

Abschlussbericht
zum Forschungsvorhaben

**„Optimierte Reduktion von AFS_{fein}, Schwermetallen und
prioritären Stoffen aus Niederschlagswasser von
Verkehrsflächen in RiStWag-Anlagen durch den Einsatz von
Floating Treatment Wetlands“ – Opti-Float**

im Rahmen des Förderprogramms

**„Ressourceneffiziente Abwasserbeseitigung NRW“ –
Förderbereich 6: Forschungs- und Entwicklungsprojekte zur
Abwasserbeseitigung**

Gefördert vom

Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft,
Natur- und Verbraucherschutz
des Landes Nordrhein-Westfalen



Aachen, den 27.02.2020


Univ.-Prof. Dr.-Ing. Johannes Pinnekamp
(Institutsdirektor ISA)


Univ.-Prof. Dr. Joost van Dongen
(Institutsdirektor Bio I)

Projektkonsortium



Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen

Univ.-Prof. Dr.-Ing. Johannes Pinnekamp

Dr.-Ing. Regina Haußmann

Jan Ruppelt, M.Sc.

Mies-van-der-Rohe-Str. 1

52074 Aachen

Tel.: +49 241 80-23975

Fax: +49 241 80-22285

Email: isa@isa.rwth-aachen.de

www.isa.rwth-aachen.de



Institut für Molekulare Ökologie der Rhizosphäre der RWTH Aachen

Univ.-Prof. Dr. Joost van Dongen

Dr. Jos Schippers

Worringerweg 1

52074 Aachen

Tel.: +49 241 80-26634

Fax: +49 241 80-22637

Email: dongen@bio1.rwth-aachen.de

www.bio1.rwth-aachen.de

Assoziierter Partner



Landesbetrieb Straßenbau NRW

Außenstelle Köln

Deutz-Kalker-Straße 18-26

50679 Köln

Inhaltsverzeichnis

Verzeichnis der Abbildungen.....	IV
Verzeichnis der Tabellen	XI
1 Veranlassung und Zielsetzung	1
2 Stand des Wissens	3
2.1 Beschreibung des Eintragspfads Autobahn.....	3
2.2 Stoffliche Beschaffenheit von Autobahnabflüssen.....	4
2.2.1 Nährstoffe	6
2.2.2 Feststoffe	6
2.2.3 Salze	7
2.2.4 Schwermetalle	7
2.2.5 Kohlenwasserstoffe	8
2.3 Rechtliche Grundlagen zur Behandlung von Straßenabflüssen.....	10
2.3.1 Behandlung des Niederschlagswassers außerörtlicher Straßen.....	10
2.3.2 Behandlung des Niederschlagswassers in Trinkwasserschutzgebieten	11
2.3.3 Zielvorgaben für die Behandlung von Straßenabflüssen	12
2.4 Behandlungsmaßnahmen für außerörtlich anfallende Straßenabflüsse	13
2.4.1 Maßnahmen zur Entwässerung und Versickerung	14
2.4.2 Maßnahmen zum Rückhalt und zur Behandlung	16
2.5 Floating Treatment Wetlands	19
2.5.1 Historie.....	19
2.5.2 Aufbau	20
2.5.3 Reinigungsmechanismen	21
2.5.4 Darstellung der bisherigen Einsatzbereiche	25
3 Material und Methoden.....	26
3.1 Lage und Aufbau der untersuchten RiStWag-Anlagen	26
3.1.1 Beckenanlage Anschlussstelle Köln-Mülheim	26
3.1.2 Beckenanlage Köln-Ost Westseite	27
3.2 Bau der Versuchsanlage.....	29
3.2.1 Pflanzenauswahl.....	29
3.2.2 Einbau FTW Köln-Mülheim	30
3.2.3 Einbau FTW Köln-Ost	32

3.3	Versuchsdurchführung	33
3.3.1	Probenahmestrategie	33
3.3.2	Analytik der Wasserproben	36
3.3.3	Auswertemethodik der Analysenergebnisse	37
3.3.4	Wachstumsmonitoring	38
3.3.5	Biofilmanalyse	39
4	Untersuchungen an großtechnischen Anlagen	40
4.1	Analyse des Standwassers	40
4.2	Analyse der Zu- und Abläufe bei Niederschlagsereignissen	42
4.2.1	Anlagenzuläufe	42
4.2.2	Reinigungsleistung	45
4.2.3	Einflussfaktoren auf die Reinigungsleistung	52
4.3	Analyse der Sedimentproben	57
5	Pflanzenauswahl	58
5.1	Auswahl der Pflanzen für das FTW	58
5.1.1	Eignung für das Wachstum in einer Hydrokultur	58
5.1.2	Toleranz gegenüber potenziell gesundheitsgefährdenden Stoffen im Abwasser	60
5.1.3	Toleranz der verschiedenen Pflanzen unter Salzstress	63
5.1.4	Einfluss von Schwermetallen auf das Pflanzenwachstum	67
5.1.5	Sauerstoffabgabe der Wurzeln ausgewählter Pflanzenspezies	68
5.2	Wachstumsmonitoring der Pflanzen auf dem FTW	70
5.2.1	Pflanzenwachstum auf FTWs in RiStWag-Anlagen	71
5.2.2	Messung der Sauerstoffkonzentrationen	72
5.2.3	Untersuchungen auf organisches Material im Sediment	73
5.3	Untersuchung des Wurzel-Biofilm-Geflechts	74
5.3.1	Detektion des Biofilms	74
5.3.2	Biofilmanalyse	75
5.3.3	Mikrobiomanalyse	76
5.3.4	Untersuchung des Wurzelgeflechts	77
6	Rückbau der Flöße	78
7	Übertragung in die Praxis	80
7.1	Konstruktive Fragestellungen	80

7.2 Betriebliche Fragestellungen.....	82
7.3 Kostenaufwand	83
7.4 Übertragung auf die kommunale Niederschlagswasserbehandlung	85
8 Begleitung durch den Landesbetrieb Straßenbau NRW	87
9 Zusammenfassung und Ausblick.....	89
10 Literaturverzeichnis.....	93
ANHANG.....	A-I
Anhang A: Mess- und Richtwerte Autobahnabflüsse	A-II
Anhang B: Bisherige Einsatzbereiche von Floating Treatment Wetlands	B-I
Anhang C: Auswertung der Niederschlagsdaten.....	C-I
Anhang D: Ergebnisse der Standwasserbeprobung.....	D-I
Anhang E: Ergebnisse der Laboruntersuchungen.....	E-I
Anhang F: Ergebnisse der Sedimentbeprobung	F-I
Anhang G: Ergebnisse der statistischen Auswertung	G-I

Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 2.1:	Anteil der Schwermetalleinträge aus Niederschlagswasser von Straßenabflüssen an der gesamten eingetragenen Fracht. Nach LANUV NRW (2019)	5
Abbildung 2.2:	Statistik der Anlagen zur Straßenentwässerung bzw. Behandlung von Straßenabwässern vom Landesbetrieb Straßenbau NRW. Eigene Darstellung nach LANUV NRW (2020)	14
Abbildung 2.3:	Mögliche Verfahrenskombinationen der Anlagen zur Straßenentwässerung bzw. Behandlung von Straßenabwässern nach MKULNV (2014b)	14
Abbildung 2.4:	Schema eines Mulden-Rigolen-Elements nach DWA-A 138 (DWA, 2005) und MKULNV (2014b)	16
Abbildung 2.5:	Prinzipskizze Abscheideanlage nach RiStWag (FGSV, 2016)	17
Abbildung 2.6:	Schema eines Retentionsbodenfilters (RBF) nach MKULNV (2015)	19
Abbildung 2.7:	Reinigungsmechanismen in FTWs nach BORNE et al. (2015), ergänzt durch HEADLEY und TANNER (2012) und SHAHID et al. (2018)	21
Abbildung 2.8:	Umsatzprozesse der Rhizo- und endophytischen Bakterien für Metalle. Nach TSEZOS (2009) und SHAHID et al. (2018)	23
Abbildung 3.1:	Lage der Versuchsanlagen Köln-Mülheim und Köln-Ost im Luftbild (Darstellung des Landesbetrieb Straßenbau NRW, 2019; Beschriftung ergänzt)	26
Abbildung 3.2:	Schema der Beckenanlage Köln-Mülheim	27
Abbildung 3.3:	Schema der Beckenanlage Köln-Ost	28
Abbildung 3.4:	Einbau der FTWs in die Beckenanlage Köln-Mülheim. a) Trägerkonstruktion b) Trägerkonstruktion mit Pflanzenmatte c) Einbau der Matten in die Becken d) Beckenanlage nach fertiggestelltem Einbau	31
Abbildung 3.5:	Schema der Beckenanlage Köln-Mülheim (MH). Rote Markierungen: Probenahmestellen	32
Abbildung 3.6:	Schema der Beckenanlage Köln-Ost (OST). Rote Markierungen: Probenahmestellen	32
Abbildung 3.7:	Einbau der FTWs in die Beckenanlage Köln-Ost. a) Trägerkonstruktion b) Einbau der Matten in die Becken c) Verbindung der Matten d) Beckenanlage nach fertiggestelltem Einbau	33
Abbildung 3.8:	Darstellung der Niederschlagsereignisse während des Versuchsbetriebs. In rot markiert: beprobte Niederschlagsereignisse	35

Abbildung 4.1:	Boxplot Diagramme der acht Standwasserproben für die Parameter pH-Wert, Leitfähigkeit und Säurekapazität in den beiden beprobten Horizonten (-50 und -150 cm).....	41
Abbildung 4.2:	Verlauf der Leitfähigkeit im Zulauf in MH und OST über den Versuchszeitraum.....	43
Abbildung 4.3:	Darstellung des Zusammenhangs der AFS ₆₃ -Zulaufkonzentration und der Zulaufkonzentrationen von Zink sowie der Summe der PAK/EPA	44
Abbildung 4.4:	Zusammenhang zwischen Zulaufkonzentrationen ausgewählter Schwermetalle und der Niederschlagshöhe.....	45
Abbildung 4.5:	Vergleich der AFS und AFS ₆₃ -Zu- und Ablaufkonzentrationen verschiedener Regenklärbecken bzw. RiStWag-Abscheider (1-9: FUCHS et al. 2013; 11+12: KASTING, 2003).....	48
Abbildung 4.6:	Zusammenhang zwischen dem pH-Wert (links) bzw. der Leitfähigkeit (rechts) und den Ablaufkonzentrationen von Zink, Nickel und PAK am Beispiel der FTW-Kammer in OST.....	54
Abbildung 4.7:	Aufnahmen der FTWs in Köln-Mülheim zu verschiedenen Jahreszeiten...	55
Abbildung 5.1:	Wachstum der verschiedenen Pflanzenarten in einer Hydrokultur im Gewächshaus.....	60
Abbildung 5.2:	Abwassertoleranz von <i>J. effusus</i> und <i>S. Alba</i>	61
Abbildung 5.3:	Wachstum von <i>L. salicaria</i> in Kontrolle und im RiStWag-Wasser.....	62
Abbildung 5.4:	Wachstum von <i>I. pseudacorus</i> in Kontrolle und im RiStWag-Wasser	63
Abbildung 5.5:	Salztoleranz von <i>S. alba</i> und <i>S. viminalis</i> in der Hydrokultur	64
Abbildung 5.6:	Wachstum von <i>L. salicaria</i> unter Salzstress.....	65
Abbildung 5.7:	Mittelwert des Frisch- [FG] und Trockengewichts [TG] der Biomasse in der Kontrolle und 50mM NaCl.....	65
Abbildung 5.8:	Salztoleranz von <i>I. pseudacorus</i>	66
Abbildung 5.9:	Kupferexperimente mit drei Helophyten. Links: <i>S. angustifolium</i> ; rechts oben: <i>J. effusus</i> ; rechts unten: <i>I. pseudacorus</i>	67
Abbildung 5.10:	Sauerstoffabgabe durch <i>J. effusus</i>	68
Abbildung 5.11:	Sauerstoffabgabe durch <i>L. salicaria</i>	69
Abbildung 5.12:	Sauerstoffabgabe durch <i>I. pseudacorus</i>	70
Abbildung 5.13:	Pflanzenwachstum auf dem FTW in der RiStWag-Anlage Köln-Mülheim in der Zeit von März bis November 2019	71
Abbildung 5.14:	Pflanzenwachstum im FTW auf der Anlage in Köln-Mülheim.....	71

