikulären Einträge über den Oberflächenabfluss von unbefestigten Flächen. Die Stoffemission durch Erosion ergibt sich aus dem Stoffgehalt des Oberbodens, dem Sedimenteintrag und einem transportbedingten Stoffanreicherungsfaktor (Enrichment Ratio, ER). In Abbildung 3 sind die benötigten Eingangsdaten dargestellt.

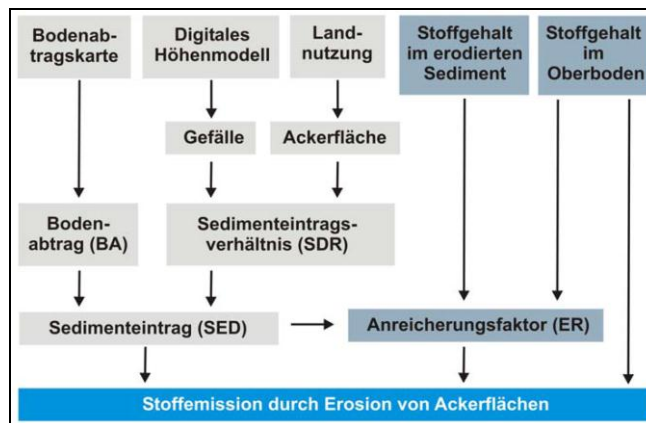


Abbildung 3: Eingangsdaten zur Quantifizierung der Stoffemissionen durch Erosion (Fuchs et al., 2010)

Basis für die Berechnung des Sedimenteintrages (SED) bildet der Bodenabtrag von Acker-, Grünland und natürlich bedeckten Flächen, der von einer Bodenabtragskarte abgeleitet wird. Da mit zunehmender Hangneigung die Erosion auf der Ackerfläche zunimmt, wird der Bodenabtrag von Ackerflächen nach Hangneigungsklassen bestimmt.

Das Sedimenteintragsverhältnis (Sediment Delivery Ratio (SDR)) definiert den Anteil des Bodenabtrages, der als Sedimentfracht in die Fließgewässer gelangt. Das SDR wird anhand einer empirischen Formel (auf Basis der mittleren Hangneigung und Flächennutzung) für das Modellgebiet abgeleitet.

Da im Erosionsprozess feine Bodenpartikel bevorzugt transportiert werden, kommt es zu einer Anreicherung feiner Kornklassen. Damit kommt es bei Stoff-

fen mit einem ausreichenden Adsorptionspotential aufgrund der höheren spezifischen Oberfläche ebenfalls zu einer Anreicherung im Transportprozess. Dieser Anreicherungsfaktor (Enrichment Ratio (ER)) wird empirisch abgeleitet.

Der Stoffeintrag in die Gewässer ergibt sich aus dem Stoffgehalt im Oberboden, dem Sedimenteintrag (Bodenabtrag mal Sedimenteintragsverhältnis) und dem Anreicherungsfaktor, wobei die Stoffgehalte im Oberboden für die jeweiligen Substanzen in Kapitel 7 abgeleitet werden.

3.1.2.4 Dränagen

Die Nährstoffeinträge über Dränagen werden über die Größe der drainierten Fläche, die Dränspende und die mittlere Stoffkonzentration im Dränwasser berechnet.

Für die Dränfläche wurde vom Land Vorarlberg ein Datensatz zur Verfügung gestellt, wonach im Modellgebiet insgesamt 19 km² drainiert werden. Die Dränspende errechnet sich aus dem Jahresniederschlag unter der Annahme, dass 50 % des Winterniederschlags und 10 % des Sommerniederschlags für den Dränabfluss abflusswirksam sind. Die Ableitung der Stoffkonzentration im Dränwasser ist für die jeweiligen Substanzen in Kapitel 7 dargestellt.

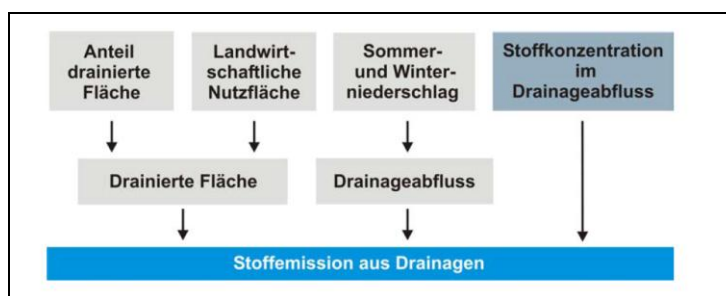


Abbildung 4: Eingangsdaten zur Quantifizierung der Stoffemissionen aus Dränagen (Fuchs et al., 2010)

3.1.2.5 Grundwasser

Stoffemissionen über das Grundwasser beinhalten Einträge über den Zwischen- und den Basisabfluss. Der Grundwasserabfluss des Analysegebietes ergibt sich aus der Differenz des Gesamtabflusses und der Summe der anderen Abfluss-Komponenten (Dränageabfluss, Oberflächenabfluss, Abfluss von versiegelten Flächen, Abfluss aus Punktquellen, Niederschlag auf die Gewässer-oberfläche).

Die Emission aus dem Grundwasserzufluss ergibt sich aus dem Produkt des Grundwasserabflusses und der Stoffkonzentration im Grundwasser, wobei letzteres für die jeweiligen Substanzen in Kapitel 7 abgeleitet wird.

3.1.2.6 Urbane Systeme

Über diesen Eintragspfad werden Stoffeinträge erfasst, die von versiegelten Flächen über die Kanalisation in die Fließgewässer gelangen, wobei generell vier Fälle unterschieden werden:

- Einträge über Entlastungen von Mischwasserkanalisationen
- Einträge über Regenwassereinleitungen aus Trennkanalisationen
- Einträge aus Kanalisationen, die nicht an eine Kläranlage angeschlossen sind
- Einträge von Einwohnern und versiegelten Flächen, die nicht an eine Kanalisation angeschlossen sind.

Aufgrund des hohen Anschlussgrades im Einzugsgebiet der Dornbirner Ach sind die letzten beiden Fälle vernachlässigbar.

Da für das Einzugsgebiet der Dornbirner Ach deutlich bessere Inputdaten vorliegen, als bei der MoRE – Anwendung in Deutschland, erfolgt die Berechnung anders als im ursprünglichen MoRE Ansatz:

MoRE - Ansatz:

Die gesamte urbane Fläche wird aus der Landnutzungskarte ermittelt und aus dieser der Anteil der versiegelten Flächen unter Berücksichtigung der Bevölkerungsdichte empirisch abgeleitet. Anschließend kann die versiegelte urbane Fläche entsprechend dem Anteil der angeschlossenen Bevölkerung und dem Anteil von Misch- und Trennsystem den Kanalisationssystemen zugeordnet werden.

Der Oberflächenabfluss aus versiegelten Flächen ergibt sich anhand des Niederschlages und des Abflussbeiwertes (abhängig vom Versiegelungsgrad). Dieser kann wiederum entsprechend der Flächenanteile an die verschiedenen Kanalisationssysteme aufgeteilt werden.

Emissionen über Trennsysteme:

Diese werden anhand flächenspezifischer Oberflächenpotentiale und der an das Trennsystem angeschlossenen versiegelten Flächen berechnet.

Mischkanalisationsüberläufe:

- Niederschlagsanteil:

Die Abschätzung der entlasteten Wassermenge erfolgt empirisch in Abhängigkeit von der jährlichen Niederschlagsmenge und dem Speichervolumen der Regenüberlaufbecken (Ausbaugrad).

- Schmutzwasseranteil:

Die Berechnung erfolgt anhand der entlastungswirksamen Regentage (Starkregenereignisse), der an das Mischsystem angeschlossenen Einwohner und einer stoffspezifischen Einwohnerabgabe.

Dornbirner Ach – verwendeter Ansatz:

Für die zwei Kläranlagen im Einzugsgebiet liegen Messungen der gereinigten Abwassermenge sowie der entlasteten Mischwassermengen vor. Diese aufgezeichneten Abwassermengen sind in Tabelle 1 zusammengefasst.

Tabelle 1: Zusammenfassung der aufgezeichneten Abwassermengen – gereinigtes Abwasser und entlastetes Mischwasser

Jahr	Abwasser	Hohenems [m³/a]	Dornbirn [m³/a]	Gesamt [m³/a]
2011	Abwassermenge	5.527.000	10.961.000	16.488.000
	Mischwasser entlastet	305.704	1.085.890	1.391.594
2012	Abwassermenge	6.983.000	12.962.000	19.945.000
	Mischwasser entlastet	366.400	1.295.230	1.661.630
2013	Abwassermenge	6.478.448	12.515.447	18.993.895
	Mischwasser entlastet	413.988	1.240.003	1.653.991

In dem vom Lebensministerium geförderten Projekt SCHANTURM (Schadstoffemissionen urbaner Siedlungsgebiete aus Kläranlagen, Regen- und Mischwasserentlastungen) wurde der Oberflächenabfluss und der daraus resultierende Mischwasserabfluss berechnet (Clara et al., 2014). Die in den Einzugsgebieten vorhandenen Dachflächen wurden von den Gebäudedaten der Statistik Austria (2012) abgeleitet. Die Bestimmung der Straßenlängen je Kategorie (Autobahnen, Bundesstraßen, Gemeindestraßen) erfolgte mittels GIS Verschneidung. Die Berechnung der Verkehrsflächen aus diesen Längen wurde unter Annahme spezifischer Straßenbreiten für die unterschiedlichen Straßenkategorien durchgeführt. Aus diesen Flächen und einem durchschnittlichen Niederschlag in den Einzugsgebieten wurde der Oberflächenabfluss bestimmt. Die Zuordnung zu Misch- und Trennsystemen erfolgte nach den jeweiligen Kanalnetzlängen. Der gesamte Oberflächenabfluss aus Trennsystemen wurde als Emission in Gewässer bewertet, wohingegen für die entlastete Mischwassermenge entsprechend den Vorgaben des ÖWAV Regelblattes 19 neu 50 % des in Mischsystemen gesammelten Oberflächenabflusses angenommen wurden. Eine detaillierte Beschreibung der Methodik der Abflussberechnung enthält Kretschmer et al. (2013).

Für das Einzugsgebiet der Kläranlage Hohenems stimmten die aufgezeichneten Abwassermengen im Ablauf der Kläranlage und die aufgezeichneten entlasteten Mischwassermengen gut mit den Berechnungen überein.

Beim Einzugsgebiet der Kläranlage Dornbirn sind die Abweichungen zwischen den aufgezeichneten Abwassermengen und den berechneten Abwassermengen sehr groß. Diese Abweichungen sind auf den hohen Fremdwasseranteil im Kanalnetz zurückzuführen.

Für die Modellierung werden die Mittelwerte der aufgezeichneten Abwassermengen für den Kläranlagenablauf und die entlastete Mischwassermenge herangezogen. Für die Niederschlagsabwassereinleitungen aus Trennkanalisationen werden die Berechnungsergebnisse verwendet. Einen Überblick über die für die Modellierung verwendeten Abwassermengen aus Siedlungsgebieten

enthält Tabelle 2 und zeigt eine schematische Darstellung dieser Abwassermengen.

Tabelle 2: *Verwendete Abwassermengen aus Siedlungsgebieten im Einzugsgebiet der Dornbirner Ach*

Abwasser	Gesamt [m ³ /a]	Anteil [%]
Abwassermenge	18.475.600	60 %
Mischwasser entlastet	1.569.100	5 %
Niederschlagsabwasser aus Trennkanalisationen	10.877.300	35 %
Summe	30.922.000	100 %

Abwässer aus Siedlungsgebieten im Einzugsgebiet der Dornbirner Ach

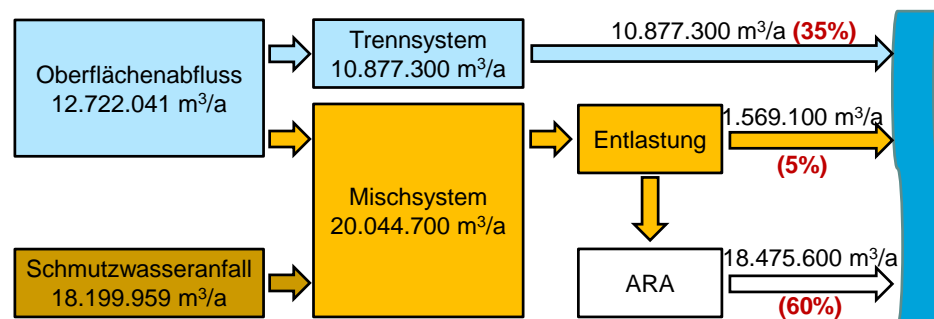


Abbildung 5: *Schematische Darstellung der verwendeten Abwassermengen aus Siedlungsgebieten im Einzugsgebiet der Dornbirner Ach*

3.1.2.7 Straßenabwässer aus nicht urbanen Gebieten

Dieser Eintragspfad war in der MoRE Anwendung bisher nicht umgesetzt, konnte jedoch aufgrund der guten Datenlage zusätzlich implementiert werden.

In urbanen Gebieten, werden die Straßenabwässer zumeist gesammelt und entweder mit dem Schmutzwasser in Mischsystemen oder in den Regenwasserkanälen bei Trennkanalisationen abgeleitet. Im ländlichen Bereich und bei Brücken kann eine Direkteinleitung in Oberflächengewässer erfolgen. Zum Teil werden die Abwässer vor einer Einleitung auch über Gewässerschutzanlagen aufbereitet.

Zur Abschätzung der Emissionen von Verkehrsflächen, werden die Straßenflächen außerhalb der Siedlungsgebiete abgeschätzt und durch Verschneidung mit den Niederschlagsdaten die potentiellen Abwassermengen bestimmt. Im Zuge der Untersuchungen zur Belastung von Grund- und Oberflächengewässern mit organischen und anorganischen Spurenstoffen durch Emissionen von Verkehrsflächen wurden die Verkehrsflächen aus einem Liniendatensatz unter Annahme durchschnittlicher Straßenbreiten berechnet. Die so bestimmte Fläche im Einzugsgebiet der Dornbirner Ach beträgt rund 366 ha. Im Rahmen von SHTURM wurden die Verkehrsflächen in den zwei Siedlungsgebieten mit rund 336 ha abgeschätzt (Clara et al., 2014). Die Differenz dieser zwei Flächenbestimmungen ergibt die Verkehrsfläche außerhalb der Siedlungsgebiete (rund

30 ha). Bei dieser Vorgehensweise wird diese Fläche unterschätzt, weil bei der Berechnung der Siedlungsgebiete von einer Anschlussrate von 100 % ausgegangen wird. Dies ist aber unwahrscheinlich, weil vor allem in den Außenbereichen der Siedlungsgebiete davon auszugehen ist, dass die dortigen Verkehrsflächen nicht an die öffentliche Kanalisation angeschlossen sind.

Für das Einzugsgebiet der Dornbirner Ach wurde im STOBIMO – Projekt ein mittlerer Jahresniederschlag von 1700 mm modelliert (Gabriel et al., 2011). Dieser modellierte mittlere Jahresniederschlag zeigt auch eine gute Übereinstimmung mit den aufgezeichneten langjährigen Niederschlagsdaten (BMLFUW, 2012). Mit diesem Jahresniederschlag und der außerurbanen Verkehrsfläche von rund 30 ha wird der Abfluss von Straßen, der nicht mit der Kanalisation mit erfasst wird, mit rund 510.000 m³ pro Jahr berechnet.

Für die Frachtermittlung werden gemessene Konzentrationen im unbehandelten Straßenabwasser verwendet. Dies wird dadurch begründet, dass Gewässerschutzanlagen insbesondere an Autobahnen errichtet wurden. Bei Bundes- und Landesstraßen ist dies noch nicht in gleichem Umfang der Fall. Somit wird mit einem „worst-case“ Szenario gerechnet.

4 KURZCHARAKTERISIERUNG DES MODELLEINZUGSGEBIETES

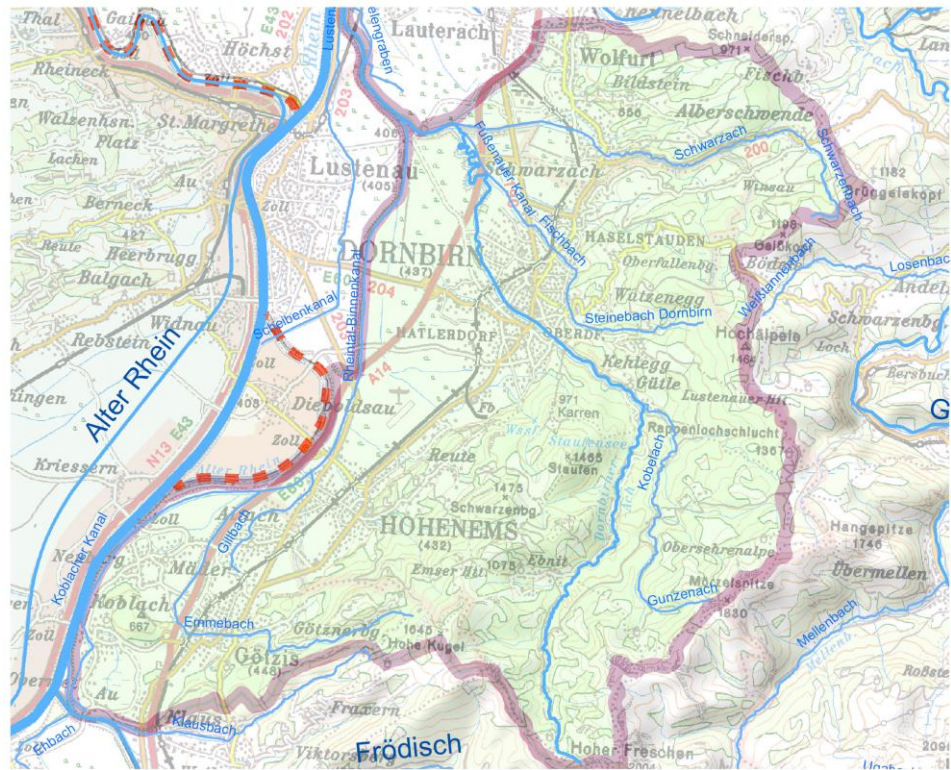


Abbildung 6: Darstellung des betrachteten Modelleinzugsgebietes der Dornbirner Ach

Das betrachtete Einzugsgebiet der Dornbirner Ach umfasst eine Gesamtfläche von 196,3 km², wobei sich gemäß einer Auswertung nach Corine Landcover 2006 die in Tabelle 6 dargestellte Verteilung der Landflächen auf die einzelnen Landnutzungsformen ergibt.

Tabelle 3: Flächengröße verschiedener Landnutzungsformen im EZG der Dornbirner Ach nach Corine Landcover 2006

Landnutzung	Fläche [km ²]	Relativer Anteil [%]
Wald	100,7	51
Grünland	38,7	20
Ackerland	10,3	5
Urbane Fläche	37,3	19
Offene Fläche	1,5	1
Sonstige	7,8	4
Gesamt	196,3	100

Von den landwirtschaftlichen Nutzflächen weisen 18,95 km² eine Drainagierung auf, was einem Anteil von ca. 39 % entspricht.

Im Rahmen des STOBIMO Projektes wurde für das Einzugsgebiet der Dornbirner Ach ein mittlerer Jahresniederschlag von 1.700 mm abgeleitet. Der mittlere jährliche Abfluss in der Dornbirner Ach liegt bei 6,87 m³/s.

Im Einzugsgebiet der Dornbirner Ach liegen zwei kommunale Kläranlagen (ARA Hohenems und ARA Dornbirn). Von beiden Kläranlagen im Einzugsgebiet liegen Jahresabwassermengen vor, die in Summe etwa 18.475.600 m³ betragen. Des Weiteren liegt im Einzugsgebiet der Dornbirner Ach ein industrieller Direktleiter. Dieser Industriebetrieb ist ein Oberflächenbehandler und reinigt die Prozessabwässer in einer innerbetrieblichen Kläranlage, die als Membranbioreaktor mit Mikrofiltrationsmembranen ausgeführt ist. Die mittlere Jahresabwassermenge liegt bei rund 232.000 m³/a. Der Anteil des gereinigten Abwassers am Abfluss liegt demnach mit rund 0,59 m³/s bei etwa 8,6 % des Gesamtabflusses der Dornbirner Ach.

Anhand des im Modell MoRE wird die Wasserbilanz berechnet. Die Ergebnisse dieser Berechnung enthält Tabelle 4.

Tabelle 4: Ergebnisse der Wasserbilanz

Eintragspfad	Abfluß [m ³ /s]	Relativer Anteil [%]
Niederschlag auf Gewässerfläche	0,047	0,7
Oberflächenabfluss	2,38	34,6
Dränagen	0,26	3,8
Grundwasserzustrom	3,20	46,6
Abfluß urbane Systeme	0,39	5,7
Abwasser aus Punktquellen	0,59	8,6
Gesamtabfluss	6,87	100

Bei der Dornbirner Ach handelt es sich um ein bergiges Einzugsgebiet. Die Höhenlagen im Einzugsgebiet liegen zwischen 400 und 2000 m über Adria und die mittlere Höhe beträgt ca.788 m. Das Gefälle liegt im Mittel bei ca. 12 %. Rund 37 % der Fläche liegen in der Talebene und 63 % im Bergland. Bei den Ackerflächen weisen 6,85 km², also ca. zwei Drittel aller Ackerflächen, ein Gefälle unter 1 % auf. Aufgrund des geringen Gefälles beträgt das Sedimenteintragsverhältnis (beschreibt den Anteil des potentiellen Bodenabtrages der tatsächlich ins Gewässer gelangt) lediglich 5 %. Demzufolge ist der Eintrag über die Erosion eher von nachgeordneter Relevanz.

5 PROBENAHEME UND ANALYTIK

Probenahme

Die Oberflächengewässerproben (Dornbirner Ach und Birkengraben) wurden als Stichprobe im 10 l Glasbehälter genommen. Die Grundwasserproben wurden mit einer Tauchpumpe mit einem Durchfluss von circa 0,3 l/s gefördert und nach Erreichen der Leitfähigkeitskonstanz genommen. Die Abwasserproben wurden als mengenproportionale (volumenabhängig) Tagesmischproben mit stationären automatischen Probenehmern entnommen.

Nonylphenole und Bisphenol-A (NP, BPA)

Die Wasserprobe (500 ml) wird mit konzentrierter Schwefelsäure auf pH=3 angesäuert. Nach Zugabe isopenmarkierter Standards (¹³C für Alkylphenole und -ethoxylate, D für BPA) wird die Probe durch Festphasenextraktion an einem Kunstharz (Isolute ENV+) aufgereinigt und die Analyten aus der Probe angereichert. Nach Elution der Analyten mit Aceton / Methanol erfolgt die Derivatisierung mit Pentafluorbenzoylchlorid (PFBCl). Das dabei erhaltene n-Hexan-Extrakt wird eingeeengt, in Isooctan aufgenommen und mit GC-MS-NCI-SIM-Analyse mit Methan als Reaktandgas analysiert.

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Die Bestimmung von 15 polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen basiert auf DIN EN ISO 17993-F18. Die PAK werden mittels n-Hexan aus 1000 ml Wasserprobe extrahiert. Der Extrakt wird mit Natriumsulfat getrocknet und mit Triacetin (Keeper) versetzt. Anschließend wird der Extrakt eingedampft, wobei das Triacetin mit den PAK zurückbleibt. Der Rückstand wird in Acetonitril aufgenommen und mittels HPLC mit einem Acetonitril/Phosphorsäure-Gradienten auf einer RP-C18-Säule getrennt. Die einzelnen Substanzen werden durch Fluoreszenzdetektion identifiziert und quantifiziert.

Metalle (Umweltinstitut)

Die Bestimmung der Metalle erfolgte gemäß EN ISO 11885 mit der ICP-OES. Die Wasserproben werden mittels einem Mikrowellenaufschluss für die Messung mit der ICP-OES vorbereitet. Dabei werden zu je 10 ml Probe 5ml Salpetersäure und 2 ml Wasserstoffperoxid pipettiert und mit der Mikrowelle bei 180 °C für 15 Minuten aufgeschlossen. Anschließend wird die aufgeschlossene Probe quantitativ in einen 50 ml Messkolben überführt und mit entionisiertem Wasser bis zur Marke aufgefüllt. Die Quecksilberbestimmung erfolgt mittels Kaltdampf-AAS nach der Norm ISO5666.

Metalle (Umweltbundesamt)

Die Teilproben für die Bestimmung Cd, Cr, Cu, Ni, Pb und Zn werden mit 1 mL konzentrierter Salpetersäure (subboiled) je 100 mL Probe stabilisiert. Die Bestimmung erfolgt mit ICP-MS (Inductively Coupled Plasma – Massenspektrometrie) gemäß ÖNORM EN ISO 17294-2 (modifiziert).

Für die Bestimmung von Hg erfolgt ein kombinierter Konservierungs- und Aufschluss-Schritt gemäß ÖNORM EN 17852 (12 mL verdünnte HCl-Lösung und 1,5 mL KBr/KBrO₄-Reagenz werden zu 80 ml Probe zugesetzt). Die Bestimmung von Quecksilber erfolgt nach Reduktion mit Zinnchlorid in Salzsäure mittels Atomfluoreszenzspektrometrie gemäß ÖNORM EN 17852.

Arzneimittelwirkstoffe

Zur Bestimmung der Arzneimittelwirkstoffe werden 500 ml der Wasserprobe mit einem isotonenmarkierten Surrogatstandard und 1g EDTA versetzt und mittels einer Pufferlösung auf pH 4,5 eingestellt. Die Proben werden mittels Festphasenextraktion (SPE) an Isolute 101-Kartuschen gereinigt und angereichert. Nach der Elution mit saurem Methanol wird das Probenextrakt in einem Stickstoffkonzentrator eingedampft, mit Methanol/Wasser (9/1 v/v) auf ein Volumen von 1 ml gebracht, und mittels Flüssigchromatographie-Tandemmassenspektrometrie (LC-MS/MS) analysiert. Positivbefunde von Sulfonamiden, Carbamazepin, Diazepam, Trimethoprim und Diclofenac wurden durch Direktinjektion in ein zweites LC-MS/MS-System abgesichert.

Benzotriazole

Die Bestimmung von Benzotriazolen erfolgte mittels Direktinjektion von 100 µl der Wasserprobe in ein Flüssigchromatographie-Tandemmassenspektrometrie (LC-MS/MS)-System in Anlehnung an Weiss und Reemtsma (2005). Zur Überprüfung von Matrixeffekten werden ausgewählte Proben einer jeden Probenart mit einer bekannten Menge an Standards aufdotiert (Standardaddition).

Die Bestimmungs- und Nachweisgrenzen der verwendeten Methoden sind in Tabelle 5 zusammengefasst.

Bei der Untersuchung von Spurenstoffen liegen die gemessenen Konzentrationen häufig unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze bzw. sind einige Stoffe nicht nachweisbar. Diese Ergebnisse sind jedoch bei den Auswertungen zu berücksichtigen und beinhalten eine gewisse Unsicherheit. Um diese Unsicherheit auszudrücken, wurden die Analysenergebnisse nach zwei Ansätzen ausgewertet und eine Minimal- und eine Maximalauswertung durchgeführt. Für die Minimalauswertung wurden Messungen kleiner Bestimmungsgrenze mit der Nachweisgrenze berücksichtigt und nicht nachweisbar wurde gleich null gesetzt. Für die Maximalauswertung wurden nicht nachweisbare Stoffe mit der Nachweisgrenze und Ergebnisse kleiner Bestimmungsgrenze mit der Bestimmungsgrenze berücksichtigt.

Tabelle 5: Zusammenfassung der Bestimmungs- und Nachweisgrenzen der verwendeten Analysenmethoden

Analyt	Nachweisgrenze [µg/l]	Bestimmungsgrenze [µg/l]
Blei	0,5	5
Cadmium	0,005	0,05
Chrom	0,5	5

Analyt	Nachweisgrenze [µg/l]	Bestimmungsgrenze [µg/l]
Kupfer	0,1	1
Nickel	0,2	2
Zink	0,5	5
Quecksilber	0,0005	0,001
Diclofenac	0,01	0,02
Ibuprofen	0,005	0,01
Carbamazepin	0,0005	0,001
Sulfamethoxazol	0,002	0,004
Trimethoprim	0,002	0,004
Erythromycin	0,005	0,01
Josamycin	0,005	0,01
Roxithromycin	0,005	0,01
Sulfadimidin	0,0025	0,005
Sulfadiazin	0,002	0,004
Sulfadoxin	0,002	0,004
Sulfathiazol	0,002	0,004
Chlortetrazyclin	0,01	0,02
Oxytetrazyklin	0,01	0,02
Tetrazyklin	0,01	0,02
Diazepam	0,002	0,004
Benzotriazol	0,008	0,016
4-Tolytriazol	0,01	0,02
5-Tolytriazol	0,012	0,024
Nonylphenol	0,001	0,003
Octylphenol	0,001	0,003
Bisphenol-A	0,001	0,003
Anthracen	0,001	0,003
Acenaphthen	0,001	0,003
Benzo(a)anthracen	0,001	0,003
Benzo(a)pyren	0,001	0,003
Benzo(b)fluoranthen	0,001	0,003
Benzo(k)fluoranthen	0,001	0,003
Benzo(g,h,i)perylene	0,001	0,003
Dibenzo(a,h)anthracen	0,001	0,003
Chrysen	0,001	0,003
Fluoranthen	0,001	0,003
Fluoren	0,001	0,003
Indeno(1,2,3,cd)pyren	0,001	0,003
Naphthalin	0,001	0,003
Phenanthren	0,001	0,003
Pyren	0,001	0,003

6 MODELLANPASSUNG

Für die Berechnung der Schadstoffeinträge im Einzugsgebiet der Dornbirner Ach musste das Modell MoRE neu aufgesetzt werden. So war es erforderlich, die österreichischen Berechnungsansätze und die Eingabedaten in das Modell MoRE zu implementieren. Dieses Vorhaben umfasste folgende Arbeitsschritte:

- Zunächst musste das betrachtete Einzugsgebiet in MoRE angelegt werden. Dazu wurden die STOBIMO Einzugsgebiete (Gabriel et al., 2011) in MoRE implementiert und der Abflussbaum berechnet.
- Im nächsten Schritt wurden neue Inputparameter angelegt. Während für Schwermetalle (HM) und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH) die Parameter in MoRE bereits vordefiniert waren, mussten für Arzneimittel (PPCP), Korrosionsschutzmittel (CORR) und hormonell wirksame Industriechemikalien (EDC) neue Parameter angelegt werden (siehe Tabelle 6).

Tabelle 6: Überblick und (im Modell MoRE) verwendete Kurzbezeichnungen, der untersuchten Substanzen

substance group	substance group name	substance name short	substance name long
HM	heavy metals	AS	arsenic
		CD	cadmium
		CR	chromium
		CU	copper
		HG	mercury
		NI	nickel
		PB	lead
ZN	zinc		
PAH	polycyclic aromatic hydrocarbons	PAH	PAH
CORR	corrosion protection agents	BT	Benzotriazol
		FTL	5-Tolyltriazol
		VTL	4-Tolyltriazol
EDC	endocrine disrupting compounds	BPA	Bisphenol-A
		NP	Nonylphenol
PPCP	pharmaceuticals and personal care products	CBZ	Carbamazepin
		CTZ	Chlortetrazyclin
		DCF	Diclofenac
		DZP	Diazepam
		ERY	Erythromycin
		IBF	Ibuprofen
		JOS	Josamycin
		OTZ	Oxytetrazyclin
		ROX	Roxithromycin
		SDD	Sulfadimidin
		SDX	Sulfadoxin
		SDZ	Sulfadiazin
		SMX	Sulfamethoxazol
		STZ	Sulfathiazol
		TMP	Trimethoprim
TZ	Tetrazyclin		

- Im nächsten Schritt wurden die Inputdaten für das EZG der Dornbirner Ach hochgeladen. Dabei wurden die Konzentrationsdaten der unter-

suchten Substanzen im Rahmen dieses Projektes aus unterschiedlichen Quellen zusammengetragen (siehe Kapitel 7). Alle anderen Inputdaten (z.B. Wasserbilanzkomponenten, Erosionsdaten, etc.) wurden aus dem STOBIMO – Projekt übernommen (umfasst den Zeitraum von 2001 bis 2006). In einem weiteren Schritt mussten die Komponenten des Wasserhaushaltes angepasst werden.

- Die in der MoRE Anwendung vordefinierten Berechnungsansätze mussten folgendermaßen angepasst werden:
 - Ergänzung der Berechnungsansätze für die neu angelegten Stoffgruppen
 - Adaptierungen aufgrund einer anderen Inputdatenqualität der österreichischen Daten, im Gegensatz zu den deutschen Daten
 - Übernahme der Adaptierungen einzelner Berechnungsansätze aus dem STOBIMO – Projekt (betrifft vorwiegend Anpassungen im alpinen Bereich)

Zum Zwecke der Nachvollziehbarkeit und mit Blick auf weitere Anpassungen der Berechnungsansätze wurden alle Änderungen in einer umfassenden Dokumentation aufgelistet (siehe Anhang A).

- Zuletzt wurden die Berechnungsergebnisse der Wasserbilanzkomponenten und des Sedimenteintrages aus MoRE mit jenen aus der IWAG – Version (Gabriel et al., 2011) abgeglichen.
 - Dabei wurde festgestellt, dass sowohl der Gesamtabfluss der Dornbirner Ach als auch der Grundwasserzufluß überschätzt wurden. Mittels einer Ganglinienseparation wurden der Basis- und der Direktabfluss neu ermittelt und die Komponenten der Wasserbilanz bestimmt (siehe Tabelle 4). Die Berechnungen erfolgten mit diesen, in Tabelle 4 zusammengefassten Abflusskomponenten.