Abbildung 5.15:	Sauerstoffmessungen in den RiStWag-Anlagen. Oben: Überblick über den Versuchsaufbau. Mitte: Messung am 31. Juli 2019 in Köln-Mülheim und Ost. Unten: Beispiele für charakteristische Messungen an Regentagen und Trockenperioden.....	72
Abbildung 5.16:	C:H:N Analyse der Sedimente der RiStWag-Anlagen in MH (links) und OST (rechts)	73
Abbildung 5.17:	Ergebnisse der Messungen des Glühverlusts der Sedimente in den RiStWag-Anlagen.....	74
Abbildung 5.18:	Färbungen der Wurzeln zur Visualisierung des Biofilms	74
Abbildung 5.19:	Biofilmformation auf Wurzeln von <i>J. effusus</i> nach 34 Wochen Hydrokultur	75
Abbildung 5.20:	Ergebnisse der Messungen des Glühverlusts der entnommenen Wurzeln	77
Abbildung 6.1:	Rückbau der Flöße aus den RiStWag-Anlagen mittels Mobilkran	78
Abbildung 6.2:	Gebildetes Wurzelgeflechtes unterhalb der Flöße (links: MH; rechts: OST)	79
Abbildung 6.3:	Bergung der Wurzelgeflechtesproben für die Laboruntersuchungen	79
Abbildung 7.1:	Optimierter Aufbau eines mit FTWs und strömungslenkenden Elementen ausgestatteten Absetzbeckens (BIOMATRIX WATER, 2019).....	80
Abbildung 7.2:	Investitionen (netto) für Retentionsbodenfilter im Trennsystem abhängig von der Filterfläche (Stand 4. Quartal 2014, n=18) (MKULNV, 2015)	84
Abbildung 7.3:	Entscheidungshilfe für die Eignung von FTWs als Ertüchtigungsmaßnahme für die kommunale Niederschlagswasserbehandlung	86
Abbildung 8.1:	Einbau der FTWs mittels Mobilkran, zur Verfügung gestellt vom Landesbetrieb Straßenbau NRW (links: Köln-Mülheim; rechts: Köln-Ost).	87
Abbildung 8.2:	Beckenreinigung durch den Landesbetrieb Straßenbau NRW (Straßen.NRW).....	87
Abbildung D.1:	NH ₄ -N-Konzentrationen [mg/l] der Standwasserproben in den beprobten Horizonten in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts).....	D-I
Abbildung D.2:	NO ₂ -N-Konzentrationen [mg/l] der Standwasserproben in den beprobten Horizonten in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts).....	D-I
Abbildung D.3:	NO ₃ -N-Konzentrationen [mg/l] der Standwasserproben in den beprobten Horizonten in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts).....	D-I

Abbildung D.4:	Chlorid-Konzentrationen [mg/l] der Standwasserproben in den beprobten Horizonten in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts).....	D-II
Abbildung D.5:	Sulfat-Konzentrationen [mg/l] der Standwasserproben in den beprobten Horizonten in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts).....	D-II
Abbildung D.6:	TNb-Konzentrationen [mg/l] der Standwasserproben in den beprobten Horizonten in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts).....	D-II
Abbildung D.7:	Gesamt-PO ₄ -P-Konzentrationen [mg/l] der Standwasserproben in den beprobten Horizonten in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts).....	D-III
Abbildung D.8:	Cd-Konzentrationen [mg/l] der Standwasserproben in den beprobten Horizonten in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts).....	D-III
Abbildung D.9:	Cr-Konzentrationen [mg/l] der Standwasserproben in den beprobten Horizonten in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts).....	D-III
Abbildung D.10:	Cu-Konzentrationen [mg/l] der Standwasserproben in den beprobten Horizonten in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts).....	D-IV
Abbildung D.11:	Ni-Konzentrationen [mg/l] der Standwasserproben in den beprobten Horizonten in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts).....	D-IV
Abbildung D.12:	Pb-Konzentrationen [mg/l] der Standwasserproben in den beprobten Horizonten in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts).....	D-IV
Abbildung D.13:	Zn-Konzentrationen [mg/l] der Standwasserproben in den beprobten Horizonten in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts).....	D-V
Abbildung D.14:	Ca-Konzentrationen [mg/l] der Standwasserproben in den beprobten Horizonten in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts).....	D-V
Abbildung D.15:	Mg-Konzentrationen [mg/l] der Standwasserproben in den beprobten Horizonten in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts).....	D-V
Abbildung D.16:	Na-Konzentrationen [mg/l] der Standwasserproben in den beprobten Horizonten in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts).....	D-VI
Abbildung D.17:	Fe-Konzentrationen [mg/l] der Standwasserproben in den beprobten Horizonten in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts).....	D-VI
Abbildung E.1:	Chlorid-Konzentrationen im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η).....	E-I
Abbildung E.2:	Sulfat-Konzentrationen im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η).....	E-I

- Abbildung E.3: AFS-Konzentrationen im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η)..... E-II
- Abbildung E.4: TR im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η)..... E-II
- Abbildung E.5: GV im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η).....E-III
- Abbildung E.6: $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η).....E-III
- Abbildung E.7: $\text{NO}_2\text{-N}$ -Konzentrationen im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η)..... E-IV
- Abbildung E.8: $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η)..... E-IV
- Abbildung E.9: TNb-Konzentrationen im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η)..... E-V
- Abbildung E.10: Ges- $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η) E-V
- Abbildung E.11: Cr-Konzentrationen im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η) E-VI
- Abbildung E.12: Cu-Konzentrationen im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η) E-VI
- Abbildung E.13: Ni-Konzentrationen im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η) E-VII

- Abbildung E.14: Zn-Konzentrationen im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η) E-VII
- Abbildung E.15: Fe-Konzentrationen im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η) E-VIII
- Abbildung E.16: Ca-Konzentrationen im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η) E-VIII
- Abbildung E.17: Mg-Konzentrationen im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η) E-IX
- Abbildung E.18: Na-Konzentrationen im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η) E-IX
- Abbildung E.19: Naphthalin-Konzentrationen im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η) E-X
- Abbildung E.20: Anthracen-Konzentrationen im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η) E-X
- Abbildung E.21: Fluoranthen-Konzentrationen im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η) E-XI
- Abbildung E.22: Benzo(a)pyren-Konzentrationen im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η) E-XI
- Abbildung E.23: pH-Wert im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η)..... E-XII
- Abbildung E.24: KS 4,3 im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η)..... E-XII

Abbildung E.25: Leitfähigkeit im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η).....	E-XIII
--	--------

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 2.1:	Charakteristische Stoffquellen und ausgewählte Stoffe aus dem Kfz-Verkehr nach RiStWag (FGSV, 2016), ergänzt durch MKULNV (2014b)	5
Tabelle 3.1:	Darstellung des beantragten und durchgeführten Analyseumfangs	34
Tabelle 3.2:	Übersicht über die untersuchten Parameter und ihre Analysemethoden...	36
Tabelle 4.1:	Zusammenfassung der Literaturangaben zur stofflichen Beschaffenheit von Autobahnabflüssen und Vergleich mit den Zulaufkonzentrationen der Versuchsanlagen.....	42
Tabelle 4.2:	Ergebnisse der statistischen Untersuchungen von Einflussfaktoren auf die Zulaufkonzentration in MH und OST. Dargestellt sind die Parameter, für die starke Korrelationen ($R_{sp}>0,5$) im gesetzten Signifikanzniveau ($p<0,05$) ermittelt wurden.....	45
Tabelle 4.3:	Mediane der Zu- bzw. Ablaufkonzentrationen an den verschiedenen Probenahmestellen sowie Angabe und Vergleich mit dem Orientierungswerts der OGewV bzw. GrwV	46
Tabelle 4.4:	Die Reinigungsleistung von FTWs beeinflussende Faktoren (Korrelationsanalyse: $p<0,05$; $R_{sp}>0,5$; Mittelwertvergleich: asymptotische Signifikanz $<0,05$).....	52
Tabelle 4.5:	Zusammenfassung der Ergebnisse der Sedimentbeprobung	57
Tabelle 5.1:	Zusammenfassung der getesteten Pflanzenspezies auf ihre Eignung zur Verwendung in einer Hydrokultur.....	58
Tabelle 5.2:	Zusammenfassung der getesteten Pflanzenspezies auf ihre Toleranz gegenüber RiStWag-Wasser	60
Tabelle 5.3:	Übersicht über die Salzverträglichkeit verschiedener Pflanzenspezies	67
Tabelle 5.4:	Identifizierte Mikroorganismen an den Wurzeln der verschiedenen Pflanzenspezies	75
Tabelle 5.5:	Am häufigsten vorkommende identifizierte Mikroorganismen in den Becken	76
Tabelle 7.1:	Vergleich der Investitionskosten (netto) einer Nachrüstung der Beckenanlagen mit Floating Treatment Wetlands und dem Bau eines Retentionsbodenfilters.....	84
Tabelle 7.2:	Anzahl der kommunalen Regenklärbecken unter Angabe der Größe der entwässerten Fläche sowie ihrer Bauweise	85

Tabelle A.1:	Übersicht zu Messwerten Autobahnabflüsse	A-II
Tabelle C.1:	Niederschlagsdaten und hydraulische Parameter (berechnet, nur für beprobte Ereignisse) für die Beckenanlage Köln-Mülheim.....	C-I
Tabelle C.2:	Niederschlagsdaten und hydraulische Parameter (berechnet, nur für beprobte Ereignisse) für die Beckenanlage Köln-Ost.....	C-III
Tabelle E.1:	Ergebnisse der Analyse der Zu- und Ablaufproben bei Niederschlagsereignissen unter Angabe der Anzahl n, des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW±STABW) sowie des Medians für die 8 Probenahmestellen.....	E-I
Tabelle F.1:	Ergebnisse der Sedimentbeprobung.....	F-I
Tabelle G.1:	Ergebnisse des Shapiro-Wilk-Tests auf Normalverteilungen für OST. Blau hinterlegt: Signifikanz $p > 0,05$ (normalverteilt)	G-I
Tabelle G.2:	Ergebnisse des Shapiro-Wilk-Tests auf Normalverteilungen für MH. Blau hinterlegt: Signifikanz $p > 0,05$ (normalverteilt)	G-II
Tabelle G.3:	Ergebnisse des Shapiro-Wilk-Tests auf Normalverteilungen für den Niederschlag und hydraulische Parameter. Blau hinterlegt: Signifikanz $p > 0,05$ (normalverteilt).....	G-II
Tabelle G.4:	Mittelwertvergleich der Ablaufkonzentrationen. Blau hinterlegt: Signifikanz $< 0,05$ (signifikant unterschiedlich).....	G-III
Tabelle G.5:	Mittelwertvergleich der Zulaufkonzentrationen MH vs. OST (Entwässerungssystem). Blau hinterlegt: Signifikanz $< 0,05$ (signifikant unterschiedlich). G-V	G-V
Tabelle G.6:	Spearman-p-Korrelationsanalyse zum Einfluss der Niederschlagseigenschaften auf die Zulaufkonzentration in MH. Blau hinterlegt: $R_{sp} > 0,5$; $p < 0,05$	G-VI
Tabelle G.7:	Spearman-p-Korrelationsanalyse zum Einfluss der Niederschlagseigenschaften auf die Zulaufkonzentration in OST. Blau hinterlegt: $R_{sp} > 0,5$; $p < 0,05$	G-VIII
Tabelle G.8:	Korrelationsanalyse zur Feststellung des Einflusses des Transports von Schwermetallen und PAK mit AFS ₆₃ . Blau hinterlegt: $R_{sp} > 0,5$; $p < 0,05$	G-X
Tabelle G.9:	Korrelationsanalyse zur Feststellung des Einflusses des pH-Werts auf die Ablaufkonzentrationen. Blau hinterlegt: $R_{sp} > 0,5$; $p < 0,05$	G-XII
Tabelle G.10:	Korrelationsanalyse zur Feststellung des Einflusses der Oberflächenbeschickung auf die Ablaufkonzentrationen. Blau hinterlegt: $R_{sp} > 0,5$; $p < 0,05$	G-XIV

Tabelle G.11:	Korrelationsanalyse zur Feststellung des Einflusses des Zufluss/Volumen-Verhältnisses auf die Ablaufkonzentrationen. Blau hinterlegt: $R_{sp} > 0,5$; $p < 0,05$ G-XVI
Tabelle G.12:	Kruskal-Wallis-Test zur Feststellung des Einflusses der Jahreszeiten auf die Reinigungsleistung. Grün hinterlegt: asymptotische Signifikanz $< 0,05$ G-XVII
Tabelle G.13:	Korrelationsanalyse zur Feststellung des Einflusses der Betriebszeit auf die Reinigungsleistung. Blau hinterlegt: $R_{sp} > 0,5$; $p < 0,05$ G-XIX
Tabelle G.14:	Korrelationsanalyse zur Feststellung des Einflusses des Rückhalts mit AFS ₆₃ . Blau hinterlegt: $R_{sp} > 0,5$; $p < 0,05$ G-XXI

1 Veranlassung und Zielsetzung

Mit voranschreitender Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie und dem Ziel, einen guten ökologischen und chemischen Zustand der Oberflächengewässer sowie einen guten chemischen Zustand des Grundwassers zu erreichen, verschärfen sich die Anforderungen an die Behandlung und Einleitung von Niederschlagswasser. Neben urbanen Räumen tragen die Abflüsse von stark befahrenen außerörtlichen Straßen, wie Autobahnen, zu einer Belastung der Gewässer bei.

In Deutschland sind rund 290 km² durch Autobahnen versiegelt (Statistisches Bundesamt, 2017). Das Flächenland Nordrhein-Westfalen ist durch die hohe Bevölkerungsdichte sowie die Dichte an Verkehrsinfrastruktur besonders von den Anforderungen betroffen, die sich aus der EG-Wasserrahmenrichtlinie ergeben. Aufgrund des hohen Versiegelungsgrads der Autobahnen fließen große Mengen Niederschlagswasser von diesen ab. Die Straßenabflüsse sind stark durch stoffliche Belastungen aus dem Straßenverkehr geprägt. Insbesondere Schwermetalle und Kohlenwasserstoffe belasten die Umwelt. Untersuchungsergebnissen der letzten Jahre zufolge sind viele der Schadstoffe an die Feinfraktion der abfiltrierbaren Stoffe im Niederschlagswasser gebunden. Durch die beabsichtigte Einführung des neuen DWA-Arbeitsblatts 102 (derzeit im Gelbdruck), das erstmals die AFS₆₃-Fraktion als Referenzparameter zur stofflichen Nachweisführung festsetzt, gewinnt der Rückhalt dieser Fraktion an Bedeutung (DWA, 2016).