7 STOFFSPEZIFISCHE EINGANGSDATEN

7.1 Arzneimittelwirkstoffe

7.1.1 Punktförmige Eintragspfade

7.1.1.1 Kommunale Kläranlagen

Die Quantifizierung der Arzneimittelmissionen beruht auf der behandelten Abwassermenge und durchschnittlichen Arzneimittelkonzentrationen im Kläranlagenablauf. Im Einzugsgebiet der Dornbirner Ach liegen zwei kommunale Kläranlagen (ARA Hohenems und ARA Dornbirn). Für drei der berücksichtigten Arzneimittelwirkstoffe liegen gemessene Ablaufkonzentrationen vor. Diese drei Arzneimittelwirkstoffe sind Diclofenac, Carbamazepin und Sulfamethoxazol. Die Analysenergebnisse beziehen sich auf 24-Stunden Ablaufmischproben, die im Jahr 2009 einmalig gezogen wurden. Die gemessenen Konzentrationen im Ablauf der zwei kommunalen Kläranlagen im Einzugsgebiet zeigt Tabelle 7.

Tabelle 7: Gemessene Ablaufkonzentrationen [$\mu\text{g/l}$] für Carbamazepin, Diclofenac und Sulfamethoxazol

Parameter	ARA Dornbirn	ARA Hohenems
Carbamazepin	0,77	0,63
Carbamazepin-10,11-dihydroxy	1,0	1,8
Diclofenac	0,73	1,2
Sulfamethoxazol	(0,039)*	0,30
N4-Acetyl-Sulfamethoxazol	<0,040	0,068

*...kleiner Bestimmungsgrenze von 0,125 $\mu\text{g/l}$ aber Chromatogramm auswertbar

Arzneimittelwirkstoffe wurden in den Abläufen kommunaler Kläranlagen in Österreich im Rahmen verschiedener Projekte untersucht (Clara et al., 2011, 2013; Loos et al., 2012, Scheffknecht, 2012). Diese Untersuchungsergebnisse österreichischer Kläranlagen sind in Tabelle 8 zusammengefasst und Literaturwerten (MUNLV-NRW, 2007; Verlicchi et al., 2012) gegenübergestellt.

Die Untersuchungsergebnisse österreichischer Kläranlagenabläufe liegen mit Ausnahme von Diclofenac in Loos et al. (2012) in einer ähnlichen Größenordnung und die verschiedenen Untersuchungen weisen einen ähnlichen Schwankungsbereich auf. Für Diclofenac weisen Loos et al. (2012) darauf hin, dass die angeführten Konzentrationen eventuell zu gering sein könnten.

Die Literaturwerte aus Verlicchi et al. (2012) streuen über einen weit größeren Bereich, beruhen aber je nach Arzneimittelwirkstoff auf einem mehr oder weniger umfangreichen Datensatz. Die Ergebnisse der Untersuchungen kommunaler Kläranlagenabläufe aus Österreich liegen im Schwankungsbereich der ausgewerteten Publikationen.

Tabelle 8: Zusammenfassung von Literaturangaben zu Arzneimittelkonzentrationen [$\mu\text{g/l}$] im Ablauf kommunaler Kläranlagen

Parameter	Einheit	Clara et al. (2013)	Loos et al. (2012)	Clara et al. (2011)	Scheffknecht (2012)	Verlicchi et al. (2012)	MUNLV-NRW (LANUV) (2007)
Anlagenanzahl	-	2	6	1	6	Review article – Mittelwert (Bereich)	Bereich Median (Max)
Diclofenac	$\mu\text{g/l}$	1,1 / 1,5	0,050-0,17	1,5-2,3	1,1-2,0	0,8 (0,006-11)	0,75-2,05 (10)
Ibuprofen	$\mu\text{g/l}$	n.n. / n.n.	n.n.-0,18	n.n.-<0,020	0,044-0,25	3,6 (0,0014-48)	0,094-0,37 (3,7)
Carbamazepin	$\mu\text{g/l}$	0,64 / 0,66	0,58-1,4	0,30-0,51	0,15-1,1	1,0 (<0,0050-20)	0,74-2,7 (34)
Sulfamethoxazol	$\mu\text{g/l}$	0,031 / 0,057	0,022-0,090	n.n.-<0,010	0,064-0,14	0,28 (0,004-5,0)	-
Trimethoprim	$\mu\text{g/l}$	0,096 / 0,099	0,18-0,21	0,040-0,11	0,094-0,29	0,36 (<0,01-6,7)	0,035-0,32 (1,1)
Erythromycin	$\mu\text{g/l}$	0,027 / 0,084	-	0,023-0,042	0,069-0,27	0,73 (0,0089-6,3)	0,065-2,5 (6,0)
Josamycin	$\mu\text{g/l}$	-	-	-	-	-	-
Roxithromycin	$\mu\text{g/l}$	0,026 / <0,010	-	0,030-0,13	0,027-0,16	0,50 (0,01-5,0)	0,007-0,68 (1,7)
Sulfadimidin	$\mu\text{g/l}$	n.n. / n.n.	-	n.n.	n.n.	-	(0,003)
Sulfadiazin	$\mu\text{g/l}$	n.n. / <0,020	<0,030	n.n.	n.n.	0,070 (0,07)	-
Sulfadoxin	$\mu\text{g/l}$	-	<0,050	-	n.n.	-	-
Sulfathiazol	$\mu\text{g/l}$	-	-	-	-	0,010 (0,005-<0,03)	-
Chlortetrazyklin	$\mu\text{g/l}$	-	-	n.n.	n.n.	0,005	(0,28)
Oxytetrazyklin	$\mu\text{g/l}$	-	<0,030	n.n.-<0,020	n.n.	0,010 (<0,02)	(0,064)
Tetrazyklin	$\mu\text{g/l}$	-	-	n.n.	n.n.	0,14 (0,03-0,37)	(0,028)
Diazepam	$\mu\text{g/l}$	0,0031-0,010	-	-	n.n.-0,013	9,1 (<0,020-19)	(0,1)

Für die Modellierung wird daher mit einem Mittelwert aus den Untersuchungen von Arzneimittelwirkstoffen in kommunalen Kläranlagenabläufen gerechnet (siehe Tabelle 9). Für die Mittelwertbildung wurden nur die Untersuchungsergebnisse der österreichischen Kläranlagen berücksichtigt. Liegen keine Messungen vor, wird der Mittelwert aus der Literatur nach Verlicchi et al. (2012) verwendet. Für die Mittelwertberechnung wurde „nicht nachweisbar“ gleich null gesetzt und Ergebnisse kleiner Bestimmungsgrenze mit dem Mittelwert aus Nachweis- und Bestimmungsgrenze berücksichtigt.

Von beiden Kläranlagen im Einzugsgebiet liegen Jahresabwassermengen vor. Die durchschnittliche Jahresabwassermenge der Kläranlagen Dornbirn und Hohenems beträgt in Summe rund 18.475.600 m³/a.

Tabelle 9: Durchschnittliche Arzneimittelkonzentrationen [$\mu\text{g/l}$] im Ablauf kommunaler Kläranlagen zur Verwendung für die Modellierung

Parameter	Durchschnittliche Ablaufkonzentration für Modellierung [$\mu\text{g/l}$]	Fracht [kg/a]
Q [m ³ /a]	18.475.600	-
Diclofenac	1,5	28
Ibuprofen	0,070	1,3
Carbamazepin	0,74	14
Sulfamethoxazol	0,062	1,1
Trimethoprim	0,16	3,0
Erythromycin	0,11	2,0
Josamycin	-	-
Roxithromycin	0,070	1,3
Sulfadimidin	-	-
Sulfadiazin	0,0069	0,13
Sulfadoxin	0,013	0,24
Sulfathiazol	0,01 (Verlicchi et al., 2012)	0,18
Chlortetrazyklin	-	-
Oxytetrazyklin	0,0073	0,13
Tetrazyklin	-	-
Diazepam	0,0051	0,094

7.1.1.2 Industrielle Direkteinträge

Im Einzugsgebiet der Dornbirner Ach liegt ein industrieller Direkteinleiter. Dieser Industriebetrieb ist ein Oberflächenbehandler und reinigt die Prozessabwässer in einer innerbetrieblichen Kläranlage, die als Membranbioreaktor mit Mikrofiltrationsmembranen ausgeführt ist. Die Sanitärabwässer werden in die öffentliche Kanalisation abgeleitet. Es ist daher davon auszugehen, dass über die Einleitung des gereinigten industriellen Abwassers keine Arzneimittelmission erfolgt und dieser Eintragspfad vernachlässigt werden kann.

7.1.2 Diffuse Eintragspfade

7.1.2.1 Atmosphärische Deposition

Die berücksichtigten Arzneimittelwirkstoffe sind nicht flüchtig, zumeist gut wasserlöslich und weisen, wenn überhaupt, nur ein geringes Adsorptionspotential auf. Es wird daher angenommen, dass über die atmosphärische Deposition kein Eintrag von Arzneimittelwirkstoffen erfolgt und dieser Eintragspfad vernachlässigbar ist.

7.1.2.2 Erosion

Stoffeinträge in Gewässer durch Erosion werden durch den Stoffgehalt im Oberboden, den Sedimenteintrag und einen transportbedingten Anreicherungsfaktor bestimmt. Dieses Anreicherungspotential wird für die vorgenommenen Abschätzungen als vernachlässigbar bewertet, weil die meisten der untersuchten Arzneimittelwirkstoffe ein vernachlässigbares Adsorptionspotential ($\log K_{OW} < 3,0$) aufweisen. Von den untersuchten Arzneimittelwirkstoffen weisen nur Diclofenac, Ibuprofen und Erythromycin $\log K_{OW}$ -Werte größer 3 auf, wobei auch für diese Stoffe die Literaturangaben schwanken.

Zu Arzneimittelwirkstoffkonzentrationen in Böden liegen nur wenige Daten vor. In Kooperation mit dem Umweltinstitut des Landes Vorarlberg wurden 2010 Arzneimittelwirkstoffe in Klärschlammkomposten und in landwirtschaftlich genutzten Böden vor und nach der Beaufschlagung mit Klärschlammkompost untersucht (Clara et al., 2013). Das Amt der Steiermärkischen Landesregierung hat in Kooperation mit dem Umweltbundesamt Lysimeterversuche durchgeführt. Dazu wurden Lysimeter mit Gülle beaufschlagt und die Arzneimittelkonzentrationen im Sickerwasser, im Bodenkörper und in den Pflanzen untersucht. Die Versuche wurden sowohl mit „Rohgülle“ als auch mit Gülle durchgeführt, die mit Arzneimitteln angereichert wurde (Gans et al., 2009). In einem weiteren Projekt hat das Umweltbundesamt die Gehalte von ausgewählten Antibiotikagruppen in Wirtschaftsdüngern von Mastschweinen und Mastgeflügel sowie in den damit gedüngten Böden bestimmt (Umweltbundesamt, 2005). Bergmann et al. (2011) geben in ihrer Zusammenstellung von Monitoringdaten zu Umweltkonzentrationen von Arzneimitteln auch Messwerte für Böden an. Dazu ist anzumerken, dass für verschiedene Arzneimittelwirkstoffe nur wenige Untersuchungen vorliegen und die angeführten Maximalwerte z.T. aus einer Studie stammen. Die verfügbaren Informationen sind in Tabelle 10 zusammengefasst.

Tabelle 10: Arzneimittelwirkstoffkonzentrationen [$\mu\text{g}/\text{kg}$ Trockenmasse] in Böden. Die Werte in der Klammer (xx) entsprechen den maximal gemessenen Konzentrationen.

Parameter	Clara et al. (2013)	Gans et al. (2009)	Umweltbundesamt (2005)	MUNLV-NRW (2007)
Diclofenac	n.n.	-	-	-
Ibuprofen	n.n.	-	-	-
Carbamazepin	<1.0 (7,3)	-	-	-
Sulfamethoxazol	n.n.	n.n.	n.n. (<0.1)	-

Parameter	Clara et al. (2013)	Gans et al. (2009)	Umweltbundesamt (2005)	MUNLV-NRW (2007)
Trimethoprim	n.n. (6,5)	n.n.	n.n. (<0.1)	<100
Erythromycin	n.n. (35)	-	-	-
Josamycin	-	-	-	-
Roxithromycin	n.n.	-	-	-
Sulfadimidin	-	n.n.	n.n.	0,7-2,1 (15)
Sulfadiazin	-	n.n.	n.n.	<1 [60]
Sulfadoxin	-	n.n.	n.n.	-
Sulfathiazol	-	n.n.	n.n.	-
Chlortetrazyklin	-	n.n.	-	0-25,4 (820)
Oxytetrazyklin	-	21 (75)	n.n.	<10-322 (322)
Tetrazyklin	-	n.n.	n.n.	n.n.-160 (199)
Diazepam	-	-	-	-

Zu Josamycin und Diazepam liegen keine Messdaten vor. Für Diazepam (@Valium) können die Bodenkonzentrationen und somit auch die Erosion als Eintragspfad in die Gewässer aufgrund der geringen Verbrauchsmengen vernachlässigt werden.

In den meisten Bodenproben nachweisbar waren Carbamazepin, Trimethoprim und Oxytetrazyklin.

Um zusätzliche Informationen zum möglichen Eintrag von Arzneimittelwirkstoffen in die Gewässer über die Erosion zu erhalten, wurden die Riedbäche während dreier Regenereignisse beprobt und sowohl filtriert als auch unfiltriert analysiert. Durch diesen Ansatz wird der Arzneimittelgehalt an den Feststoffen abschätzbar und eine Quantifizierung des Stoffeintrags über den Eintragspfad Erosion möglich. Neben den Probenahmen bei Regenwetter wurden die Riedbäche auch bei Trockenwetter beprobt.

Mit Ausnahme von Diazepam waren die untersuchten Arzneimittelwirkstoffe in keiner Probe nachweisbar. Diazepam wurde in einer Trockenwetterprobe in einer Konzentration von 0,0056 µg/l gemessen. In den Regenwetterproben (gesamt und filtriert) war Diazepam nicht nachweisbar. Basierend auf diesen Messungen und auch aufgrund früherer Untersuchungen (siehe Tabelle 10) werden die Arzneimittelinträge über die Erosion als vernachlässigbar bewertet.

7.1.2.3 Oberflächenabfluss

Der Oberflächenabfluss gibt den gelösten flächenhaften Stoffeintrag durch den abfließenden Niederschlag in die Gewässer wieder. Niederschläge führen zum Austrag von gelösten und ungelösten Stoffen aus der Atmosphäre. Da aber die Arzneimittelkonzentrationen in der Deposition als vernachlässigbar bewertet werden, erfolgt somit kein Eintrag. Ein Eintrag ins Gewässer über den Oberflächenabfluss kann aber durch Abschwemmung erfolgen, falls eine Rücklösung aus dem in der Bodenmatrix gebundenen Stoffen erfolgt. Durch die Beprobung der Riedbäche im Lauteracher Ried bei Regen in filtrierter und unfiltrierter Form ist eine Aussage über den Eintrag von Arzneimittelwirkstoffen über den Oberflächenabfluss möglich. Diese Riedbäche wirken bei Trockenwetter als Dräna-

gen. Durch Beachtung der Arzneimittelkonzentrationen in diesen Riedbächen bei Trockenwetter und in den filtrierten Proben bei Regenwetter ist eine Quantifizierung des Oberflächenabflusses möglich.

Mit Ausnahme von Diazepam waren die untersuchten Arzneimittelwirkstoffe in keiner Probe nachweisbar. Diazepam wurde in einer Trockenwetterprobe in einer Konzentration von 0,0056 µg/l gemessen. In den Regenwetterproben (gesamt und filtriert) war Diazepam nicht nachweisbar. Die Konzentrationen in den Riedbächen bei Trockenwetter sollten mit den Konzentrationen im Grundwasser vergleichbar sein, weil bei Trockenwetter davon auszugehen ist, dass die Riedbäche vorwiegend vom Grundwasser gespeist werden. Basierend auf den verfügbaren Messungen und analog zur Erosion wird daher angenommen, dass kein relevanter Frachteintrag von Arzneimittelwirkstoffen über den Oberflächenabfluss erfolgt.

7.1.2.4 Dränagen

Es liegen keine Untersuchungen zu Arzneimittelwirkstoffkonzentrationen in Dränagen vor. Es ist jedoch nicht von einer signifikanten Verlagerung in den Untergrund auszugehen. Dies wird durch die Lysimeterstudie (Gans et al., 2009) bestätigt und auch Weiss et al. (2006) beobachteten Verlagerungen ins Grundwasser eher selten.

Um diesen potentiellen Eintragspfad besser beschreiben zu können, wurden im Rahmen des Projektes die Riedbäche im Lauteracher Ried beprobt und auf die berücksichtigten Arzneimittelwirkstoffe untersucht. Diese Riedbäche wirken als Dränagen und werden sowohl bei Trockenwetter als auch bei Regenwetter beprobt.

Mit Ausnahme von Diazepam waren die untersuchten Arzneimittelwirkstoffe in keiner Probe nachweisbar. Diazepam wurde in einer Trockenwetterprobe in einer Konzentration von 0,0056 µg/l gemessen. Basierend auf diesen Messergebnissen wird für Diazepam mit einer mittleren Konzentration von 0,0019 µg/l in den Dränagen gerechnet, wohingegen die anderen Arzneimittelwirkstoffe als vernachlässigbar in diesem Eintragspfad eingestuft werden.

7.1.2.5 Grundwasserzufluss

Zum Vorkommen von Arzneimittelwirkstoffen im Grundwasser liegen verschiedene Untersuchungen vor. Die verfügbaren Messungen sind in Tabelle 11 zusammengefasst.

Tabelle 11: Arzneimittelkonzentrationen [µg/l] im Grundwasser

Parameter	Clara et al. (2011)	BAFU (2009)	MUNLV-NRW (2007)	Umweltbundesamt (2009a)
Diclofenac	n.n.	<0,01*	0,021-1,2	-
Ibuprofen	n.n.	<0,01*	0,51	-
Carbamazepin	n.n.-0,0051	0,016-0,045	0,024-0,34	-
Sulfamethoxazol	n.n.	0,010-0,048	0,02-0,41	<0,010
Trimethoprim	n.n.	<0,005	0,02-0,16	<0,047
Erythromycin	n.n.	<0,01*	0,049 (max)	0,025-0,059

Parameter	Clara et al. (2011)	BAFU (2009)	MUNLV-NRW (2007)	Umweltbundesamt (2009a)
Josamycin	-	-	-	-
Roxithromycin	n.n.	<0,01*	0,026 (max)	n.n.
Sulfadimidin	n.n.	0,006-0,10	-	0,022
Sulfadiazin	n.n.	<0,005-0,007	-	n.n.
Sulfadoxin	-	-	-	n.n.
Sulfathiazol	-	<0,005-0,018	-	n.n.
Chlortetrazyklin	n.n.	<0,02*	-	n.n.
Oxytetrazyklin	n.n.	<0,02*	-	n.n.
Tetrazyklin	n.n.	<0,02*	-	n.n.
Diazepam	-	<0,01*	-	-

*...alle Messwerte kleiner BG, keine Aussage ob nachweisbar oder auch n.n.

Für das vorliegende Projekt wurden drei Grundwassermessstellen Arzneimittelwirkstoffe untersucht. In keiner der drei Proben waren die untersuchten Arzneimittelwirkstoffe nachweisbar. Basierend auf diesen Messungen werden die Arzneimittelkonzentrationen im Grundwasser für die Modellierung gleich null gesetzt.

7.1.2.6 Urbane Systeme

Hauptquellen der diffusen Belastung des Niederschlagsabflusses aus urbanen Gebieten sind die atmosphärische Deposition, der Straßenverkehr sowie Verunreinigungen versiegelter Areale. Der Eintrag ins Gewässer erfolgt im Wesentlichen über Mischwasserentlastungen und Einleitungen von Regenwasser aus Trennkanalisationen. Die atmosphärische Deposition wird für Arzneimittelwirkstoffe als vernachlässigbar bewertet und auch der Beitrag der Einleitungen von Regenwasser aus Trennkanalnetzen sollte vernachlässigbar sein.

Demgegenüber stellen Mischwassereinleitungen einen potentiell relevanten Eintragspfad dar. Zum Vorkommen von Arzneimittelwirkstoffen in Mischwasserentlastungen liegen keine Messungen vor, es sind aber zahlreiche Messungen für den Kläranlagenzulauf verfügbar. Diese gemessenen Konzentrationen im Kläranlagenzulauf sind in Tabelle 13 zusammengefasst.

Die Literaturangaben schwanken über einen großen Bereich (Verlicchi et al., 2012). Die Untersuchungen österreichischer Kläranlagenzuläufe zeigen eine gute Übereinstimmung und sind auch mit den Messungen aus Deutschland vergleichbar.

Ausgehend von diesen Messergebnissen und unter der Annahme dass über den Oberflächenabfluss aufgrund von Regenereignissen kein Arzneimittelbeitrag ins Abwasser erfolgt, erfolgt im Mischwasser eine Verdünnung. Basierend auf Messungen bei einer Mischwasserentlastung im Einzugsgebiet wurden aus der entlasteten Mischwassermenge, der Dauer des Entlastungsereignisses, der Annahme, dass rund 50 % des Oberflächenabflusses zur Kläranlage weitergeleitet werden und eines spezifischen Schmutzwasseranfalles bei Trockenwetter die theoretische Verdünnung berechnet. Diese lag bei rund 1:5 bis 1:7. Basie-

rend auf dieser sehr groben Abschätzung wird die theoretische Mischwasserkonzentrationen mit 20 % der Trockenwetterkonzentration angenommen.

Der durchschnittliche Mischwasserabfluss der zwei Siedlungsgebiete im Einzugsgebiet der Dornbirner Ach beträgt rund 1.569.100 m³/a (siehe Tabelle 2). Dornbirn trägt den Hauptanteil zur entlasteten Mischwassermenge im Einzugsgebiet bei. Dazu ist anzumerken, dass vor allem in Dornbirn der Fremdwasseranteil wesentlich ist. Es ist daher davon auszugehen, dass aufgrund des hohen Fremdwasseranteils eine zusätzliche Verdünnung erfolgt und die Frachten, die über das entlastete Mischwasser emittiert werden, geringer sind.

Tabelle 12: Durchschnittliche Arzneimittelkonzentrationen [$\mu\text{g/l}$] im Zulauf kommunaler Kläranlagen und daraus abgeleitete Mischwasserkonzentrationen für die Modellierung

Parameter	Einheit	Zulauf [$\mu\text{g/l}$]	Mischwasser [$\mu\text{g/l}$]	Fracht [kg/a]
Q [m ³ /a]			1.569.100	
Diclofenac	$\mu\text{g/l}$	1,7	0,34	0,53
Ibuprofen	$\mu\text{g/l}$	2,3	0,46	0,72
Carbamazepin	$\mu\text{g/l}$	0,74	0,15	0,24
Sulfamethoxazol	$\mu\text{g/l}$	0,039	0,0078	0,012
Trimethoprim	$\mu\text{g/l}$	0,028	0,0056	0,0088
Erythromycin	$\mu\text{g/l}$	0,066	0,013	0,020
Josamycin	$\mu\text{g/l}$	-	-	-
Roxithromycin	$\mu\text{g/l}$	0,051	0,010	0,016
Sulfadimidin	$\mu\text{g/l}$	-	-	-
Sulfadiazin	$\mu\text{g/l}$	0,0090	0,0018	0,0028
Sulfadoxin	$\mu\text{g/l}$	-	-	-
Sulfathiazol	$\mu\text{g/l}$	0,11*	0,022	0,035
Chlortetrazyklin	$\mu\text{g/l}$	0,02	0,0040	0,0063
Oxytetrazyklin	$\mu\text{g/l}$	1,0	0,20	0,31
Tetrazyklin	$\mu\text{g/l}$	0,030	0,0060	0,0094
Diazepam	$\mu\text{g/l}$	0,0032	0,00064	0,0010

* ...Verlicchi et al., 2012

Der direkte Eintrag von Arzneimittelwirkstoffen in Gewässer über Straßenabwässer wird als vernachlässigbar bewertet.

Tabelle 13: Zusammenfassung von Literaturangaben zu Arzneimittelkonzentrationen [$\mu\text{g/l}$] im Zulauf kommunaler Kläranlagen

Parameter	Einheit	Clara et al. (2013)	Clara et al. (2011)	Verlicchi et al. (2012)	MUNLV-NRW (LANUV) (2007)	Clara et al., (2005)
Anlagenanzahl	-	2	1	Review article – Mittelwert (Bereich)	Bereich Median (Max)	3
Diclofenac	$\mu\text{g/l}$	1,1 / 1,1	1,3-3,2	1,0 (0,06-11)	(3,0)	0,9-4,1
Ibuprofen	$\mu\text{g/l}$	1,6 / 3,5	3,1-3,3	37 (0,32-373)	(13)	1,2-2,7
Carbamazepin	$\mu\text{g/l}$	0,95 / 0,85	0,30-0,39	1,2 (0,005-22)	2,2 (8,39)	0,32-1,2
Sulfamethoxazol	$\mu\text{g/l}$	0,029 / 0,048	n.n.-0,027	0,92 (0,01-10)	1,0 (9,0)	0,02-0,075
Trimethoprim	$\mu\text{g/l}$	n.n. / 0,030	0,031-0,086	0,76 (0,011-11)	0,18 (0,41)	-
Erythromycin	$\mu\text{g/l}$	0,044 / 0,12	0,032-0,037	1,8 (0,06-10)	0,48 (0,55)	-
Josamycin	$\mu\text{g/l}$	-	-	-	-	-
Roxithromycin	$\mu\text{g/l}$	<0,010 / 0,033	0,037-0,18	1,5 (0,018-17)	0,044 (0,13)	0,025-0,078
Sulfadimidin	$\mu\text{g/l}$	n.n. / n.n.	n.n.	0,16 (0,11-0,21)	-	-
Sulfadiazin	$\mu\text{g/l}$	n.n. / 0,022	n.n.-<0,020	5,1	-	-
Sulfadoxin	$\mu\text{g/l}$	-	-	-	-	-
Sulfathiazol	$\mu\text{g/l}$	-	-	0,11 (0,002-0,53)	-	-
Chlortetrazyklin	$\mu\text{g/l}$	-	n.n.-<0,040	0,005	-	-
Oxytetrazyklin	$\mu\text{g/l}$	-	0,31-2,3	0,003	-	-
Tetrazyklin	$\mu\text{g/l}$	-	<0,040	0,33 (0,065-1,3)	-	-
Diazepam	$\mu\text{g/l}$	0,0065 / 0,0097	-	22 (21-23)	-	n.n.

7.1.1 Zusammenfassung Arzneimittelwirkstoffe

In Tabelle 14 sind die für die Modellierung verwendeten Arzneimittelkonzentrationen zusammengefasst.

Tabelle 14: Zusammenfassung der für die Modellierung verwendeten mittleren Arzneimittelkonzentrationen bzw. -frachten in den verschiedenen Eintragspfaden

Parameter	Kommunale ARA	Industrie direkt	Atmosph. Deposition	Erosion	Oberflächenabfluss	Dränagen	Grundwasserzufluss	Mischwasser	Regenwasserkanal	Verkehrsflächen
Einheit	kg/a	kg/a	g/ha/a	mg/kg	µg/l	µg/l	µg/l	kg/a	kg/a	kg/a
Diclofenac	28	-	-	-	-	-	-	0,53	-	-
Ibuprofen	1,3	-	-	-	-	-	-	0,72	-	-
Carbamazepin	14	-	-	-	-	-	-	0,24	-	-
Sulfamethoxazol	1,1	-	-	-	-	-	-	0,012	-	-
Trimethoprim	3,0	-	-	-	-	-	-	0,0088	-	-
Erythromycin	2,0	-	-	-	-	-	-	0,020	-	-
Josamycin	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Roxithromycin	1,3	-	-	-	-	-	-	0,016	-	-
Sulfadimidin	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sulfadiazin	0,13	-	-	-	-	-	-	0,0028	-	-
Sulfadoxin	0,24	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sulfathiazol	0,18	-	-	-	-	-	-	0,035	-	-
Chlortetrazyklin	0	-	-	-	-	-	-	0,0063	-	-
Oxytetrazyklin	0,13	-	-	-	-	-	-	0,31	-	-
Tetrazyklin	0	-	-	-	-	-	-	0,0094	-	-
Diazepam	0,094	-	-	-	-	0,0019	-	0,0010	-	-

7.2 Metalle

7.2.1 Punktförmige Eintragspfade

7.2.1.1 Kommunale Kläranlagen

In den Jahren 2007 und 2008 wurden in verschiedenen österreichischen Kläranlagen die Metallkonzentrationen im Ablauf gemessen (Umweltbundesamt, 2009b). Diese sind in Tabelle 15 zusammengefasst.

Tabelle 15: Metallkonzentrationen [$\mu\text{g/l}$] im Ablauf kommunaler Kläranlagen (Umweltbundesamt, 2009b)

Parameter	Anzahl	Min	Max	Median	Mittelwert
Cadmium	60	n.n.	0,20	0,010	0,056
Quecksilber	59	n.n.	0,13	n.n.	0,0066
Blei	15	0,53	3,7	0,7	1,0
Chrom	15	1,0	6,2	2,3	2,6
Kupfer	60	1,3	56	4,3	7,2
Zink	60	3,0	72	31	32
Nickel	60	1,0	41	4,1	5,6

Zudem wurden 2012 im Zuge des vom Lebensministerium geförderten Projektes SHTURM (Schadstoffemissionen urbaner Siedlungsgebiete aus Kläranlagen, Regen- und Mischwasserentlastungen) bei zwei Kläranlagen bei Trockenwetter 24-Stunden Mischproben auf das Vorkommen von Metallen untersucht (Clara et al., 2014). Die mittleren Konzentrationen im Ablauf der zwei Kläranlagen sowie mittlere Schwermetallkonzentrationen im Kläranlagenablauf für Deutschland (Fuchs et al., 2010) enthält Tabelle 16.

Tabelle 16: Mittlere Metallkonzentrationen [$\mu\text{g/l}$] in österreichischen und deutschen Kläranlagenabläufen

Parameter	ARA 1	ARA 2	Umweltbundesamt (2009)		Fuchs et al. (2010)
			Min*	Max**	
Cadmium	<0,01	<0,005	0,057	0,19	0,15
Quecksilber	0,011	0,0096	0,0063	0,074	0,10
Blei	<0,5	<0,5	1,0	1,3	1,73
Chrom	<5	<5	2,6	2,6	2,25
Kupfer	3,9	7,2	7,1	7,1	9,05
Zink	22	24	33	33	47,29
Nickel	6,8	2,3	5,5	5,5	5,05

*...mittlere Minimalkonzentrationen gerechnet mit der Annahme, dass nicht nachweisbare Metalle mit 0 und Werte <BG mit der Nachweisgrenze NG berücksichtigt wurden.

**...mittlere Maximalkonzentrationen gerechnet mit der Annahme, dass nicht nachweisbare Metalle mit der Nachweisgrenze NG und Werte <BG mit der Bestimmungsgrenze BG berücksichtigt wurden.

Auch die zwei Kläranlagen im Einzugsgebiet wurden auf der Basis von Tagesmischproben zwei Mal auf Schwermetalle untersucht. Die Ergebnisse sind in Tabelle 17 zusammengefasst.

Tabelle 17: Gemessene Metallkonzentrationen [$\mu\text{g/l}$] in den zwei kommunalen Kläranlagen im Einzugsgebiet Dornbirner Ach

Parameter	Einheit	Dornbirn	Hohenems
Cadmium	$\mu\text{g/l}$	<0,50	<0,50
Quecksilber	$\mu\text{g/l}$	<0,1 / <0,02	<0,1 / <0,02
Blei	$\mu\text{g/l}$	<1,5	<5,0 / <1,5
Chrom	$\mu\text{g/l}$	<1,0 / <2,5	<1,0 / <2,5
Kupfer	$\mu\text{g/l}$	<5,0 / 6,3	<5,0 / 13
Zink	$\mu\text{g/l}$	11 / 15	18 / 25
Nickel	$\mu\text{g/l}$	<5,0	<5,0 / 8,8

Mit Ausnahme von Cadmium und Blei sind die bei den verschiedenen Untersuchungen ermittelten Metallkonzentrationen ähnlich hoch. Für die Modellierung wird mit den gemessenen Metallkonzentrationen aus dem Untersuchungsprogramm 2007/2008 (Umweltbundesamt, 2009) gerechnet. Bei Cadmium, Quecksilber und Blei sind die meisten Messergebnisse kleiner der Bestimmungsgrenze oder nicht nachweisbar. Vor allem Quecksilber war in 56 von 59 Ablaufproben nicht nachweisbar und in drei Ablaufproben lagen die gemessenen Konzentrationen unter der Bestimmungsgrenze. Aufgrund des z.T. großen Verhältnisses von Bestimmung- zu Nachweisgrenze wird sowohl mit den Minimal- als auch mit den Maximalwerten aus Tabelle 16 gerechnet. Zur Berechnung dieser Konzentrationen wurden die Daten nochmals ausgewertet und die Auswertekonventionen für Messwerte kleiner Bestimmungsgrenze oder nicht nachweisbare Werte entsprechend den Anmerkungen zu Tabelle 16 angewandt.

7.2.1.2 Industrielle Direkteinträge

Im Einzugsgebiet der Dornbirner Ach liegt ein industrieller Direkteinleiter. Dieser Industriebetrieb ist ein Oberflächenbehandler und reinigt die Prozessabwässer in einer innerbetrieblichen Kläranlage, die als Membranbioreaktor mit Mikrofiltrationsmembranen ausgeführt ist. Aufgrund der Abwasserherkunft ist mit Emissionen von Metallen zu rechnen. Das Europäische Schadstoffverbringungs- und -freisetzungregister (E-PRTR) enthält Emissionsdaten für das Berichtsjahr 2010 für Nickel (36,7 kg/a) und Kupfer (79,7 kg/a).

Das Emissionsregister Oberflächengewässer (EMREG-OW) enthält Daten zu Metallemissionen für Chrom, Kupfer, Nickel und Zink. Für die zwei Berichtsjahre 2010 und 2011 betragen diese Frachten rund 36 bzw. 35 kg/a für Chrom, rund 77 bzw. 113 kg/a für Kupfer, rund 35 bzw. 44 kg/a für Nickel und rund 21 bzw. 19 kg/a für Zink. Diese Emissionsfrachten werden für die Modellierung verwendet.