Die Regeln der Technik sehen für die Behandlung von Abflüssen außerörtlicher Straßen grundsätzlich eine Versickerung über die belebte Bodenzone vor. Sofern dies nicht möglich ist, ist das Straßenniederschlagswasser gemäß dem Gemeinsamen Runderlass „Entwässerungstechnische Maßnahmen an Bundesfern- und Landstraßen“ entsprechend der RAS-Ew bzw. RiStWag zu behandeln. Für Straßen in Wasserschutzgebieten gelten zusätzliche Regelungen, die seit dem Jahr 2002 verpflichtend den Bau von Leichtflüssigkeitsabscheidern vorsehen. Derzeit sind 53 solcher Leichtflüssigkeitsabscheider, sogenannte RiStWag-Abscheider, in der Datenbank des LANUV NRW (Stand: Januar 2020) erfasst und werden für die Behandlung von Straßenabflüssen durch den Landesbetrieb Straßenbau NRW (Straßen.NRW) betrieben (LANUV NRW, 2020).

Um den Stoffrückhalt der Behandlungsanlagen für Straßenabflüsse zu optimieren, werden häufig Retentionsbodenfilter (RBF) nachgeschaltet. RBF haben sich für den Rückhalt von AFS₆₃, Nährstoffen und einzelnen Schwermetallen bewährt und gelten (neben den anderen Entwässerungsmöglichkeiten nach RAS-Ew) in NRW seit der Einführung des Retentionsbodenfilterhandbuchs (MKULNV, 2015) und des DWA-Arbeitsblatts 178 (DWA, 2019) als Stand der Technik für die Niederschlagswasserbehandlung. Nachteile von RBF

ergeben sich aus dem hohen Flächenbedarf der Anlagen, dem hohen Kosten- und Konstruktionsaufwand sowie ihrer bedingten Regenerationsfähigkeit.

Eine Alternative könnte der Einsatz von sogenannten Floating Treatment Wetlands (FTWs) bieten. FTWs bestehen aus einer Trägerkonstruktion, auf der Helo- und Hydrophyten aufgebracht werden. Diese Flöße können auf die Wasseroberfläche bestehender Absetzanlagen oder Teiche aufgebracht werden und sollen eine zusätzliche Reinigung des Wassers bewirken. An zwei Beckenanlagen am östlichen Kölner Autobahnring der Bundesautobahn A 3, Anschlussstelle Köln-Mülheim und Autobahnkreuz Köln-Ost (Westseite) wurde untersucht, wie sich der Rückhalt von AFS₆₃, ausgewählten Schwermetallen, PAK und MKW bei derzeitiger Ausgestaltung der RiStWag-Abscheider darstellt und ob sich der Rückhalt durch den Einsatz von FTWs verbessern lässt. Zudem wurde untersucht, ob die Kombination von RiStWag-Anlagen mit FTWs eine vergleichbare oder sogar verbesserte Reinigungsleistung gegenüber der Kombination von RiStWag-Anlagen mit nachgeschalteten RBF aufweist.

2 Stand des Wissens

2.1 Beschreibung des Eintragspfads Autobahn

In Deutschland werden Straßen nach innerörtlichen und außerörtlichen Straßen unterschieden. Der außerörtliche Verkehr umfasst Kreisstraßen, Landesstraßen, Bundesstraßen und Bundesautobahnen. Per Definition sind Autobahnen alle anbaufrei, zweibahnig mehrstreifig und durchgehend planfrei geführte Straßen, die für einen schnellen Kraftfahrzeugverkehr ausgelegt sind (FGSV, 2008). Insgesamt weist das Bundesfernstraßennetz in Deutschland 13.009 km Bundesautobahnen auf (BMVI, 2018). Rund 84 % der Autobahnen in Deutschland haben eine Fahrbahnbreite von > 20 m, sodass sich große versiegelte Flächen ergeben. Insgesamt war im Jahr 2015 eine Gesamtfläche von fast 290 km² in Deutschland durch Autobahnen versiegelt. An der Gesamtfläche Deutschlands machen Autobahnen etwa 0,08 % aus (Statistisches Bundesamt, 2017). Nach Bayern (2.515 km) weist das Bundesland Nordrhein-Westfalen mit 2.224 km die zweitgrößte Gesamtlänge an Bundesautobahnen auf. Es ergibt sich eine Gesamtfläche von rund 49 km² Autobahnen in NRW (MBWSV, 2016; BMVI, 2018).

Obwohl Bundesautobahnen in Nordrhein-Westfalen den längenmäßig kleinsten Anteil der außerörtlichen Verkehrswege ausmachen, spielen sie für den Straßenverkehr aufgrund der hohen Verkehrsstärke eine wichtige Rolle. Erhebungen zum mittleren Kraftfahrzeug- und Güterverkehr der letzten vier Jahrzehnte zeigen ein stetiges Wachstum. Im Jahr 2014 wiesen bundesdeutsche Autobahnen eine durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke (DTV) von 59.016 Kfz/24h auf. Die Autobahn mit dem höchsten Verkehrsaufkommen in NRW war nach der letzten aktuellen Straßenverkehrszählung 2010 die A3 mit rund 166.000 Kfz/24h zwischen dem Autobahnkreuz Köln-Ost und dem Autobahn-Dreieck Köln-Heumar, rund 150.500 Kfz/24h zwischen der Anschlussstelle Leverkusen-Zentrum und der Anschlussstelle Köln-Mülheim und 129.000 Kfz/24h zwischen der Anschlussstelle Köln-Mettmann und dem Autobahnkreuz Hilden. (BMVI, 2018)

Aufgrund des hohen Versiegelungsgrads der Autobahnen gelangen Niederschläge schnell und fast vollständig zum Abfluss. Dabei fällt eine große Menge Niederschlagswasser an, welches die auf der Straßenoberfläche angesammelten Stoffe abspült.

Neben der stofflichen Belastung kann sich durch die großen eingeleiteten Wassermengen ein hydraulischer Stress für angrenzende Oberflächengewässer ergeben (MKULNV, 2014b). Letzteres ist vor allem in den Sommermonaten spürbar, wenn Starkregenereignisse die hydraulischen Verhältnisse der Gewässer stark beeinflussen. Zu nennen sind Auswirkungen auf das Abflussregime, die Morphologie, die Gewässergüte und die Biozönose, die akut, verzögert oder langfristig auftreten. Insbesondere Abflussspitzen und über längere Zeiträume abfließende Stofffrachten belasten die Gewässer. Die Menge der Niederschlagsabflüsse von

Autobahnen ist abhängig von Größe, Art und Anteil der Bedeckungen sowie der Bodenverhältnisse von Bankett und Böschung. Niederschlagsgang, -dauer und -intensität sind weitere maßgebliche Einflussgrößen (FGSV, 2005).

2.2 Stoffliche Beschaffenheit von Autobahnabflüssen

Niederschlagsabflüsse von stark befahrenen Verkehrsflächen sind durch eine große Vielfalt teils wassergefährdender Inhaltsstoffe geprägt. Per Definition sind wassergefährdende Stoffe alle festen, flüssigen und gasförmigen Stoffe, die dauernd oder in einem nicht unerheblichen Ausmaß nachteilige Veränderungen der Wasserbeschaffenheit herbeiführen. Sie können somit den guten Zustand der Gewässer (Grundwassers und Oberflächengewässer) gefährden (FGSV, 2016; WHG). Die Stoffe stammen vorrangig aus dem gewöhnlichen Straßenverkehr, aus Straßenverkehrsunfällen mit Freisetzung wassergefährdender Stoffe oder aus der betrieblichen Straßenunterhaltung. Auch atmosphärische Einträge sind in Autobahnabflüssen nachweisbar, den anderen Stoffquellen jedoch untergeordnet. Bezüglich der Belastungen des gewöhnlichen Straßenverkehrs spielt die Verkehrsstärke eine wichtige Rolle. Die durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke (DTV) gilt, gemeinsam mit den Eigenschaften des empfangenden Gewässers, als Kriterium für das von einer Straße ausgehende Gefährdungspotential (MKULNV, 2014b; FGSV, 2016; MBWSV, 2016). Autobahnen weisen demnach eine hohe Gefährdung auf. Zudem beeinflussen Faktoren wie die Fahrweise, die Art und Häufigkeit der Straßenreinigung, die Vegetation sowie das Vorhandensein von Seiten- und Parkstreifen und die Eigenschaften der angrenzenden Flächen die Beschaffenheit der Abflüsse. Hinzu kommt der Einfluss von Trockenzeiten, Niederschlagsintensitäten und Verwehungen (BARJENBRUCH et al., 2016; DANNECKER et al., 1988). Die aus dem Straßenverkehr stammenden Stoffe werden vom Wind sowie durch Abflüsse nach einem Niederschlagsereignis in den Straßenseitenraum gebracht. Hier kann es zu einer Anreicherung der Feststoffe kommen. Gelöste Stoffe können durch Versickerung das Grundwasser erreichen (SIEKER und GROTTKER, 1988).

Zahlreiche Studien haben die Beschaffenheit von Straßenabflüssen in Deutschland untersucht, wovon die meisten in den 90er Jahren durchgeführt wurden (KASTING, 2003; WELKER, 2004). In Tabelle A.1 (Anhang) sind die Ergebnisse verschiedener Studien von Untersuchungen an Autobahnen zusammengestellt. Nach MKULNV (2014b) sind insbesondere hohe Konzentrationen an Cadmium (Cd), Kupfer (Cu), Blei (Pb), Zink (Zn), Palladium (Pd), Platin (Pt), Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW), polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), Methyl- Tertiär-Butyl-Ether (MTBE) sowie saisonal auftretende und durch Tausalze bedingte Chloride auffindbar. In Tabelle 2.1 sind charakteristische Stoffe mit ihrer Quelle und der Art der Belastung übersichtlich zusammengestellt.

Tabelle 2.1: Charakteristische Stoffquellen und ausgewählte Stoffe aus dem Kfz-Verkehr nach RiStWag (FGSV, 2016), ergänzt durch MKULNV (2014b)

Stoffquelle	Stoffe	Art der Belastung
Abgase	NOX, CO / CO ₂ , Ruß (Pb, S, Cl, Mg, Na, Cu, Zn), KW, PAK, Phenole, PCDD, PCDF	Gewöhnlich
Abrieb von Fahrbahnbelägen	Silicium, Ca, Mg, Cr, Ni, Bitumen, Mikroplastik	Gewöhnlich
Abrieb von Fahrzeugreifen	Kohlenstoff, Gummi, Vulkanisationshilfsstoffe, Zn, S, Cl, Fe, Ca, Si, Na, Mg, Cu, Pb, Cd, Mikroplastik, Phosphate	Gewöhnlich
Abrieb von Bremsbelägen	C, Fe, Cu, Mg, Antimon, Ba, Si, S, Titan, Cr, Vanadium, Ni, Zn	Gewöhnlich
Abrieb von Katalysatoren	Platin, Rhodium, Palladium	Gewöhnlich
Tropfverluste	Öle, Kraftstoffe, Bremsflüssigkeit, Frostschutzmittel, Fette, Unterbodenschutz, Wasch- und Konservierungsstoffe	Gewöhnlich
Verdampfungsverluste	(Mineralöl)Kohlenwasserstoffe	Gewöhnlich
Korrosionsprodukte	Fe, Cd, Zn, Cu	Gewöhnlich
Auftausalze	NaCl, CaCl ₂ , MgCl ₂ , KCl	Vorübergehend
Unfälle mit wassergefährdenden Stoffen	Vielzählig	Außergewöhnlich

Trotz der vergleichsweise geringen Menge an Niederschlagswasser von Verkehrsflächen in Oberflächengewässer kommt diesen Wasservolumenströmen aufgrund der hohen stofflichen Belastung eine große Bedeutung zu. Nach LANUV NRW (2019) machen Niederschlagsabflüsse von außerörtlichen Straßen (Autobahnen, Bundes-, Landes- und Kreisstraßen) rund 5 % der gesamten Einleitungen in die Gewässer in NRW aus. Es werden beispielsweise rund 12 % der Kupfer-Fracht und 13 % der Zink-Fracht durch das von außerörtlichen Straßen stammende Niederschlagswasser eingetragen (Abbildung 2.1). Nährstoffe wie Stickstoff und Phosphor stammen zu 3 bzw. 8 % aus den Abflüssen außerörtlicher Straßen.

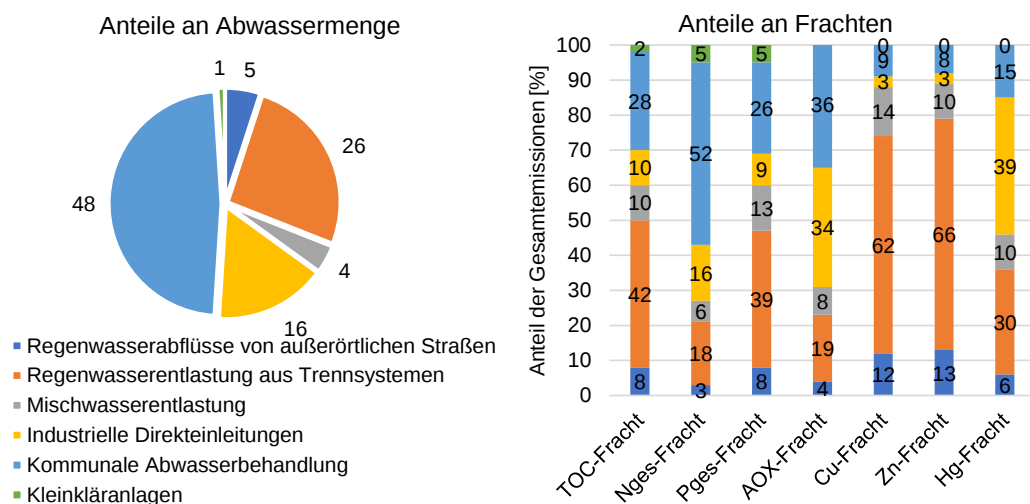


Abbildung 2.1: Anteil der Schwermetalleinträge aus Niederschlagswasser von Straßenabflüssen an der gesamten eingetragenen Fracht. Nach LANUV NRW (2019)

2.2.1 Nährstoffe

Die Nährstoffbelastung von Autobahnabflüssen ist im Vergleich zu kommunalem Abwasser gering. Stickstoff tritt in Niederschlagswasser in anorganischen und organischen Verbindungen auf. Anorganischer Stickstoff liegt insbesondere in Form von Ammoniumstickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$), Nitrit-Stickstoff ($\text{NO}_2\text{-N}$) und Nitrat-Stickstoff ($\text{NO}_3\text{-N}$) vor. Als Phosphorquellen sind im Bereich von Autobahnen der Pollenflug sowie Vegetationsreste zu nennen (HEINZMANN, 1993). Nach WELKER (2004) liegt Phosphor in aquatischen Systemen meist in Form von Phosphaten vor. Phosphate werden beispielsweise für die Herstellung von Autoreifen eingesetzt und gelangen durch Reifenabrieb in den Abfluss (SADIQ et al., 1989). Verschiedene Studien weisen auf Phosphorgehalte in Autobahnabflüssen von 0,25-0,35 mg/l hin (MONCRIEFF und KENNEDY, 2003). Auch Messungen an deutschen Autobahnen (vgl. Tabelle A.1) liegen in dieser Größenordnung.

2.2.2 Feststoffe

Der Begriff Feststoffe umfasst alle ungelösten Stoffe, die aus verschiedenen Materialien wie Tonmineralien oder Humussubstraten bestehen (WELKER, 2004). Im Autobahnbereich stammen Feststoffe vor allem aus dem Abrieb von Reifen, Fahrbahnen und Bremsbelägen oder treten als Korrosionsprodukte und Verbrennungsrückstände auf (FETTIG et al., 2000; DIERSCHKE, 2014). Feststoffe gelangen durch Staubbiederschlag oder durch Abspülungen mit dem Niederschlagswasser in den Autobahnabfluss. Auch Blüten, Pollen, Laub sowie durch Bodenerosionen oder Bautätigkeiten anfallende Stoffe zählen zur Gruppe der Feststoffe. Nach MUSCHAK (1989) ist die Menge der Feststoffe in Autobahnabflüssen vor allem von der DTV der Straßen abhängig. Untersuchungen verschiedener Autoren (vgl. Tabelle A.1) ergeben AFS-Gehalte zwischen 110 und 252 mg/l in Abflüssen von Autobahnen.

Im neuen DWA-Arbeitsblatt 102 (DWA, 2016), das sich derzeit noch im Gelbdruck befindet, wird der Parameter AFS_{63} als stoffbezogene Zielgröße für die Emissionsbetrachtung eingeführt. Er bezieht sich auf den Feinanteil der AFS und beschreibt die Fraktion im Korngrößenbereich $0,45 \mu\text{m} < d < 63 \mu\text{m}$. Diese Fraktion gilt für die Beurteilung der stofflichen Belastung von Niederschlagsabflüssen als relevant, da sie aufgrund der hohen spezifischen Oberfläche eine hohe Adsorptionskapazität für Metalle hat und, neben gelösten Verbindungen, die bioverfügbarste und giftigste Stoffgruppe für aquatische Lebewesen ist. Aufgrund der akkumulierenden Wirkung der stofflichen Belastung lässt sich der Hauptanteil der partikulär transportierten Stoffe wie Schwermetalle und organischen Schadstoffe in dieser Feinfraktion wiederfinden. (XANTHOPOULOS und HAHN, 1993; SANSALONE und BUCHBERGER, 1997; KREIN und SCHORER, 2000; FURUMAI et al., 2002) Insbesondere die in den aktuellen Umweltqualitätsnormen aufgeführten Schwermetalle und PAK können in der AFS_{63} Fraktion nachgewiesen werden (EG-WRRL, 2000; DWA, 2016; DIERSCHKE, 2014). GRASSI et al. (2000)

beschreiben, dass insbesondere die organische Fraktion für den Transport der Schadstoffe zuständig ist. Das Ziel der Niederschlagswasserbehandlung sollte daher eine weitgehende Abscheidung dieser Stoffe sein.

2.2.3 Salze

Während der Wintermonate werden zur Enteisung der Straßen Auftausalze eingesetzt. In den Streumitteln sind insbesondere Magnesiumchlorid und -sulfat, Calciumchlorid und -sulfat, Kaliumchlorid und -sulfat sowie vergälltes Natriumchlorid enthalten (TEGETHOF, 1998; FELDHAUS und KLEIN, 2009). Natriumchlorid findet am Häufigsten Verwendung, da es natürlich vorkommt und günstig zu gewinnen ist. Die verwendeten Mengen an Auftausalzen schwanken sowohl innerhalb eines Jahres als auch zwischen den Jahren stark. Bei Glättebildung werden üblicherweise Mengen von 10-40 g/m² auf die Straßen aufgebracht (DIERKES et al., 2005). HUBER et al. (2015) berichten von ca. 6 – 80 t/km in einem Winter, wodurch es zu Konzentrationen bis über 6.000 mg/l Chlorid in Straßenabflüssen kommen kann. Messprogramme an Autobahnen in Deutschland zeigen im Mittel Chlorid-Konzentrationen von 66–357 mg/l (vgl. Tabelle A.1). Tausalze können sowohl durch das Schmelzwasser direkt in Oberflächengewässer als auch durch Luftverwirbelungen in den Seitenraum der Straßen gelangen, wo es zu Anlagerungen auf Pflanzen oder zu Bodenversalzungen kommen kann. Auch eine Versickerung des salzhaltigen Wassers in tiefere Bodenschichten und das Grundwasser ist möglich (BROD, 1993). Neben der direkten Belastung durch Chlorid kann es durch hohe Mengen an Auftausalzen zusätzlich zur Korrosion von Fahrzeugteilen, Fahrbahnen und Stahlbewehrungen an Straßenbauwerken kommen, was wiederum eine zusätzliche Belastung durch Schwermetalle herbeiführt (SHI et al., 2009). Des Weiteren kann es durch Chloride zu einer Mobilisierung von partikulär gebundenen Schwermetallen wie Cadmium und Zink kommen. Nach HUBER et al. (2015) ist die Auswirkung durch NaCl hierbei (häufigstes Streusalz) jedoch als gering anzusehen.

2.2.4 Schwermetalle

Viele Schwermetalle sind nach der EG-WRRL (2000) als prioritäre oder prioritär gefährliche Stoffe eingestuft. Der Eintrag durch die Straßenentwässerung gilt aufgrund des großen Einsatzes der Stoffe für Bremsbeläge, Reifen und Auswuchtgewichte von Fahrzeugen und des Mangels an wirkungsvollen Behandlungsverfahren als bedeutender Eintragspfad (HILLEBRAND et al., 2005). Nach HILLEBRAND et al. (2005) war in Deutschland im Jahr 2000 der Abtrag von urbanen Flächen, zu denen auch Verkehrsflächen zählen, mit rund 1.316 t die bedeutendste Quelle für Zinkeinträge in die Gewässer. Für Kupfer zeigte sich mit 208 t ein vergleichbares Bild. Bezüglich der Bleieinträge stand der Abtrag von urbanen Flächen mit 98 t nach der Erosion von Bodenflächen an zweiter Stelle. Abhängig von Art und Menge können

Schwermetalle toxische Wirkungen auf die Umwelt und die dort lebenden Organismen haben. Diese können sowohl direkter als auch indirekter Natur sein und sich in Lebewesen und Böden akkumulieren. Nach HEINRICH und HERGT (2002) sind vor allem Blei (Pb), Cadmium (Cd) und Quecksilber (Hg) als giftige Metalle in der Umwelt zu finden. Verschiedene Studien haben die Gehalte von Schwermetallen in Autobahnabflüssen in Deutschland untersucht (vgl. Tabelle A.1). Es wurden Konzentrationen von 1-5,9 µg/l für Cadmium, 5,2-20,4 µg/l für Chrom, 6-691 µg/l für Kupfer, 202-245 µg/l für Nickel, 8-415 µg/l für Blei und 250-620 µg/l für Zink gemessen. In Straßenoberflächenwasser liegen Schwermetalle zum Großteil partikulär oder an AFS₆₃ gebunden vor (MUNLV, 2004). Somit gelten die Sedimentation und/oder Filtration als primäre Behandlungsverfahren. Da Cadmium, Nickel und Blei nach der EG-WRRL (2000) als prioritäre Stoffe eingestuft sind, gilt es den Eintrag in die Gewässer zu vermeiden.

2.2.5 Kohlenwasserstoffe

Kohlenwasserstoffe sind organische Verbindungen, die aus Kohlen- und Wasserstoffatomen bestehen. Aufgrund ihres strukturellen Aufbaus aus Kohlenstoffketten und -ringen gibt es eine Vielzahl verschiedener Kohlenwasserstoffe. Kohlenwasserstoffe sind Energieträger in fossilen Brennstoffen und werden als Ausgangsstoff für verschiedene industriell bedeutende chemische Synthesevorgänge eingesetzt (UBA, 2016). Nach der World Health Organisation (WHO, 2010) machen Kohlenwasserstoffe den Hauptteil der flüchtigen organischen Verbindungen aus, die als stark umweltschädlich gelten. Zu den wichtigsten Vertretern der Kohlenwasserstoffe zählen Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) und polyzyklisch aromatische Kohlenstoffe (PAK).

Mineralölkohlenwasserstoffe

Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) entstehen bei der Raffination von Erdöl. Unter standortüblichen Bedingungen liegen sie fest oder flüssig vor. Es wird zwischen aliphatischen (zyklischen und azyklischen KWs) und aromatischen Kohlenwasserstoffen (min. ein planares Ringsystem) unterschieden. Typischerweise werden MKW als Energieträger (z.B. Heizöl, Diesel, Kerosin), als Ausgangsstoffe der petrochemischen Industrie oder als Hilfsstoffe für industrielle Prozesse eingesetzt. Ihr Verhalten in der Umwelt ist bestimmt durch ihre physikalischen und chemischen Eigenschaften. Im Regelfall liegen MKW als Gemische vor und sind sehr schlecht wasserlöslich bis unlöslich. Aufgrund der chemischen Eigenschaften ergeben sich unterschiedliche Mobilitäten von MKW im Boden. Üblicherweise breiten sich MKW vertikal im Boden aus und erreichen so das Grundwasser, wo sie zunächst im oberen Bereich des Grundwasserleiters und in der Bodenluftzone vorliegen. Wie die Mobilität, variiert auch die Abbaubarkeit stark mit den Eigenschaften der einzelnen Moleküle. Während kurzkettige Benzinkohlenwasserstoffe relativ leicht biologisch abbaubar sind, werden

hochmolekulare Verbindungen nur schlecht abgebaut. Mikroorganismen können MKW als Kohlenstoff- und Energiequelle nutzen. Unter aeroben Milieubedingungen wird dabei Sauerstoff als Elektronenakzeptor genutzt, unter anoxischen Bedingungen werden zunächst Nitrat, dann Eisen- und Manganoxide sowie Sulfate reduziert. Sind auch diese Elektronenakzeptoren verbraucht, findet eine methanogene Umsetzung der MKW statt, wobei es zu einer verstärkten Produktion von Methan und CO₂ kommt. Aufgrund ihrer toxischen Wirkung auf Organismen ist ein Eintrag von MKW in die Gewässer zu vermeiden. (WEISGRAM et al., 2017; HETTWER, 2006)

Polyzyklisch aromatische Kohlenwasserstoffe

Polyzyklisch aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) sind Verbindungen, die aus zwei bis sieben, in einer Ebene verbundenen, Ringen von Kohlenstoff- und Wasserstoffatomen bestehen und dieselben besonderen chemischen Eigenschaften besitzen. Für diese Eigenschaften ist die „aromatische“ Struktur der Stoffe verantwortlich, also die Anordnung der Elektronen im Ringsystem. Aufgrund der vielen möglichen Anbindungen mit Seitenketten umfasst die Stoffgruppe der PAK ca. 250 verschiedene Verbindungen. Die US-EPA (United States Environmental Protection Agency) hat in den 80er Jahren eine Liste mit 16 Substanzen aufgestellt, die bis heute als repräsentativ für die gesamte Stoffgruppe gelten (UBA, 2016). Die meisten umweltanalytischen Untersuchungen werden daher für diese Leitsubstanzen („Priority Pollutants List“) durchgeführt. In der EG-WRRL sind einige PAK in der Liste der prioritären Stoffe der EG-WRRL aufgrund ihrer gefährlichen Wirkung auf Gewässer gesondert aufgeführt. Dazu zählen Naphthalin, Anthracen und Fluoranthen. Benzo(a)pyren kann außerdem als Leitparameter für andere PAK angesehen werden (EG-WRRL, 2000).