Zudem wurde die industrielle Kläranlage im Rahmen des Projektes zwei Mal auf der Basis von Tagesmischproben untersucht. Die gemessenen Konzentrationen

und die daraus abgeleiteten mittleren Jahresfrachten sind in Tabelle 18 dargestellt.

Tabelle 18: Gemessene Metallkonzentrationen [$\mu\text{g/l}$] der industriellen Kläranlage im Einzugsgebiet und daraus abgeleitete Frachten (Jahresabwassermenge 232.000 m^3)

Parameter	Probe 1 [$\mu\text{g/l}$]	Probe 2 [$\mu\text{g/l}$]	Modellierung [kg/a]
Cadmium	<0,5	<0,5	0-0,12*
Quecksilber	<0,1	<0,1	0-0,023*
Blei	<1,5	<1,5	0-0,35*
Chrom	100	160	36
Kupfer	370	270	95
Zink	63	82	20
Nickel	580	270	40

*...für die Frachtberechnung wurde die Untergrenze mit einer Konzentration gleich null und die Obergrenze mit der angeführten Maximalkonzentration angesetzt.

Mit Ausnahme von Nickel zeigen die aus den zwei Tagesmischproben hochgerechneten Frachten eine gute Übereinstimmung mit den Frachtmeldungen im EMREG-OW. Für die Modellierung werden die Frachten aus EMREG-OW verwendet. Für Blei, Cadmium und Quecksilber werden die aus den Einzelmessungen berechneten Frachten verwendet.

7.2.1.3 Altbergbau

Bei den Metallen sind neben den punktförmigen Eintragspfaden von kommunalen Kläranlagen und industriellen Direkteinleitern zusätzlich Emissionen aus dem Altbergbau zu berücksichtigen. Es liegen keine Informationen dazu vor, dass in diesem Einzugsgebiet Bergbau betrieben wurde.

7.2.2 Diffuse Eintragspfade

7.2.2.1 Atmosphärische Deposition

Es liegen verschiedene Informationsquellen zu Depositionsdaten für Schwermetalle vor. Diese Angaben sind in Tabelle 19 zusammengefasst.

Tabelle 19: Zusammenfassung der verfügbaren Angaben Schwermetalldepositionen
[g/ha/a]

Parameter	Umweltbundesamt (2009c)	Umweltbundesamt (2009c)*	EMEP (2011)	Bauer et al. (2008)	Fuchs et al. (2010)**
Cadmium	0,14-0,52	0,21	0,22 – 0,27	1,0	EMEP
Quecksilber	-	-	0,16 – 0,18	-	EMEP
Blei	3,0-6,0	9,3	9,5 - 11	9,5	EMEP
Chrom	0,49-1,3			1,7	1,2-2,5
Kupfer	0,74-13	58		12	13-25
Zink	20-73	180		100	100-160
Nickel	1,1-1,6	29		14	3,1-6,5

*...1998-2008, **...2000-2003

Die Depositionsdaten aus Umweltbundesamt (2009c) wurden aus Untersuchungen der Metallkonzentrationen von Moosen errechnet und in Tabelle 19 sind diese Ergebnisse für die Probenahmestandorte in Vorarlberg (Bregenz-Langen, Dornbirn, Laterns und Nenzing) angegeben. Die Daten aus Umweltbundesamt (2009d) beruhen auf den Langzeitmessungen am Zöbelboden (Oberösterreich). Die Autoren geben an, dass vor allem die Depositionsraten für Kupfer, Zink und Nickel am Zöbelboden deutlich höher sind als an anderen Standorten. Im Rahmen des „Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long range transmission of air pollutants in Europe“ (EMEP) wurde die atmosphärische Deposition für die prioritären Schwermetalle Cd, Hg und Pb in einem 50 x 50 km Raster für Europa modelliert. Die Tabelle enthält die modellierten Daten für 2011 für jene Rasterzelle, die das Einzugsgebiet der Dornbirner Ach abdeckt. Die Angaben von Bauer et al. (2008) stammen vom Mühleggerköpfl bei Achenkirch in Tirol und die Daten aus Fuchs et al. (2010) geben mittlere Depositionsraten für Schwermetalle in Deutschland wieder. Zu den Daten von Fuchs et al. (2010) ist anzumerken, dass die Depositionsraten einen abnehmenden Trend aufweisen und die höchsten Depositionsraten aus dem Jahr 2000 und die niedrigsten aus dem Jahr 2003 stammen.

Mit Ausnahme von Nickel und Blei sind die angeführten Daten ähnlich hoch. Für die Modellierung wird vorgeschlagen für die Parameter Cadmium, Blei und Quecksilber die mittleren EMEP Daten zu verwenden. Für die anderen Parameter werden die aus den Moos Untersuchungen aus Umweltbundesamt (2009c) berechneten maximalen Depositionsraten verwendet. Diese maximalen Depositionsraten liegen im Schwankungsbereich der Literaturwerte.

7.2.2.2 Erosion

Mittlere Schwermetallgehalte für Böden liegen im Bodeninformationssystem Austria (BORIS) vor. Diese Daten wurden ausgewertet und Referenzwerte für Schwermetalle in Oberböden abgeleitet (Umweltbundesamt, 2004). An vier Standorten wurden 2010 im Zuge der Arzneimitteluntersuchungen auch Schwermetalle in den Bodenproben gemessen. Die angegebenen Konzentrationen beziehen sich auf die Bodenproben, die vor der Klärschlammkompostaufbringung gezogen wurden und berücksichtigen sowohl bisher unbeaufschlagte als auch bereits über einen längeren Zeitraum mit Klärschlammkompost gedüngte Flächen. Die mittleren Schwermetallgehalte aus Fuchs et al. (2010) stammen aus dem Referenzjahr 1995 für das Bundesland Baden-Württemberg. Die verfügbaren Informationen sind in Tabelle 20 zusammengefasst.

Tabelle 20: Schwermetallgehalte [mg/kg] in Oberböden

Parameter	BORIS*			Clara et al. (2013)	Fuchs et al. (2010)**
	Acker	Grünland	Wald	Acker	Acker
	0-20 cm (n=17)	0-10 cm (n=107)	0-10 cm (n=63)	0-10 cm (n=4)	-
Cadmium	0,4	0,4	0,4	0,48-0,69	0,20
Blei	28	30	37	31-41	27
Nickel	44	38	30	41-51	27
Chrom	44	43	40	50-59	36
Kupfer	31	26	15	41-52	19
Zink	75	89	100	120-150	60
Quecksilber	0,1	0,1	0,16	0,059-0,18	0,1

*...Quelle: Umweltbundesamt (2004): Auswertungen aus BORIS – Bodeninformationssystem des Umweltbundesamtes, Amt der Vorarlberger Landesregierung (1986): Lebensraum Vorarlberg, Bodenzustandserhebung Vorarlberg 1986, Bregenz.

**...Daten für Baden-Württemberg

Bei einigen Parametern zeigen die unterschiedlichen Daten eine gute Übereinstimmung (z.B. Blei und Nickel) wohingegen bei Kupfer und Zink deutliche Abweichungen festzustellen sind. Die Daten aus Umweltbundesamt (2004) beziehen sich auf das Referenzjahr 1985. Infolge der atmosphärischen Deposition und der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung (Düngung) kann es zu einer Anreicherung von Schwermetallen in Ackerböden kommen. Dies spiegelt sich in den tendenziell höheren Konzentrationen in den Bodenproben aus Clara et al. (2013) im Vergleich zu den Konzentrationen in Umweltbundesamt (2004) wieder. Für die Modellierung wird daher vorgeschlagen die aktuellen Messungen zu verwenden. Da die Schwermetallgehalte für Acker-, Grünland- und Waldböden im Referenzjahr 1985 ungefähr in derselben Größenklasse liegen, werden (unter der Annahme, dass es aufgrund der atmosphärischen Deposition zu einer vergleichbaren Konzentrationszunahme in allen Böden kommt) die aktuellen Ackerbodengehalte aus Clara et al. (2013) sowohl für Ackerböden, als auch für Grünland- und Waldböden verwendet. Auch für offene Flächen wird derselbe Oberbodengehalt angenommen. Sollten bei offenen Flächen in der Realität

stark abweichende Gehalte vorkommen, so ist der Fehler dennoch gering, da der Anteil der offenen Flächen im EZG vernachlässigbar ist und die Erosion aus diesen Flächen eine geringe Rolle spielt.

Zudem wurden die Riedbäche (Birkengraben) mehrmals beprobt und untersucht. Diese Daten werden für die Abschätzung der Erosion nicht verwendet, weil Bodendaten in großer Anzahl und guter Qualität vorliegen.

7.2.2.3 Oberflächenabfluss

Der Oberflächenabfluss gibt den gelösten flächenhaften Stoffeintrag durch den abfließenden Niederschlag in die Gewässer wieder. Messwerte zu den Schwermetallkonzentrationen im Oberflächenabfluss von unbefestigten Flächen liegen nicht vor. Daher werden Ersatzweise die Konzentrationen im Niederschlag verwendet. Für den Niederschlag liegen verschiedene Informationen zur nassen Deposition vor. Diese Daten sind in Tabelle 21 zusammengefasst. Mit Ausnahme von Chrom und Nickel sind die unterschiedlichen Konzentrationen ähnlich hoch.

Tabelle 21: Schwermetallkonzentrationen [$\mu\text{g/l}$] in der nassen Deposition/Niederschlag

Parameter	Unveröffentlicht*	Umweltbundesamt (2009d)**	Bauer et al. (2008)	Fuchs et al. (2010)***
Cadmium	n.n.-0,05	0,058	0,06	0,03-0,06
Quecksilber	0,0055-0,010	n.n.	-	0,01
Blei	n.n. [0,5]	0,49	0,64	1,02-1,25
Chrom	n.n. [0,5]	1,11	0,11	0,10-0,18
Kupfer	1,0-1,4	2,95	0,79	1,28-3,91
Zink	<5-55	27	6,68	6,17-18,85
Nickel	<2-35	4,14	0,71	0,26-0,72

*...Clara et al. (2014), **...1996-2007, ***...2000-2004

Im Zuge des Projektes wurde der Birkengraben (Riedbäche) bei Regenwetter und bei Trockenwetter beprobt. Bei den Riedbächen wird angenommen, dass der Abfluss bei Trockenwetter hauptsächlich durch Grundwasserzuströmung bedingt ist. Bei Regenwetter setzt sich der Abfluss aus Grundwasserzuströmung und Oberflächenabfluss zusammen. Zudem wurden die Metalle sowohl in den unfiltrierten als auch in filtrierten Proben analysiert. Die gemessenen Konzentrationen im Birkengraben bei Regenwetter in den filtrierten Proben sind in Tabelle 22 zusammengestellt. Für die Modellierung werden diese Konzentrationen als Näherungswerte für den Oberflächenabfluss verwendet.

Die Modellierung wird mit einem Maximal- und einem Minimalwert durchgeführt. Die Minimalwerte sind Mittelwerte, bei denen für die Mittelwertbildung nicht nachweisbare Stoffe gleich null gesetzt wurden und Nachweise kleiner Bestimmungsgrenze mit der Nachweisgrenze berücksichtigt wurden. Die Maximalwerte sind Mittelwerte, bei denen für die Berechnung nicht nachweisbare Stoffe mit der Nachweisgrenze und Ergebnisse kleiner Bestimmungsgrenze mit der Bestimmungsgrenze berücksichtigt wurden. Dies ist durch das hohe Verhältnis

zwischen Bestimmungs- und Nachweisgrenze begründet, das zumeist einen Faktor 10 beträgt.

Tabelle 22: Metallkonzentrationen [$\mu\text{g/l}$] im Birkengraben bei Regenwetter

Parameter	Einheit	BG	NG	Probe 1	Probe 2	Probe 3	Modellierung
Cadmium	$\mu\text{g/l}$	0,050	0,0050	<BG	<BG	n.n.	0,0033-0,035
Quecksilber	$\mu\text{g/l}$	0,0010	0,00050	0,0046	0,0013	n.n.	0,0020-0,0021
Blei	$\mu\text{g/l}$	5,0	0,50	<BG	<BG	n.n.	0,33-3,5
Chrom	$\mu\text{g/l}$	5,0	0,50	n.n.	n.n.	n.n.	0-0,5
Kupfer	$\mu\text{g/l}$	1,0	0,10	4,6	1,7	3,3	3,2
Zink	$\mu\text{g/l}$	5,0	0,50	7,6	<BG	15	7,7-9,2
Nickel	$\mu\text{g/l}$	2,0	0,20	2,3	<BG	<BG	0,9-2,1

7.2.2.4 Dränagen

Fuchs et al. (2010) geben mittlere Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser von landwirtschaftlichen Böden an, die aus einer Untersuchung von 340 Sickerwasserproben aus 16 Ackerböden von verschiedenen Standorten in Deutschland stammen. Die angegebenen mittleren Schwermetallkonzentrationen liegen bei 0,14 $\mu\text{g/l}$ für Cadmium, <0,14 $\mu\text{g/l}$ für Quecksilber, 0,28 $\mu\text{g/l}$ für Blei, 4,6 $\mu\text{g/l}$ für Chrom, 4,0 $\mu\text{g/l}$ für Kupfer, 19 $\mu\text{g/l}$ für Zink und 8,9 $\mu\text{g/l}$ für Nickel.

Im Rahmen des Projektes wurde der Birkengraben dreimal bei Trockenwetter beprobt. Der Birkengraben leitet Dränagewässer der umliegenden landwirtschaftlich genutzten Gebiete ab. Die gemessenen Konzentrationen können daher als Näherungswerte für die Metallkonzentrationen in den Dränagen verwendet werden. Die gemessenen Konzentrationen sind in Tabelle 23 zusammengefasst. Analog zum Oberflächenabfluss wird die Modellierung für Maximal- und Minimalwerte durchgeführt und auch die Berechnung erfolgt wie im vorhergehenden Abschnitt beschrieben.

Tabelle 23: Schwermetallkonzentrationen [$\mu\text{g/l}$] in den Dränagen bei Trockenwetter

Parameter	Einheit	BG	NG	Probe 1	Probe 2	Probe 3	Modellierung
Cadmium	$\mu\text{g/l}$	0,050	0,0050	n.n.	n.n.	<0,05	0,0017-0,020
Quecksilber	$\mu\text{g/l}$	0,0010	0,00050	0,0058	n.n.	0,0017	0,0025-0,0027
Blei	$\mu\text{g/l}$	5,0	0,50	n.n.	n.n.	n.n.	0-0,50
Chrom	$\mu\text{g/l}$	5,0	0,50	n.n.	n.n.	n.n.	0-0,50
Kupfer	$\mu\text{g/l}$	1,0	0,10	1,0	1,2	1,7	1,3
Zink	$\mu\text{g/l}$	5,0	0,50	180	<5,0	<5,0	0,5-5,0
Nickel	$\mu\text{g/l}$	2,0	0,20	<2,0	<2,0	<2,0	0,2-2,0

Mit Ausnahme von Zink in Probe 1 sind die gemessenen Konzentrationen im Birkengraben z.T. erheblich niedriger als die Konzentrationen aus Fuchs et al. (2010). Da diese gemessenen Konzentrationen aber eine gute Übereinstimmung mit Grundwassermessungen aufweisen (siehe Abschnitt 7.2.2.5), werden für die Modellierung für die Dränagen die Mittelwerte der gemessenen Konzent-

rationen verwendet. Der Maximalwert bei Zink wird bei der Berechnung nicht berücksichtigt, weil dieser Wert auch im Vergleich mit den Konzentrationen im Grundwasser als unplausibel bewertet wird.

7.2.2.5 Grundwasserzufluss

Zum Vorkommen von Metallen im Grundwasser wurden die Messungen der Gewässerzustandsüberwachung GZÜV bei den Grundwassermessstellen im Einzugsgebiet der Dornbirner Ach ausgewertet. Bei insgesamt 23 Pegeln aus den Grundwasserkörpern 149 und 151 wurden die Schwermetall Konzentrationen über einen Zeitraum von 2003-2013 gemittelt, was eine höhere Datenmenge bewirkt. Zuvor wurde ausgeschlossen, dass es in den Messreihen über den betrachteten Zeitraum zu deutlichen Trends in der Konzentrationsentwicklung kommt. Infolge des Auswerteprozederes kam es letztlich zur Auswertung von 357 Messwerten für jeden Parameter. Um die Vielzahl von Messungen kleiner Bestimmungsgrenze (<BG) und kleiner Nachweisgrenze (<NG) zu berücksichtigen, wurden zwei Szenarien bei der Mittelwertbildung berücksichtigt. Für die Berechnung der mittleren Maximalkonzentration (c_{MAX}) wurde die Konvention n.n.=NG und <BG=BG verwendet. Bei der Berechnung der mittleren Minimalkonzentration (c_{MIN}) wurde n.n.=0 und <BG=NG verwendet.

Für Cadmium liegt bei 357 Messungen nur ein Messwert größer Bestimmungsgrenze vor. Im Falle von Quecksilber liegen alle Messwerte zwischen BG und NG oder unter NG. Die Angabe einer Konzentration ist in diesen Fällen lediglich durch die verwendete Konvention und die vorliegenden Grenzen von BG und NG definiert, weshalb die Ableitung einer mittleren Konzentration aus diesem Datensatz nicht sinnvoll ist. Im Falle von Quecksilber und Cadmium wird daher auf die Messwerte des Birkengrabens bei Trockenwetter zurückgegriffen. Auch für Blei und Chrom liegen nur wenige Messwerte größer Bestimmungsgrenze vor, was eine deutliche Spannweite des zu berücksichtigenden Konzentrationsbereiches bewirkt und die Unsicherheit der Eingangsdaten verdeutlicht. Für die Parameter Kupfer, Zink und Nickel liegen eine Vielzahl von auswertbaren Messwerten vor. Mit Ausnahme von Zink stimmen die Messwerten aus den Grundwassermessstellen gut mit eigenen Messungen aus dem Birkengraben bei Trockenwetter (Tabelle 23) überein. Die Ergebnisse und die in die Modellierung eingegangenen Ober- und Untergrenzen sind in Tabelle 24 aufgeführt.

Tabelle 24: Schwermetallkonzentrationen in den Grundwasserwässerkörpern 149 und 151. Berücksichtigt wurden die Messungen bei 23 GZÜV Messpegeln über den Zeitraum 2003-2013 (n=357).

Parameter	n >BG	NG* [µg/l]	c [µg/l]	Dränagen** [µg/l]	Modellierung [µg/l]
Cadmium	1	-	-	0,0017-0,020	0,0017-0,020
Quecksilber	0	-	-	0,0025-0,0027	0,0025-0,0027
Blei	12	0,70	0,14-0,69	0-0,50	0,14-0,69
Chrom	16	0,70	0,21-0,76	0-0,50	0,21-0,76
Kupfer	137	0,60	1,5-1,8	1,3	1,5-1,8
Zink	166	3,0	7,8-9,0	0,5-5,0	7,8-9,0
Nickel	82	0,70	0,8-1,3	0,2-2,0	0,8-1,3

*...für die Berechnung der unteren Grenze, **...(Birkengraben bei Trockenwetter)

7.2.2.6 Urbane Systeme

Hauptquellen der diffusen Belastung des Niederschlagsabflusses aus urbanen Gebieten sind die atmosphärische Deposition, der Straßenverkehr sowie Verunreinigungen versiegelter Areale (z.B. Dachflächen, Baukonstruktionen, usw.). Der Eintrag ins Gewässer erfolgt im Wesentlichen über Mischwasserentlastungen und Einleitungen von Regenwasser aus Trennkanalisationen.

Bei Untersuchungen von Mischwasserentlastungen Niederschlagswassereinleitungen aus Trennkanalnetzen wurden Siedlungsgebiete in unterschiedlichen Regionen in Österreich beprobt, u.a. auch in Vorarlberg. Die gemessenen Konzentrationen schwanken z.T. erheblich und liegen bei vielen Stoffen in Vorarlberg deutlich unterhalb der gemessenen Konzentrationen in Ostösterreich (Clara et al., 2014). Dies ist zu einem Teil sicherlich durch die unterschiedlichen Niederschlagsmengen bedingt. So ist der mittlere jährliche Niederschlag in Vorarlberg deutlich höher als im Osten Österreichs und das Verhältnis der Niederschlagssummen im Einzugsgebiet der Dornbirner Ach mit rund 1700 mm und in Ostösterreich mit rund 600 mm beträgt ca. 3:1. Für die Frachtberechnung und für die Modellierung werden die in einem Vorarlberger Siedlungsgebiet gemessenen Schwermetallkonzentrationen verwendet. Diese sind in Tabelle 25 zusammengefasst.

Tabelle 25: Schwermetallkonzentrationen [$\mu\text{g/l}$] und für die Modellierung verwendete Frachten [kg/a] im entlasteten Mischwasser und in Regenwassereinleitungen aus Trennkanalisationen

Parameter	Mischwasser entlastet		Regenwasser aus Trennkanalisation	
	c [$\mu\text{g/l}$]	Fracht [kg/a]	c [$\mu\text{g/l}$]	Fracht [kg/a]
Q [m^3/a]	-	1.569.100	-	10.877.300
Cadmium	0,043-0,073	0,067-0,11	0,035-0,052	0,38-0,57
Quecksilber	0,0089	0,014	0,014	0,15
Blei	0,5-5,0	0,78-7,8	0,5-5,0	5,4-54
Chrom	0,5-5,0	0,78-7,8	0-0,5	0-5,4
Kupfer	20	31	18	200
Zink	56	88	34	370
Nickel	2,2-3,4	3,5-5,3	1,5-2, 7	16-29

In urbanen Gebieten, werden die Straßenabwässer zumeist gesammelt und entweder mit dem Schmutzwasser in Mischsystemen oder in den Regenwasserkanälen bei Trennkanalisationen abgeleitet und können dadurch über Mischwasserentlastungen oder Direkteinleitungen der Regenkanäle bei Trennkanalisationen in die Gewässer gelangen. Im ländlichen Bereich und bei Brücken kann ebenfalls eine Direkteinleitung unbehandelten oder in einer Gewässerschutzanlage behandelten Straßenabwassers erfolgen. Die gemessenen Konzentrationen von Metallen in Straßenabwässern im Zu- und Ablauf bepflanzter Bodenfilter sind in Tabelle 26 zusammengefasst.

Die angegebenen Konzentrationen stammen von drei Untersuchungen einer Gewässerschutzanlage in Bregenz in Vorarlberg. Für die Auswertungen wurden

wieder eine mittlere Maximal- und eine mittlere Minimalkonzentration berechnet. Dafür wurden zum Einen nicht nachweisbare Stoffe gleich null und Werte kleiner Bestimmungsgrenze gleich der Nachweisgrenze und zum Anderen nicht nachweisbare Stoffe gleich der Nachweisgrenze und Werte kleiner Bestimmungsgrenze gleich der Bestimmungsgrenze gesetzt.

Tabelle 26: Konzentrationen [$\mu\text{g/l}$] von Metallen in behandelten und unbehandelten Straßenabwässern

Parameter	Straßenabwasser			
	unbehandelt		Nach Bodenfilter	
	c [$\mu\text{g/l}$]	Fracht [kg/a]	c [$\mu\text{g/l}$]	Fracht [kg/a]
Q [m^3/a]	-	510.000	-	510.000
Cadmium	0,005-0,050	0,0026-0,026	0,032-0,062	0,016-0,032
Quecksilber	0,0093	0,0047	0,0073	0,0037
Blei	0,5-5,0	0,26-2,6	0,17-2,0	0,087-1,0
Chrom	0,5-5,0	0,26-2,6	0,5-5,0	0,26-2,6
Kupfer	21	11	9,9	5,0
Zink	87	44	24	12
Nickel	2,2-2,8	1,1-1,4	0,2-2,0	0,10-1,0

Zur Abschätzung der Emissionen von Verkehrsflächen, werden die Straßenflächen außerhalb der Siedlungsgebiete abgeschätzt und durch Verschneidung mit den Niederschlagsdaten die potentiellen Abwassermengen bestimmt. Im Zuge der Untersuchungen zur Belastung von Grund- und Oberflächengewässern mit organischen und anorganischen Spurenstoffen durch Emissionen von Verkehrsflächen wurden die Verkehrsflächen aus einem Liniendatensatz unter Annahme durchschnittlicher Straßenbreiten berechnet. Die so bestimmte Gesamtstraßenfläche im Einzugsgebiet der Dornbirner Ach beträgt rund 366 ha. Im Rahmen von SHTURM wurden die Verkehrsflächen in den zwei Siedlungsgebieten mit rund 336 ha abgeschätzt. Die Differenz dieser zwei Flächenbestimmungen ergibt die Verkehrsfläche außerhalb der Siedlungsgebiete (rund 30 ha). Bei dieser Vorgehensweise wird diese Fläche unterschätzt, weil bei der Berechnung der Siedlungsgebiete von einer Anschlussrate von 100 % ausgegangen wird. Dies ist aber unwahrscheinlich, weil vor allem in den Außenbereichen der Siedlungsgebiete davon auszugehen ist, dass die dortigen Verkehrsflächen nicht an die öffentliche Kanalisation angeschlossen sind.

Für das Einzugsgebiet der Dornbirner Ach wurde im STOBIMO – Projekt ein mittlerer Jahresniederschlag von 1700 mm modelliert. Mit diesem Jahresniederschlag und der außerurbanen Verkehrsfläche von rund 30 ha wird der Abfluss von Straßen, der nicht mit der Kanalisation miterfasst wird, mit rund 510.000 m^3 pro Jahr berechnet.

Für die Frachtermittlung werden die Mittelwerte der Metallkonzentrationen im unbehandelten Straßenabwasser verwendet. Dies wird dadurch begründet, dass Gewässerschutzanlagen insbesondere an Autobahnen errichtet wurden. Bei Bundes- und Landesstraßen ist dies noch nicht im gleichen Umfang der Fall.

7.2.3 Zusammenfassung Metalle

In Tabelle 27 sind die für die Modellierung verwendeten Metallkonzentrationen zusammengefasst.

Tabelle 27: Zusammenfassung der für die Modellierung verwendeten mittleren Metallkonzentrationen bzw. –frachten in den verschiedenen Eintragspfaden

Parameter	Kommunale ARA	Industrie direkt	Atmosph. De-position	Erosion	Oberflächen-abfluss	Dränagen	Grundwasser-zufluss	Mischwasser	Regenwasser	Verkehrs-flächen
Einheit	kg/a	kg/a	g/ha/a	mg/kg	µg/l	µg/l	µg/l	kg/a	kg/a	kg/a
Cadmium	1,1-3,5	0-0,12	0,25	0,60	0,0033-0,035	0,0017-0,020	0,0017-0,020	0,067-0,11	0,38-0,57	0,0026-0,026
Quecksilber	0,12-1,4	0-0,023	0,17	0,12	0,0020-0,0021	0,0025-0,0027	0,0025-0,0027	0,014	0,15	0,0047
Blei	18-24	0-0,35	10	35	0,33-3,5	0-0,50	0,14-0,69	0,78-7,8	5,4-54	0,26-2,6
Chrom	48	36	1,3	56	0-0,5	0-0,50	0,21-0,76	0,78-7,8	0-5,4	0,26-2,6
Kupfer	130	95	13	47	3,2	1,3	1,5-1,8	31	200	11
Zink	610	20	73	143	7,7-9,2	0,5-5,0	7,8-9,0	88	370	44
Nickel	100	40	1,6	48	0,9-2,1	0,2-2,0	0,8-1,3	3,5-5,3	16-29	1,1-1,4

7.3 Industriechemikalien (Nonylphenole und Bisphenol-A)

7.3.1 Punktförmige Eintragspfade

7.3.1.1 Kommunale Kläranlagen

In den Jahren 2007 und 2008 wurden in verschiedenen österreichischen Kläranlagen im Ablauf Bisphenol-A und Nonylphenole gemessen (Umweltbundesamt, 2009b). Zudem liegen für Kläranlagen in Vorarlberg Untersuchungsergebnisse aus dem Jahr 2005 vor (Clara et al., 2007). Im Rahmen des Emissionsregisters Oberflächengewässer sind kommunale Kläranlagen mit einer Kapazität von mehr als 10.000 EW dazu verpflichtet Nonylphenole im Ablauf zu messen und ins Register zu melden. Zusätzlich zu Nonylphenolen wurde auch Bisphenol-A untersucht und die Untersuchungsergebnisse von Scheffknecht et al. (2012) zusammengefasst. Eine Zusammenfassung der gemessenen Ablaufkonzentrationen für Nonylphenole und Bisphenol-A in Abläufen kommunaler Kläranlagen enthält Tabelle 28.

Tabelle 28: Konzentrationen [$\mu\text{g/l}$] von Bisphenol-A und Nonylphenolen im Ablauf kommunaler Kläranlagen, Schwankungsbereich min-max und (Mittelwert)

	Anzahl	Nonylphenole	Bisphenol-A
Umweltbundesamt (2009b)	60	n.n.-1,8 (0,25)	n.n.-1,3 (0,20)
Clara et al. (2007)	9	0,18-1,6 (0,74)	-
Weltin et al. (2002)	12	-	0,03-2,52 (0,31)
Abegglen C. & Sigrist, H. (2012)	7/25	bis 0,35* (0,27)*	n.n.-0,68* (0,33)
Scheffknecht et al. (2012)	15	0,05-0,29 (0,15)	0,01-1,9 (0,33)

*...90%-Perzentil

Bei Bisphenol-A schwanken die gemessenen Ablaufkonzentrationen recht deutlich, die Mittelwerte sind jedoch durchwegs ähnlich hoch und liegen im Bereich von rund 0,30 $\mu\text{g/l}$. Wird diese mittlere Bisphenol-A Konzentration der Frachtberechnung zugrunde gelegt, wird die durchschnittliche Jahresfracht im Ablauf der zwei kommunalen Kläranlagen mit rund 5,5 kg/a berechnet.

Im Zuge des Projektes wurden die Abläufe der zwei kommunalen Kläranlagen im Einzugsgebiet zwei Mal auf der Basis von Tagesmischproben untersucht. Die gemessenen Nonylphenol Konzentrationen im Kläranlagenablauf betragen 0,15 und 0,24 $\mu\text{g/l}$ bei der ARA Hohenems und 0,046 $\mu\text{g/l}$ bei der ARA Dornbirn. Die Bisphenol-A Konzentrationen lagen bei 0,15 und 0,25 $\mu\text{g/l}$ im Ablauf der ARA Hohenems und bei rund 0,036 $\mu\text{g/l}$ im Ablauf der ARA Dornbirn. Basierend auf diesen gemessenen Konzentrationen und mittleren Jahresabwassermengen von rund 6.329.450 m^3/a (ARA Hohenems) und 12.146.150 m^3/a (ARA Dornbirn) werden die emittierten Frachten mit 1,8 kg/a für Nonylphenole und 1,7 kg/a für Bisphenol-A berechnet.

Für Nonylphenole liegen für die zwei Kläranlagen auf Messungen beruhende Angaben zu den Emissionen im Emissionsregister Oberflächengewässer (EMREG-OW). Die gemeldeten Nonylphenolfrachten der zwei kommunalen Kläranlagen im Einzugsgebiet betragen rund 2,3 kg/a. Da diese Frachten auf

monatlichen Messungen beruhen, wird für Nonylphenol diese Fracht für die Modellierung verwendet.

Die auf den Einzelmessungen beruhende Fracht für Nonylphenole zeigt eine gute Übereinstimmung mit den Frachten aus EMREG-OW. Für Bisphenol-A werden daher die aus den Einzelmessungen hochgerechneten Jahresfrachten von rund 1,7 kg für die Modellierung verwendet.

7.3.1.2 Industrielle Direkteinträge

Im Einzugsgebiet der Dornbirner Ach liegt ein industrieller Direkteinleiter. Dieser Industriebetrieb ist ein Oberflächenbehandler und reinigt die Prozessabwässer in einer innerbetrieblichen Kläranlage, die als Membranbioreaktor mit Mikrofiltrationsmembranen ausgeführt ist. Im Emissionsregister Oberflächengewässer (EMREG-OW) wird die emittierte Nonylphenolfracht mit „null“ angegeben. Zu Bisphenol-A liegen keine Angaben vor.

Im Zuge des Projektes wurde das gereinigte Abwasser des Industriebetriebes zwei Mal auf der Basis von Tagesmischproben untersucht. Die gemessenen Nonylphenol Konzentrationen im Kläranlagenablauf betragen 0,12 und 0,76 µg/l und die Bisphenol-A Konzentrationen waren kleiner 0,001 µg/l. Basierend auf diesen gemessenen Konzentrationen und einer mittleren Jahresabwassermengen von rund 232.000 m³/a werden die emittierten Frachten mit rund 0,1 kg/a für Nonylphenole und mit <0,00023 kg/a für Bisphenol-A berechnet.

Bisphenol-A ist leicht abbaubar und es ist davon auszugehen, dass im Membranbioreaktor, der mit einem sehr langen Schlammalter betrieben wird, ein weitgehender Abbau von Bisphenol-A erfolgt.

Für die Modellierung wird mit einer Nonylphenolfracht von rund 0,1 kg/a gerechnet und die Bisphenol-A Fracht wird als vernachlässigbar eingestuft.

7.3.2 Diffuse Eintragspfade

7.3.2.1 Atmosphärische Deposition

Es liegen nahezu keine Informationen zur atmosphärischen Deposition vor. Bei Bisphenol-A geht die Risikobewertung davon aus, dass aufgrund der geringen Volatilität und der geringen Halbwertszeit, der Eintrag über die Atmosphäre vernachlässigbar ist. Der Bericht zur Risikobewertung weist auch nur eine Datenquelle mit Messungen der Deposition aus. Diese Depositionsdaten stammen aus Japan und betragen rund 0,22 g/ha/a (BPA-RAR, 2010). Für Nonylphenole liegen Untersuchungen aus Frankreich vor und die Gesamtdosition wird mit 0,44-0,84 g/ha/a angegeben (Bressy et al., 2011).

Tabelle 29 gibt die Konzentrationen von Nonylphenolen und Bisphenol-A in Niederschlagsproben wieder, die sowohl im Gebiet Hofsteig/Hard/Lauterach aber auch in anderen Teilen Österreichs gesammelt wurden.