PAK werden in der Farbstoff-, Pharma- und Kunststoffindustrie verwendet oder entstehen durch die unvollständige Verbrennung von organischem Material, wie bei der Verwendung von Verbrennungsmotoren im Straßenverkehr (UBA, 2016; WHO, 2010). Hier stehen nach JACOB et al. (1997) vor allem Dieselmotoren in Verdacht, in deren Abgasen vor allem die PAK Phenanthren, Anthracen, Fluoranthen, Chrysen, Pyren und Coronen enthalten sind. Das wichtigste Transportmedium ist die Atmosphäre, in der PAK an Partikel adsorbiert transportiert werden. Durch Absinken der Aerosole oder durch Niederschläge auf Verkehrsflächen gelangen sie in Boden und Oberflächengewässer. Auch der Abrieb von Autoreifen, Bremsbelägen oder anderen gummi- oder kunststoffhaltigen Materialien kann zur PAK-Verschmutzung beitragen. Die Mobilität von PAK im Untergrund ist aufgrund der sehr geringen Wasserlöslichkeit und der geringen Flüchtigkeit als gering einzustufen. Die Mobilität wird zusätzlich durch ein hohes Sorptionspotential an Tonmineralen und Huminstoffen reduziert. PAK werden zu den PBTs (persistent, bioakkumulierend und toxisch) gezählt. Die genauen Eigenschaften hängen von der Zahl der Kohlenwasserstoff-Ringe ab. Insgesamt sind PAK

aufgrund ihrer chemischen Struktur nur wenig reaktiv. Die meisten Organismen sind in der Lage, PAK zu metabolisieren, sodass ein typischer Abbaupfad der biologische Abbau ist. Jedoch werden sie unter natürlichen Umweltbedingungen, wie beispielsweise in Wasser, Sedimenten und Böden, nur langsam abgebaut. PAK werden mit steigender Ringzahl zunehmend lipophil, also schlecht wasserlöslich und gut löslich in Fetten und Ölen. Dies ist insbesondere bei der Aufnahme durch Lebewesen problematisch, da sich PAK im Fettgewebe ansammeln können. PAK zählen zu den prioritären Stoffen, da sie eine kanzerogene, mutagene und/oder teratogene Wirkung haben können (UBA, 2016; JACOBS und HARRISON, 2014; UEBERSCHÄR, 2006; JACOB et al., 1997). In der Literatur beschriebene Messprogramme an Autobahnen (vgl. Tabelle A.1) haben PAK-Konzentrationen in Autobahnabflüssen in einer Spannweite von 2,5 und 3,39 µg/l identifiziert.

2.3 Rechtliche Grundlagen zur Behandlung von Straßenabflüssen

In Nordrhein-Westfalen (NRW) gelten verschiedene Regelwerke für den Umgang mit Niederschlagswasser. Allgemein werden Niederschlagsabflüsse, ausgehend von ihrem Herkunftsbereich, nach dem Runderlass „Niederschlagswasserbeseitigung gemäß § 51 a des Landeswassergesetzes“ in unbelastetes, schwach belastetes und stark belastetes Niederschlagswasser unterteilt. Autobahnen werden per Definition der Kategorie „stark belastet“ zugeordnet, wodurch sich besondere Anforderungen an die Einleitung in Oberflächengewässer und die Versickerung in das Grundwasser ergeben (MURL, 1998). Der gemeinsame Runderlass „Entwässerungstechnische Maßnahmen an Bundesfern- und Landstraßen“ (MBV/MUNLV, 2010) regelt die Entwässerungen außerörtlicher Straßen. Dieser gibt die Richtlinien für die Anlage von Straßen, Teil: Entwässerung (RAS-Ew)“ (FGSV, 2005) sowie die „Richtlinien für bautechnische Maßnahmen an Straßen in Wasserschutzgebieten (RiStWag)“ (FGSV, 2016) als Standard für die Entwässerung vor. Nach diesem Runderlass gelten die Anforderungen der anderen Runderlasse für Bundesfern- und Landstraßen als erfüllt, sofern die Vorgaben der RAS-Ew bzw. der RiStWag eingehalten werden.

2.3.1 Behandlung des Niederschlagswassers außerörtlicher Straßen

Die RAS-Ew enthält planerische Grundsätze für die Entwässerung von Straßen unter Berücksichtigung der Belange der Wasserwirtschaft, des Bodenschutzes, des Naturschutzes, der Landschaftspflege und des Städtebaus. Sie gilt für alle Neu-, Aus- und Umbaumaßnahmen an Straßen. Außerhalb zusammenhängend bebauter Bereiche stellt die Entwässerung von Straßen über die Böschung oder über Rasenmulden die sachgerechte, wasserwirtschaftlich angemessene Lösung dar. Die ortsnahe Versickerung ist demnach auch ohne Vorschaltung von Anlagen zur Minimierung des Schadstoffeintrags die Regel. Nach FGSV (2008) und MKULNV (2014b) ist auch im Bereich von Autobahnen eine offene Entwässerung und

dezentrale ortsnahe Versickerung bzw. verzögerte Einleitung einer zentralen Lösung Vorrang zu geben. Diese beinhaltet die breitflächige Abführung des anfallenden Oberflächenwassers über Bankette zum Fahrbahnrand und die Versickerung in das natürliche Erdreich über Böschung und Mulden (großflächige Versickerung). Die Straßenabflüsse werden dabei durch Filtration und Adsorption durch den Boden im Böschungsbereich gereinigt. Auch nach dem DWA-M 153 (DWA, 2007) und dem DWA-A 138 (DWA, 2005) wird die großflächige Versickerung als ausreichend angesehen, sodass eine Vorbehandlung zur Reduzierung des Schadstoffeintrags im Regelfall nicht vorgesehen ist (KASTING, 2003). Ist eine dezentrale Versickerung aus Platzgründen oder aufgrund der Untergrundverhältnisse nicht möglich, muss eine zentrale Versickerung in Versickerungsmulden oder -becken erfolgen. In Fällen, in denen kein versickerungsfähiger Boden zur Verfügung steht, die Trasse sich in einer Trinkwasserschutzzone befindet oder die Querneigung der Fahrbahn eine Entwässerung zum äußeren Fahrbahnrand nicht zulässt, wird eine Sammlung über Entwässerungsrinnen und eine anschließende Ableitung über geschlossenen Rohrleitungen oder Entwässerungsmulden notwendig. Nach der Ableitung muss das Wasser aus hydrologischen, hydraulischen und ökologischen Gründen durch Absetzbecken mit Ölabscheidern und/oder in Regenrückhaltebecken (RRB) gespeichert und gedrosselt in den Vorfluter eingeleitet oder über Versickerungsbecken versickert werden. (FGSV, 2016; MKULNV, 2014b)

2.3.2 Behandlung des Niederschlagswassers in Trinkwasserschutzgebieten

Für die Trinkwassergewinnung spielen Oberflächengewässer eine wichtige Rolle, da sie im Einzugsgebiet von Trinkwassertalsperren (TWT) als direkte oder indirekte Quelle für Rohwasser dienen können. Generell gilt, dass Straßen in TWT-Gebieten vermieden werden sollen. Ist dies aus verschiedenen Gründen nicht möglich, gelten für die Straßen sowie deren Entwässerung besondere Vorgaben. Diese Vorgaben sind in den RiStWag (FGSV, 2016) definiert.

Die RiStWag (FGSV, 2016) enthalten Vorschriften für Baumaßnahmen zum nachhaltigen Schutz des Grundwassers und sind bindend für alle Neu-, Aus- und Umbaumaßnahmen. Das Ziel der Richtlinie ist es, die Beeinträchtigung von Gewässern durch den Bau, Umbau, Ausbau und Betrieb von Straßen zu vermeiden. Neben besonderen Anforderungen an bautechnische und gestalterische Maßnahmen an Straßen, Brücken, Mittelstreifen sowie Regelungen zu Abdichtungen und der Umsetzung von Baumaßnahmen schreiben die RiStWag auch Vorgehensweisen für die Entwässerung und die Behandlung von Straßenoberflächenwasser vor. Für Straßen in Wasserschutzgebieten wird nach der weiteren Schutzzone (Zone III), der engeren Schutzzone (Zone II) und dem Fassungsbereich (Zone I) unterschieden. Für die Art der durchzuführenden Entwässerungsmaßnahme in Wasserschutzgebieten sind neben der Art der Schutzzone des betreffenden Straßenabschnittes auch die Verkehrsstärke (geringes,

mittleres oder hohes Gefährdungspotential) und die nach der Baumaßnahme verbleibende Grundwasserüberdeckung ausschlaggebend. Maßnahmen werden dementsprechend in drei Stufen mit verschiedenen scharfen Anforderungen eingeteilt. Während für Stufe 1 keine über die RAS-Ew hinausgehenden Anforderungen gestellt werden, gelten für Stufe 2 und 3 verschärfte Entwässerungsanforderungen. Für Gebiete, denen die Stufe 1 zugeordnet wird, gilt wie in der RAS-Ew auch die Versickerung als das Verfahren der Wahl. Bei einer Einstufung als Stufe 2 werden Straßenabflüsse in dauerhaft dichten Rohrleitungen oder abgedichteten Mulden, Rinnen oder Gräben aus dem Schutzgebiet herausgeleitet. Bei einer zwingenden Einleitung innerhalb des Schutzgebiets muss eine Behandlung erfolgen. Dasselbe gilt für Stufe 3, jedoch kommen hier verschärfte Anforderungen an Abdichtungen, insbesondere im Bereich von Einschnitten hinzu. Sollte eine zentrale Versickerung notwendig sein, ist für Straßenabschnitte in Schutzzonen zwingend eine RiStWag-Anlage vorzuschalten. Hierbei muss ein Grundwasserabstand von 1 m zum mittleren jährlichen höchsten Grundwasserstand (MHGW) eingehalten werden (FGSV, 2016). Auch für Bereiche, die der öffentlichen Wasserversorgung dienen, jedoch nicht als Schutzzone festgelegt sind, können die RiStWag zum Einsatz kommen (FGSV, 2016). Grundsätzlich gilt nach dem DWA-M 153 (DWA, 2007), dass auch außerhalb von Wasserschutzgebieten eine Behandlung mit Sedimentationsbecken (RiStWag-Anlagen) und/oder Retentionsbodenfiltern erforderlich werden kann, soweit diese in empfindliche Vorfluter entwässern und die entsprechende Genehmigungsbehörde dies vorschreibt (KASTING, 2003).

2.3.3 Zielvorgaben für die Behandlung von Straßenabflüssen

Das oberste Ziel der Wasserwirtschaft ergibt sich nach dem Ziel der EG-WRRL, die den guten ökologischen und chemischen Zustand der Gewässer anstrebt. Mindestanforderungen, wie sie für kommunales Abwasser gelten, gibt es für Niederschlagswasser nicht. Anforderungen an die Behandlung des Niederschlagswassers von Verkehrsflächen werden anhand von Emissions- und Immissionsbetrachtungen festgelegt.

Auswirkungen von gelösten Substanzen, wie beispielsweise eine Sauerstoffzehrung durch organische Kohlenstoffverbindungen oder Ammonium, werden über Immissionsbetrachtungen geregelt. Anhand einer Durchführung von Immissionsprüfungen, also bei Betrachtung des empfangenden Gewässers, können weitere Behandlungsanforderungen bestimmt werden. Bei der Planung müssen deshalb auch die Bewirtschaftungsziele nach WHG § 27 und § 47 sowie § 5 beachtet werden. (DWA, 2016)

Bei der Emissionsbetrachtung werden die Auswirkungen von Autobahnen auf das unmittelbare und weitere Umfeld abgeschätzt. Sie ergeben sich aus der Größe der Straßenflächen und der Art ihrer verkehrlichen Nutzung. Bezüglich der Einflüsse auf die Umwelt fordert die RAS-Ew (FGSV, 2005) insbesondere die weitestgehende Vermeidung von Versiegelungen, die

Wahrung naturschutzfachlich und ökologisch wertvoller Flächen, den Schutz umweltsensibler Bereiche sowie die Einschränkung von Lärm-, Schadstoff- und sonstigen Emissionen. Diese Forderungen sind jedoch sehr allgemein gehalten und implizieren keine genauen Vorgaben an die Straßenentwässerung. Auch in der EG-WRRL beschränken sich die Anforderungen auf „[...] eine Begrenzung einer Verschmutzung der aufnehmenden Gewässer durch Regenüberläufe“. Das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) fordert eine Reduzierung der Menge und Schädlichkeit für die Einleitung von Niederschlagswasser nach dem Stand der Technik. Es fehlt jedoch an verbindlichen Vorgaben zur Einleitung von Schadstofffrachten. Da davon auszugehen ist, dass die Umweltqualitätsnormen für Schwermetalle und PAK teils überschritten werden, werden Regelungen bezüglich der Einleitung von Niederschlagsabflüssen neu diskutiert. Mit der Vorlage des Gelbdrucks des DWA-A 102 (DWA, 2016) wurden erstmals Zielvorgaben für die Einleitung von Niederschlagswasser definiert. Als stoffbezogene Zielgröße in den Emissionsanforderungen wird im DWA-A 102 (DWA, 2016) der Referenzparameter AFS_{63} eingeführt. Auf eine Überwachung der Ablaufwerte von Anlagen zur Niederschlagswasserbehandlung soll jedoch weiterhin verzichtet werden. Die Wirksamkeit der Anlagen soll über die bauaufsichtliche Zulassung bzw. die Bemessung nach dem Stand der Technik sichergestellt werden. Verschiedene Gesetze und Richtlinien geben Richt- und Prüfwerte an, nach denen eine Gefährdung der Gewässer auszuschließen ist. Hierbei spielt zum einen die Art der Emission sowie die Sensitivität des empfangenden Gewässers eine Rolle. Für Einleitungen in Oberflächen- und Binnengewässer werden in der EG-WRRL (2000) bzw. der Oberflächengewässerverordnung (OGewV) für viele in Autobahnabflüssen vorkommende Stoffe sogenannte Umweltqualitätsnormen (UQN) festgelegt. Diese werden in Normen für den Jahresdurchschnitt und Spitzenwerte unterschieden. Für Versickerungen in das Grundwasser sind die Schwellenwerte der Grundwasserverordnung maßgeblich.

2.4 Behandlungsmaßnahmen für außerörtlich anfallende Straßenabflüsse

Im Folgenden werden die technischen Lösungen zur Entwässerung, zur Versickerung, zum Rückhalt sowie zur Behandlung von Straßenabflüssen nach RAS-Ew (FGSV, 2005) bzw. RiStWag (FGSV, 2016) erläutert. In Abbildung 2.2 ist eine Übersicht der Anzahl, des Gesamtvolumens sowie der angeschlossenen Fläche der verschiedenen Bauwerke zur Behandlung von Straßenabflüssen in NRW gegeben. Häufig werden auch Verfahrenskombinationen aus Versickerung-Behandlung oder Behandlung-Versickerung umgesetzt. Diese sind in Abbildung 2.3 dargestellt.

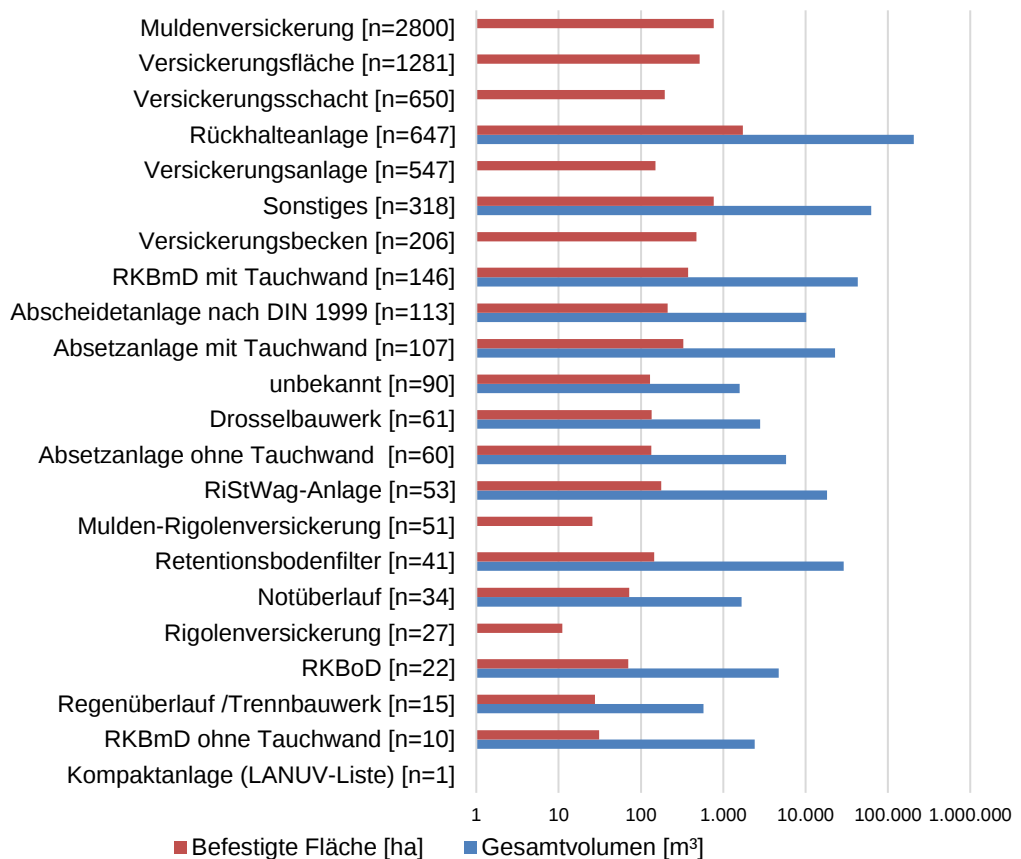


Abbildung 2.2: Statistik der Anlagen zur Straßenentwässerung bzw. Behandlung von Straßenabwässern vom Landesbetrieb Straßenbau NRW. Eigene Darstellung nach LANUV NRW (2020)

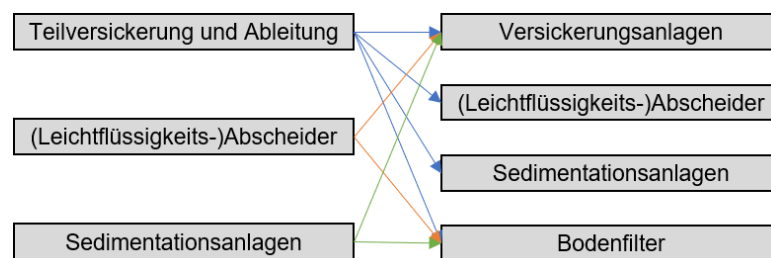


Abbildung 2.3: Mögliche Verfahrenskombinationen der Anlagen zur Straßenentwässerung bzw. Behandlung von Straßenabwässern nach MKULNV (2014b)

2.4.1 Maßnahmen zur Entwässerung und Versickerung

Aus wasserwirtschaftlichen und ökologischen Gründen wird Straßenoberflächenwasser, solange die örtlichen Verhältnisse es zulassen, versickert. Das bringt mehrere Vorteile mit sich. Zum einen kann es durch die Versickerung zu einer Grundwasseranreicherung kommen und Oberflächengewässer werden nicht zusätzlich durch Einleitungen belastet. Außerdem wird das Wasser mittels der Passage durch die belebte Bodenzone weitgehend gereinigt. Nachteile ergeben sich aus dem hohen Flächenbedarf, der hydraulischen und stofflichen Belastung des Bodens sowie des empfangenden Gewässers und den hydrogeologischen

Restriktionen (MKULNV, 2014b). Als Ausführungen kommen die Versickerung über die Böschung sowie Versickerungsmulden oder -becken infrage. In zentralen Versickerungsanlagen wird das Wasser versickert, das nicht bereits bei der Ableitung über Böschungen oder Rasenmulden dem Erdreich zugeführt wurde. Auch sogenannte Mulden-Rigolen-Systeme können zur vollständigen Versickerung eingesetzt werden. (MKULNV, 2014b) Allgemein muss beim Bau von Versickerungseinrichtungen auf die Mächtigkeit der wasseraufnehmenden Schicht sowie deren Schluckvermögen geachtet werden. Dieses ist meist bei Böden mit einer Durchlässigkeit von $k_f > 10^{-4}$ m/s gegeben. Für Böden mit geringerer Durchlässigkeit müssen Untersuchungen zur Feststellung der Eignung für die Versickerung durchgeführt werden. Zusätzlich ist für die Versickerung ein Mindestgrundwasserflurabstand bzw. ein Abstand der Sohle der Versickerungsanlage zur Grundwasseroberfläche von 1 m zum MHGW einzuhalten (MKULNV, 2014b). Häufig werden den Versickerungsanlagen zusätzlich Abscheide- bzw. Sedimentationsanlagen vorgeschaltet, um das Wasser vorzureinigen und Leichtstoffe abzuscheiden (FGSV, 2005; MKULNV, 2014b). In den folgenden Kapiteln werden Aufbau und Funktionsweise von Mulden-Rigolen-Systemen und Versickerungsbecken, wie sie in den im Projekt untersuchten Anlagen bzw. deren Einzugsgebieten zu finden sind, genauer erläutert.

Mulden-Rigolen-Systeme

Mulden-Rigolen-Systeme sind eine Kombination aus Versickerungsgräben und unterirdischen Rigolen und werden den dezentralen Systemen der Niederschlagswasserbehandlung zugeordnet. Sie dienen der vollständigen oder teilweisen Versickerung oder werden als Vorbehandlung und zur Gewinnung von Speicherkapazität vor zentralen Rückhalteanlagen eingesetzt. Die Systeme bestehen aus einer Verkettung von einzelnen Mulden-Rigolen-Elementen. Sie kommen hauptsächlich für Böden mit geringer hydraulischer Leitfähigkeit ($k_f < 5 \cdot 10^{-6}$ m/s) oder in Gebieten, wo das Sickerwasser nicht das Grundwasser erreichen darf oder vorbehandelt werden muss, zum Einsatz (DWA, 2005). In diesem Fall wird die Rigole abgedichtet und das Sickerwasser vollständig über Drainage- und Leitungssysteme gedrosselt einer zentralen Rückhalteanlage zugeführt. Durch die Anordnung der unterirdischen Rigolen werden lange Einstauzeiten des Wassers in der Mulde und eine damit einhergehende Verschlammung der Bodenzone verhindert. Neben der zwischenzeitlichen Speicherwirkung der Mulden-Rigolen-Systeme findet auch ein Stoffrückhalt statt. Zum einen wirken Sedimentationsprozesse an der Oberfläche der Elemente. Zum anderen kommt es während der Passage durch die belebte Bodenzone der Mulde zur Filtration, Sorption und biochemischen Umwandlung der im Wasser enthaltenen Schadstoffe. Ein Überlaufen der Mulden führt zu einer Umgehung dieser Reinigungsprozesse und ist daher zu vermeiden, solange sie nicht direkt an ein Leitungssystem angeschlossen sind (MKULNV, 2014b). Abbildung 2.4 zeigt den schematischen Aufbau eines Mulden-Rigolen-Elements.

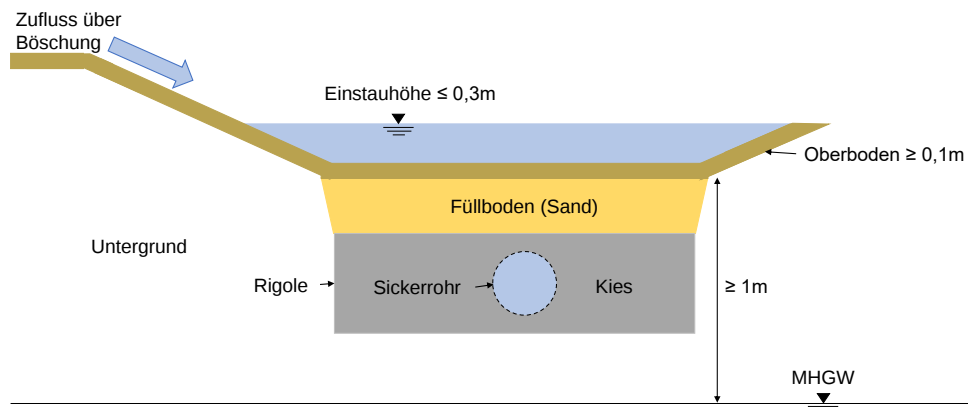


Abbildung 2.4: Schema eines Mulden-Rigolen-Elements nach DWA-A 138 (DWA, 2005) und MKULNV (2014b)

Versickerungsbecken

Versickerungsbecken sind zentrale Speicherbauwerke, in denen das den Anlagen zufließende Wasser vollständig versickert wird. Dabei passiert es die bepflanzte und belebte Beckensohle sowie die Beckenböschungen und erfährt eine Reinigung. Die Bodenbereiche der Versickerungsanlagen werden mit Extensiv-Rasenmischungen bepflanzt, um die langfristige hydraulische Leistungsfähigkeit der Versickerungsbecken sicherzustellen. Die Niederschlagswasserbehandlung und der Stoffrückhalt finden durch die Sedimentation von Grob- bis Feinpartikeln in der vorgeschalteten Absetzanlage statt. Durch die Passage der Oberbodenschicht im Versickerungsbecken werden außerdem die Prozesse der Sorption, Filtration und biochemischen Umwandlung wirksam. Den Versickerungsbecken sind in der Regel Absetzanlagen mit Leichtstoffabscheidung vorgeschaltet (MKULNV, 2014b).

2.4.2 Maßnahmen zum Rückhalt und zur Behandlung

Aufgrund des hohen Versiegelungsgrads von Verkehrsflächen kommt es zu großen Mengen an Niederschlagswasser, das die Abflussverhältnisse in Fließgewässern beeinflussen kann. Dies kann sowohl einen hydraulischen Stress des Gewässers als auch eine Veränderung der Gewässerökologie und des Hochwasserschutzes bewirken. Ist das Gewässer, in das eingeleitet werden soll, nicht geeignet, um die anfallende Wassermenge aufzunehmen, kann eine Rückhaltung der Straßenabflüsse notwendig werden (MKULNV, 2014b). Aufgrund der unterschiedlichen Wasserinhaltsstoffe sind verschiedene Behandlungsverfahren möglich. Diese lassen sich nach den Prozessen der Dichtentrennung, Filtration, Sorption und biochemischen Umwandlung einteilen. Neben Anlagen mit Rückhaltefunktion (RRB) und Absetzanlagen kommen für sensible Gewässer vor allem Absetzanlagen mit Leichtstoffrückhaltung und Retentionsbodenfilter zum Einsatz. Auch die im Projekt untersuchten Versuchsanlagen verfügen über diese Anlagen. Im Folgenden werden sie daher genauer erläutert.