Tabelle 29: Alkylphenole [$\mu\text{g/l}$] im Regenwasser bzw. der Gesamtdosition

Parameter	Hofsteig/Hard	Alle Standorte*
Nonylphenole	n.n. [$<0,05$]	n.n. [$<0,05$] -1,3 (0,13)
Bisphenol A	n.n. [$<0,05$]	n.n. [$<0,05$] -0,18 (0,048)

*...Depositionsproben wurden an 4 Standorten in Österreich gezogen

Ausgehend vom Mittelwert aller Konzentrationsmessungen und der Annahme eines mittleren Jahresniederschlages von rund 1700 mm (<http://ehyd.gv.at/>) wird die Deposition für Bisphenol-A mit rund 0,79 g/ha/a und für Nonylphenol mit rund 2,1 g/ha/a berechnet.

Für die Modellierung werden die aus den Niederschlagskonzentrationen extrapolierten Depositionswerte verwendet, womit der Einfluss der atmosphärischen Deposition wahrscheinlich überbewertet wird.

7.3.2.2 Erosion

Das Vorkommen von Nonylphenolen und Bisphenol-A in Grünlandböden wurden von Freudenschuß et al. untersucht und ist in Umweltbundesamt (2008) dokumentiert. Es wurden 14 Bodenproben untersucht (Tiefenstufe 0-5 cm) und vier Messwerte lagen über der Bestimmungsgrenze von 10 $\mu\text{g/kg}$ Trockenmasse für Nonylphenole und von 1,0 $\mu\text{g/kg}$ Trockenmasse für Bisphenol-A. Die Maximalwerte erreichten 13 $\mu\text{g/kg}$ Trockenmasse bei Nonylphenolen und 2,3 $\mu\text{g/kg}$ Trockenmasse bei Bisphenol A. Die 75-Perzentilwerte liegen bei 10,5 $\mu\text{g/kg}$ Trockenmasse bei Nonylphenolen und bei 1,4 $\mu\text{g/kg}$ Trockenmasse für Bisphenol-A. Der Mittelwert ist mit 3,7 $\mu\text{g/kg}$ Trockenmasse für Nonylphenole und mit $<0,5$ $\mu\text{g/kg}$ Trockenmasse für Bisphenol-A dokumentiert.

Hintergrundwerte für Nonylphenole in der Literatur in unbelasteten, nicht mit Klärschlamm beaufschlagten Böden liegen bei <20 $\mu\text{g/kg}$ Trockenmasse. Litz (2004) gibt Nonylphenolgehalte in unbehandelten dänischen, tonhaltigen bzw. sandigen Böden von 7 bzw. 3 $\mu\text{g/kg}$ Trockenmasse an.

Keine Vergleichsdaten liegen für Bisphenol-A vor. Ergebnisse einer Untersuchung aus Deutschland, bei der vier unterschiedliche Böden mit ^{14}C -Bisphenol-A unter Laborbedingungen behandelt wurden, lassen darauf schließen, dass BPA in Böden nicht stabil, nicht mobil und nicht bioverfügbar ist (Fent et al., 2003).

Für Ackerböden gibt Litz (2004) eine durchschnittliche Nonylphenolkonzentration von rund 23 $\mu\text{g/kg}$ Trockenmasse an. Bei der Aufbringung von Klärschlamm werden deutlich höhere Nonylphenolgehalte festgestellt (300-1000 $\mu\text{g/kg}$ Trockenmasse).

Im Rahmen des Projektes Monarpop wurden Nonylphenole an 2 Höhenprofilen im Humus von Waldböden untersucht. Die Konzentrationen schwankten sehr stark und lagen zwischen 0 und 600 $\mu\text{g/kg}$ Trockenmasse (Offenthaler et al., 2009).

Für die Modellierung wird für die Erosion mit den durchschnittlichen Konzentrationen von Nonylphenolen und Bisphenol-A in der obersten Bodenschicht (0-5 cm) aus Umweltbundesamt (2008) gerechnet. Diese Werte betragen

3,7 µg/kg für Nonylphenole und 0,38 µg/kg (Annahme 75% der Nachweisgrenze) Trockenmasse für Bisphenol-A.

7.3.2.3 Oberflächenabfluss

Der Oberflächenabfluss gibt den gelösten flächenhaften Stoffeintrag durch den abfließenden Niederschlag in die Gewässer wieder. Es sind keine Vergleichswerte zu den Konzentrationen im Oberflächenabfluss von unbefestigten Flächen verfügbar.

Im Zuge des Projektes wurden die Riedbäche bei Regenwetter und bei Trockenwetter beprobt. Bei den Riedbächen wird angenommen, dass der Abfluss bei Trockenwetter hauptsächlich durch Grundwasserzuströmung bedingt ist. Bei Regenwetter setzt sich der Abfluss aus Grundwasserzuströmung und Oberflächenabfluss zusammen. Zudem wurden die Regenwetterproben sowohl unfiltriert als auch filtriert analysiert. Die gemessenen Konzentrationen im Birkengraben bei Regenwetter in den filtrierten Proben sind in Tabelle 30 zusammengestellt. Für die Modellierung werden diese Konzentrationen (Mittelwerte) als Näherungswerte für den Oberflächenabfluss verwendet.

Tabelle 30: Konzentrationen von Nonylphenolen und Bisphenol-A im Birkengraben bei Regenwetter (filtrierte Proben)

Parameter	Probe 1 [µg/l]	Probe 2 [µg/l]	Probe 3 [µg/l]	Modellierung [µg/l]
Nonylphenole	0,012	0,015	0,018	0,015
Bisphenol A	0,018	0,0067	0,0063	0,010

7.3.2.4 Dränagen

Es liegen keine Daten zu Konzentrationen von Nonylphenolen und Bisphenol-A im Bodensickerwasser vor.

Im Rahmen des Projektes wurde der Birkengraben dreimal bei Trockenwetter beprobt. Der Birkengraben leitet Dränagewässer der umliegenden landwirtschaftlich genutzten Gebiete ab. Die gemessenen Konzentrationen können daher als Näherungswerte für die Konzentrationen in den Dränagen verwendet werden. Die gemessenen Konzentrationen für Nonylphenole und Bisphenol-A im Birkengraben bei Trockenwetter sind in Tabelle 31 zusammengefasst.

Tabelle 31: Konzentrationen der Alkylphenole [µg/l] in den Dränagen (Birkengraben bei Trockenwetter)

Parameter	Probe 1 [µg/l]	Probe 2 [µg/l]	Probe 3 [µg/l]	Modellierung [µg/l]
Nonylphenole	0,017	0,011	0,013	0,014
Bisphenol A	0,0030	0,0059	<0,003	0,0033-0,0040

Diese Konzentrationen sind geringfügig höher als die im Grundwasser gemessenen Konzentrationen. Ungeachtet dieser geringen Unterschiede werden für

die Modellierung die Mittelwerte der gemessenen Konzentrationen für die Dränagen verwendet.

7.3.2.5 Grundwasserzufluss

Nonylphenole und Bisphenol-A werden nicht regelmäßig im Grundwasser untersucht. Im Rahmen des Projektes ARCEM (Austrian Research Cooperation on Endocrine Modulators) wurden beide Stoffe in rund 110 Grundwasserproben untersucht. Das Maximum für Nonylphenol betrug 1,5 µg/l bei einem Median von 0,035 µg/l, woraus zu erkennen ist, dass dieses Maximum die durchschnittlichen Messwerte signifikant übertraf. Das 90-Perzentil betrug 0,42 µg/l. Ähnlich übertraf das Maximum von Bisphenol A von 0,93 µg/l deutlich den Median von 0,024 µg/l während das 90-Perzentil 0,14 µg/l betrug (Umweltbundesamt, 2003).

Im Zuge eines aktuellen Projektes wurden 2012 fünf Grundwassermessstellen untersucht, aber in keiner der analysierten Proben waren Nonylphenole oder Bisphenol-A nachweisbar (Nachweisgrenze 0,05 µg/l).

Zusätzlich wurden vom Umweltinstitut Vorarlberg drei Grundwassermessstellen im Einzugsgebiet beprobt und auf Nonylphenole und Bisphenol A untersucht. Die Nonylphenolkonzentrationen in den drei Messstellen lagen zwischen 0,0045 und 0,0049 µg/l und die Konzentrationen von Bisphenol-A lagen zwischen <0,0010 (Nachweisgrenze) und <0,0030 µg/l (Bestimmungsgrenze). Für die Modellierung wird mit dem Schwankungsbereich aus der Minimal- und der Maximalbewertung gerechnet (0,00067-0,0023 µg/l).

7.3.2.6 Urbane Systeme

Hauptquellen der diffusen Belastung des Niederschlagsabflusses aus urbanen Gebieten sind die atmosphärische Deposition, der Straßenverkehr sowie Verunreinigungen versiegelter Areale. Der Eintrag ins Gewässer erfolgt im Wesentlichen über Mischwasserentlastungen und Einleitungen von Regenwasser aus Trennkanalisationen.

Im Zuge des Projektes SHTURM (Schadstoffemissionen urbaner Siedlungsgebiete aus Kläranlagen, Regen- und Mischwasserentlastungen) wurden sowohl Mischwasserentlastungen als auch Regenwassereinleitungen aus Trennkanalnetzen beprobt (Clara et al., 2014). Eines der untersuchten Siedlungsgebiete liegt in Vorarlberg im Bereich des untersuchten Einzugsgebietes. Der Schwankungsbereich der gemessenen Konzentrationen von Nonylphenolen und Bisphenol-A ist in Tabelle 32 zusammengefasst. Für die Modellierung wird der Mittelwert verwendet.

Tabelle 32: Nonylphenole und Bisphenol-A Konzentrationen [µg/l] im Mischwasser und in Regenwassereinleitungen aus Trennkanalisationen, min-max (Mittelwert)

Parameter	Mischwasser entlastet		Regenwasser aus Trennkanalisation	
	c [µg/l]	Fracht [kg/a]	c [µg/l]	Fracht [kg/a]
Q [m ³ /a]	-	1.569.100	-	10.877.300
Nonylphenole	0,16-0,43 (0,31)	0,49	n.n.-0,18 (0,11)	1,2
Bisphenol-A	0,12-0,28 (0,21)	0,33	0,39-0,46 (0,42)	4,6

In urbanen Gebieten, werden die Straßenabwässer zumeist gesammelt und entweder mit dem Schmutzwasser in Mischsystemen oder in den Regenwasserkanälen bei Trennkanalisationen abgeleitet. Im ländlichen Bereich und bei Brücken kann zudem eine Direkteinleitung erfolgen, jedoch werden in diesen Situationen die Abwässer häufig über eine Gewässerschutzanlage geführt. Die gemessenen Konzentrationen von Nonylphenolen und Bisphenol-A in Straßenabwässern im Zu- und Ablauf bepflanzter Bodenfilter sind in Tabelle 33 zusammengefasst.

Zur Abschätzung der Emissionen von Verkehrsflächen, werden die Straßenflächen außerhalb der Siedlungsgebiete abgeschätzt und durch Verschneidung mit den Niederschlagsdaten die potentiellen Abwassermengen bestimmt. Im Zuge der Untersuchungen zur Belastung von Grund- und Oberflächengewässern mit organischen und anorganischen Spurenstoffen durch Emissionen von Verkehrsflächen wurden die Verkehrsflächen aus einem Liniendatensatz unter Annahme durchschnittlicher Straßenbreiten berechnet. Die so bestimmte Fläche beträgt rund 366 ha. Im Rahmen von SHTURM wurden die Verkehrsflächen in den zwei Siedlungsgebieten mit rund 336 ha abgeschätzt. Die Differenz dieser zwei Flächenbestimmungen ergibt die Verkehrsfläche außerhalb der Siedlungsgebiete (rund 30 ha). Bei dieser Vorgehensweise wird diese Fläche unterschätzt, weil bei der Berechnung der Siedlungsgebiete von einer Anschlussrate von 100 % ausgegangen wird. Dies ist aber unwahrscheinlich, weil vor allem in den Außenbereichen der Siedlungsgebiete davon auszugehen ist, dass die dortigen Verkehrsflächen nicht an die öffentliche Kanalisation angeschlossen sind.

Für das Einzugsgebiet der Dornbirner Ach wurde im STOBIMO – Projekt ein mittlerer Jahresniederschlag von 1700 mm modelliert. Mit diesem Jahresniederschlag und der außerurbanen Verkehrsfläche von rund 30 ha wird der Abfluss von Straßen, der nicht mit der Kanalisation miterfasst wird, mit rund 510.000 m³ pro Jahr berechnet.

Tabelle 33: Konzentrationen [$\mu\text{g/l}$] von Nonylphenolen und Bisphenol-A in behandelten und unbehandelten Straßenabwässern, min-max (Mittelwert)

Parameter	Straßenabwasser			
	unbehandelt		Nach Bodenfilter	
	c [$\mu\text{g/l}$]	Fracht [kg/a]	c [$\mu\text{g/l}$]	Fracht [kg/a]
Q [m ³ /a]	-	510.000	-	510.000
Nonylphenole	0,16-0,19 (0,18)	0,092	<0,10-0,18 (0,11)	0,056
Bisphenol-A	n.n.-0,17 (0,082)	0,042	n.n.-<0,10 (0,025)	0,021

Für die Frachtermittlung werden die Mittelwerte der Metallkonzentrationen im unbehandelten Straßenabwasser verwendet. Dies wird dadurch begründet, dass Gewässerschutzanlagen insbesondere an Autobahnen errichtet wurden. Bei Bundes- und Landesstraßen ist dies zumeist noch nicht im selben Umfang der Fall.

7.3.3 Zusammenfassung Nonylphenole und Bisphenol-A

In Tabelle 34 sind die für die Modellierung verwendeten Konzentrationen für Nonylphenole und Bisphenol-A zusammengefasst.

Tabelle 34: Zusammenfassung der für die Modellierung verwendeten mittleren Konzentrationen bzw. Frachten für Nonylphenole und Bisphenol-A in den verschiedenen Eintragspfaden

Parameter	Kommunale ARA	Industrie direkt	Atmosph. Deposition	Erosion	Oberflächenabfluss	Dränagen	Grundwasserzufluss	Mischwasser	Regenwasser	Verkehrsflächen
Einheit	kg/a	kg/a	g/ha/a	mg/kg	µg/l	µg/l	µg/l	kg/a	kg/a	kg/a
Nonylphenole	2,3	0,1	2,1	0,0037	0,015	0,014	0,0046	0,49	1,2	0,092
Bisphenol-A	1,7	0	0,79	0,0003€	0,010	0,0038	0,0013	0,33	4,6	0,082

7.4 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

7.4.1 Punktförmige Eintragspfade

7.4.1.1 Kommunale Kläranlagen

Die Konzentrationen polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe im gereinigten Abwasser sind nur schwer bestimmbar, weil die Konzentrationen sehr gering sind und zumeist unterhalb der analytischen Nachweisgrenzen liegen. Diese Feststellung wird durch verschiedene Untersuchungen bestätigt. In den Jahren 2007 und 2008 wurden in verschiedenen österreichischen Kläranlagen im Ablauf PAKs gemessen, jedoch waren diese in keiner der untersuchten Proben nachweisbar (Umweltbundesamt, 2009b).

Im Rahmen des Projektes SCHTURM wurden zwei Kläranlagen dreimal bei Trockenwetter auf der Basis von volumenproportionalen 24-h Mischproben untersucht. Die Ergebnisse dieser Messungen sind in Tabelle 35 zusammengefasst.

Aus den Messergebnissen wurden eine minimale und eine maximale Konzentration bestimmt. Für die Berechnung der mittleren Minimalkonzentration wurden alle nicht nachweisbaren Stoffe gleich null und alle Nachweise kleiner Bestimmungsgrenze gleich der Nachweisgrenze gesetzt. Für die Berechnung der mittleren Maximalkonzentration wurden alle nicht nachweisbaren Stoffe gleich der Nachweisgrenze und alle Nachweise kleiner Bestimmungsgrenze gleich der Bestimmungsgrenze gesetzt.

Tabelle 35: Mittlere Konzentrationen [$\mu\text{g/l}$] der 16 untersuchten polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe in den Abläufen zweier kommunaler Kläranlagen (Clara et al., 2014)

Parameter	SCHTURM*	
	ARA 1 (n=3)	ARA 2 (n=3)
Acenaphthen	0-0,0050	0-0,0040
Acenaphthylen	0-0,0043	0-0,0043
Anthracen	0-0,017	0-0,017
Benzo(a)anthracen	0-0,00066	0-0,00066
Benzo(a)pyren	0-0,0099	0-0,0099
Benzo(b)fluoranthren	0-0,0033	0-0,0033
Benzo(g,h,i)perylene	0-0,00050	0,00090-0,0012
Benzo(k)fluoranthren	0-0,0033	0-0,0033
Chrysen	0-0,00099	0,00066-0,0017
Dibenzo(a,h)anthracen	0-0,0023	0-0,0023
Fluoranthren	0-0,017	0-0,017
Fluoren	0,0056-0,011	0-0,0056
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	0-0,00050	0,00093-0,0011
Naphthalin	0-0,66	0-0,66
Phenanthren	0,015	0,0030-0,0034
Pyren	0,0033-0,0066	0,0011-0,0044
Σ PAK₁₅**	0,024-0,097	0,0066-0,079

*...unveröffentlichte Daten, **...Summe PAK-15 (ausgenommen Naphthalin): für die Summenbildung werden die nicht nachweisbaren PAKs durch die Nachweisgrenze ersetzt

Fuchs et al. (2010) haben für ihre Abschätzungen für Deutschland die Ablaufkonzentration der 16 EPA-PAKs aus durchschnittlichen Klärschlammgehalten (Annahme 5,5 mg PAK / kg Trockensubstanz) gerechnet, wobei angenommen wurde, dass kein Abbau erfolgt und 90% der Zulaufschlamm über den Überschussschlamm aus dem Abwasser entfernt werden. Die durchschnittliche Ablaufkonzentration für die Summe der 16 EPA-PAKs wird mit 0,14 $\mu\text{g/l}$ berechnet.

Diese Berechnungsmethode wird für die zwei kommunalen Kläranlagen im Einzugsgebiet übernommen. Für die Abwasser- und Klärschlammengen werden die Mittelwerte der jeweiligen Angaben aus den Jahresberichten zur Abwasserreinigung in Vorarlberg des Amtes der Vorarlberger Landesregierung für die Jahre 2010 und 2011 verwendet (http://www.vorarlberg.at/vorarlberg/wasser_energie/wasser/wasserwirtschaft/weitereinformationen/abwasserentsorgung/arajahresberichte/abwasserreinigungsanlagen.htm). Bei Annahme eines durchschnittlichen Klärschlammgehaltes von rund 5,5 mg EPA-PAK16 / kg Trockenmasse, einem mittleren jährlichen Schlammfall der zwei Kläranlagen von rund 2000 t/a und der Annahme, dass 90 % der Zulaufschlamm im Klärschlamm gebunden werden, errechnet sich die über den Kläranlagenablauf emittierte Fracht zu rund 1,2 kg/a. Diese Fracht entspricht bei einer durchschnittlichen kumulierten Jahresabwasseremenge für die zwei Kläranlagen von rund 18,451 Millionen Kubikmetern Ab-

wasser einer mittleren Ablaufkonzentration von rund 0,065 µg/l (für Summe EPA-PAK₁₆).

Im Zuge des Projektes wurden die Abläufe der zwei kommunalen Kläranlagen im Einzugsgebiet zwei Mal auf der Basis von Tagesmischproben untersucht. Die Ergebnisse dieser Messungen sind in Tabelle 36 dargestellt. Diese gemessenen Konzentrationen liegen in einer ähnlichen Höhe wie jenen in Tabelle 35 und auch die Summe der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe ist ähnlich zu den Abschätzungen in Fuchs et al. (2010). Es werden daher für die Modellierung die Frachten aus Tabelle 36 verwendet.

Tabelle 36: Ergebnisse der Analysen der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe in den Ablaufproben der zwei kommunalen Kläranlagen im Einzugsgebiet.

Parameter	ARA Dornbirn		ARA Hohenems		Gesamt
	c [µg/l]	Fracht [kg/a]	c [µg/l]	Fracht [kg/a]	Fracht [kg/a]
Q [m ³ /a]	12.146.150	-	6.329.450	-	18.475.600
Acenaphthen	0,0097	0,12	0,01-0,011	0,063-0,069	0,18
Acenaphthylen	-	-	-	-	-
Anthracen	0-0,0010	0-0,012	0-0,0010	0-0,0063	0-0,018
Benzo(a)anthracen	0-0,0010	0-0,012	0-0,0010	0-0,0063	0-0,018
Benzo(a)pyren	0-0,0010	0-0,012	0-0,0010	0-0,0063	0-0,018
Benzo(b)fluoranthen	0-0,0010	0-0,012	0-0,0010	0-0,0063	0-0,018
Benzo(g,h,i)perylene	0-0,0010	0-0,012	0-0,0010	0-0,0063	0-0,018
Benzo(k)fluoranthen	0-0,0010	0-0,012	0-0,0010	0-0,0063	0-0,018
Chrysen	0-0,0010	0-0,012	0-0,0010	0-0,0063	0-0,018
Dibenzo(a,h)anthracen	0-0,0010	0-0,012	0-0,0010	0-0,0063	0-0,018
Fluoranthen	0,0053	0,065	0-0,003	0-0,019	0-0,084
Fluoren	0,011	0,13	0,010	0,063	0,20
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	0-0,0010	0-0,012	0-0,0010	0-0,0063	0-0,018
Naphthalin	0,014	0,17	0,011	0,069	0,24
Phenanthren	0,023	0,28	0,014	0,089	0,37
Pyren	0,0025-0,004	0,03-0,049	0-0,003	0-0,019	0-0,069
Σ PAK₁₅	0,066-0,075	0,81-0,92	0,045-0,061	0,28-0,38	1,1-1,3

7.4.1.2 Industrielle Direkteinträge

Im Einzugsgebiet der Dornbirner Ach liegt ein industrieller Direkteinleiter. Dieser Industriebetrieb ist ein Oberflächenbehandler und reinigt die Prozessabwässer in einer innerbetrieblichen Kläranlage, die als Membranbioreaktor mit Mikrofiltrationsmembranen ausgeführt ist. Es liegen keine Emissionsdaten zu polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen für diesen Industriebetrieb vor. Es ist davon auszugehen, dass diese Emission vernachlässigbar ist. Der Membranbioreaktor wird mit einem hohen Trockensubstanzgehalt betrieben und aufgrund der Membranfiltration tritt kein Schlammabtrieb auf. Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe sind sehr hydrophob und weisen ein sehr starkes Adsorpti-

onspotential auf. Aufgrund dieses hohen Adsorptionspotentials ist von einer Anreicherung am Klärschlamm auszugehen.

Im Zuge des Projektes wurden die Abläufe der industriellen Kläranlage im Einzugsgebiet zwei Mal auf der Basis von Tagesmischproben untersucht. Die Ergebnisse dieser Messungen sind in Tabelle 37 zusammengefasst.

Tabelle 37: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe im Ablauf der industriellen Kläranlage

Parameter	Industriekläranlage	
	c [$\mu\text{g/l}$]	Fracht [kg/a]
Q [m^3/a]	232.000	
Acenaphthen	0,0038-0,0043	0,00087-0,00099
Acenaphthylen		
Anthracen	0-0,003	0-0,00070
Benzo(a)anthracen	0-0,0010	0-0,00023
Benzo(a)pyren	0-0,0010	0-0,00023
Benzo(b)fluoranthen	0-0,0010	0-0,00023
Benzo(g,h,i)perylene	0-0,0010	0-0,00023
Benzo(k)fluoranthen	0-0,0010	0-0,00023
Chrysen	0-0,003	0-0,00070
Dibenzo(a,h)anthracen	0-0,0010	0-0,00023
Fluoranthen	0,0073	0,0017
Fluoren	0,013	0,0030
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	0-0,003	0-0,00070
Naphthalin	0,018	0,0042
Phenanthren	0,012	0,0027
Pyren	0,014	0,0032
Σ PAK ₁₅	0,069-0,084	0,016-0,019

7.4.2 Diffuse Eintragspfade

7.4.2.1 Atmosphärische Deposition

Im Rahmen von Monarpop (Offenthaler et al., 2009) wurden an drei Standorten in den Alpen die PAK Depositionen bestimmt. Diese Ergebnisse sind in Tabelle 38 zusammengefasst. Generell ist festzustellen, dass die Messungen sowohl regional als auch zeitlich sehr stark streuen.

Tabelle 38: PAK Depositionen [g/ha/a] an drei alpinen Gipfeln (aus Offenthaler et al., 2009)

Parameter	Weissfluh	Zugspitze	Sonnblick
Acenaphthen	n.n.-0,0085	n.n.-0,035	n.n.-0,017
Acenaphthylen	n.n.-0,024	n.n.0,021	n.n.-0,018

Parameter	Weissfluh	Zugspitze	Sonnblick
Anthracen	n.n.-0,012	n.n.-0,40	n.n.-0,062
Benzo(a)anthracen	0,0053-0,073	0,011-0,25	0,0014-0,31
Benzo(a)pyren	0,0067-0,10	0,014-0,13	0,0015-0,26
Benzo(b)fluoranthren	0,014-0,16	0,030-0,20	0,0035-0,52
Benzo(g,h,i)perylene	0,011-0,082	0,022-0,13	0,0022-0,22
Benzo(k)fluoranthren	0,0056-0,064	0,012-0,18	0,00095-0,16
Chrysen	0,016-0,16	0,031-0,34	0,0026-0,35
Dibenzo(a,h)anthracen	0,002-0,019	0,0036-0,17	0,00051-0,043
Fluoranthren	0,033-0,23	0,060-0,32	0,0045-0,63
Fluoren	0,0072-0,022	0,015-0,28	n.n.-0,044
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	0,01-0,091	0,019-0,14	0,0021-0,23
Naphthalin	0,10-1,0	n.n.-1,2	0,0055-1,2
Phenanthren	0,036-0,18	0,023-0,32	0,0038-0,43
Pyren	0,025-0,17	0,044-0,22	0,0038-0,51
Σ EPA-PAK₁₆	0,31-1,5	0,49-2,5	0,033-4,0

Fuchs et al. (2010) geben für Baden Württemberg eine Depositionsrates für die Summe der EPA-PAKs von rund 4,2 g/ha/a und für Österreich eine mittlere Depositionsrates für die Summe der EPA-PAKs von rund 5,1 g/ha/a an. Diese Werte zeigen eine gute Übereinstimmung mit dem Maximalwert, der am Sonnblick gemessen wurde.

Im Rahmen des Projektes SHTURM wurde auch der Niederschlag beprobt und untersucht. Die Ergebnisse dieser Niederschlagsmessungen sind in Tabelle 39 zusammengefasst. Unter Annahme eines mittleren Jahresniederschlags von rund 1700 mm wurde aus diesen Messungen die Deposition abgeschätzt.

Für die Berechnung wurden für die mittlere Minimalkonzentration nicht nachweisbare Stoffe gleich null gesetzt und Nachweise kleiner Bestimmungsgrenze mit der Nachweisgrenze berücksichtigt. Für die Berechnung der mittleren Maximalkonzentrationen wurde nicht nachweisbare Stoffe mit der Nachweisgrenze und Nachweise kleiner Bestimmungsgrenze mit der Bestimmungsgrenze berücksichtigt.

Diese aus den Niederschlagsmessungen rückgerechneten Depositionsrates unterschätzen wahrscheinlich die tatsächliche Deposition, weil vorwiegend die nasse Deposition erfasst wird. Vor allem bei den partikelgebundenen PAKs kann aber auch die trockene Deposition von Relevanz sein. Nichtsdestotrotz zeigen die Abgeschätzten Depositionsrates eine gute Übereinstimmung mit den gemessenen Depositionen an der Weissfluh. Für die Modellierung werden die gemessenen Depositionsrates von der Weissfluh verwendet.

Tabelle 39: Konzentrationen [$\mu\text{g/l}$] im Niederschlag und daraus abgeleitete Deposition [g/ha/a] der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (Clara et al., 2014)

Parameter	Hofsteig/Hard		Alle Standorte*	
	[$\mu\text{g/l}$]	[g/ha/a]	[$\mu\text{g/l}$]	[g/ha/a]
Acenaphthen	0-0,0050	0-0,084	0,0017-0,0066	0,028-0,11
Acenaphthylen	0-0,0043	0-0,073	0-0,0043	0-0,073
Anthracen	0-0,017	0-0,28	0-0,017	0-0,28
Benzo(a)anthracen	0-0,00066	0-0,011	0,00040-0,00090	0,0068-0,015
Benzo(a)pyren	0-0,0099	0-0,17	0-0,0099	0-0,17
Benzo(b)fluoranthen	0-0,0033	0-0,056	0-0,0033	0-0,056
Benzo(g,h,i)perylene	0-0,00050	0-0,0085	0,00024-0,00070	0,0041-0,012
Benzo(k)fluoranthen	0-0,0033	0-0,056	0-0,0033	0-0,056
Chrysen	0,00033-0,0013	0,0056-0,022	0,0013-0,0020	0,022-0,035
Dibenzo(a,h)anthracen	0-0,00231	0-0,039	0-0,0023	0-0,039
Fluoranthen	0-0,017	0-0,28	0-0,017	0-0,28
Fluoren	0-0,0056	0-0,095	0,00094-0,0065	0,016-0,11
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	0-0,00050	0-0,0085	0,00025-0,00071	0,0043-0,012
Naphthalin	0-0,66	0-11	0-0,66	0-11
Phenanthren	0,0026-0,0035	0,044-0,059	0,0030-0,0038	0,052-0,065
Pyren	0-0,0033	0-0,056	0,0011-0,0042	0,019-0,071
Σ EPA-PAK15**	0,0029-0,076***	0,050-1,3***	0,0090-0,082***	0,15-1,4***

*...Niederschlagsproben wurden an 4 Standorten in Österreich gezogen, **...Summe der mittleren Konzentrationen, untere Grenze gerechnet mit n.n. gleich null und kleiner BG gleich Mittelwert aus NG und BG, obere Grenze gerechnet mit n.n. gleich NG und kleiner BG gleich Mittelwert aus NG und BG, ***...ohne Naphthalin

7.4.2.2 Erosion

Konzentrationen für die polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe liegen aus unterschiedlichen Untersuchungen vor. Eine Zusammenfassung der verfügbaren Daten enthält Tabelle 40.

Die Messungen streuen sehr stark und die Konzentrationen sind regional sehr unterschiedlich. Fuchs et al. (2010) verweisen auf Literatur, in der mittlere EPA-PAK₁₆ Gehalte für Deutschland von 0,2 mg/kg auf Ackerflächen und von 0,4 mg/kg auf Waldböden angegeben werden. Für Baden-Württemberg, die Schweiz, Lichtenstein und Österreich geben Fuchs et al. (2010) die Oberbodgehalte mit 0,19 mg/kg für die Summe der 16 EPA-PAKs an.

Als Näherungswerte für die Erosion wird mit den mittleren Konzentrationen aus für Grünlandböden aus Umweltbundesamt (2008) gerechnet.

Tabelle 40: Zusammenfassung der verfügbaren Bodendaten zum Vorkommen polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe [mg/kg Trockenmasse], min-max (Mittelwert)

Parameter	Ackerböden		Grünlandböden		Waldböden/Humus
	BORIS (Ktn)	BORIS (OÖ)	Umweltbundesamt (2008)	Umweltbundesamt (2010)	Offenthaler et al. (2009)
Acenaphthen	-	<BG-0,024 (<BG)	0,00027-0,013	n.n.-<0,00045	n.n.-0,002 (0,00078)
Acenaphthylen	-	-	0,00028-0,0048	<0,00047-0,0010	n.n.-0,0019 (0,00083)
Anthracen	<BG (<BG)	<BG-0,17 (0,0054)	0,00044-0,011	n.n.-0,00061	n.n.-0,0030 (0,0013)
Benzo(a)anthracen	<BG (<BG)	<BG-0,83 (0,037)	0,0011-0,018	<0,0012-0,0032	0,0014-0,15 (0,0057)
Benzo(a)pyren	<BG-0,040 (0,0054)	<BG-1,0 (0,052)	0,0052-0,041	n.n.-<0,00069	0,0019-0,019 (0,0065)
Benzo(b)fluoranthen	<BG-0,059 (0,0064)	<BG-0,85 (0,042))	0,0035-0,063	<0,0014-0,0058	0,0056-0,12 (0,029)
Benzo(g,h,i)perylen	<BG-0,039 (0,0048)	<BG-0,62 (0,025)	0,00088-0,022	0,0022-0,0062	0,0047-0,025 (0,010)
Benzo(k)fluoranthen	<BG-0,014 (0,0030)	<BG-0,41 (0,018)	0,0013-0,023	<0,00097-0,0028	0,0021-0,026 (0,0090)
Chrysen	<BG-0,033 (0,0063)	<BG-0,97 (0,045)	0,0017-0,096	0,0011-0,0054	0,0060-0,073 (0,026)
Dibenzo(a,h)anthracen	-	-	0,0011-0,0048	0,0018-0,0023	0,0011-0,0093 (0,0025)
Fluoranthen	<BG-0,091 (0,012)	<BG-2,0 (0,073)	0,0041-0,54	n.n.-0,0085	0,010-0,069 (0,030)
Fluoren	-	-	0,00082-0,023	n.n.-<0,00070	<0,0032 (0,0014)
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	<BG-0,029 (0,0040)	<BG-0,46 (0,024)	0,00065-0,019	0,0019-0,0052	0,0050-0,048 (0,014)
Naphthalin	-	-	0,00094-0,012	0,0055-0,0010	0,0017-0,010 (0,0056)
Phenanthren	<BG-0,016 (0,0053)	<BG-1,6 (0,0042)	0,0013-0,70	n.n.-0,0032	0,0078-0,039 (0,020)
Pyren	<BG-0,058 (0,0073)	<BG-1,4 (0,057)	0,0031-0,27	0,0013-0,0062	0,0090-0,061 (0,019)
Σ EPA-PAK16	0,082*	0,54*	0,0024-1,8	0,016-0,056	0,077-0,50

*...Berechnet aus den Mittelwerten für Borneff-PAK₆ (Benzo(a)pyren, Benzo(b)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Benzo(g,h,i)perylen, Indeno(1,2,3-c,d)pyren und Fluoranthen) und Extrapolation mit dem Faktor 2,3.