Absetzanlagen mit Leichtstoffrückhaltung (RiStWag-Anlagen)

In Wasserschutzgebieten gelten, wie erläutert, neben der RAS-Ew auch die RiStWag, die seit 2002 verbindlich den Bau von Leichtflüssigkeitsabscheidern, sogenannten RiStWag-Abscheidern, vorsehen. Auch die Nähe zu einem Vorfluter (Fließzeit 2h), der in einem Wasserschutzgebiet liegt, kann den Bau von Leichtflüssigkeitsabscheidern nach RiStWag bedingen. Die Dichtigkeit der Absetzbecken ist unbedingt notwendig, um ein Eindringen des belasteten Wassers in den Untergrund und das Grundwasser zu vermeiden. Eine vorgesehene Tauchwand im hinteren Bereich der Becken im Dauerstau stellt die Abscheidung von Leichtflüssigkeiten sicher. Auch eine Gestaltung als schwimmende Tauchwand ist zulässig. RiStWag-Anlagen dienen neben der Abscheidung von Leichtflüssigkeiten auch der Abscheidung von partikulären und wassergefährdenden Stoffen. Zusätzlich müssen die Anlagen mit Absperrorganen im Zu- und Ablauf ausgestattet sein, um im Havariefall (bspw. Unfälle mit Ölaustritt) größere Mengen wassergefährdender Stoffe zurückzuhalten und deren Eindringen in die aquatische Umwelt zu vermeiden. Eine Schwierigkeit besteht in der gleichmäßigen Zulaufverteilung. Daher sieht die RiStWag zwei teileingestaute Rohre parallel zur Beckenachse für die Beschickung der Becken vor. Eine andere Möglichkeit ist die Anlage eines Verteilungsbauwerks vor den eigentlichen Becken. Ein gleichmäßiger Zulauf kann zum verbesserten Stoffrückhalt beitragen (MKULNV, 2014b). Vorteile der RiStWag-Anlagen sind vor allem die parallel stattfindende Sedimentation von partikulären Stoffen und die Abscheidung von Leichtflüssigkeiten. Weiterhin wird durch die Anordnung der Tauchwände eine Remobilisierung bereits abgesetzter Sedimente im Vergleich zu herkömmlichen Absetzanlagen vermieden. Nicht wirksam hingegen sind RiStWag-Anlagen für den Rückhalt gelöster Stoffe. Diese erfahren meist keinerlei Behandlung und gelangen in ihrem Ursprungszustand in das aufnehmende Gewässer (MKULNV, 2014b). Der Aufbau von RiStWag-Anlagen kann Abbildung 2.5 entnommen werden.

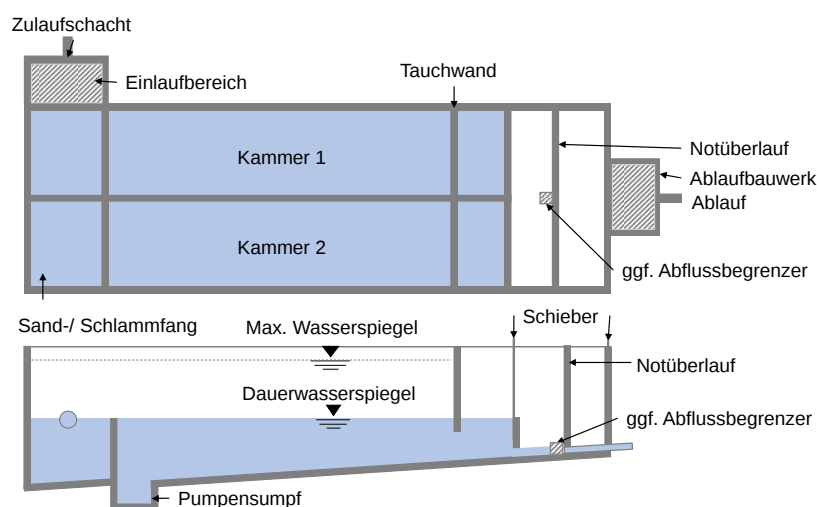


Abbildung 2.5: Prinzipskizze Abscheideanlage nach RiStWag (FGSV, 2016)

Derzeit werden 53 solcher RiStWag-Anlagen durch den Landesbetrieb Straßenbau NRW für die Behandlung von Straßenabflüssen in NRW betrieben (LANUV NRW, 2020). Jedoch ist ein Teil dieser Anlagen nicht nach den heutigen Regeln der Technik bemessen. Sie weisen daher teilweise eine begrenzte Reinigungsleistung für bestimmte Schadstoffe auf. Manche der Anlagen sind durch eine ungünstige Zulaufgestaltung geprägt, wodurch sich eine ungleichmäßige Durchströmung der Becken und zu kurze Aufenthaltszeiten des Wassers ergeben. Aussagen über die Emittierung von AFS₆₃ dieser Anlagen gibt es kaum. RiStWag-Anlagen werden vor der Einleitung in oberirdische Gewässer oder vor der weiteren Behandlung mittels Versickerungsanlagen, Retentionsbodenfiltern (RBF) oder Rückhaltebecken angeordnet. Insbesondere RBF haben in den letzten Jahren an Bedeutung gewonnen, da durch den Einsatz eine signifikante Erhöhung der Reinigungsleistung erwartet wird. (FUCHS et al., 2013; GROTEHUSMANN und KASTING, 2009)

Retentionsbodenfilter

Bislang galten für die Behandlung von Straßenabflüssen in Wasserschutzgebieten hauptsächlich die in der RiStWag beschriebenen Abscheider als Stand der Technik. Seit einigen Jahren und mit der Einführung des DWA-M 153 werden jedoch auch vermehrt Retentionsbodenfilteranlagen (RBFA) eingesetzt (KASTING, 2003). Nach dem DWA-A 178 (DWA, 2019) bestehen RBFA aus einem Regenbecken und einem nachgeschalteten Filterbecken. RBF gehören nach dem DWA-M 178 (DWA, 2019) zur Gruppe der Filteranlagen. Die Filterbecken sind künstlich angelegte Becken mit einem bewachsenen Filtersubstrat. Sie kombinieren die Funktionsweise von Bodenfiltern und Rückhaltebauwerken. Üblicherweise erfolgt der Durchfluss vertikal und im Überstau. Im Regenwetterfall wird das zulaufende Regenwasser kurzfristig im Rückhalteraum oberhalb des Filterkörpers gespeichert und nach der Passage des Filterkörpers gedrosselt abgeleitet. Die Reinigung in RBF basiert im Wesentlichen auf den Mechanismen Filtration, Sorption und mikrobiologischem Abbau. Die Adsorptionsleistung von RBF hängt stark von den bodenchemischen und -physikalischen Eigenschaften des Filtersubstrats ab. In der mit Schilf bewachsenen, vertikalen Filterschicht können durch Sorption und biochemische Prozesse auch gelöste Stoffe eliminiert werden, die die Absetzbecken ungehindert durchfließen. Die Vegetation auf der Oberfläche des Filters dient neben der Auflockerung des Bodens durch Wurzelwachstum auch der Vermeidung von Kolmation. RBF eignen sich besonders für Gebiete, in denen sehr hohe Reinigungsleistungen erforderlich sind (MKULNV, 2014b). Die Bemessung erfolgt (in NRW) nach dem Retentionsbodenfilterhandbuch (MKULNV, 2015) und dem DWA-Arbeitsblatt 178 (DWA, 2019). Für RBF, die der Einleitung von Niederschlagswasser aus der Straßenentwässerung an BAB, Bundes- und Landesstraßen dienen, gelten zusätzlich die RAS-Ew. Die Unterschiede zwischen dem DWA-M 178 (DWA, 2019) und den RAS-Ew (FGSV, 2005) sind in GROTEHUSMANN und

CASTING (2009) erläutert. In Abbildung 2.6 ist der schematische Aufbau eines RBFs dargestellt (CASTING, 2003). Die Bemessung von RBF nach der im Gelbdruck vorliegenden REwS (Nachfolgerichtlinie der RAS-Ew) entspricht der Bemessung nach DWA-A 178.

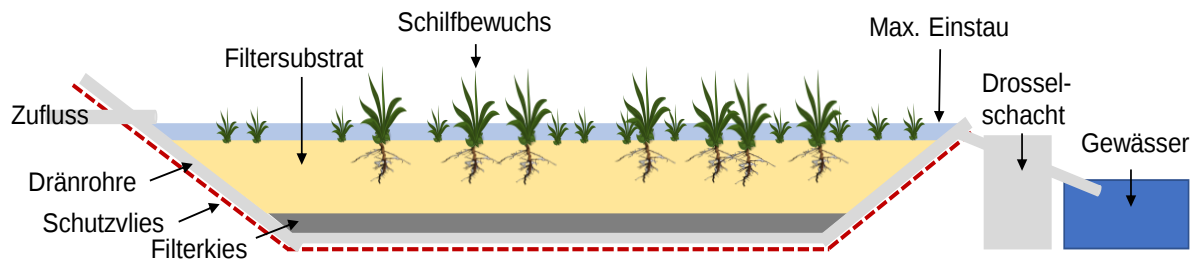


Abbildung 2.6: Schema eines Retentionsbodenfilters (RBF) nach MKULNV (2015)

2.5 Floating Treatment Wetlands

RiStWag-Anlagen sind primär für den Rückhalt von partikulären (absetzbaren) Stoffen sowie Leichtflüssigkeiten konzipiert. Eine Verringerung der Fracht an gelösten und kolloidal gelösten Stoffen sowie von Schwebstoffen ist meist nicht oder nur in begrenztem Umfang möglich (FUCHS et al., 2010; LANGE und GROTEHUSMANN, 2003; GROTEHUSMANN und KASTING, 2009). Ein neuer Ansatz für die Behandlung von Autobahnabflüssen besteht im Einsatz von sogenannten Floating Treatment Wetlands (FTWs). Im Folgenden werden die Entwicklung, der Aufbau, die Funktionsweise sowie die bisherigen Einsatzbereiche von FTWs erläutert.

2.5.1 Historie

Die naturnahe Niederschlagswasserbehandlung in Form von Constructed Wetlands (CWs, im deutschsprachigen Raum auch Pflanzenkläranlagen) hat in den letzten drei Jahrzehnten international enorm an Bedeutung gewonnen (HEADLEY und TANNER, 2012). In vielen Ländern, wie beispielweise den USA, Australien oder Neuseeland, sind sie bereits fester Bestandteil der Niederschlagswasserbehandlung und zählen zu den Best Management Practices (CARLETON ET AL., 2001; CROWE ET AL., 2007; KADLEC AND WALLACE, 2009). Die Vorteile von CWs liegen vor allem in ihrer passiven Wirkungsweise, dem geringen Wartungsaufwand sowie der naturnahen und ästhetischen Ausführung (KNIGHT et al., 2001; LEE und LI, 2009; ROUSSEAU et al., 2008). Jedoch wird die Effizienz dieser Verfahren zur Niederschlagswasserbehandlung durch einige Faktoren limitiert. Zum einen sind sie nur für den Einsatz in Anlagen mit geringer Tiefe (<0,5 m; RBF im Trennsystem 0,5 bis 0,75 m) geeignet (TANNER und HEADLEY, 2011; BAVOR et al., 2001). Hinzu kommt die eingeschränkte Lebensdauer von CWs, da sie nur bedingt regenerationsfähig sind und der Austausch des erschöpften Filtermaterials einen hohen technischen und monetären Aufwand darstellt. Häufig werden CWs und Schönungsteiche in Reihe geschaltet, um die Nachteile beider Verfahren auszugleichen, was jedoch mit einer enormen Flächeninanspruchnahme einhergeht. (HEADLEY und TANNER, 2012)

Ein neuer Ansatz besteht im Einsatz von sogenannten Floating Treatment Wetlands (FTWs). FTWs orientieren sich an natürlichen Systemen (SASSER et al., 1991; VAN DIGGELEN et al., 1996). Diese Systeme nennen sich „Floating Islands“ und können als schwimmende Pflanzeninseln beschrieben werden. Sie entstehen auf natürliche Weise durch den Verbund von organischem Material wie Torf oder abgestorbenen Pflanzen und verschiedenen Arten von Sumpf- und Wasserpflanzen (Helo- und Hydrophyten). Unterhalb dieser Inseln entstehen aufgrund anorganischer und organischer Zersetzungsprozesse Gase, die für den Auftrieb und die Schwimmfähigkeit der Inseln sorgen (HOGG und WEIN, 1988). Diese natürlichen Systeme sind teilweise mehrere Jahrzehnte bis Jahrhunderte alt. Daher existieren viele Erfahrungswerte zur Struktur und Dynamik von natürlichen FTWs (HEADLEY und TANNER, 2012). Diese Erkenntnisse wurden auf künstlich hergestellte FTWs übertragen. Bereits im Jahr 1979 wurde durch Lothar Bestmann ein Patent auf „Schwimmkampen“ angemeldet, die den heute eingesetzten Systemen ähneln (HOEGER, 1988). In China und den USA, aber auch in Europa (Frankreich, Niederlande, Belgien, Italien, Spanien, Portugal, Großbritannien), und dem südostasiatischen Raum wurden in den letzten beiden Jahrzehnten zahlreiche Studien zur Eignung von FTWs für verschiedene Anwendungen erforscht, jedoch hat sich der flächendeckende Einsatz von FTWs bis heute (zumindest in Deutschland) nicht etabliert. Auch eine einheitliche Nomenklatur für FTWs gibt es bislang nicht. In der englischsprachigen Literatur werden sie als „Artificially Floating Macrophyte Filters“, „Rafted Reedbeds“ oder „Vegetated Rafts or Mats“ bezeichnet.