7.4.2.3 Oberflächenabfluss

Der Oberflächenabfluss gibt den gelösten flächenhaften Stoffeintrag durch den abfließenden Niederschlag in die Gewässer wieder. Vergleichswerte zu den Konzentrationen im Oberflächenabfluss von unbefestigten Flächen liegen nicht vor. Im Rahmen eines vom Lebensministerium finanzierten Projektes zur Erfassung der Emissionen von Verkehrsflächen wurde auch der Niederschlag beprobt und untersucht. Die Ergebnisse dieser Niederschlagsmessungen sind in Tabelle 39 zusammengefasst.

Die Konzentrationen der PAKs im Niederschlag sind zumeist nicht erfassbar und liegen unterhalb der analytischen Nachweisgrenze. In Abhängigkeit der Berechnungsmethode ergeben sich sehr unterschiedliche Konzentrationen. Dies ist auch in der Literatur belegt und Fuchs et al. (2010) geben einen Schwankungsbereich von 0,3-9,4 µg/l für die Summe der 16 EPA-PAKs an. Dies wird vor allem durch regionale Einflüsse begründet. Die PAKs sind schlecht wasserlöslich und weisen ein hohes Adsorptionspotential auf, weshalb von Wechselwirkungen mit dem Bodensubstrat auszugehen ist. Die gelöste Konzentration wird daher auch von Fuchs et al. (2010) mit den niedrigsten erfassten Werten gleichgesetzt. Bei analoger Vorgehensweise würde für die Modellierung der niedrigste Mittelwert aller untersuchten Niederschlagsstandorte (0,011 µg/l Σ EPA-PAK₁₆) verwendet.

Im Zuge des Projektes wurden die Riedbäche bei Regenwetter und bei Trockenwetter beprobt. Bei den Riedbächen wird angenommen, dass der Abfluss bei Trockenwetter hauptsächlich durch Grundwasserzuströmung bedingt ist. Bei Regenwetter setzt sich der Abfluss aus Grundwasserzuströmung und Oberflächenabfluss zusammen. Zudem wurden die Regenwetterproben filtriert und unfiltriert gemessen. Die gemessenen Konzentrationen im Birkengraben bei Regenwetter in den filtrierten Proben sind in Tabelle 41 zusammengestellt.

Die Ergebnisse der drei Beprobungen sind ähnlich. Würde analog zur Vorgehensweise nach Fuchs et al. (2010) der niedrigste Mittelwert aller untersuchten Niederschlagsstandorte verwendet (0,011 µg/l Σ EPA-PAK₁₆) so ist auch dieser Wert mit den gemessenen Konzentrationen im Birkengraben bei Regenwetter (filtrierte Proben) vergleichbar. Für die Modellierung werden die mittleren Konzentrationen aus diesen Messungen verwendet (siehe Tabelle 41).

Tabelle 41: polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe [µg/l] im Birkengraben bei Regenwetter

Parameter	Probe 1 [µg/l]	Probe 2 [µg/l]	Probe 3 [µg/l]	Modellierung [µg/l]
Acenaphthen	<0,0030	<0,0010	<0,0010	0,00030-0,0017
Acenaphthylen	-	-	-	-
Anthracen	<0,0010	<0,0030	<0,0010	0,00030-0,0017
Benzo(a)anthracen	<0,0010	<0,0030	<0,0010	0,00030-0,0017
Benzo(a)pyren	<0,0010	<0,0010	<0,0010	0-0,0010
Benzo(b)fluoranthen	<0,0010	<0,0010	<0,0010	0-0,0010
Benzo(g,h,i)perylen	<0,0010	<0,0030	<0,0010	0,00030-0,0017
Benzo(k)fluoranthen	<0,0010	<0,0010	<0,0010	0-0,0010

Parameter	Probe 1 [µg/l]	Probe 2 [µg/l]	Probe 3 [µg/l]	Modellierung [µg/l]
Chrysen	<0,0010	<0,0010	<0,0010	0-0,0010
Dibenzo(a,h)anthracen	<0,0010	<0,0010	<0,0010	0-0,0010
Fluoranthren	<0,0010	<0,0010	<0,0010	0-0,0010
Fluoren	<0,0030	<0,0010	<0,0030	0,00060-0,0023
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	<0,0010	<0,0010	<0,0010	0-0,0010
Naphthalin	<0,0010	0,0032	0,0040	0,0024-0,0027
Phenanthren	<0,0030	<0,0010	<0,0031	0,0013-0,0027
Pyren	<0,0010	<0,0010	<0,0010	0-0,0010
Σ EPA-PAK16	0,0020-0,019	0,0062-0,023	0,0081-0,022	0,0054-0,021

7.4.2.4 Dränagen

Es liegen keine Daten zu den Konzentrationen polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe im Bodensickerwasser vor. Der Oberboden wird aufgrund der Bindung an organische Substanz und Tonminerale sowie der geringen Wasserlöslichkeit als Hauptsenke für Stoffeinträge angesehen und von einer signifikanten Verlagerung in den Untergrund ist nicht auszugehen (Fuchs et al., 2010).

Zudem wurde der Birkengraben bei Trockenwetter dreimal beprobt und untersucht. Die Ergebnisse dieser Messungen sind in Tabelle 42 zusammengefasst.

Tabelle 42: polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe [µg/l] im Birkengraben bei Trockenwetter

Parameter	Probe 1 [µg/l]	Probe 2 [µg/l]	Probe 3 [µg/l]	Modellierung [µg/l]
Acenaphthen	<0,0010	<0,0010	<0,0010	0-0,0010
Acenaphthylen	-	-	-	
Anthracen	<0,0010	<0,003	<0,003	0,0006-0,0023
Benzo(a)anthracen	<0,0010	<0,0010	<0,003	0,0003-0,0017
Benzo(a)pyren	<0,0010	<0,003	<0,003	0,0006-0,0023
Benzo(b)fluoranthren	<0,0010	<0,003	<0,003	0,0006-0,0023
Benzo(g,h,i)perylen	<0,0010	<0,003	<0,003	0,0006-0,0023
Benzo(k)fluoranthren	<0,0010	<0,003	<0,003	0,0006-0,0023
Chrysen	<0,0010	<0,003	<0,0010	0,0003-0,0017
Dibenzo(a,h)anthracen	<0,0010	<0,0010	<0,0010	0-0,0010
Fluoranthren	<0,0010	<0,003	<0,0010	0,0003-0,0017
Fluoren	<0,0010	<0,003	<0,003	0,0006-0,0023
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	<0,0010	<0,0010	<0,0010	0-0,0010
Naphthalin	<0,0010	0,0033	0,0039	0,0024-0,0027
Phenanthren	<0,0010	0,0045	<0,003	0,0018-0,0028
Pyren	<0,0010	<0,003	<0,003	0,0006-0,0023
Σ PAK15	0-0,015	0,017-0,039	0,013-0,036	0,010-0,030

Die gemessenen Konzentrationen sind ähnlich der gemessenen Konzentrationen im Grundwasser. Für die Modellierung werden daher analog zur Vorgehensweise von Fuchs et al. (2010) die gleichen Konzentrationen wie für den Grundwasserzufluss angenommen (siehe Tabelle 43).

7.4.2.5 Grundwasserzufluss

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe werden nicht regelmäßig im Grundwasser untersucht und es liegen für Grundwassermessstellen in Vorarlberg keine Daten aus der Gewässerzustandsüberwachung vor.

Im Rahmen eines Projektes zu Spurenstoffemissionen aus Siedlungsgebieten und von Verkehrsflächen wurden auch fünf Grundwassermessstellen beprobt. Mit Ausnahme von Phenanthren waren PAKs in keiner Messstelle nachweisbar und alle Messungen für Phenanthren lagen unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,0026 µg/l (Clara et al., 2014). Somit liegen die Konzentrationen im Bereich von 0,002-0,075 µg/l für die Summe von 15 EPA-PAKs (ausgenommen Naphthalin). Für die Summenbildung wurden für die untere Grenze alle nicht nachweisbaren Messungen gleich null gesetzt und für die Berechnung der oberen Grenze wurde die Nachweisgrenze verwendet. Die Messungen von Phenanthren kleiner Bestimmungsgrenze wurden immer mit dem Mittelwert aus Nachweis- und Bestimmungsgrenze berücksichtigt.

Aufgrund der physikalisch chemischen Eigenschaften der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe ist eine Verlagerung im Untergrund nicht zu erwarten und signifikante Grundwasserkontaminationen unter nicht extrem belasteten Böden unwahrscheinlich. Fuchs et al. (2010) wenden eine mittlere Konzentration von 0,02 µg/l für die Summe der 16 EPA-PAKs an, weisen aber auch darauf hin, dass in gering anthropogen beeinflussten Gebieten mit deutlich geringeren Werten zu rechnen ist.

Im Zuge des Projektes wurden drei Grundwassermessstellen im Einzugsgebiet der Dornbirner Ach beprobt und auf polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe untersucht. Die Ergebnisse dieser Messungen sind in Tabelle 43 dargestellt. Diese Konzentrationen zeigen eine gute Übereinstimmung mit den gemessenen PAK Konzentrationen in den Riedbächen bei Trockenwetter, bei denen davon auszugehen ist, dass sie hauptsächlich durch Grundwasser gespeist werden.

Die mittlere Konzentration für die Summe der PAKs zeigt auch eine gute Übereinstimmung mit der von Fuchs et al. (2010) angeführten mittleren Konzentration. Für die Modellierung werden die in Tabelle 43 angeführten Konzentrationen verwendet.

Tabelle 43: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe [µg/l] im Grundwasser

Parameter	Probe 1 [µg/l]	Probe 2 [µg/l]	Probe 3 [µg/l]	Modellierung [µg/l]
Acenaphthen	<0,0010	<0,0010	<0,0010	0-0,0010
Acenaphthylen	n.a.	n.a.	n.a.	-
Anthracen	<0,003	<0,003	<0,0010	0,0006-0,0023
Benzo(a)anthracen	<0,0010	<0,0010	<0,0010	0-0,0010
Benzo(a)pyren	<0,003	<0,003	<0,003	0,001-0,003

Parameter	Probe 1 [µg/l]	Probe 2 [µg/l]	Probe 3 [µg/l]	Modellierung [µg/l]
Benzo(b)fluoranthen	<0,003	<0,003	<0,0010	0,0006-0,0023
Benzo(g,h,i)perylen	<0,003	<0,0010	<0,0010	0,0003-0,0017
Benzo(k)fluoranthen	<0,003	<0,003	<0,003	0,001-0,003
Chrysen	<0,0010	<0,0010	<0,0010	0-0,0010
Dibenzo(a,h)anthracen	<0,0010	<0,0010	<0,0010	0-0,0010
Fluoranthen	<0,0010	<0,003	<0,0010	0,0003-0,0017
Fluoren	<0,0010	<0,0010	<0,0010	0-0,0010
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	<0,0010	<0,0010	<0,0010	0-0,0010
Naphthalin	0,007	0,0056	0,0078	0,0068
Phenanthren	<0,0010	<0,003	<0,003	0,0006-0,0023
Pyren	<0,003	<0,003	<0,0010	0,0006-0,0023
Σ PAK15	0,013-0,033	0,013-0,034	0,011-0,028	0,012-0,032

7.4.2.6 Urbane Systeme

Hauptquellen der diffusen Belastung des Niederschlagsabflusses aus urbanen Gebieten sind die atmosphärische Deposition, der Straßenverkehr sowie Verunreinigungen versiegelter Areale. Der Eintrag ins Gewässer erfolgt im Wesentlichen über Mischwasserentlastungen und Einleitungen von Regenwasser aus Trennkanalisationen.

Im Zuge des Projektes SCHTURM (Schadstoffemissionen urbaner Siedlungsgebiete aus Kläranlagen, Regen- und Mischwasserentlastungen) wurden sowohl Mischwasserentlastungen als auch Regenwassereinleitungen aus Trennkanalnetzen beprobt. Dabei wurden Siedlungsgebiete in unterschiedlichen Regionen in Österreich beprobt, u.a. auch in Vorarlberg. Die gemessenen Konzentrationen schwanken z.T. erheblich und liegen bei vielen Stoffen in Vorarlberg deutlich unterhalb der gemessenen Konzentrationen in Ostösterreich (Clara et al., 2014). Dies ist zu einem Teil sicherlich durch die unterschiedlichen Niederschlagsmengen bedingt. So ist der mittlere jährliche Niederschlag im Einzugsgebiet der Dornbirner Ach mit rund 1.700 mm deutlich höher als im Osten Österreichs (rund 600 mm). Für die Frachtberechnung und für die Modellierung werden daher die in einem Vorarlberger Siedlungsgebiet gemessenen PAK Konzentrationen verwendet. Diese sind in Tabelle 44 zusammengefasst.

Aus den Messergebnissen wurde eine minimale und eine maximale Konzentration bestimmt. Für die Berechnung der mittleren Minimalkonzentration wurden alle nicht nachweisbaren Stoffe gleich null und alle Nachweise kleiner Bestimmungsgrenze gleich der Nachweisgrenze gesetzt. Für die Berechnung der mittleren Maximalkonzentration wurden alle nicht nachweisbaren Stoffe gleich der Nachweisgrenze und alle Nachweise kleiner Bestimmungsgrenze gleich der Bestimmungsgrenze gesetzt.

Tabelle 44: Konzentrationen [$\mu\text{g/l}$] der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe im Mischwasser und in Regenwassereinleitungen aus Trennkanalisationen.

Parameter	Mischwasser		Regenwasser aus Trennkanalisation	
	c [$\mu\text{g/l}$]	Fracht [kg/a]	c [$\mu\text{g/l}$]	Fracht [kg/a]
Q [m^3/a]	-	1.569.100	-	10.877.300
Acenaphthen	0-0,0050	0-0,0078	0,0050-0,0099	0,054-0,11
Acenaphthylen	0-0,0043	0-0,0067	0-0,0043	0-0,047
Anthracen	0-0,017	0-0,027	0-0,017	0-0,18
Benzo(a)anthracen	0,0018-0,0021	0,0028-0,0033	0,00050-0,00094	0,0054-0,010
Benzo(a)pyren	0-0,0099	0-0,016	0-0,0099	0-0,11
Benzo(b)fluoranthen	0,0011-0,0044	0,0017-0,0069	0-0,0033	0-0,036
Benzo(g,h,i)perylen	0,0019-0,0020	0,0030-0,0031	0-0,00050	0-0,0054
Benzo(k)fluoranthen	0-0,0033	0-0,0052	0-0,0033	0-0,036
Chrysen	0,0039	0,0061	0,00066-0,0017	0,0072-0,018
Dibenzo(a,h)anthracen	0-0,0023	0-0,0036	0-0,0023	0-0,025
Fluoranthen	0,0055-0,022	0,0086-0,035	0-0,017	0-0,18
Fluoren	0-0,0056	0-0,0088	0-0,0056	0-0,061
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	0,0015-0,0017	0,0024-0,0027	0-0,00050	0-0,0054
Naphthalin	0-0,66	0-1,0	0-0,66	0-7,2
Phenanthren	0,0098-0,010	0,015-0,016	0,0071	0,077
Pyren	0,017-0,018	0,027-0,028	0,0057-0,0068	0,062-0,074
Σ EPA-PAK15*	0,042-0,11	0,067-0,17	0,019-0,089	0,21-0,98

*...ohne Naphthalin

Straßenabwässer sind von Relevanz, wenn eine direkte Einleitung in ein Gewässer erfolgt. In urbanen Gebieten, werden die Straßenabwässer zumeist gesammelt und entweder mit dem Schmutzwasser in Mischsystemen oder in den Regenwasserkanälen bei Trennkanalisationen abgeleitet. Über Mischwasserentlastungen oder Einleitungen aus Regenkanälen kommt es dann zu einem Eintrag in die Gewässer. Im ländlichen Bereich und bei Brücken kann auch eine Direkteinleitung erfolgen, jedoch werden in diesen Situationen die Abwässer häufig über eine Gewässerschutzanlage geführt. Sobald ein Bodenfilter als Behandlung für Straßenabwässer vorgesehen ist, ist wie bereits bei den Dränagen und beim Grundwasser ausgeführt, nicht davon auszugehen, dass signifikante Emissionen erfolgen. Die gemessenen Konzentrationen der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe in Straßenabwässern im Zu- und Ablauf bepflanzter Bodenfilter sind in Tabelle 45 zusammengefasst.

Zur Abschätzung der Emissionen von Verkehrsflächen, werden die Straßenflächen außerhalb der Siedlungsgebiete abgeschätzt und durch Verschneidung mit den Niederschlagsdaten die potentiellen Abwassermengen bestimmt. Im Zuge der Untersuchungen zur Belastung von Grund- und Oberflächengewässern mit organischen und anorganischen Spurenstoffen durch Emissionen von Verkehrsflächen wurden die Verkehrsflächen aus einem Liniendatensatz unter Annahme durchschnittlicher Straßenbreiten berechnet. Die so bestimmte Fläche beträgt rund 366 ha. Im Rahmen von SHTURM wurden die Verkehrsflä-

chen in den zwei Siedlungsgebieten mit rund 336 ha abgeschätzt. Die Differenz dieser zwei Flächenbestimmungen ergibt die Verkehrsfläche außerhalb der Siedlungsgebiete (rund 30 ha). Bei dieser Vorgehensweise wird diese Fläche unterschätzt, weil bei der Berechnung der Siedlungsgebiete von einer Anschlussrate von 100 % ausgegangen wird. Dies ist aber unwahrscheinlich, weil vor allem in den Außenbereichen der Siedlungsgebiete davon auszugehen ist, dass die dortigen Verkehrsflächen nicht an die öffentliche Kanalisation angeschlossen sind.

Für das Einzugsgebiet der Dornbirner Ach wurde im STOBIMO – Projekt ein mittlerer Jahresniederschlag von 1700 mm modelliert. Mit diesem Jahresniederschlag und der außerurbanen Verkehrsfläche von rund 30 ha wird der Abfluss von Straßen, der nicht mit der Kanalisation miterfasst wird, mit rund 510.000 m³ pro Jahr berechnet.

Tabelle 45: Konzentrationen [$\mu\text{g/l}$] der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe in behandelten und unbehandelten Straßenabwässern, min-max (Mittelwert) (Clara et al., 2014)

Parameter	Straßenabwasser			
	unbehandelt		Nach Bodenfilter	
	c [$\mu\text{g/l}$]	Fracht [kg/a]	c [$\mu\text{g/l}$]	Fracht [kg/a]
Q [m ³ /a]	-	510.000	-	510.000
Acenaphthen	0-0,0050	0-0,0025	0-0,0050	0-0,0025
Acenaphthylen	0-0,0043	0-0,0022	0-0,0043	0-0,0022
Anthracen	0-0,017	0-0,0084	0-0,017	0-0,0084
Benzo(a)anthracen	0,0015-0,0017	0,00078-0,00089	0,00075-0,0012	0,00038-0,00061
Benzo(a)pyren	0-0,0099	0-0,0050	0-0,0099	0-0,0050
Benzo(b)fluoranthen	0,0022-0,0055	0,0011-0,0028	0-0,0033	0-0,0017
Benzo(g,h,i)perylene	0,0037	0,0019	0,00057-0,00090	0,00029-0,00046
Benzo(k)fluoranthen	0-0,0033	0-0,0017	0-0,0033	0-0,0017
Chrysen	0,0048	0,0024	0,0019-0,0022	0,00097-0,0011
Dibenzo(a,h)anthracen	0-0,0023	0-0,0012	0-0,0023	0-0,0012
Fluoranthen	0,020-0,032	0,0099-0,016	0,0055-0,022	0,0028-0,011
Fluoren	0-0,0056	0-0,0029	0-0,0056	0-0,0029
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	0,0023	0,0012	0,00067-0,0010	0,00034-0,00051
Naphthalin	0-0,66	0-0,34	0-0,66	0-0,34
Phenanthren	0,016	0,0079	0,0076	0,0039
Pyren	0,026	0,013	0,0064-0,0086	0,0033-0,0044
Σ EPA-PAK15*	0,075-0,14	0,038-0,070	0,093-0,094	0,012-0,048

*...ohne Naphthalin

Für die Frachtermittlung werden die Mittelwerte der Konzentrationen der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe im unbehandelten Straßenabwasser verwendet. Dies wird dadurch begründet, dass Gewässerschutzanlagen insbesondere an Autobahnen errichtet wurden. Bei Bundes- und Landesstraßen ist dies zumeist noch nicht im selben Ausmaß der Fall. Für die Summe der 16

EPA-PAKs wird die theoretische Maximalkonzentration von 0,14 µg/l verwendet. Bei einem mittleren Niederschlag von rund 1700 mm/a entspricht diese Konzentration einem Oberflächenpotential von rund 2,4 g/ha/a für die Summe der 16 EPA-PAKs.

Nach Fuchs et al. (2010) beträgt das Gesamtoberflächenpotenzial für Verkehrsflächen in Deutschland aufgrund der atmosphärischen Deposition von ca. 6,8 g/(ha·a) sowie den abriebbedingten PAK-Einträgen von ca. 5,1 g/(ha·a) im Mittel ca. 11,9 g/(ha·a). Diese Werte sind deutlich höher als die in dieser Studie verwendeten und auf Messwerten beruhenden Konzentrationen und Raten.

7.4.3 Zusammenfassung polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe

In Tabelle 46 sind die für die Modellierung verwendeten Konzentrationen der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe zusammengefasst. Es wurden jeweils die abgeleiteten Maximalwerte verwendet.

Tabelle 46: Zusammenfassung der für die Modellierung verwendeten mittleren Frachten und Konzentrationen der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe in den verschiedenen Eintragspfaden

Parameter	Kommunale ARA	Industrie direkt	Atmosph. Deposition	Erosion	Oberflächenabfluss	Dränagen	Grundwasserzufluss	Mischwasser	Regenwasser	Verkehrsflächen
Einheit	kg/a	kg/a	g/ha/a	mg/kg	µg/l	µg/l	µg/l	kg/a	kg/a	kg/a
Acenaphthen	0,18	0,00087-0,00099	n.n.-0,0085	0,00027-0,013	0,0003-0,0017	0-0,0010	0-0,0010	0-0,0045	0,054-0,11	0-0,0025
Acenaphthylen	-	-	n.n.-0,024	0,00028-0,0048	-	-	-	0-0,0039	0-0,047	0-0,0022
Anthracen	0-0,018	0,0007	n.n.-0,012	0,00044-0,011	0,0003-0,0017	0,0006-0,0023	0,0006-0,0023	0-0,015	0-0,18	0-0,0084
Benzo(a)anthracen	0-0,018	0-0,00023	0,0053-0,073	0,0011-0,018	0,0003-0,0017	0,0003-0,0017	0-0,0010	0,0017-0,0018	0,0054-0,010	0,00078-0,00089
Benzo(a)pyren	0-0,018	0-0,00023	0,0067-0,10	0,0052-0,041	0-0,0010	0,0006-0,0023	0,001-0,003	0-0,0090	0-0,11	0-0,0050
Benzo(b)fluoranthren	0-0,018	0-0,00023	0,014-0,16	0,0035-0,063	0-0,0010	0,0006-0,0023	0,0006-0,0023	0,0010-0,0040	0-0,036	0,0011-0,0028
Benzo(g,h,i)perylen	0-0,018	0-0,00023	0,011-0,082	0,00088-0,022	0,0003-0,0017	0,0006-0,0023	0,0003-0,0017	0,0017-0,0018	0-0,0054	0,0019
Benzo(k)fluoranthren	0-0,018	0-0,00023	0,0056-0,064	0,0013-0,023	0-0,0010	0,0006-0,0023	0,001-0,003	0-0,0030	0-0,036	0-0,0017
Chrysen	0-0,018	0,0007	0,016-0,16	0,0017-0,096	0-0,0010	0,0003-0,0017	0-0,0010	0,0035-0,0036	0,0072-0,018	0,0024
Dibenzo(a,h)anthracen	0-0,018	0-0,00023	0,002-0,019	0,0011-0,0048	0-0,0010	0-0,0010	0-0,0010	0-0,0021	0-0,025	0-0,0012
Fluoranthren	0,084	0,0017	0,033-0,23	0,0041-0,54	0,001	0,0003-0,0017	0,0003-0,0017	0,0050-0,020	0-0,18	0,0099-0,016
Fluoren	0,19	0,0030	0,0072-0,022	0,00082-0,023	0,0006-0,0023	0,0006-0,0023	0-0,0010	0-0,0051	0-0,061	0-0,0029
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	0-0,018	0,0007	0,01-0,091	0,00065-0,019	0-0,0010	0-0,0010	0-0,0010	0,0014-0,0015	0-0,0054	0,0012
Naphthalin	0,24	0,0042	0,10-1,0	0,00094-0,012	0,0024-0,0027	0,0024-0,0027	0,0068	0-0,60	0-7,2	0-0,34
Phenanthren	0,37	0,0027	0,036-0,18	0,0013-0,70	0,0013-0,0027	0,0018-0,0028	0,0006-0,0017	0,0088-0,0090	0,077	0,0079
Pyren	0,069	0,0032	0,025-0,17	0,0031-0,27	0,001	0,0006-0,0023	0,0006-0,0023	0,015-0,016	0,062-0,074	0,013
Σ EPA-PAK15	1,1-1,3	0,016-0,019	0,31-1,5	0,0024-1,8	0,0054-0,021	0,010-0,030	0,012-0,032	0,038-0,10	0,21-0,97	0,038-0,070

7.5 Korrosionsschutzmittel / Benzotriazol

7.5.1 Punktförmige Eintragspfade

7.5.1.1 Kommunale Kläranlagen

Die Quantifizierung der Emissionen beruht auf der behandelten Abwassermenge und durchschnittlichen Konzentrationen von Benzotriazol und Methylbenzotriazol im Kläranlagenablauf.

Tabelle 47 zeigt einen Überblick über unterschiedliche Studien zu Korrosionsschutzmitteln in den Abläufen kommunaler Kläranlagen. Die Untersuchungen führen zu ähnlichen Ergebnissen.

Tabelle 47: Zusammenfassung von Literaturangaben zu gemessenen Ablaufkonzentrationen [$\mu\text{g/l}$] für Benzotriazol und Methylbenzotriazol in den Abläufen kommunaler Kläranlagen, Minimum-Maximum (Mittelwert)

Parameter	Loos et al. (2012)	Scheffknecht (2012)	Reemtsma et al. (2010)	Voutsas et al. (2006)	Weiß et al. (2006)
Anlagenanzahl	6	6	4	10	-
1H-Benzotriazol	6,1-16 (11)	4,3-32 (14)	7-18	(10)	(7,7)
5-Tolyltriazol	2,0-5,5 (3,4)	0,065-1,6 (0,78)	1-5	(1,2)	(1,2)
4-Tolyltriazol		0,080-1,9 (0,79)	0,8-1,2		(2,2)

Im Einzugsgebiet der Dornbirner Ach liegen zwei kommunale Kläranlagen (ARA Hohenems und ARA Dornbirn). Für diese Kläranlagen liegen gemessene Ablaufkonzentrationen vor. Die Analyseergebnisse beziehen sich auf 24-Stunden Ablaufmischproben, die im Jahr 2009 einmalig gezogen wurden. Die gemessenen Konzentrationen im Ablauf der zwei kommunalen Kläranlagen im Einzugsgebiet zeigt Tabelle 48.

Tabelle 48: Gemessene Ablaufkonzentrationen [$\mu\text{g/l}$] für Benzotriazol und Methylbenzotriazol in den Abläufen der ARA Dornbirn und der ARA Hohenems

Parameter	ARA Dornbirn	ARA Hohenems
Benzotriazol	2,3	6,3
Methylbenzotriazol	2,3	5,1

Im Zuge des Projektes wurden diese zwei Kläranlagen zwei Mal beprobt und die Ablaufproben (Tagesmischproben) auf Benzotriazole untersucht. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sind in Tabelle 49 zusammengefasst. Diese gemessenen Ablaufkonzentrationen sind den Ergebnissen der Untersuchung 2009 ähnlich und liegen im Schwankungsbereich der Literaturwerte. Die zwei kommunalen Kläranlagen weisen unterschiedliche Ablaufkonzentrationen auf. So sind die gemessenen Konzentrationen im Ablauf der ARA Hohenems rund doppelt so hoch wie jene im Ablauf der ARA Dornbirn. Dieser Konzentrationsunterschied wird vor allem auf den hohen Fremdwasseranteil bei der ARA Dornbirn zurückgeführt. Es wird daher mit den durchschnittlichen Abwasser-

mengen für jede Kläranlage eine mittlere emittierte Fracht berechnet und die Summe dieser Frachten als Eingangsgröße für die Modellierung verwendet.

Tabelle 49: Gemessene Ablaufkonzentrationen [$\mu\text{g/l}$] für Benzotriazol und Methylbenzotriazol in den Abläufen der ARA Dornbirn und der ARA Hohenems (

Parameter	ARA Dornbirn	ARA Hohenems	Fracht [kg/a]
Q [m^3/a]	12.146.150	6.329.450	18.475.600
1H-Benzotriazol	3,4 / 4,4	6,9 / 8,2	95
5-Tolyltriazol	2,0 / 2,3	3,9 / 4,3	52
4-Tolyltriazol	2,1 / 2,8	4,2 / 5,0	59

7.5.1.2 Industrielle Direkteinträge

Im Einzugsgebiet der Dornbirner Ach liegt ein industrieller Direkteinleiter. Dieser Industriebetrieb ist ein Oberflächenbehandler und reinigt die Prozessabwässer in einer innerbetrieblichen Kläranlage, die als Membranbioreaktor mit Mikrofiltrationsmembranen ausgeführt ist. Die Sanitärabwässer werden in die öffentliche Kanalisation abgeleitet.

Diese industrielle Kläranlage wurde zweimal beprobt und auf Benzotriazole untersucht. Die Ergebnisse der Messungen und die daraus berechneten mittleren Jahresfrachten sind in Tabelle 50 dargestellt. Diese durchschnittlichen Jahresfrachten werden als Eingangsdaten für die Modellierung verwendet.

Tabelle 50: Gemessene Ablaufkonzentrationen [$\mu\text{g/l}$] für Benzotriazol und Methylbenzotriazol im Ablauf der industriellen Kläranlage und daraus abgeleitete mittlere Jahresfrachten

Parameter	Q [m^3/a]	Konzentration [$\mu\text{g/l}$]	Fracht [kg/a]
1H-Benzotriazol	232.000	0,60 / 1,0	0,19
5-Tolyltriazol	232.000	n.n. / <0,024	0,0021
4-Tolyltriazol	232.000	0,47 / 0,68	0,13

7.5.2 Diffuse Eintragspfade

7.5.2.1 Atmosphärische Deposition

Die berücksichtigten Korrosionsschutzmittel sind nicht flüchtig und gut wasserlöslich und weisen wenn überhaupt nur ein geringes Adsorptionspotential auf. Es wird daher angenommen, dass über die atmosphärische Deposition kein Eintrag erfolgt und dieser Eintragspfad daher vernachlässigbar ist.

Bei den Messungen im Niederschlag waren Benzotriazol und Methylbenzotriazole nicht nachweisbar.

7.5.2.2 Erosion

Stoffeinträge in Gewässer durch Erosion werden durch den Stoffgehalt im Oberboden, den Sedimenteintrag und einen transportbedingten Anreicherungsfaktor bestimmt. Dieses Anreicherungspotential wird für die vorgenommenen Abschätzungen als vernachlässigbar bewertet, weil Benzotriazol ein vernachlässigbares Adsorptionspotential ($\log K_{OW} < 3,0$) aufweisen.

Zu Konzentrationen von Benzotriazolen in Böden liegen keine Daten vor. Ein Eintrag auf landwirtschaftliche Böden erfolgt entweder durch Deposition oder durch die Aufbringung von Dünger oder Klärschlamm. Aufgrund der hohen Wasserlöslichkeit, der geringen Flüchtigkeit und des geringen Adsorptionspotentials ist davon auszugehen, dass Einträge auf die Böden durch Deposition und über die Klärschlammausbringung gering sind. Über den Gehalt an Benzotriazole von Düngern liegen keine Informationen vor.

Zur Beurteilung des möglichen Einflusses der Erosion wurden die Riedbäche, die auch als Dränagen wirken, sowohl bei Regenwetter als auch Trockenwetter beprobt. Zudem wurden die Regenwetterproben sowohl filtriert als auch unfiltriert untersucht. Benzotriazole waren weder in den filtrierten noch in den unfiltrierten Proben nachweisbar. Der Eintragspfad über die Erosion wird daher als vernachlässigbar eingestuft.

7.5.2.3 Oberflächenabfluss

Der Oberflächenabfluss gibt den gelösten flächenhaften Stoffeintrag durch den abfließenden Niederschlag in die Gewässer wieder. Niederschläge führen zum Austrag von gelösten und ungelösten Stoffen aus der Atmosphäre. Da Benzotriazole in der Deposition als vernachlässigbar bewertet werden, erfolgt somit kein Eintrag. Diese Einschätzung wird durch die Untersuchungsergebnisse von Benzotriazolen in Niederschlagsproben bestätigt. Benzotriazole waren in den analysierten Niederschlagsproben nicht nachweisbar.

Ein Eintrag ins Gewässer über den Oberflächenabfluss kann aber durch Abschwemmung erfolgen, falls eine Rücklösung aus dem in der Bodenmatrix gebundenen Stoffen erfolgt. Durch die Beprobung der Riedbäche im Lauteracher Ried bei Regen in filtrierter und unfiltrierter Form ist eine Aussage über den Eintrag von Benzotriazolen über den Oberflächenabfluss möglich. Diese Riedbäche wirken bei Trockenwetter als Dränagen. Durch Beachtung der Benzotriazole in diesen Riedbächen bei Trockenwetter und in den filtrierten Proben bei Regenwetter ist eine Quantifizierung des Oberflächenabflusses möglich.

Benzotriazole waren in den analysierten Proben aus den Riedbächen nicht nachweisbar. Diese Ergebnisse bestätigen die Einschätzung, dass der Stoffeintrag über den Oberflächenabfluss für die untersuchten Korrosionsschutzmittel vernachlässigbar ist.

7.5.2.4 Dränagen

Es liegen keine Untersuchungen zum Vorkommen von Korrosionsschutzmitteln in Dränagen vor. Analog zum Oberflächenabfluss ist jedoch davon auszugehen, dass dieser Eintragspfad vernachlässigbar ist, weil weder durch den Nieder-

schlag noch durch Deposition oder Aufbringung signifikante Frachten auf landwirtschaftliche Böden aufgebracht werden.

Um diesen potentiellen Eintragspfad besser beschreiben zu können, wurden im Rahmen des Projektes die Riedbäche im Lauteracher Ried beprobt und auf die Benzotriazole untersucht. Diese Riedbäche wirken als Dränagen und werden sowohl bei Trockenwetter als auch bei Regenwetter beprobt.

Benzotriazole waren in den analysierten Proben aus den Riedbächen nicht nachweisbar. Diese Ergebnisse bestätigen die Einschätzung, dass der Stoffeintrag über den Oberflächenabfluss für die untersuchten Korrosionsschutzmittel vernachlässigbar ist.

7.5.2.5 Grundwasserzufluss

Zum Vorkommen von Benzotriazolen im Grundwasser liegen einzelne Untersuchungen vor. Die Untersuchungsergebnisse von 74 Grundwasserproben aus dem Wasserschutzgebiet Donauried-Hürbe streuen sehr stark. So waren Benzotriazol in 34 % und Methylbenzotriazol in 18 % der untersuchten Proben nachweisbar. Die gemessenen Konzentrationen schwankten zwischen nicht nachweisbar und 0,17 µg/l bei einem Mittelwert von 0,049 µg/l (Median <0,005 µg/l) für Benzotriazol und von nicht nachweisbar bis zu 75 µg/l bei einem Mittelwert von 0,027 µg/l (Median <0,005 µg/l) für Methylbenzotriazole (Weber et al., 2010).

Blüm et al. (2005) haben an zwei Grundwasserpumpwerken Benzotriazol untersucht und die Konzentrationen von Benzotriazol lagen bei einer Messstelle zwischen 0,1 und 0,2 µg/l und bei der zweiten Messstelle zwischen 0,044 und 0,17 µg/l.

Für das vorliegende Projekt wurden drei Grundwassermessstellen auf Benzotriazol und Methylbenzotriazole untersucht und keine der analysierten Verbindungen war in diesen Proben nachweisbar. Alle drei Grundwassermessstellen lagen im untersuchten Einzugsgebiet. Die Konzentration von Benzotriazolen im Grundwasserzufluss wird basierend auf diesen Ergebnissen gleich null gesetzt.

7.5.2.6 Urbane Systeme

Hauptquellen der diffusen Belastung des Niederschlagsabflusses aus urbanen Gebieten sind die atmosphärische Deposition, der Straßenverkehr sowie Verunreinigungen versiegelter Areale. Der Eintrag ins Gewässer erfolgt im Wesentlichen über Mischwasserentlastungen und Einleitungen von Regenwasser aus Trennkanalisationen. Die atmosphärische Deposition wird für Benzotriazole als vernachlässigbar bewertet.

Es liegen keine Informationen zu den Konzentrationen der Benzotriazole in Mischwassereinleitungen und Regenwassereinleitungen aus Trennkanalnetzen vor. Im Zuge des Projektes wurden daher Entlastungsereignisse beprobt und auf die Projektstoffe untersucht. Die Ergebnisse sind in Tabelle 51 zusammengefasst. Diese Frachten wurden für die Modellierung verwendet.

Tabelle 51: Konzentrationen [$\mu\text{g/l}$] der berücksichtigten Korrosionsschutzmittel im Mischwasser und in Regenwassereinleitungen aus Trennkanalisationen, min-max (Mittelwert)

Parameter	Mischwasser		Regenwasser aus Trennkanalisation	
	c [$\mu\text{g/l}$]	Fracht [kg/a]	c [$\mu\text{g/l}$]	Fracht [kg/a]
Q [m^3/a]	-	1.569.000	-	10.877.300
1H-Benzotriazol	0,40-1,8 (0,88)	1,4	0,019-0,051 (0,037)	0,40
5-Tolyltriazol	0,034-1,5 (0,66)	1,0	<0,024-0,058 (0,040)	0,44
4-Tolyltriazol	0,37-0,97 (0,70)	1,1	<0,020-0,067 (0,041)	0,45

Zur Abschätzung der Emissionen von Verkehrsflächen, werden die Straßenflächen außerhalb der Siedlungsgebiete abgeschätzt und durch Verschneidung mit den Niederschlagsdaten die potentiellen Abwassermengen bestimmt. Im Zuge der Untersuchungen zur Belastung von Grund- und Oberflächengewässern mit organischen und anorganischen Spurenstoffen durch Emissionen von Verkehrsflächen wurden die Verkehrsflächen aus einem Liniendatensatz unter Annahme durchschnittlicher Straßenbreiten berechnet. Die so bestimmte Fläche beträgt rund 366 ha. Im Rahmen von SHTURM wurden die Verkehrsflächen in den zwei Siedlungsgebieten mit rund 336 ha abgeschätzt. Die Differenz dieser zwei Flächenbestimmungen ergibt die Verkehrsfläche außerhalb der Siedlungsgebiete (rund 30 ha). Bei dieser Vorgehensweise wird diese Fläche unterschätzt, weil bei der Berechnung der Siedlungsgebiete von einer Anschlussrate von 100 % ausgegangen wird. Dies ist aber unwahrscheinlich, weil vor allem in den Außenbereichen der Siedlungsgebiete davon auszugehen ist, dass die dortigen Verkehrsflächen nicht an die öffentliche Kanalisation angeschlossen sind.

Für das Einzugsgebiet der Dornbirner Ach wurde im STOBIMO – Projekt ein mittlerer Jahresniederschlag von 1700 mm modelliert. Mit diesem Jahresniederschlag und der außerurbanen Verkehrsfläche von rund 30 ha wird der Abfluss von Straßen, der nicht mit der Kanalisation miterfasst wird, mit rund 510.000 m^3 pro Jahr berechnet.

Die gemessenen Konzentrationen der Benzotriazole in Straßenabwässern im Zu- und Ablauf bepflanzter Bodenfilter sind in Tabelle 52 zusammengefasst.

Tabelle 52: Konzentrationen [$\mu\text{g/l}$] der Benzotriazole in behandelten und unbehandelten Straßenabwässern, min-max (Mittelwert)

Parameter	Straßenabwasser			
	Unbehandelt (n=9)		Nach Bodenfilter (n=6)	
	c [$\mu\text{g/l}$]	Fracht [kg/a]	c [$\mu\text{g/l}$]	Fracht [kg/a]
Q [m^3/a]	-	510.000	-	510.000
1H-Benzotriazol	0,13-0,84 (0,46)	0,23	0,18-0,43 (0,31)	0,16
5-Tolyltriazol	0,19-1,6 (0,57)	0,29	0,031-0,37 (0,17)	0,087
4-Tolyltriazol	0,19-2,7 (0,82)	0,42	0,34-1,3 (0,58)	0,24

Für die Frachtermittlung werden die Mittelwerte der Metallkonzentrationen im unbehandelten Straßenabwasser verwendet. Dies wird dadurch begründet, dass Gewässerschutzanlagen insbesondere an Autobahnen errichtet wurden. Bei Bundes- und Landesstraßen ist dies zumeist noch nicht in selbem Ausmaß der Fall.

7.5.3 Zusammenfassung Korrosionsschutzmittel

In Tabelle 53 sind die für die Modellierung verwendeten Benzotriazolkonzentrationen zusammengefasst.

Tabelle 53: Zusammenfassung der für die Modellierung verwendeten mittleren Benzotriazolkonzentrationen bzw. -frachten in den verschiedenen Eintragspfaden

Parameter	Kommunale ARA	Industrie direkt	Atmosph. Deposition	Erosion	Oberflächenabfluss	Dränagen	Grundwasserzufluss	Mischwasser	Regenwasserkanal	Straßenabwasser
Einheit	kg/a	kg/a	g/ha/a	mg/kg	µg/l	µg/l	µg/l	kg/a	kg/a	kg/a
1H-Benzotriazol	95	0,19	-	-	-	-	-	1,4	0,40	0,23
5-Tolyltriazol	52	0,0021	-	-	-	-	-	1,0	0,44	0,29
4-Tolyltriazol	59	0,13	-	-	-	-	-	1,1	0,45	0,42

7.6 Zusammenfassung der für die Modellierung verwendeten Daten

Tabelle 54: Zusammenfassung der Konzentrationen ([mg/kg], [µg/l]), Raten [g/ha/a] und Frachten [kg/a] der untersuchten Stoffe, die für die Modellierung verwendet wurden.

Parameter	Kommunale ARA	Industrie direkt	Atmosph. Deposition	Erosion	Oberflächenabfluss	Dränagen	Grundwasserzufluss	Mischwasser	Regenwasserkanal	Straßenabwasser
Abwassermenge Q [m ³ /a]	18.475.600	232.000						1.569.100	10.877.300	510.000
Einheit	kg/a	kg/a	g/ha/a	mg/kg	µg/l	µg/l	µg/l	kg/a	kg/a	kg/a
Arzneimittelwirkstoffe	Diclofenac	28	-	-	-	-	-	0,53	-	-
	Ibuprofen	1,3	-	-	-	-	-	0,72	-	-
	Carbamazepin	14	-	-	-	-	-	0,24	-	-
	Sulfamethoxazol	1,1	-	-	-	-	-	0,012	-	-
	Trimethoprim	3,0	-	-	-	-	-	0,0088	-	-
	Erythromycin	2,0	-	-	-	-	-	0,020	-	-
	Josamycin	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Roxithromycin	1,3	-	-	-	-	-	0,016	-	-
	Sulfadimidin	0	-	-	-	-	-	-	-	-
	Sulfadiazin	0,13	-	-	-	-	-	0,0028	-	-
	Sulfadoxin	0,24	-	-	-	-	-	-	-	-
	Sulfathiazol	0,18	-	-	-	-	-	0,035	-	-
	Chlortetrazyklin	0	-	-	-	-	-	0,0063	-	-
	Oxytetrazyklin	0,13	-	-	-	-	-	0,31	-	-
	Tetrazyklin	0	-	-	-	-	-	0,0094	-	-
Diazepam	0,094	-	-	-	-	0,0019	-	0,0010	-	-

Parameter		Kommunale ARA	Industrie direkt	Atmosph. Deposition	Erosion	Oberflächenabfluss	Dränagen	Grundwasserzulufluss	Mischwasser	Regenwasserkanal	Straßenabwasser	
Abwassermenge Q [m ³ /a]		18.475.600	232.000						1.569.100	10.877.300	510.000	
Einheit		kg/a	kg/a	g/ha/a	mg/kg	µg/l	µg/l	µg/l	kg/a	kg/a	kg/a	
Industriechemikalie	Metalle	Cadmium	1,1-3,5	0-0,12	0,25	0,60	0,0033-0,035	0,0017-0,020	0,0017-0,020	0,067-0,11	0,38-0,57	0,0026-0,026
		Quecksilber	0,12-1,4	0-0,023	0,17	0,12	0,0020-0,0021	0,0025-0,0027	0,0025-0,0027	0,014	0,15	0,0047
		Blei	18-24	0-0,35	10	35	0,33-3,5	0-0,50	0,14-0,69	0,78-7,8	5,4-54	0,26-2,6
		Chrom	48	36	1,3	56	0-0,5	0-0,50	0,21-0,76	0,78-7,8	0-5,4	0,26-2,6
		Kupfer	130	95	13	47	3,2	1,3	1,5-1,8	31	200	11
		Zink	610	20	73	143	7,7-9,2	0,5-5,0	7,8-9,0	88	370	44
		Nickel	100	40	1,6	48	0,9-2,1	0,2-2,0	0,8-1,3	3,5-5,3	16-29	1,1-1,4
		Nonylphenole	2,3	0,1	2,1	0,0037	0,015	0,014	0,0046	0,49	1,2	0,092
		Bisphenol-A	1,7	0	0,79	0,00038	0,010	0,0038	0,0013	0,33	4,6	0,082
		Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe	Acenaphthen	0,18	0,00087-0,00099	0-0,0085	0,00027-0,013	0,0003-0,0017	0-0,0010	0-0,0010	0-0,0045	0,054-0,11
Acenaphthylen	-			0-0,024	0,00028-0,0041	-		-	0-0,0039	0-0,047	0-0,0022	
Anthracen	0-0,018		0,0007	0-0,012	0,00044-0,011	0,0003-0,0017	0,0006-0,0023	0,0006-0,0023	0-0,015	0-0,18	0-0,0084	
Benzo(a)anthracen	0-0,018		0-0,00023	0,0053-0,073	0,0011-0,018	0,0003-0,0017	0,0003-0,0017	0-0,0010	0,0017-0,0019	0,0054-0,010	0,00078-0,00089	
Benzo(a)pyren	0-0,018		0-0,00023	0,0067-0,10	0,0052-0,041	0-0,0010	0,0006-0,0023	0,001-0,003	0-0,0090	0-0,11	0-0,0050	
Benzo(b)fluoranthren	0-0,018		0-0,00023	0,014-0,16	0,0035-0,063	0-0,0010	0,0006-0,0023	0,0006-0,0023	0,0010-0,0040	0-0,036	0,0011-0,0028	
Benzo(g,h,i)perylen	0-0,018		0-0,00023	0,011-0,082	0,00088-0,022	0,0003-0,0017	0,0006-0,0023	0,0003-0,0017	0,0017-0,0018	0-0,0054	0,0019	
Benzo(k)fluoranthren	0-0,018		0-0,00023	0,0056-0,064	0,0013-0,023	0-0,0010	0,0006-0,0023	0,001-0,003	0-0,0030	0-0,036	0-0,0017	
Chrysen	0-0,018		0,0007	0,016-0,16	0,0017-0,096	0-0,0010	0,0003-0,0017	0-0,0010	0,0035-0,0035	0,0072-0,018	0,0024	
Dibenzo(a,h)anthracen	0-0,018		0-0,00023	0,002-0,019	0,0011-0,0048	0-0,0010	0-0,0010	0-0,0010	0-0,0021	0-0,025	0-0,0012	
Fluoranthren	0,084	0,0017	0,033-0,23	0,0041-0,54	0,001	0,0003-0,0017	0,0003-0,0017	0,0050-0,020	0-0,18	0,0099-0,016		

Parameter	Kommunale ARA	Industrie direkt	Atmosph. Deposition	Erosion	Oberflächenabfluss	Dränagen	Grundwasserzuzfluss	Mischwasser	Regenwasserkanal	Straßenabwasser
Abwassermenge Q [m ³ /a]	18.475.600	232.000						1.569.100	10.877.300	510.000
Einheit	kg/a	kg/a	g/ha/a	mg/kg	µg/l	µg/l	µg/l	kg/a	kg/a	kg/a
Fluoren	0,19	0,0030	0,0072-0,022	0,00082-0,023	0,0006-0,0023	0,0006-0,0023	0-0,0010	0-0,0051	0-0,061	0-0,0029
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	0-0,018	0,0007	0,01-0,091	0,00065-0,019	0-0,0010	0-0,0010	0-0,0010	0,0014-0,0015	0-0,0054	0,0012
Naphthalin	0,24	0,0042	0,10-1,0	0,00094-0,012	0,0024-0,0027	0,0024-0,0027	0,0068	0-0,60	0-7,2	0-0,34
Phenanthren	0,37	0,0027	0,036-0,18	0,0013-0,70	0,0013-0,0027	0,0018-0,0028	0,0006-0,0017	0,0088-0,0092	0,077	0,0079
Pyren	0,069	0,0032	0,025-0,17	0,0031-0,27	0,001	0,0006-0,0023	0,0006-0,0023	0,015-0,016	0,062-0,074	0,013
Σ PAK	1,1-1,3	0,016-0,019	0,31-1,5	0,0024-1,8	0,0054-0,021	0,010-0,030	0,012-0,032	0,038-0,10	0,21-0,97	0,038-0,070
Korrosionsschutzmitt										
1H-Benzotriazol	95	0,19	-	-	-	-	-	1,4	0,40	0,23
5-Tolyltriazol	52	0,0021	-	-	-	-	-	1,0	0,44	0,29
4-Tolyltriazol	59	0,13	-	-	-	-	-	1,1	0,45	0,42
N _{Ges}	160.050	1.700	0,73 mg/l	125	1,5	1,2	1,1	14.000	21.029	1.200
P _{Ges}	4.500	160	0,018 mg/l	622	0,03	0,03	0,04	2.800	580	125

8 ERGEBNISSE DER EMISSIONSMODELLIERUNG

8.1 Arzneimittelwirkstoffe

Wie in Kapitel 7.1.1 zusammengefasst werden die Arzneimittelwirkstoffe ausschließlich über das gereinigte Abwasser und Mischwasserentlastungen in die Dornbirner Ach eingebracht.

Eine Ausnahme bildet Diazepam. Diazepam wurde in einer Probe im Birkengraben bei Trockenwetter nachgewiesen. Basierend auf diesem Messwert wurde eine Fracht in den Dränagen berechnet. Dazu ist jedoch anzumerken, dass Diazepam nur in einer von neun Proben aus dem Birkengraben nachweisbar war und, dass dieser Messwert mit 5,6 ng/l sehr hoch erscheint. Diese Konzentration liegt im Bereich der Messwerte, die im Ablauf kommunaler Kläranlagen beobachtet werden (siehe Tabelle 8). Diazepam ist der Wirkstoff in Valium®. Es konnten keine Hinweise auf eine Verwendung in der Veterinärmedizin gefunden werden. Der Messwert im Birkengraben ist daher nicht nachvollziehbar. Wird dieser Messwert aus den Auswertungen herausgenommen, so gilt auch für Diazepam, dass ein Frachteintrag in die Dornbirner Ach ausschließlich über das gereinigte Abwasser und über Mischwassereinleitungen erfolgt.

Beim Vergleich der Frachten, die über den Kläranlagenablauf und über Mischwasserentlastungen in Gewässer eingetragen werden, dominiert der Frachteintrag über den Kläranlagenablauf bei nahezu allen untersuchten Arzneimittelwirkstoffen.

Bei Ibuprofen tragen Mischwasserentlastungen rund 36 % und der Kläranlagenablauf rund 64 % zum Gesamtfrachteintrag bei. Der verhältnismäßig hohe Frachtbeitrag der Mischwasserentlastungen ist dadurch zu erklären, dass im Kläranlagenzulauf und auch im Mischwasser hohe Konzentrationen von Ibuprofen zu beobachten sind. Bei der Abwasserreinigung wird Ibuprofen weitgehend abgebaut und ist zumeist nicht mehr oder nur in sehr geringen Konzentrationen nachweisbar. Je höher die entlastete Mischwassermenge im Vergleich zum Kläranlagenablauf ist, umso höher ist auch der relative Frachteintrag über diesen Eintragspfad. Im gereinigten Abwasser wurde mit einer mittleren Konzentration von rund 0,070 µg/l gerechnet und die Konzentration im Mischwasser wurde mit rund 0,42 µg/l angesetzt (Verhältnis 1:6 zwischen Konzentration im gereinigten Abwasser und Konzentration im Mischwasser). Das Verhältnis von gereinigter Abwassermenge zu entlasteter Mischwassermenge beträgt rund 12 zu 1.

Eine Ausnahme bilden die untersuchten Tetrazykline. Bei allen drei der untersuchten Tetrazykline (Chlortetrazyklin, Oxytetrazyklin und Tetrazyklin) erfolgt der Haupteintrag über Mischwasserentlastungen. Analog zu Ibuprofen werden die Tetrazykline im Rohabwasser gefunden, im Kläranlagenablauf sind sie aber aufgrund einer weitgehenden Reduktion nicht nachweisbar.

Bei allen anderen Arzneimittelwirkstoffen beträgt der Frachteintrag über die Mischwasserentlastungen weniger als 2 % und der Kläranlagenablauf stellt den Haupteintragspfad für Arzneimittelwirkstoffeinträge in die Dornbirner Ach dar.

Eine Darstellung der relativen Anteile der Mischwasserentlastungen und der Kläranlagenabläufe an der Gesamtemission für die untersuchten Arzneimittelwirkstoffe zeigt Abbildung 7.

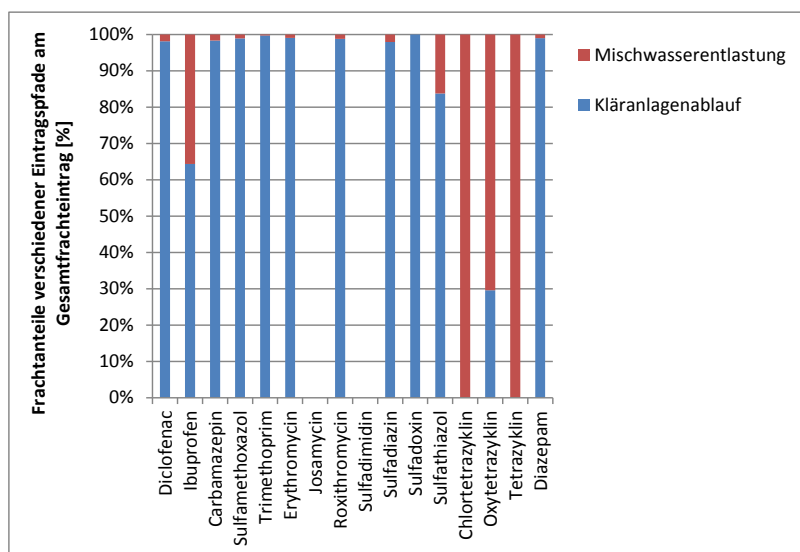


Abbildung 7: Anteile der Arzneimittelmissionen über Mischwasserentlastungen und über den Kläranlagenablauf an der Gesamtemission

8.2 Metalle

Bei den Metallen tragen alle berücksichtigten Eintragspfade in unterschiedlichem Ausmaß zur Gesamtemission bei. Die Verteilung der Beiträge der einzelnen Eintragspfade bzw. deren relative Anteile an der Gesamtemission zeigt Abbildung 8. Für die Minimumbetrachtung wurden bei den Auswertungen nicht nachweisbare Stoffe gleich null gesetzt und Messungen kleiner Bestimmungsgrenze mit der Nachweisgrenze berücksichtigt. Für die Maximalbetrachtung wurden nicht nachweisbare Stoffe gleich der Nachweisgrenze gesetzt und Messungen kleiner Bestimmungsgrenze mit der Bestimmungsgrenze berücksichtigt.

Zeigen die zwei Verteilungen ein ähnliches Muster, so basieren die abgeschätzten Frachten vorwiegend auf Messergebnissen größer der analytischen Bestimmungsgrenze. Weichen die zwei Verteilungen für die Maximalauswertung und die Minimalauswertung deutlich voneinander ab, so ist dies zumeist darauf zurückzuführen, dass Messwerte kleiner Bestimmungsgrenze in den Auswertungen überwiegen. Der Unterschied ist umso ausgeprägter je höher die Anzahl von nicht nachweisbaren Stoffen bzw. Messwerten unter der analytischen Bestimmungsgrenze, auf denen die Auswertungen beruhen.

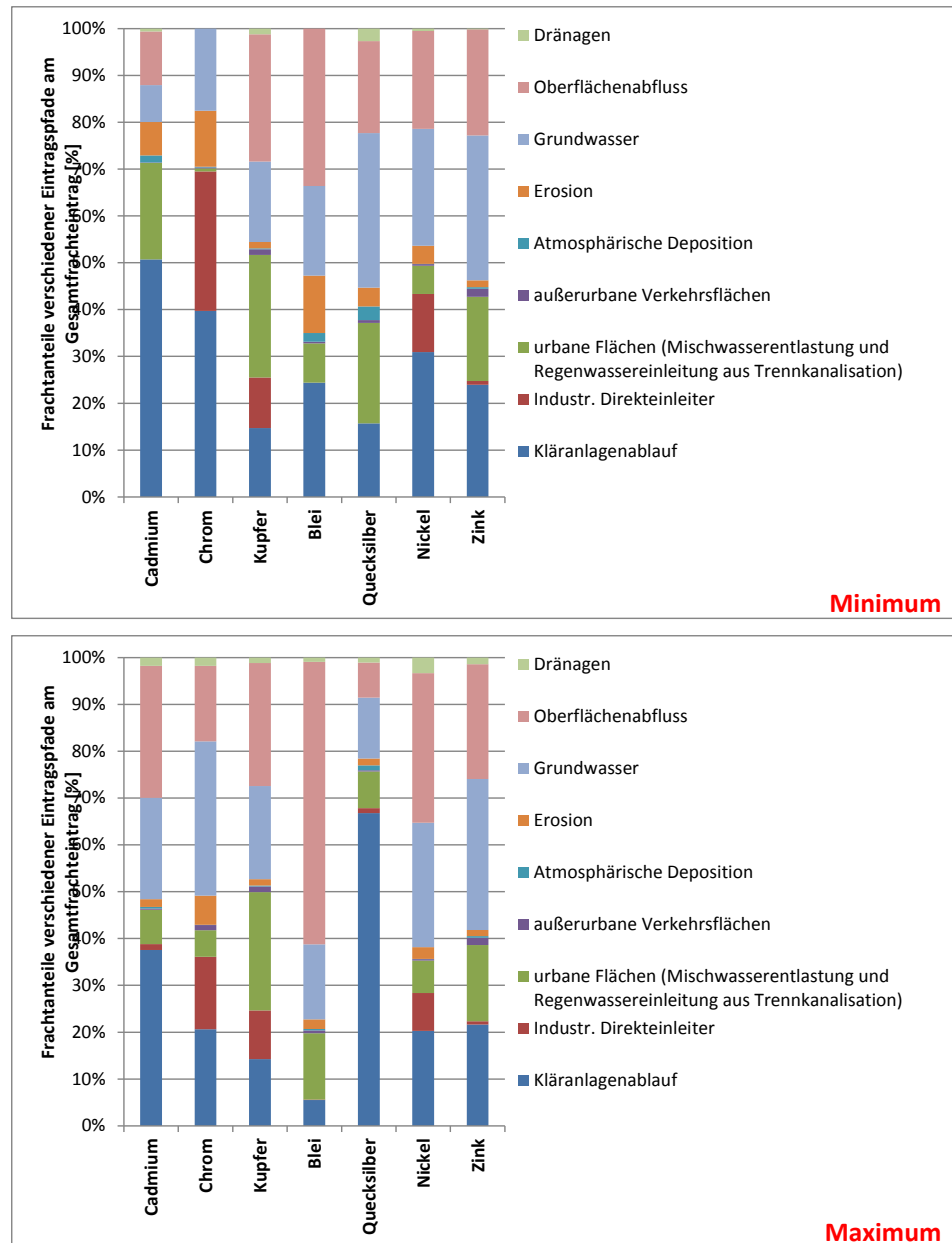


Abbildung 8: Anteile der Metallemissionen (Minimal- und Maximalbetrachtung) über verschiedene Eintragspfade an der Gesamtemission

Bei allen Metallen tragen Grundwasserzustrom und Oberflächenabfluss erheblich zum Gesamtmetalleintrag in die Dornbirner Ach bei. Diese zwei Eintragspfade beinhalten zumeist über 50 % der Gesamtemission, wobei anzumerken ist, dass für Chrom und Quecksilber die größten Schwankungsbereiche beobachtet werden und damit die Datenlage für diese zwei Metalle auch als unsicher zu bewerten ist.

Bei Kupfer, Nickel und Zink zeigen die zwei Auswertungen eine ähnliche Verteilung mit nur geringen Schwankungen. Bei diesen Stoffen ist die Frachtberechnung auf eine stabile Datengrundlage zurückzuführen und nur wenige Messungen kleiner der Bestimmungsgrenze sind in die Auswertungen eingeflossen. Bei diesen drei Stoffen trägt der Kläranlagenablauf mit rund 15-30 % zur Gesamte-

mission bei. Bei Kupfer und Zink sind auch die Frachteinträge über urbane Flächen mit einem Beitrag von 20-30 % der Gesamtemission zu nennen. Diese Frachteinträge stammen vorwiegend aus Regenwassereinleitungen aus Trennkanalisationen.

Bei Chrom, Kupfer und Nickel ist auch der Beitrag des industriellen Direkteinleiters zu nennen. Während die Menge des Abwassers im Vergleich zum Abfluss in der Dornbirner Ach vernachlässigbar ist, liegt der Frachtbeitrag dieses einzelnen Unternehmens an der Gesamtemission im Einzugsgebiet bei rund 8-25 %.

Bei Cadmium erfolgt der Haupteintrag über Kläranlagenabläufe. Dieser Eintragspfad trägt mit 40-50 % zur Gesamtemission bei, wobei der Einfluss der Art der Auswertung auf diesen Frachtanteil gering ist. Aufgrund der Auswertung sind die größten Unterschiede beim Beitrag über den Oberflächenabfluss, sowie über das Grundwasser zu beobachten. Der große Schwankungsbereich deutet darauf hin, dass die gemessenen Konzentrationen in diesen Eintragspfaden zumeist kleiner der Bestimmungsgrenze waren und ist somit auch ein Indikator für die Unsicherheit der Bewertung.

Ähnliches wie für Cadmium gilt auch für Chrom. Direkt eingeleitete gereinigte kommunale und industrielle Abwässer stellen einen Haupteintragspfad dar. Aber auch der Grundwasserzstrom und der Oberflächenabfluss können weitere relevante Eintragspfad sein. Der große Schwankungsbereich des Beitrages dieses Eintragspfades ist auch bei Chrom auf die Messwerte kleiner Bestimmungsgrenze und auf das große Verhältnis zwischen Bestimmung- und Nachweisgrenze zurückzuführen.

Auch bei Blei zeigt sich diese Unsicherheit deutlich, wobei bei Blei der Frachteintrag über den Oberflächenabfluss mit den größten Unsicherheiten verbunden ist.

Bei Quecksilber führen die zwei Auswertungen zu sehr unterschiedlichen Verteilungsmustern, wobei die Unsicherheit hauptsächlich auf den Beitrag des gereinigten Abwassers zurückzuführen ist. Wie bereits in Kapitel 7.2.1.1 angeführt, war Quecksilber in 56 von 59 untersuchten Proben nicht nachweisbar und in den restlichen drei Proben lagen die Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze. Bei den Untersuchungen im Rahmen von SHTURM wurde Quecksilber in Kläranlagenabläufen mit einer sensitiveren Methode untersucht. Dabei wurden Konzentrationen bis zu maximal 0,021 µg/l gemessen. Der Mittelwert von sechs Messungen beträgt 0,010 µg/l (Clara et al., 2014). Würde die Frachtberechnung mit diesen Konzentrationswerten durchgeführt werden, so würde sich die Verteilung der Maximalbewertung jener der Minimalbewertung annähern. Die relativen Frachtanteile an der Gesamtemission aus den Kläranlagenabläufen sowie aus Regenwassereinleitungen aus Trennkanalisationen würden jeweils rund 20 % der Gesamtemission betragen. Mit rund 30 % und rund 20 % tragen auch die relativen Frachtbeiträge über den Grundwasserzstrom und den Oberflächenabfluss in ähnlichem Ausmaß zur Gesamtemission bei.

8.3 Industriechemikalien

Für die Industriechemikalien Bisphenol-A und Nonylphenole liegen für alle Eintragspfade Messwerte vor. Bei diesen zwei Stoffen tragen alle berücksichtigten Eintragspfade in unterschiedlichem Ausmaß zur Gesamtemission bei. Die Verteilung der Frachtanteile der unterschiedlichen Eintragspfade zeigt Abbildung 9.

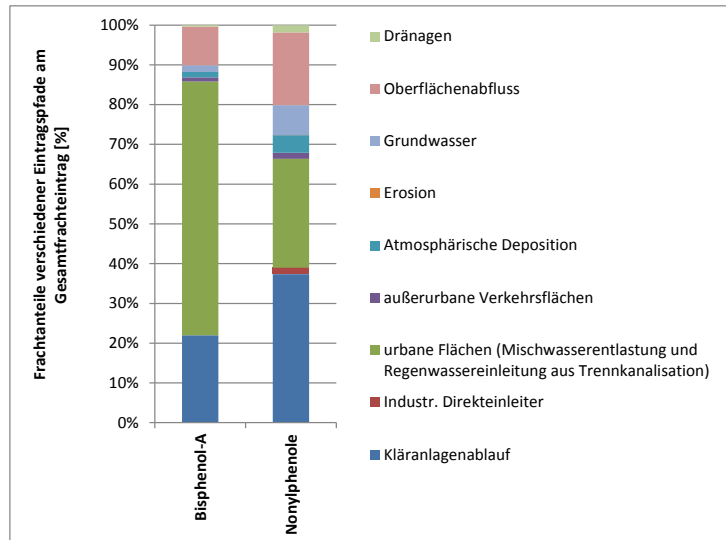


Abbildung 9: Anteile der Emissionen von Bisphenol-A und Nonylphenolen über verschiedene Eintragspfade an der Gesamtemission

Sowohl für Bisphenol-A als auch für Nonylphenole erfolgt der Haupteintrag in die Dornbirner Ach über die Siedlungsgebiete. Bei Bisphenol-A trägt das gereinigte Abwasser rund 20 % zur Gesamtemission bei, wohingegen der Haupteintrag über Mischentlastungen und Regenwassereinleitungen aus Trennkanalisationen erfolgt. So beträgt der relative Frachtanteil dieser zwei Eintragspfade rund 70 %. Bei differenzierter Betrachtung der zwei Eintragspfade Mischwasserentlastung und Regenwassereinleitung aus Trennkanalisationen ist zu beobachten, dass der Haupteintrag über die Regenwasserentlastungen aus Trennkanalnetzen stammt. Da die Konzentrationen im Mischwasser und im Regenwasser ähnlich sind, ist der hohe Einfluss der Regenwassereinleitungen vor allem auf das ausgedehnte Trennkanalnetz in den zwei Siedlungsgebieten im Einzugsgebiet zurückzuführen. Der Kläranlagenablauf ist nicht von Relevanz, weil Bisphenol-A gut abbaubar ist und zudem dazu tendiert, sich am Schlamm anzulagern. Daher sind die gemessenen Konzentrationen im gereinigten Abwasser zumeist deutlich geringer als im Rohabwasser. Dies spiegelt sich auch in den Ergebnissen wieder.

Bei den Nonylphenolen erfolgt ein relevanter Frachteintrag über das gereinigte Abwasser und ein etwas geringerer Frachteintrag über Mischwasserentlastungen und Regenwassereinleitungen aus Trennkanalnetzen. Diese Aussage und die berechnete Verteilung der Beiträge der verschiedenen Eintragspfade sind nur bedingt belastbar. Nonylphenol ist ein Abbauprodukt der Nonylphenolethoxylate und der Nonylphenolcarboxylate. Diese langkettigen Verbindungen kommen hauptsächlich im Rohabwasser vor und in der Kläranlage werden diese abgebaut und das Verhältnis der Komponenten verschiebt sich in Richtung Nonylphenol (Clara et al., 2005). Würde neben den Nonylphenolen auch die

Nonylphenoethoxylate und die Nonylphenolcarboxylate im Mischwasser und im Regenwasser aus Trennkanalisationen berücksichtigt werden, so würde der Haupteintrag über diese urbanen Flächen erfolgen. Der Abbau dieser Verbindungen zu Nonylphenol kann in Folge im Gewässer stattfinden und deutlich höhere Frachten im Gewässer auftreten. Der dargestellte Frachtbeitrag über urbane Systeme stellt somit einen Minimalwert dar und es erscheint realistisch, dass der Beitrag über diesen Eintragspfad eher größer ist. Nichtsdestotrotz stellen für Nonylphenole die Emissionen aus Siedlungsgebieten über die Einleitung gereinigten Abwassers sowie über Mischwasserentlastungen und Regenwassereinleitungen aus Trennkanalisationen die Haupteintragspfade dar.

8.4 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe

Bei den polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen tragen alle berücksichtigten Eintragspfade in unterschiedlichem Ausmaß zur Gesamtemission bei. Die Verteilung der Beiträge der einzelnen Eintragspfade bzw. deren relative Anteile an der Gesamtemission zeigt Abbildung 10. Für die Minimumbetrachtung wurden bei den Auswertungen nicht nachweisbare Stoffe gleich null gesetzt und Messungen kleiner Bestimmungsgrenze mit der Nachweisgrenze berücksichtigt. Für die Maximalbetrachtung wurden nicht nachweisbare Stoffe gleich der Nachweisgrenze gesetzt und Messungen kleiner Bestimmungsgrenze mit der Bestimmungsgrenze berücksichtigt.

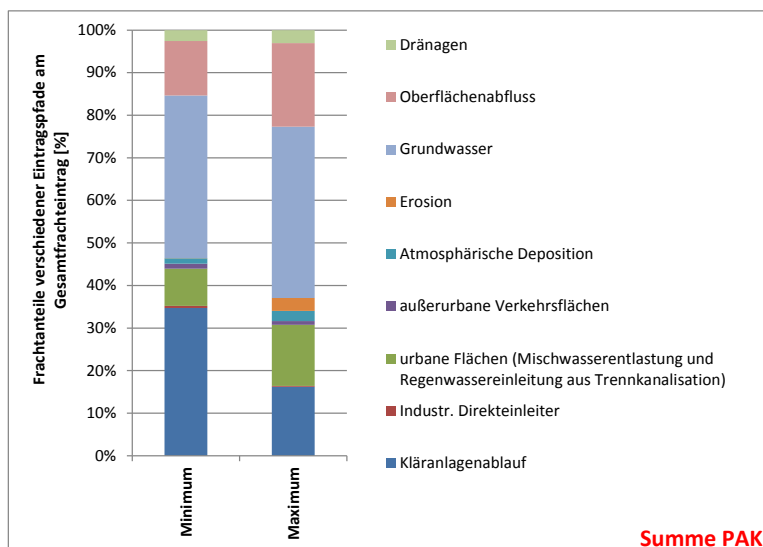


Abbildung 10: Anteile der Emissionen über verschiedene Eintragspfade an der Gesamtemission für die Summe der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe

Die Emissionen aus Siedlungsgebieten tragen durch Einträge über gereinigtes Abwasser sowie aus Mischwasserentlastungen und Niederschlagswassereinleitungen aus Trennkanalisationen mit rund 30-40 % der Gesamtfracht bei. Aber auch der Grundwasserzustrom trägt einen ähnlichen Frachtanteil (rund 40 %) zur Gesamtemission bei. Einige der untersuchten PAKs waren in allen Grundwasserproben nachweisbar. Bei Berücksichtigung des hohen durchschnittlichen

Jahresniederschlags und der damit verbundenen Grundwasserneubildung erscheint das Ergebnis nachvollziehbar. Der Frachtanteil des Oberflächenabflusses an der Gesamtemission beträgt rund 15-20 %.

Die größten Unsicherheiten aufgrund der Messungen betreffen den Frachteintrag über urbane Flächen, also über Mischwasserentlastungen und Regenwassereinleitungen aus Trennkanalisationen. Jedoch unabhängig davon tragen die Emissionen aus Siedlungsgebieten über Abwassereinleitungen maximal zu rund 30 % an der Gesamtemission bei.

8.5 Korrosionsschutzmittel

Wie bei den Arzneimittelwirkstoffen erfolgt auch bei den Korrosionsschutzmitteln der Haupteintrag ins Gewässer über das gereinigte Abwasser. Geringfügige Frachteinträge von 1H-Benzotriazol, 5-Tolyltriazol und 4-Tolyltriazol geschehen auch über Mischwasserentlastungen, die Einleitung gereinigter Industrieabwässer, Regenwassereinleitungen aus Trennkanalisationen sowie Straßenabwassereinleitungen. Die Summe dieser Frachteinträge beträgt für alle Korrosionsschutzmittel weniger als 5 % wohingegen über 95 % der Gesamtfracht über Kläranlagenabläufe in die Dornbirner Ach eingetragen werden (siehe Abbildung 11).

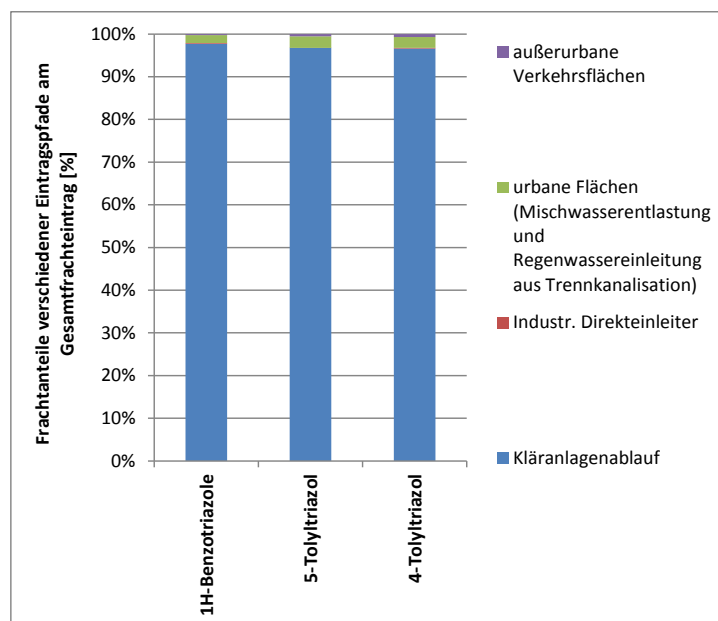


Abbildung 11: Anteile der Emissionen der Korrosionsschutzmittel über verschiedene Eintragspfade an der Gesamtemission

8.6 Nährstoffe

Zusätzlich zu den Spurenstoffen wurde auch für die Nährstoffe eine Emissionsabschätzung durchgeführt. Dazu wurden die gemessenen Konzentrationen der Referenzparameter in den untersuchten Proben, die Referenzparameter für Mischwassereinleitungen und Niederschlagswassereinleitungen aus Trennkanalisationen aus SHTURM (Clara et al., 2014) bzw. die Frachtmeldungen der Kläranlagen (<https://www.vorarlberg.at/>) verwendet. Die Ergebnisse der Emissionsberechnung sind in Abbildung 12 zusammengefasst.

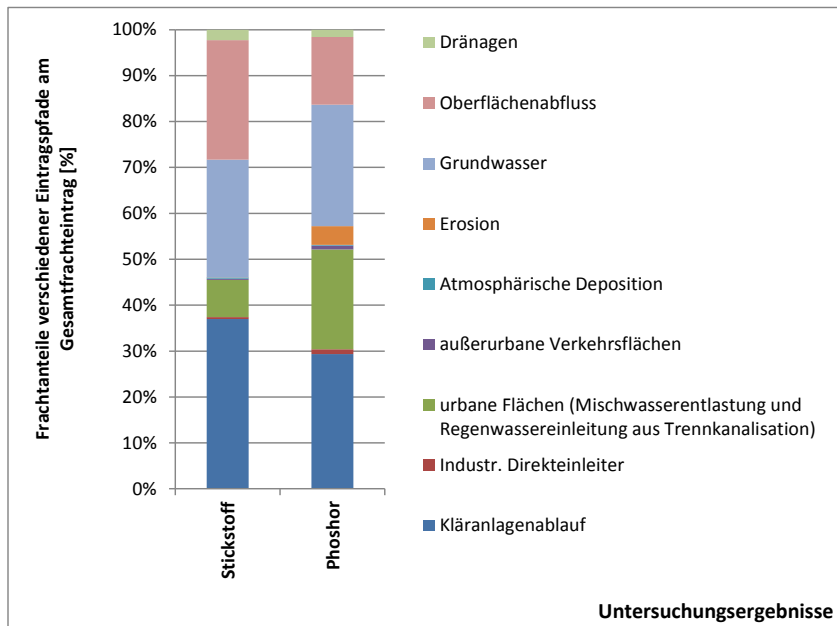


Abbildung 12: Anteile der Emissionen der Nährstoffe über verschiedene Eintragspfade an der Gesamtemission

Rund 30 % der Gesamtemission erfolgt sowohl für Stickstoff als auch für Phosphor über den Kläranlagenablauf. Bei Phosphor ist auch der Frachteintrag über die urbanen Flächen mit rund 20 % der Gesamtemission nicht zu vernachlässigen. Mit rund 50 % Frachtanteil an der Gesamtemission erfolgt aber sowohl bei Gesamtstickstoff als auch bei Gesamtphosphor ein wesentlicher Stoffeintrag über den Grundwasserzustrom und den Oberflächenabfluss. Diese Ergebnisse stellen nur eine grobe Abschätzung dar, die Ergebnisse sind jedoch ähnlich den Ergebnissen des Projektes STOBIMO (Gabriel et al., 2011). Vor allem bei Stickstoff ist die Verteilung ähnlich, wohingegen Gabriel et al. (2011) bei Phosphor den urbanen Systemen einen höheren Frachtanteil zuordnen. Die Ergebnisse sind jedoch nur bedingt vergleichbar, weil mit unterschiedlichen Ansätzen für die Berechnung der Abflüsse von urbanen Systemen aber auch für den Grundwasserzustrom und den Oberflächenabfluss gerechnet wurde.

9 DORNBIRNER ACH

Die Projektstoffe wurden monatlich über einen Zeitraum von einem Jahr in der Dornbirner Ach untersucht. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sind in Tabelle 55 zusammengefasst. Die Einzelmessungen enthält Anhang 1.

Tabelle 55: Zusammenfassung der Messergebnisse in der Dornbirner Ach (n=12). Alle Konzentrationen sind in µg/l angegeben.

Parameter	NG	BG	Anzahl			Min	Max
	[µg/l]	[µg/l]	n.n.	<BG	>BG	[µg/l]	[µg/l]
N _{ges}	-	-	-	-	-	1,2	2,9
P _{ges}	-	-	-	-	-	0,030	0,33
Diclofenac	0,01	0,02	-	-	12	0,049	0,2
Ibuprofen	0,005	0,01	2	2	8	n.n.	0,027
Carbamazepin	0,0005	0,001	-	-	12	0,016	0,067
Sulfamethoxazol	0,002	0,004	-	3	9	<BG	0,019
Trimethoprim	0,002	0,004	-	-	12	0,0048	0,020
Erythromycin	0,005	0,01	8	3	1	n.n.	0,011
Josamycin	0,005	0,01	12	-	-	n.n.	n.n.
Roxithromycin	0,005	0,01	8	2	2	n.n.	0,019
Sulfadimidin	0,0025	0,005	12	-	-	n.n.	n.n.
Sulfadiazin	0,002	0,004	12	-	-	n.n.	n.n.
Sulfadoxin	0,002	0,004	12	-	-	n.n.	n.n.
Sulfathiazol	0,002	0,004	12	-	-	n.n.	n.n.
Chlortetrazyklin	0,01	0,02	12	-	-	n.n.	n.n.
Oxytetrazyklin	0,01	0,02	12	-	-	n.n.	n.n.
Tetrazyklin	0,01	0,02	12	-	-	n.n.	n.n.
Diazepam	0,002	0,004	11	-	1	n.n.	0,034
Blei	0,5	5	8	4	-	n.n.	5
Cadmium	0,005	0,05	6	5	1	n.n.	0,063
Chrom	0,5	5	5	6	1	n.n.	5,2
Kupfer	0,1	1	-	-	12	2,1	8,4
Nickel	0,2	2	-	3	9	<BG	6,9
Zink	0,5	5	-	2	10	<BG	37
Quecksilber	0,0005	0,001	3	-	9	n.n.	0,056
Nonylphenole	0,001	0,003	-	-	12	0,021	0,047
Bisphenol-A	0,001	0,003	-	-	12	0,0099	0,043
Acenaphthen	0,001	0,003	-	12	-	<NG	<BG
Acenaphthylen	0,001	0,003	-	-	-	-	-
Anthracen	0,001	0,003	-	12	-	<NG	<BG
Benzo(a)anthracen	0,001	0,003	-	12	-	<NG	<BG
Benzo(a)pyren	0,001	0,003	-	11	1	<NG	0,0037
Benzo(b)fluoranthen	0,001	0,003	-	11	1	<NG	0,0034

Parameter	NG	BG	Anzahl			Min	Max
	[µg/l]	[µg/l]	n.n.	<BG	>BG	[µg/l]	[µg/l]
Benzo(k)fluoranthen	0,001	0,003	-	11	1	<NG	0,014
Chrysen	0,001	0,003	-	12	-	<NG	<BG
Dibenzo(a,h)anthracen	0,001	0,003	-	12	-	<NG	<BG
Fluoranthen	0,001	0,003	-	7	5	<BG	0,007
Fluoren	0,001	0,003	-	3	9	<BG	0,0095
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	0,001	0,003	-	12	-	<NG	<BG
Benzo(g,h,i)perylen	0,001	0,003	-	11	1	<NG	0,0037
Naphthalin	0,001	0,003	-	1	11	<NG	0,04
Phenanthren	0,001	0,003	-	4	8	<NG	0,018
Pyren	0,001	0,003	-	5	7	<NG	0,005
<i>Summe PAK</i>			-	12	-	<BG	0,11
1H-Benzotriazol	0,008	0,016	-	-	12	0,24	1,1
4-Tolyltriazol	0,01	0,02	-	-	12	0,16	0,68
5-Tolyltriazol	0,012	0,024	-	-	12	0,13	0,64

Basierend auf diesen Messergebnissen wurde eine mittlere Jahresfracht in der Dornbirner Ach berechnet. Dazu wurden die Abflussmengen in der Dornbirner Ach am Tag der Probenahme mit den gemessenen Stoffkonzentrationen in den Fließgewässerproben verwendet. Es wurden eine Minimal- und eine Maximalfracht berechnet. Bei der Bestimmung der Minimalfracht wurden Messungen kleiner Bestimmungsgrenze mit der Nachweisgrenze berücksichtigt und nicht nachweisbar wurde gleich null gesetzt. Bei der Berechnung der Maximalfrachten wurden nicht nachweisbare Stoffe mit der Nachweisgrenze und Ergebnisse kleiner Bestimmungsgrenze mit der Bestimmungsgrenze berücksichtigt.

In einem zweiten Ansatz wurde die Gewässerfracht auch ab der Basis der mittleren langjährigen Monatsabflüsse (MQ) laut Hydrographischem Jahrbuch 2010 (BMLFUW, 2012) berechnet. In Tabelle 56 sind diese Gewässerfrachten aus den zwei Berechnungsansätzen einander gegenübergestellt. Z.T. sind sehr starke Abweichungen zwischen den zwei Datensätzen zu beobachten.

Tabelle 56: Gegenüberstellung der Abflussdaten – Abflüsse zum Zeitpunkt der Probenahme und mittlere langjährige Monatsabflüsse laut Hydrographischem Jahrbuch 2010 (BMLFUW, 2012)

Monat	Abfluss [m ³ /s]	
	Zeitpunkt Probenahme	MQ aus HJB 2010
Jänner	4	3,75
Februar	4,4	3,72
März	7,44	4,83
April	9,33	4,8
Mai	8,57	6,3
Juni	9,26	5,97
Juli	8,98	1,88

Monat	Abfluss [m ³ /s]	
	Zeitpunkt Probenahme	MQ aus HJB 2010
August	8,39	2,09
September	6,95	6,56
Oktober	4,89	21,4
November	5,43	2,91
Dezember	5,77	18

Eine Frachtberechnung wurde nicht durchgeführt, wenn mehr als 10 Messungen in der Dornbirner Ach unter der Nachweisgrenze lagen. Für Josamycin, Sulfadimidin, Sulfadiazin, Sulfadoxin, Sulfathiazol, Chlortetrazyklin, Oxytetrazyklin, Tetrazyklin und Diazepam wurde somit keine Frachtberechnung durchgeführt. Bei diesen Stoffen ist ein Vergleich der berechneten emittierten Frachten mit den Immissionsfrachten nicht möglich. Die berechneten Gewässerfrachten enthält Tabelle 57.

Tabelle 57: Berechnung der durchschnittlichen Jahresfrachten in der Dornbirner Ach

Parameter	Fracht [kg/a]			
	Abfluss Probenahme		MQ aus HJB 2010	
	Min	Max	Min	Max
N _{ges}	393.250		461.750	
P _{ges}	16.350		18.200	
Diclofenac	21	21	24	24
Ibuprofen	3,0	3,2	2,5	3,0
Carbamazepin	7,2	7,2	9,4	9,4
Sulfamethoxazol	1,4	1,4	1,4	1,6
Trimethoprim	1,9	1,9	2,3	2,3
Erythromycin	0,27	1,3	0,60	1,6
Roxithromycin	0,49	1,5	0,70	1,6
Blei	63	680	38	450
Cadmium	1,1	8,0	1,8	6,2
Chrom	100	800	160	610
Kupfer	810	810	890	890
Nickel	370	530	510	620
Zink	2.000	2.100	2.200	2.300
Quecksilber	1,7	1,7	2,4	2,4
Nonylphenole	7,2	7,2	7,4	7,4
Bisphenol-A	5,7	5,7	4,7	4,7
Summe PAK	8,2	9,4	7,8	9,1
1H-Benzotriazol	120	120	150	150
4-Tolyltriazol	72	72	96	96
5-Tolyltriazol	64	64	84	84

Bei den meisten der untersuchten Stoffe sind die berechneten Frachten ähnlich. Tendenziell höhere Frachten, mit wenigen Ausnahmen wie z.B. Blei oder Bisphenol-A), werden bei Verwendung der langjährigen mittleren Abflussdaten aus dem Hydrographischen Jahrbuch berechnet.

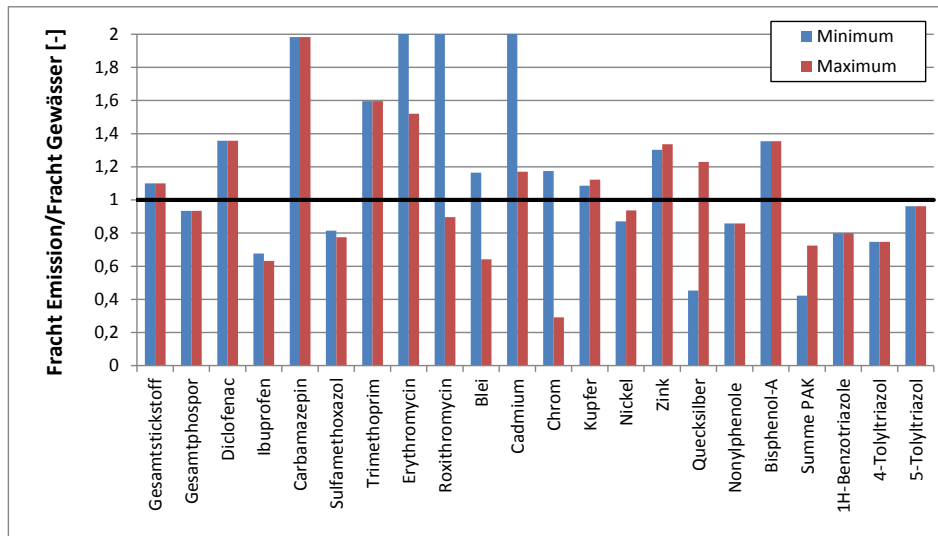


Abbildung 14: Gegenüberstellung der Summe der berechneten Emissions- und Immissionsfrachten (relativ zur Gewässerfracht)

Bei den **Nährstoffen** sind die berechneten Emissionsfrachten und die Immissionsfrachten ähnlich und die Abweichung ist nur gering. Der Haupteintrag von rund 30-35 % der Gesamtemission in die Dornbirner Ach erfolgt über die zwei Kläranlagen im Einzugsgebiet. Aber auch andere Eintragspfade wie Grundwasserzustrom oder Oberflächenabfluss tragen mit jeweils rund 20-30 % Frachtanteil zur Gesamtbelastung der Dornbirner Ach bei.

Bei **Diclofenac** liegt die Summe der Emissionen über der Gewässerfracht. Dies kann einerseits durch einen möglichen geringfügigen Abbau von Diclofenac im Gewässer, wie er auch bei der Abwasserreinigung auftritt, bedingt sein. Andererseits ist auch eine Überschätzung der Emission über den Kläranlagenablauf möglich, weil dieser mit Mittelwerten aller verfügbaren österreichischen Messwerte berechnet wurde. Das Ergebnis beruht auf belastbaren Daten. Der Haupteintragspfad für Diclofenac in die Dornbirner Ach erfolgt über den Kläranlagenablauf.

Bei **Ibuprofen** beträgt die Summe der emittierten Frachten nur rund 50 % der Gewässerfracht. Ein Eintrag über andere Eintragspfade wird nicht als plausibel erachtet. Eine Begründung für die Beobachtung liegt in der Annahme der Ibuprofenkonzentration im gereinigten Abwasser, die der Berechnung zugrunde liegt. Unter der Annahme der Gleichsetzung der Immission mit der Emission würde eine theoretische Ablaufkonzentration von 0,16 µg/l berechnet werden. Dieser theoretische Wert liegt im Schwankungsbereich der verfügbaren Messwerte für Ibuprofen im Kläranlagenablauf, die zwischen n.n. und 0,25 µg/l schwanken. Das Ergebnis beruht auf belastbaren Daten. Der Haupteintragspfad für Ibuprofen in die Dornbirner Ach erfolgt über den Kläranlagenablauf.

Für **Carbamazepin** gilt Ähnliches wie für Diclofenac. Auch bei Carbamazepin ist die emittierte Fracht deutlich höher als die Fracht im Gewässer. Eine Unschärfe ist durch die Wahl der mittleren Ablaufkonzentration bedingt, auf der die Frachtbestimmung beruht. So wurde mit einer mittleren Konzentration von 0,74 µg/l gerechnet. Der verfügbaren gemessenen Ablaufkonzentrationen in österreichischen Kläranlagen schwanken zwischen 0,15 und 1,4 µg/l. Zudem wird Carbamazepin im Gewässer photokatalytisch abgebaut (Andreozzi et al., 2002).

Das Ergebnis beruht auf belastbaren Daten. Der Haupteintragspfad für Carbamazepin in die Dornbirner Ach erfolgt über den Kläranlagenablauf.

Bei **Sulfamethoxazol** erfolgt eine geringfügige Unterschätzung der Emission. Einen Einfluss kann auch das Verhalten des Acetylmethylmetaboliten von Sulfamethoxazol haben, der bei den Untersuchungen nicht analysiert wurde. Jedenfalls sind Emission und Immission ähnlich. Das Ergebnis wird daher als plausibel eingestuft und beruht auf belastbaren Daten. Der Haupteintragspfad für Sulfamethoxazol in die Dornbirner Ach erfolgt über den Kläranlagenablauf.

Bei **Trimethoprim** erfolgt eine geringfügige Überschätzung der Emission, die berechneten Frachten zeigen jedoch eine gute Übereinstimmung. Das Ergebnis wird daher als plausibel eingestuft. Der Haupteintragspfad für Sulfamethoxazol in die Dornbirner Ach erfolgt über den Kläranlagenablauf.

Bei **Erythromycin** und **Roxithromycin** weichen die Ergebnisse für die Minimal- und die Maximalbewertung sehr stark ab. Für beide Antibiotikawirkstoffe liegen nur vereinzelte Messungen in der Dornbirner Ach über der Bestimmungsgrenze vor. Diese Unsicherheiten werden durch den Vergleich der Minimal- und der Maximalkonzentrationen deutlich. Bei der Maximalbewertung sind die berechneten Frachten in der Emission und der Immission ähnlich. Es ist jedoch anzumerken, dass die Datenlage für diese zwei Stoffe aufgrund der Messergebnisse in den Fließgewässerproben nicht belastbar ist. Grundsätzlich ist jedoch auch bei diesen Arzneimittelwirkstoffen davon auszugehen, dass der Haupteintrag in die Dornbirner Ach über den Kläranlagenablauf erfolgt.

Ähnliches wie bei Erythromycin und Roxithromycin ist auch bei **Blei**, **Cadmium** und **Chrom** zu beobachten, wenn auch nicht so stark ausgeprägt. Bei allen drei Schwermetallen lagen nahezu alle Messungen im Gewässer unter der Bestimmungsgrenze. Blei war zumeist nicht nachweisbar und bei Cadmium und Chrom lagen die meisten Messungen unter Bestimmungsgrenze. Dies verursacht den großen Schwankungsbereich zwischen der Minimal- und der Maximalauswertung. Insgesamt sind die Ergebnisse ähnlich. Der Frachtvergleich deutet darauf hin, dass bei Blei und Chrom die Minimalauswertung und bei Cadmium eher die Maximalauswertung plausibler sein dürften. Bei allen drei Schwermetallen erfolgt der Stoffeintrag über unterschiedliche Eintragspfade. Die zugrundeliegende Datenbasis ist aber mit Unsicherheiten behaftet, weshalb auch kein eindeutiges Ergebnis erzielt werden konnte.

Bei **Kupfer** ist die Summe der Emissionsfrachten aus den unterschiedlichen Eintragspfaden ähnlich der Gewässerfracht. Das Ergebnis beruht auf belastbaren Daten. Relevante Frachteinträge erfolgen sowohl über betriebliche und kommunale Abwassereinleitungen, über Mischwasser- und Regenwassereinleitungen aus Trennkanalisation aber auch über den Grundwasserzustrom und den Oberflächenabfluss. Die Beiträge dieser unterschiedlichen Eintragspfade zur Gesamtemission sind ähnlich.

Bei **Nickel** liegt die Gesamtemission geringfügig unterhalb der berechneten Gewässerfracht und bei **Zink** über der Fracht im Gewässer. Für beide Metalle beruhen die Ergebnisse auf belastbaren Daten und der Schwankungsbereich zwischen den unterschiedlichen Auswertungen ist gering. Bei beiden Stoffen erfolgt ein wesentlicher Frachteintrag über den Grundwasserzustrom und den Oberflächenabfluss. Von geringerer Relevanz sind Einleitungen aus der Fläche (Regenwassereinleitungen aus Trennkanalisation) wohingegen die Kläranlagenabläufe 25-30 % der Gesamtemission betragen.

Bei **Quecksilber** divergiert das Ergebnis zwischen Minimal- und Maximalauswertung stark. Dieser Schwankungsbereich ist bei Quecksilber aber nicht auf die Immissionsmessungen zurückzuführen, sondern auf den großen Schwankungsbereich bei den gemessenen Konzentrationen im gereinigten Abwasser. Diese Problematik wurde bereits in Kapitel 8.2 diskutiert. Dieser Diskussion folgend beruht die Minimalauswertung auf plausibleren Daten. Bei der Minimalauswertung erfolgt aber eine deutliche Unterschätzung der Fracht im Fließgewässer. Dies wiederum deutet darauf hin, dass einer der anderen Eintragspfade unterschätzt wird. Quecksilber kommt in sehr geringen Konzentrationen in den verschiedenen Eintragspfaden vor und die Anzahl der auswertbaren Messungen ist sehr gering. Bei Quecksilber ist eine gesicherte Aussage über den Beitrag unterschiedlicher Eintragspfade an der Fracht im Gewässer abhängig von einer verbesserten Datenlage.

Bei der Industriechemikalie **Nonylphenol** liegt die Emissionsabschätzung unter den beobachteten Gewässerfrachten. Bei Bisphenol-A liegt die Emissionsabschätzung etwas über den beobachteten Gewässerfrachten. Dieses Ergebnis ist plausibel. Bei Nonylphenolen ist wie bereits in Kapitel 8.3 besprochen auch der Eintrag von Nonylphenoethoxylaten über Mischwasserentlastungen und Regenwassereinleitungen aus Trennkanalisationen zu beachten, weil diese Stoffe im Gewässer zu Nonylphenolen abgebaut werden. Da diese Einträge nicht erfasst wurden, entspricht das Ergebnis den Erfahrungen. Bei Bisphenol-A sind die emittierten Frachten größer als die Gewässerfracht. Dies ist auf den Abbau im Gewässer zurückzuführen. Die Haupteintragspfade der Industriechemikalien in die Dornbirner Ach sind gereinigtes kommunales Abwasser und Regenwassereinleitungen aus Trennkanalisationen.

Bei der **Summe der PAKs** ist sowohl bei der Minimal- als auch bei der Maximalauswertung die Fracht im Gewässer größer als die Summe der Frachteinträge aus den verschiedenen Eintragspfaden. Für die PAKs liegen für alle Eintragspfade Messungen vor und die Daten scheinen belastbar. Nichtsdestotrotz liegen zahlreiche Messwerte unter der Bestimmungsgrenze und die damit verbundenen Unsicherheiten wirken sich auf das Ergebnis aus. Aber vor allem die Maximalbewertung ergibt ähnliche Frachten in der Summe der Emissionen und im Gewässer. Dieses Ergebnis wird als plausibel eingestuft. Im untersuchten Einzugsgebiet erfolgt ein wesentlicher Frachteintrag der PAKs in das Gewässer Dornbirner Ach über den Grundwasserzustrom. Aber auch die Eintragspfade Kläranlagenablauf, urbane Flächen und Oberflächenabfluss tragen mit jeweils rund 20 % zur Gesamtemission bei. Wie bei Kupfer sind auch bei der Summe der PAKs die Beiträge dieser unterschiedlichen Eintragspfade zur Gesamtemission ähnlich.

Bei den Korrosionsschutzmitteln **1H-Benzotriazol**, **5-Tolyltriazol** und **4-Tolyltriazol** wurden ähnliche Ergebnisse erzielt. Die Summe der berechneten Emissionsfrachten liegt geringfügig unter der Fracht im Gewässer. Dies ist auf Datenunsicherheiten zurückzuführen, kann aber auch durch einen eventuellen photokatalytischen Abbau im Gewässer bedingt sein. Jedenfalls liegen für alle Eintragspfade ebenso wie für das Gewässer gemessene Konzentrationen vor. Die Datenlage ist als belastbar zu bewerten und das Ergebnis erscheint plausibel. Der Haupteintrag in die Dornbirner Ach erfolgt über den Kläranlagenablauf.

Das angewandte Modell erfordert die Erhebung einer Vielzahl von Eingabedaten. Diese Daten beinhalten geografische Informationen, Informationen zur Landnutzung, zur Hydrologie ebenso wie die Erhebung von Daten zum Vor-

kommen der Modellstoffe in den einzelnen Eintragspfaden. Für Spurenstoffe, die im Wesentlichen über einen Haupteintragspfad in ein Gewässer eingetragen werden, ist der Aufwand der Datenerhebung unverhältnismäßig hoch im Vergleich zum erzielbaren Ergebnis. Dies trifft zum Beispiel auf die Arzneimittelwirkstoffe oder die Korrosionsschutzmittel zu, deren Haupteintrag über das gereinigte Abwasser erfolgt. Das Modell ist geeignet, die Emissionen von Spurenstoffen zu berechnen, die über unterschiedliche Eintragspfade in Gewässer eingetragen werden, wie z.B. für Metalle, Industriechemikalien oder polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe. Unabdingbar ist jedoch ein Frachtabgleich der berechneten Emissionsdaten mit Immissionsfrachten. Für die meisten dieser Stoffe wurden ähnliche Frachten für die Gebietsemission berechnet, wie im Gewässer bestimmt. Für viele Spurenstoffe liegen derzeit jedoch nur bedingt oder überhaupt keine Vergleichsdaten vor und auch ein potentieller Rückhalt bzw. Abbau im Gewässer bzw. im Einzugsgebiet werden durch das Modell nicht abgebildet. Bei diesen Punkten besteht sicherlich weiterer Forschungsbedarf.

11 REFERENZEN

- Abegglen, C., Siegrist, H. (2012). Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Wissen Nr. 1214.
<http://www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/01661/index.html?lang=de>.
- Amt der Vorarlberger Landesregierung (2003). Umweltanalytik – Untersuchung schwer abbaubarer Schadstoffe in hochalpinen Regionen. Schriftenreihe Lebensraum Vorarlberg, Band 56.
<http://www.vorarlberg.at/pdf/schadstoffehochalpinenr.pdf>.
- Andreozzi, R., Marotta, R., Pinto, G., Pollio, A. (2002). Carbamazepine in water: persistence in the environment, ozonation treatment and preliminary assessment on algal toxicity. Water Research 36. 2869-2877.
- BAFU (2009). Ergebnisse der Grundwasserbeobachtung Schweiz (NAQUA). Zustand und Entwicklung 2004–2006. Umwelt-Zustand Nr. 0903. Bundesamt für Umwelt, Bern.
<http://www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/01021/index.html?lang=de>.
- Bauer, H., Smidt, S., Stopper, S., Herman, F., Puxbaum, H. (2008). Schwermetalleinträge in den Nordtiroler Kalkalpen. Austrian Journal of Forest Science, Jahrgang 125, Heft 2, 103-120.
- Bergmann, A., Fohrmann, R., Weber, F.A. (2011). Zusammenstellung von Monitoringdaten zu Umweltkonzentrationen von Arzneimitteln. Umweltbundesamt (Hrsg.). Bericht UBA-FB 001525. Umweltbundesamt Texte 66/2011. Dessau-Roßlau. <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-4188.pdf>.
- Blüm, W., Mc Ardell, C.S., Hoehn, E., Schaubhut, R., Labhart, W., Bertschi, S. (2005). Organische Spurenstoffe im Grundwasser des Limmattales - Ergebnisse der Untersuchungskampagne 2004. Baudirektion Kanton Zürich, AWEL, Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft. Zürich, Juni 2005.
- BMLFUW (2012). Hydrographisches Jahrbuch für Österreich 2010. Hydrographischer Dienst in Österreich, 118. Band. Abteilung VII/3 - Wasserhaushalt. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien. http://www.lebensministerium.at/wasser/wasser-oesterreich/wasserkreislauf/hydrographische_daten/jahrbuecher/JB2010.html.
- BPA-RAR (2010). European Union Risk Assessment Report - 4,4'-Isopropylidenediphenol (Bisphenol-A). Risk assessment report - complete risk assessment in one document (February 2010).
- Bressy, A., Gromaire, M.C., Lorgeoux, C., Chebbo, G. (2011). Alkylphenols in atmospheric depositions and urban runoff. Water Science and Technology 63, 671-679.
- Clara, M., Ertl, T., Giselbrecht, G., Gruber, G., Hofer, T., Kretschmer, F., Kolla, L., Scheffknecht, C., Weiß, S. und Windhofer, G. (2014). Spurenstoffemissi-

- onen aus Siedlungsgebieten und von Verkehrsflächen. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien, Österreich.
- Clara, M., Scheffknecht, C., Weiß, S. (2013). Eintrag von Arzneimittelwirkstoffen in die Umwelt. Bericht UBA/UI-02/2013, Amt der Vorarlberger Landesregierung, Umweltinstitut des Landes Vorarlberg, Bregenz.
<http://www.vorarlberg.at/pdf/arsneimittel.pdf>.
- Clara, M., Gans, O., Weiß, S., Windhofer, G., Stadlbauer, H. (2011). Eintrag von Arzneimittelwirkstoffen in die aquatische Umwelt - Untersuchungszeitraum April 2010. Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Fachabteilung 17C - Technische Umweltkontrolle, Gewässeraufsicht (Hrsg.). Dokumentation der Gewässeraufsicht GA-02-2011, Graz.
<http://www.umwelt.steiermark.at>.
- Clara, M., Scharf, S., Scheffknecht, C., Gans, O. (2007). Occurrence of selected surfactants in untreated and treated sewage. *Water Research* 41, 4339-4348.
- Clara, M., Strenn, B., Gans, O., Martinez, E., Kreuzinger, N., Kroiss, H. (2005). Removal of selected pharmaceuticals, fragrances and endocrine disrupting compounds in a membrane bioreactor and conventional wastewater treatment plants. *Water Research* 39, 4797-4807.
- Fent, G., Hein, W.J., Moendel, M.J., Kubiak, R. (2003). Fate of 14C-bisphenol A in soils. *Chemosphere* 51, 735-746.
- 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-Roßlau.
<http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-medien/dateien/4017.html>.
- 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). Enbericht. 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.
- Gans, O., Friehs, B., Stadlbauer, H. (2009). Lysimeterstudie-Verhalten von Antibiotikawirkstoffen im Sickerwasser und Boden. Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Fachabteilung 17C - Technische Umweltkontrolle, Gewässeraufsicht (Hrsg.). Dokumentation zum Thema Gewässerschutz GA-01-09, Graz. <http://www.umwelt.steiermark.at>.
- Kretschmer, F., Kolla, L., Gruber, G., Hofer, T., Clara, M., Windhofer, G., Scheffknecht, C., Ertl, T. (2013). Quantifizierung der Schadstoffeintragspfade aus urbanen Siedlungsgebieten in österreichische Gewässer. *Wiener Mitteilungen* Band 229, H1-22.
- Litz, N. (2004): Nonylphenol (-Ethoxylate). In Litz, N., Wilcke, W., Wilke B.-M. (2004): Bodengefährdende Stoffe. Ecomed.

- Loos, R., Carvalho, R., Comero, S., Conduto, D., Ghiani, M., Lettieri, T., Locoro, G., Paracchini, B., Tavazzi, S., Gawlik, M., Schwesig, D., Haglund, T., Fick, J., Blaha, L., Voerspoels, S., Gans, O. (2012). EU Wide Monitoring Survey on Waste Water Treatment Plant Effluents. Final Report, Joint Research Center, Institute for Environment and Sustainability, European Commission. <http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/11111111/26927/1/lb-na-25563-en.pdf.pdf>.
- MUNLV-NRW – Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein Westfalen (2007): Eintrag von Arzneimitteln und deren Verhalten und Verbleib in der Umwelt. Literaturstudie – Fachbericht 2. Fachberichte des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein Westfalen, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz (LANUV). <http://www.lanuv.nrw.de/veroeffentlichungen/fachberichte/fabe2/fabe2s tart.htm>.
- 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.
- Reemtsma, T., Miehe, U., Dünnbier, U., Jekel, M. (2010). Polar pollutants in municipal wastewater and the water cycle: Occurrence and removal of benzotriazoles. Water Research 44, 596-604.
- Scheffknecht (2012). Untersuchungen von Arzneimittelwirkstoffen und Benzotriazolen – Prüfbericht des Umweltbundesamtes GZ 123-68/07 vom 14.3.2007 (unveröffentlicht). Persönliche Mitteilung (E-Mail vom 15.05.2012).
- Scheffknecht, C., Hämmerle, W., Bader, W., Grabher, A. (2012). Kläranlagenüberwachung - Emissionsdaten ausgewählter Spurenschadstoffe. Bericht UI-2/2012. Amt der Vorarlberger Landesregierung, Umweltinstitut des Landes Vorarlberg, Bregenz. http://www.vorarlberg.at/publikationen/umwelt_und_lebensmittel/ual/KI%C3%A4ranlagen%C3%BCberwachungSpurenelemente.pdf.
- Stoob, K., Singer, H., Götz, C., Ruff, M., and Müller, S. R. (2006). Fully automated on-line solid phase extraction coupled directly to LC-MS/MS: Quantification of sulfonamide antibiotics and neutral and acidic herbicides at the low ng/L level in surface waters. Journal of Chromatography A, 1128: 1 - 9.
- Umweltbundesamt (2003). Hormonwirksame Stoffe in Österreichs Gewässern – Ein Risiko? ARCEM-Austrian Research Cooperation on endocrine Modulators. Endbericht Juni 2003. <http://www.umweltbundesamt.at/arcem>.
- Umweltbundesamt (2004). Schwarz, S., Freudenschuß, A. Referenzwerte für Schwermetalle in Oberböden - Auswertungen aus dem österreichweiten Bodeninformationssystem. Monographien Band 170, Umweltbundesamt, Wien.
- Umweltbundesamt (2005). Sattelberger, R., Gans, O., Martinez, E. Veterinärantibiotika in Wirtschaftsdünger und Boden. Berichte BE-272. Umweltbundes-

- amt, Wien.
<http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/BE272.pdf>
- Umweltbundesamt (2008). Freudenschuß, A., Obersteiner, E., Uhl, M. Organische Schadstoffe in Grünlandböden. Report REP-0158. Wien.
<http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0158.pdf>.
- Umweltbundesamt (2009a). Clara, M., Gans, O., Humer, F., Weiß, S., Zieritz, I. Antibiotika im Grundwasser - Sondermessprogramm im Rahmen der Gewässerzustandsüberwachungsverordnung. Report REP-0258. Umweltbundesamt, Wien.
<http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0258.pdf>.
- Umweltbundesamt (2009b). 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 (2009c). Zechmeister, H., Hohenwallner, D., Hanus-Illnar, A., Roder, I., Riss, A. Schwermetalldepositionen in Österreich – Biomonitoring mit Moosen (Aufsammlung 2005). Report REP-0201. Umweltbundesamt, Wien.
<http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0201.pdf>.
- Umweltbundesamt (2009d). 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 (2010). Freudenschuß, A., Offenthaler, I. Organische Schadstoffe in Grünlandböden – Teil 3 Endbericht. Report REP-0268. Wien.
<http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0268.pdf>.
- 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.
- Verlicchi, P., Al Aukidy, M., Zambello, E. (2012). Occurrence of pharmaceutical compounds in urban wastewater: Removal, mass load and environmental risk after a secondary treatment – A review. Science of the Total Environment 429, 123-155.
- Voutsas, D., Hartmann, P., Schaffner, C., Giger, W. (2006). Benzotriazoles, alkylphenols and Bisphenol-A in municipal wastewaters and in the river Glatt, Switzerland. Environmental Science and Pollution Research, 13, 333-341.
- Weber, W., Müller, A., Weiss, S., Seitz, W., Schulz, W. (2010). Benzotriazole in der aquatischen Umwelt - Multidimensionales Screening mittels HPTLC /

AMD und Nano-HPLC/QTOF-MS. Separation 1, 26-28. http://www.lw-online.de/fileadmin/downloads/aktu_fachbeitraege/2010_06_GIT_Separation_Benzotriazole.pdf.

- S. Weiss, T. Reemtsma (2005). Determination of Benzotriazole Corrosion Inhibitors from Aqueous Environmental Samples by Liquid Chromatography-Electrospray Ionization-Tandem Mass Spectrometry. *Analytical Chemistry* 77 (22), 7415-7420.
- Weiß, K., Schüssler, W., Porzelt, M. (2006). Quantifizierung von Sulfadimidin im Sickerwasser nach Berechnung gedüngter Flächen. *Vom Wasser* 104, 12-16.
- Weiß, S., Jakobs, J., Reemtsma, T. (2006). Discharge of three Benzotriazole corrosion inhibitors with municipal wastewater and improvements by membrane bioreactor treatment and ozonation. *Environmental Science and Technology* 40, 7193-7199.
- Wemhöner, U., Schartner, C., Loishandl-Weisz, H., Schubert, G., Schedl, A. (2012). *Metalle im Grundwasser in Österreich*. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Referat VII/1a (Hrsg.). Wien. <http://www.lebensministerium.at/publikationen/wasser/Metalle-im-Grundwasser-in-Oesterreich---Bericht-Erl-uterungen.html>.

12 ANHANG

Anhang 1: Darstellung der Messergebnisse in den untersuchten Proben

Tabelle 58: Ergebnisse der Messungen der Referenzparameter in den untersuchten Proben (AFS..abfiltrierbare Stoffe, n.b...nicht bestimmbar)

Probenstelle	Datum	AFS [mg/l]	pH [-]	Lf [µS/cm]	DOC [mg/l]	TOC [mg/l]	N _{geb} [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₂ -N [mg/l]	NO ₃ -N [mg/l]	P _{ges} [mg/l]	PO ₄ -P [mg/l]	Cl [mg/l]	SO ₄ [mg/l]
Pegel Lauterach	20.08.12	210	8	550	5	7	2	<0,10	0.021	1,3	0,33	0,021	25	29
Pegel Lauterach	26.09.12	0,5	8	530	4,5	5,1	1,6	<0,10	0.031	1,2	0,03	0,014	16	20
Pegel Lauterach	06.11.12	23	8	380	5,2	5,2	1,2	<0,10	0.029	<1,0	0,12	0,045	8	12
Pegel Lauterach	20.11.12	2,2	8	640	4,3	5	2,7	0,21	-	2,3	0,04	0,009	28	31
Pegel Lauterach	04.12.12	35	8	500	4,9	5	1,9	0,22	0.033	1,3	0,06	0,011	35	16
Pegel Lauterach	22.01.13	1,2	8	640	4,3	4,4	2,5	0,58	0.034	1,7	0,06	0,030	41	29
Pegel Lauterach	26.02.13	6,4	8	670	4,1	4,6	2,5	0,55	0.076	1,9	0,03	0,007	42	28
Pegel Lauterach	05.03.13	11	8	580	4,3	4,7	2,3	0,28	0.074	1,5	0,06	0,005	30	23
Pegel Lauterach	09.04.13	3,3	8	540	3,7	3,9	2,6	0,2	0.056	1,9	0,06	0,029	31	21
Pegel Lauterach	07.05.13	4,8	8	380	2,8	3,2	1,3	0,13	0.056	1	0,03	0,011	12	13
Pegel Lauterach	18.06.13	23	8	530	2,6	3,2	1,8	<0,10	0.042	1,5	0,04	0,020	18	22
Pegel Lauterach	16.07.13	5,4	8	660	3,5	3,8	2,9	<0,10	0.032	2,7	<0,080	<0,080	32	34
Drainage Trockenwetter	20.08.12	14	8	620	4,8	4,8	1,2	0,5	0.011	<1,0	0,01	0,006	13	11
Drainage Trockenwetter	09.04.13	10	8	600	5,7	6,1	1,3	0,4	0.008	<1,0	0,05	0,015	15	8,3
Drainage Trockenwetter	07.05.13	5,6	8	610	5,3	5,4	1,1	0,54	0.009	<1,0	0,03	0,002	14	8,8
Drainage Regen	12.09.12	12	8	430	13	14	2,5	0,45	0.035	<1,0	0,17	0,034	8,6	6,9
Drainage Regen	13.03.13	5	8	600	6,9	7,1	1,3	0,4	0.006	<1,0	0,03	0,008	14	7,3
Drainage Regen	29.07.13	5,6	8	620	4,4	4,5	1,3	0,7	0.017	<1,0	<0,080	<0,080	12	8,1
Drainage Regen filtriert	12.09.12	n,b,	8	430	-	14	2	0,45	0.035	<1,0	0,06	n.b.	8,6	6,9
Drainage Regen filtriert	13.03.13	n,b,	8	590	-	7	1,3	0,4	0.006	<1,0	0,02	n.b.	14	7,3

Probenstelle	Datum	AFS [mg/l]	pH [-]	Lf [µS/cm]	DOC [mg/l]	TOC [mg/l]	N _{geb} [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₂ -N [mg/l]	NO ₃ -N [mg/l]	P _{ges} [mg/l]	PO ₄ -P [mg/l]	Cl [mg/l]	SO ₄ [mg/l]
Drainage Regen filtriert	29.07.13	n.b.	8	640	-	4,4	1,2	0,7	0.017	<1,0	<0,080	n.b.	12	8,1
Direkteinleiter Galvanik	21.05.13	10	8	12900	22	25	110	0,7	65.4	43	1,2	0,91	1900	2200
Direkteinleiter Galvanik	18.06.13	8	8	12300	15	16	120	0,1	17.0	90	1,4	1,06	1900	2700
ARA Hohenems	19.06.13	5,4	8	1330	8,9	9,6	8,3	2,4	0.129	5,4	0,24	0,13	170	89
ARA Hohenems	10.07.13	2,6	8	1520	8,6	8,7	18	0,24	0.056	18	0,17	0,11	200	88
ARA Dornbirn	19.06.13	3,4	8	750	6,5	7	4,4	0,1	0.043	3,6	0,2	0,12	40	45
ARA Dornbirn	10.07.13	0,8	8	800	6,7	7,2	4	0,1	0.063	3,4	0,21	0,13	56	47
GW-Sonde 50.2.19	07.05.13	0,4	7	650	2,3	2,4	<0,50	<0,030	<0,001	<1,0	0,01	0,003	11	19
GW-Sonde 49/3	07.05.13	13	7	670	3	3,8	2	1,7	<0,001	<1,0	0,06	0,004	6	<1,0
GW-Sonde 49/2	07.05.13	12	7	660	3,2	3,8	0,75	0,4	<0,001	<1,0	0,06	0,011	7,6	<1,0

Tabelle 59: Ergebnisse der Messungen der Industriechemikalien

Probenstelle	Datum Probenahme	BPA [ng/l]	NP-tech [ng/l]	OP-4t [ng/l]
Bestimmungsgrenze BG		3,0	3,0	3,0
Pegel Lauterach	20.08.12	30	21	3
Pegel Lauterach	26.09.12	37	38	5
Pegel Lauterach	06.11.12	43	34	4
Pegel Lauterach	20.11.12	19	39	4
Pegel Lauterach	04.12.12	21	24	6
Pegel Lauterach	22.01.13	15	47	6,5
Pegel Lauterach	26.02.13	22	35	6,4
Pegel Lauterach	05.03.13	22	32	5,1
Pegel Lauterach	09.04.13	20	33	5,6
Pegel Lauterach	07.05.13	9,9	39	5,2
Pegel Lauterach	18.06.13	10	38	5,3
Pegel Lauterach	16.07.13	17	32	6,2
Dränage Trockenwetter	20.08.12	3	17	<3,0
Dränage Trockenwetter	09.04.13	5,9	11	<3,0
Dränage Trockenwetter	07.05.13	2,6	13	<3,0
Dränage Regen	12.09.12	14	12	2
Dränage Regen	13.03.13	4,9	11	2,2
Dränage Regen	29.07.13	4,5	25	2,8
Dränage Regen filtriert	12.09.12	18	42	6
Dränage Regen filtriert	13.03.13	6,7	15	3
Dränage Regen filtriert	29.07.13	6,3	18	4,9
Direkteinleiter Galvanik	21.05.13	<1,0	120	8,9
Direkteinleiter Galvanik	18.06.13	<1,0	760	11
ARA Hohenems	19.06.13	250	240	19
ARA Hohenems	10.07.13	150	150	20
ARA Dornbirn	19.06.13	36	46	15
ARA Dornbirn	10.07.13	36	46	15
GW-Sonde 50.2.19	07.05.13	<3,0	4,5	<3,0
GW-Sonde 49/3	07.05.13	<3,0	4,9	<3,0
GW-Sonde 49/2	07.05.13	<1,0	4,5	<3,0

Tabelle 60: Ergebnisse der Messungen der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK)

(A...Anthracen, AC...Acenaphthen, BaP...Benzo(a)anthracen, BaP...Benzo(a)pyren, BbF...Benzo(b)fluoranthren, BkF...Benzo(k)fluoranthren, BP...Benzo(g,h,i)perylene, DahA...Dibenzo(a,h)anthracen, CH...Chrysen, F...Fluoranthren, FEN...Fluoren, IP...Indeno(1,2,3,cd)pyren, NA...Naphthalin, PH...Phenanthren, Py...Pyren)

Probenstelle	Datum	Summe	A	AC	BaA	BaP	BbF	BkF	BP	CH	DahA	F	FEN	IP	NA	PH	Py
		[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]
Bestimmungsgrenze BG			3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0
Pegel Lauterach	20.08.12	43-50	<1,0	<1,0	<3,0	3,7	3,4	14	3,7	<1,0	<1,0	7,0	<3,0	<1,0	<1,0	<1,0	5,0
Pegel Lauterach	26.09.12	14-23	<1,0	<3,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<3,0	<3,0	<1,0	4,8	<3,0	<3,0
Pegel Lauterach	06.11.12	28-34	<1,0	<1,0	<1,0	<3,0	<3,0	<1,0	<3,0	<3,0	<1,0	4,3	3,0	<1,0	4,9	6,7	4,0
Pegel Lauterach	20.11.12	27-37	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<3,0	5,6	<1,0	9,4	7,5	<3,0
Pegel Lauterach	04.12.12	51-55	<1,0	<1,0	< 3,0	<3,0	<3,0	<1,0	<3,0	<3,0	<1,0	5,4	5,9	<3,0	14	12	4,7
Pegel Lauterach	22.01.13	79-87	<3,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<3,0	<1,0	4,7	9,5	<1,0	40	18	4,0
Pegel Lauterach	26.02.13	54-61	<1,0	<1,0	<1,0	<3,0	<1,0	<1,0	<3,0	<1,0	<1,0	<3,0	7,8	<3,0	26	11	<3,0
Pegel Lauterach	05.03.13	56-58	<3,0	<1,0	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	<1,0	<3,0	6,5	<3,0	23	7,3	3,7
Pegel Lauterach	09.04.13	38-41	<3,0	<1,0	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	<1,0	<1,0	<3,0	4,8	<3,0	7,0	8,9	3,7
Pegel Lauterach	07.05.13	22-27	<3,0	<1,0	<1,0	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	<1,0	<1,0	1,0	1,5	<1,0	7,0	<3,0	<3,0
Pegel Lauterach	18.06.13	37-38	<3,0	<1,0	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	7,0	5,1	3,4
Pegel Lauterach	16.07.13	12-24	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<3,0	3,6	<1,0	7,0	<1,0	<1,0
Dränage Trockenwetter	20.08.12	<15	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Dränage Trockenwetter	09.04.13	23-27	<3,0	<1,0	<1,0	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	<1,0	<3,0	<3,0	<1,0	3,3	4,5	<3,0
Dränage Trockenwetter	07.05.13	17-21	<3,0	<1,0	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	<1,0	<1,0	<1,0	<3,0	<1,0	3,9	<3,0	<3,0
Dränage Regen	12.09.12	7,8-18	<1,0	<1,0	<1,0	<3,0	<1,0	<1,0	<3,0	<1,0	<1,0	<1,0	<3,0	<1,0	<3,0	<3,0	<1,0
Dränage Regen	13.03.13	14-21	<3,0	<1,0	<3,0	<1,0	<1,0	<1,0	<3,0	<1,0	<1,0	<3,0	<3,0	<1,0	<3,0	<3,0	<3,0
Dränage Regen	29.07.13	11-22	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<3,0	<3,0	<1,0	3,9	3,8	<1,0
Dränage Regen filtriert	12.09.12	4,8-17	<1,0	<3,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<3,0	<1,0	<1,0	<3,0	<1,0
Dränage Regen filtriert	13.03.13	7,0-18	<3,0	<1,0	<3,0	<1,0	<1,0	<1,0	<3,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	3,2	<1,0	<1,0
Dränage Regen filtriert	29.07.13	9,0-21	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<3,0	<1,0	4,0	3,1	<1,0

Probenstelle	Datum	Summe	A	AC	BaA	BaP	BbF	BkF	BP	CH	DahA	F	FEN	IP	NA	PH	Py
		[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]
Bestimmungsgrenze BG			3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0
Direkteinleiter Galvanik	21.05.13	76-84	<3,0	7,5	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	6,0	17	<1,0	19	14	11
Direkteinleiter Galvanik	18.06.13	64-72	<3,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<3,0	<1,0	8,6	9,2	<1,0	17	9,5	17
ARA Hohenems	19.06.13	26-37	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<3,0	7,5	<1,0	<1,0	14	<3,0
ARA Hohenems	10.07.13	70-79	<1,0	20	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<3,0	13	<1,0	21	14	<3,0
ARA Dornbirn	19.06.13	79-88	<1,0	11	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	5,8	12	<1,0	13	33	4,9
ARA Dornbirn	10.07.13	53-62	<1,0	8,3	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	4,8	9,4	<1,0	15	13	<3,0
GW-Sonde 50.2.19	07.05.13	15-23	<3,0	<1,0	<1,0	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	7,0	<1,0	<3,0
GW-Sonde 49/3	07.05.13	17-24	<3,0	<1,0	<1,0	<3,0	<3,0	<3,0	<1,0	<1,0	<1,0	<3,0	<1,0	<1,0	5,6	<3,0	<3,0
GW-Sonde 49/2	07.05.13	11-22	<1,0	<1,0	<1,0	<3,0	<1,0	<3,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	7,8	<3,0	<1,0

Tabelle 61: Ergebnisse der Messungen der Metalle

Probenstelle	Datum	Blei	Cadmium	Chrom	Kupfer	Nickel	Zink	Quecksilber
		[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]
Bestimmungsgrenze BG		5,0	0,05	5,0	1,0	2,0	5,0	0,0010
Nachweisgrenze NG		0,50	0,0050	0,50	0,10	0,20	0,50	0,00050
Pegel Lauterach	20.08.12	<5,0	0,063	5,2	8,4	6,9	37	0,021
Pegel Lauterach	26.09.12	n.n.	<0,05	n.n.	2,4	2,8	<5,0	0,0088
Pegel Lauterach	06.11.12	<5,0	<0,05	<5,0	3,4	<2,0	9,8	0,0041
Pegel Lauterach	20.11.12	n.n.	<0,05	<5,0	2,6	2	5,5	0,0089
Pegel Lauterach	04.12.12	<5,0	<0,05	<5,0	4,5	2,6	12	0,0071
Pegel Lauterach	22.01.13	n.n.	n.n.	<5,0	4	2,4	7,3	0,0025
Pegel Lauterach	26.02.13	n.n.	n.n.	<5,0	3,7	2,6	11	0,003
Pegel Lauterach	05.03.13	n.n.	n.n.	n.n.	4	2,4	9,9	n.n.
Pegel Lauterach	09.04.13	n.n.	n.n.	n.n.	4,4	<2,0	6,2	0,056
Pegel Lauterach	07.05.13	n.n.	n.n.	n.n.	2,1	<2,0	<5,0	0,0017
Pegel Lauterach	18.06.13	<5,0	<0,05	<5,0	3,8	2,2	9,1	n.n.
Pegel Lauterach	16.07.13	n.n.	n.n.	n.n.	4	2,9	6,3	n.n.
Dränage Trockenwetter	20.08.12	n.n.	n.n.	n.n.	1,0	<2,0	180	0,0058
Dränage Trockenwetter	09.04.13	n.n.	n.n.	n.n.	1,2	<2,0	<5,0	n.n.
Dränage Trockenwetter	07.05.13	n.n.	<0,05	n.n.	1,7	<2,0	<5,0	0,0017
Dränage Regen	12.09.12	<5,0	<0,05	n.n.	4,6	2,3	7,6	0,0046
Dränage Regen	13.03.13	<BG	<0,05	n.n.	1,7	<2,0	<5,0	0,0013
Dränage Regen	29.07.13	n.n.	n.n.	n.n.	3,3	<2,0	15	n.n.
Dränage Regen filtriert	12.09.12	<5,0	<0,05	n.n.	13	2,8	22	0,0072
Dränage Regen filtriert	13.03.13	n.n.	n.n.	n.n.	3,6	<2,0	23	n.a.
Dränage Regen filtriert	29.07.13	n.n.	<0,05	n.n.	2,7	<2,0	7	0,0023
Direkteinleiter Galvanik	21.05.13	<1,5	<0,50	100	370	580	63	<0.10

Probenstelle	Datum	Blei	Cadmium	Chrom	Kupfer	Nickel	Zink	Quecksilber
		[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]
Bestimmungsgrenze BG		5,0	0,05	5,0	1,0	2,0	5,0	0,0010
Nachweisgrenze NG		0,50	0,0050	0,50	0,10	0,20	0,50	0,00050
Direkteinleiter Galvanik	18.06.13	<1,5	<0,50	160	270	270	82	<0.10
ARA Hohenems	19.06.13	<5,0	<0,50	<2,5	<5,0	<5,0	18	<0.10
ARA Hohenems	10.07.13	<1,5	<0,50	<1,0	13	8,8	25	<0.020
ARA Dornbirn	19.06.13	<1,5	<0,50	<2,5	<5,0	<5,0	11	<0.10
ARA Dornbirn	10.07.13	<1,5	<0,50	<1,0	6,3	<5,0	15	<0.020
GW-Sonde 50.2.19	07.05.13	<1,5	<0,50	<1,0	<5,0	<5,0	<10	<0.020
GW-Sonde 49/3	07.05.13	<1,5	<2,5	<1,0	<1,0	<1,0	19	<0.020
GW-Sonde 49/2	07.05.13	<1,5	<2,5	<1,0	<1,0	<5,0	<10	<0.020

Tabelle 62: Ergebnisse der Messungen der Arzneimittelwirkstoffe

(DCF...Diclofenac, IBF...Ibuprofen, CBZ...Carbamazepin, SMX...Sulfamethoxazol, TMP...Trimethoprim, ERY...Erythromycin, JOY...Josamycin, ROY...Roxithromycin, SDD...Sulfadimidin, SDZ...Sulfadiazin, SDX...Sulfadoxin, STZ...Sulfathiazol, CTZ...Chlortetrazyclin, OTZ...Oxytetrazyclin, TZ...Tetrazyclin, DZP...Diazepam)

Probenstelle	Datum	DCF	IBF	CBZ	SMX	TMP	ERY	JOY	ROY	SDD	SDZ	SDX	STZ	CTZ	OTZ	TZ	DZP
		[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]
Bestimmungsgrenze BG		20	10	1,0	4,0	4,0	10	10	10	5,0	4,0	4,0	4,0	20	20	20	4,0
Nachweisgrenze NG		10	5,0	0,5	2,0	2,0	5,0	5,0	5,0	2,5	2,0	2,0	2,0	10	10	10	2,0
Pegel Lauterach	20.08.12	75	n.n.	67	8,9	4,9	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	34
Pegel Lauterach	26.09.12	57	n.n.	27	5,1	5,9	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Pegel Lauterach	06.11.12	53	10	16	4,6	4,8	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Pegel Lauterach	20.11.12	200	13	63	19	20	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Pegel Lauterach	04.12.12	116	24	36	6,9	7,3	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Pegel Lauterach	22.01.13	173	14	50	9,6	18	n.n.	n.n.	<10	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Pegel Lauterach	26.02.13	183	21	50	14	19	n.n.	n.n.	0,019	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Pegel Lauterach	05.03.13	133	17	42	9,3	15	<10	n.n.	0,016	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Pegel Lauterach	09.04.13	139	27	44	<1,0	12	<10	n.n.	<10	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Pegel Lauterach	07.05.13	62	10	25	<1,0	5,9	<10	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Pegel Lauterach	18.06.13	49	<10	29	5,0	8,3	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Pegel Lauterach	16.07.13	152	<10	61	<1,0	11	11	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Dränage Trockenwetter	20.08.12	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Dränage Trockenwetter	09.04.13	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Dränage Trockenwetter	07.05.13	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	5,6
Dränage Regen	12.09.12	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Dränage Regen	13.03.13	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Dränage Regen	29.07.13	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Dränage Regen filtriert	12.09.12	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Dränage Regen filtriert	13.03.13	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.

Probenstelle	Datum	DCF	IBF	CBZ	SMX	TMP	ERY	JOY	ROY	SDD	SDZ	SDX	STZ	CTZ	OTZ	TZ	DZP
		[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]
Bestimmungsgrenze BG		20	10	1,0	4,0	4,0	10	10	10	5,0	4,0	4,0	4,0	20	20	20	4,0
Nachweisgrenze NG		10	5,0	0,5	2,0	2,0	5,0	5,0	5,0	2,5	2,0	2,0	2,0	10	10	10	2,0
Dränage Regen filtriert	29.07.13	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
GW-Sonde 50.2.19	07.05.13	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
GW-Sonde 49/3	07.05.13	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
GW-Sonde 49/2	07.05.13	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.

Tabelle 63: Ergebnisse der Messungen der Benzotriazole

Parameter	Datum Probenahme	Benzotriazol [ng/l]	4-Tolytriazol [ng/l]	5-Tolytriazol [ng/l]
Bestimmungsgrenze BG		16	20	24
Nachweisgrenze NG		8,0	10	12
Mischwasser Lerchenau	12.06.2012	400	760	34
Mischwasser Lerchenau	06.08.2012	1.800	970	1.500
Mischwasser Lerchenau	12.09.2012	430	370	440
Trennkanal Birkengraben	16.08.2012	51	<20	<24
Trennkanal Birkengraben	24.08.2012	42	42	45
Trennkanal Birkengraben	12.09.2012	19	67	58
Niederschlag	16.08.2012	n.n.	n.n.	n.n.
Niederschlag	26.08.2012	n.n.	n.n.	n.n.
Niederschlag	12.09.2012	n.n.	n.n.	n.n.
Pegel Lauterach	20.08.2012	730	640	390
Pegel Lauterach	26.09.2012	410	230	200
Pegel Lauterach	06.11.2012	240	160	130
Pegel Lauterach	20.11.2012	1.100	660	590
Pegel Lauterach	04.12.2012	680	340	290
Pegel Lauterach	22.01.2013	740	470	420
Pegel Lauterach	26.02.2013	1.000	510	510
Pegel Lauterach	05.03.2013	770	420	410
Pegel Lauterach	09.04.2013	810	500	440
Pegel Lauterach	07.05.2013	390	310	290
Pegel Lauterach	18.06.2013	490	280	280
Pegel Lauterach	16.07.2013	1.000	680	640
Dränagen TW	20.08.2012	n.n.	n.n.	n.n.
Dränagen TW	09.04.2013	n.n.	n.n.	n.n.
Dränagen TW	07.05.2013	n.n.	n.n.	n.n.
Dränagen RW	12.09.2012	n.n.	n.n.	n.n.
Dränagen RW	13.03.2013	n.n.	n.n.	n.n.
Dränagen RW	29.07.2013	n.n.	n.n.	n.n.
Dränagen filtriert	12.09.2012	n.n.	n.n.	n.n.
Dränagen filtriert	13.03.2013	n.n.	n.n.	n.n.
Dränagen filtriert	29.07.2013	n.n.	n.n.	n.n.
Direkteinleiter Galvanik	21.05.13	600	470	n.n.
Direkteinleiter Galvanik	18.06.13	1.000	680	<24
ARA Hohenems Ablauf	19.06.13	690	4.200	3.900
ARA Hohenems Ablauf	10.07.13	8.160	5.000	4.300
ARA Dornbirn Ablauf	19.06.13	3.400	2.100	2.000
ARA Dornbirn Ablauf	10.07.13	4.400	2.800	2.300
Grundwasser	07.05.13	n.n.	n.n.	n.n.
Grundwasser	07.05.13	n.n.	n.n.	n.n.
Grundwasser	07.05.13	n.n.	n.n.	n.n.

Anhang 2: Dokumentation der Berechnungsansätze

Anhang 2 ist in der beigefügten PDF-Datei enthalten.