2.5.2 Aufbau

Künstliche FTWs bestehen aus einer schwimmenden, löchrigen bzw. durchlässigen Trägerkonstruktion, auf der tief ins Wasser wurzelnde Wasserpflanzen aufgebracht sind. Die Trägerkonstruktion bewirkt hauptsächlich das Aufschwimmen und verhindert das Abtreiben der Pflanzen. Diese „Flöße“ können verschieden ausgeführt werden, meist bestehen sie jedoch aus einer Polyethylenterephthalat (PET) Matte mit Schaum, der für den nötigen Auftrieb und somit die Schwimmfähigkeit der Konstruktion sorgt (BORNE et al., 2013a). Mittlerweile gibt es auch kommerziell erhältliche FTWs. Zu den am Häufigsten eingesetzten Systemen zählen „ARM Floating Reed Beds“ und „BioHaven“ Matten. Gegen seitlichen Abtrieb durch Wind oder Strömung werden die Matten meist seitlich gesichert oder durch Gewichte beschwert (HEADLEY und TANNER, 2012).

Die schwimmenden Konstruktionen der FTWs werden auf Wasserbecken (natürlicher oder künstlicher Art) aufgebracht (ASMALIZA et al., 2014; HEADLEY und TANNER, 2012). FTWs sind unabhängig von der Wassertiefe, da sie frei auf der Oberfläche schwimmen. Nach HEADLEY und TANNER (2012) wird jedoch eine Mindestwassertiefe von 0,8 – 1,0 m empfohlen, um eine Verwachsung des Wurzelgeflechts mit dem Sediment zu vermeiden. Somit können FTWs im

Vergleich zu CWs sehr tiefe Wasserstände tolerieren. Dies ist insbesondere für Becken zur Behandlung von Niederschlägen ein großer Vorteil, da diese großen Schwankungen des Wasserstands unterliegen (TANNER und HEADLEY, 2011). Des Weiteren ist es dank der Konstruktion als einzelne Flöße sehr einfach, bestehende Becken nachzurüsten.

Einige Reinigungsprozesse in FTWs erfordern aerobe Milieubedingungen. Daher wurden FTWs bereits mit einer externen Sauerstoffversorgung durch Diffusoren ausgestattet, die aerobe Prozesse fördern. Hierbei werden vor allem die Degradation des BSB₅ und Nitrifikation unterstützt sowie Gerüche reduziert. Außerdem wird durch aerobe Milieubedingungen unter der Floßkonstruktion das Wurzelwachstum gefördert (TODD et al., 2003). In der Praxis wird aufgrund des erhöhten Betriebsaufwands meistens auf eine Ausstattung mit künstlicher Belüftung verzichtet. Zudem werden durch eine Belüftung Turbulenzen im Wasser erzeugt, die Sedimentationsprozesse negativ beeinflussen. Auch über offene Wasserflächen, also durch den Oberflächenaustausch mit der Atmosphäre sowie durch die Photosynthese der Algen (Abschattung des Lichts) kann Sauerstoff in das System eingetragen werden. Der Oberflächenbedeckungsgrad ist daher eine essenzielle Größe zur Beeinflussung der aeroben Milieubedingungen. (HEADLEY und TANNER, 2012)

2.5.3 Reinigungsmechanismen

Zusätzlich zur Sedimentationswirkung der Absetzanlagen, auf denen sie aufgebracht werden, können durch die Pflanzen auch gelöste Stoffe sowie feinere Partikel zurückgehalten werden (BORNE et al., 2014). Sie werden daher zwischen konventionellen Absetzbecken und Constructed Wetlands (CWs) eingeordnet. Ihre Funktionsweise beruht auf natürlichen aquatischen Prozessen zwischen Wasser, Mikroorganismen, Photosynthese, Boden und Atmosphäre (HEADLEY und TANNER, 2012). Die verschiedenen Prozesse werden im Folgenden genauer erläutert. Abbildung 2.7 zeigt eine Übersicht über die Reinigungsmechanismen.

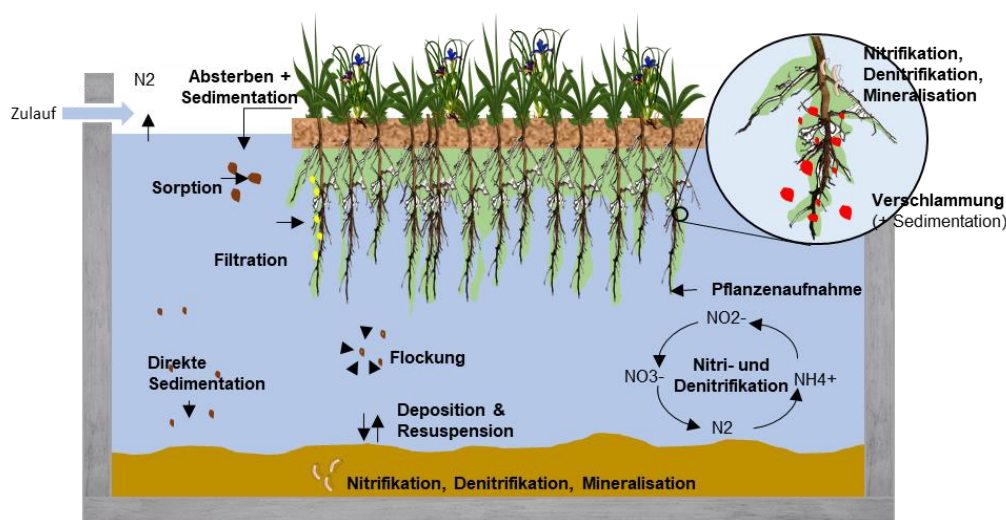


Abbildung 2.7: Reinigungsmechanismen in FTWs nach BORNE et al. (2015), ergänzt durch HEADLEY und TANNER (2012) und SHAHID et al. (2018)

Bedeutung der Pflanzen

Es wird vermutet, dass die Aufnahme von Nährstoffen und anderen Elementen durch Pflanzen in FTWs größer ist als in anderen Pflanzenkläranlagen. Dadurch, dass die Wurzeln bei FTW frei im Wasser hängen und nicht mit dem Boden (bzw. Sediment) verbunden sind, ist die einzige Nährstoffquelle der Pflanzen das Floß selbst sowie das sie umgebende Wasser. (KADLEC und WALLACE, 2009; SHAHID et al., 2018; HUBBARD, 2008) Normalerweise erfolgt die Stoffaufnahme durch die Pflanzen in einer Bodenmatrix durch Diffusion von löslichen Ionen in die Wurzeln und ist daher durch die Transportgeschwindigkeit der löslichen Elemente durch die Bodenmatrix zur Wurzeloberfläche bestimmt (MENGEL et al., 2001). Innerhalb der Bodenmatrix werden Ionen über den Massenfluss der Bodenlösung, die Diffusion von Ionen in der Bodenlösung und Interzeption während des Wurzelwachstums durch den Boden auf die Pflanzenwurzeln übertragen (JONES, 1998). Im Gegensatz dazu müssen die Wurzeln der Pflanzen, die auf einem FTW wachsen, Elemente direkt aus dem verschmutzten Wasser aufnehmen. So können beispielsweise auch gelöste Metalle aufgenommen werden (MIRETZKY et al., 2006; SCHNEIDER und RUBIO, 1999). Nach BACHAND und HORNE (2000) beeinflussen die Temperatur und die Verfügbarkeit von organischem Kohlenstoff die Aufnahme von Stoffen. EL-GENDY et al. (2006) berichten auch von einer Stoffaufnahme durch bereits abgestorbenen Pflanzen. Diese ist jedoch der Aufnahme von lebenden Pflanzen unterzuordnen.

Unter dem Floß bildet sich eine Matrix aus dichten Wurzeln und Rhizomen. Nach BACHAND und HORNE (2000) folgt die Wurzeldichte einem saisonalen Muster, nämlich einer Zunahme im Frühling und Sommer und einer Absterbephase im Herbst und Winter. Toxische Milieubedingungen unterhalb des Floßes können ein Absterben der Pflanzenwurzel im Sommer herbeiführen (REDDY und DELAUNE, 2008). Das Wachstum und Absterben der Pflanzen im natürlichen Zyklus führt zu einer Ablagerung von Nährstoffen im bzw. auf dem FTW. Die Länge der Wurzeln ist abhängig von der Pflanzenart sowie den physikochemischen Bedingungen, die unter dem Floß herrschen, insbesondere dem zur Verfügung stehenden gelösten Sauerstoff (TANNER und HEADLEY, 2011). Auch die Interaktion zwischen Freisetzung von Wurzelauausscheidungen, extrazellulären Enzymen und Huminstoffen, die Entwicklung von Biofilmen, die Förderung der Ausflockung von Schwebstoffen an der Oberfläche der Wurzeln und die Aufnahme der Pflanzen von Nährstoffen und Metallen führen zu einer erhöhten Reinigungsleistung im Vergleich zu Absetzbecken ohne Bepflanzung.

Mikrobiologische Reinigungsmechanismen

Viele der in FTWs stattfindenden Prozesse sind vor allem auf die Mikroorganismen, die auf und um die Pflanzen leben, zurückzuführen (BRIX, 1993). Die Wurzeln der Pflanzen auf dem Floß geben durch die Ausscheidung von Exsudaten ein breites Spektrum an organischen Verbindungen sowie Sauerstoff in die Umgebung ab (HEADLEY und TANNER, 2012; KYAMBADDE

et al., 2004). Auf den Wurzeln siedeln sich daher zahlreiche Mikroorganismen an, die wiederum extrazelluläre polymere Substanzen (Exopolysaccharide) in die Umgebung abgeben und so einen dichten schleimigen Biofilm bilden. Dieser Biofilm ist neben seiner Funktion als physikalischer Filter vor allem aufgrund von biochemischen Umsatzprozessen für die Reinigung des Abwassers relevant. Als wichtigste Prozesse sind die Mineralisierung, die Biosorption sowie die Nitr- und Denitrifikation zu nennen. (BORNE et al., 2015; KYAMBADDE et al., 2004; LI et al., 2009; HEADLEY und TANNER, 2012; BEZBARUAH und ZHANG, 2004). Viele Biofilm-produzierenden Bakterien, wie *Bacillus subtilis* oder *Pseudomonas aeruginosa*, sind aerobe Mikroorganismen und benötigen daher Sauerstoff zum Überleben.

Destruenten in der Wurzelumgebung oder auf dem Floß zersetzen den Bestandsabfall der Pflanzen, mineralisieren die tote organische Substanz und setzen die Ausgangsstoffe (z.B. Ortho-Phosphat) unter Energiegewinn für ihre eigenen Lebensfunktionen wieder als Nährstoffe für die Aufnahme durch die Pflanzen (Produzenten) frei (XU et al., 2017). Für diesen Umsatz sind Rhizobakterien verantwortlich, die sich an der Oberfläche der Pflanzen (Rhizosphäre) ansiedeln. Neben der Mineralisierung produzieren die Bakterien auch Phytohormone, die für das Pflanzenwachstum von Bedeutung sind. Innerhalb der Pflanzen symbiosieren zusätzlich endophytische Bakterien, die organische Verbindungen in anorganische (wie CO_2 und H_2O) umwandeln. Diese werden entweder in die Atmosphäre abgegeben oder durch die Pflanzen aufgenommen (SHAHID et al., 2018). Neben dem Abbau organischer Verbindungen können endophytische Bakterien auch andere Elemente wie Metalle umsetzen. Innerhalb der Pflanzenmatte und des Sediments können organische Stoffe und Detritus unter neutralen pH Bedingungen als eine Art Biosorbent für gelöste Metalle und Phosphor wirken (BORNE et al., 2015; MIRETZKY et al., 2006; SCHNEIDER und RUBIO, 1999). Bakterienstämme wie *Neotyphodium* haben sich nach KHAN et al. (2015) für eine erhöhte Aufnahme von Chrom und Zink durch die Pflanzen verantwortlich gezeigt, da sie die Fähigkeit besitzen, Metallionen an die Zellwände zu adsorbieren und die Bioverfügbarkeit der Schwermetalle verbessern. Abbildung 2.8 zeigt die für den Rückhalt von Metallen relevanten mikrobiologischen Prozesse.

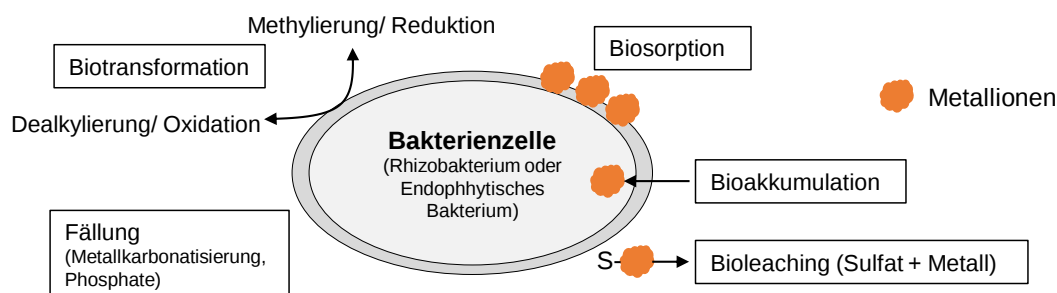


Abbildung 2.8: Umsatzprozesse der Rhizo- und endophytischen Bakterien für Metalle. Nach TSEZOS (2009) und SHAHID et al. (2018)

Ein weiterer Prozess besteht in der Nitrifizierung bzw. Denitrifizierung. Die Nitrifizierung findet in den aeroben Bereichen nahe den sauerstoffabgebenden Wurzeln sowie an der Grenzfläche zwischen den gesättigten und ungesättigten Zonen des Floßes statt (BORNE et al., 2015). Im Zuge der Nitrifizierung wird Ammonium durch Nitrifikanten über Nitrit (*Nitrosomonas*) zu Nitrat (*Nitrobacter*) umgewandelt. Gleichzeitig können unter dem Floß anoxische Bedingungen entstehen. Anoxische Bedingungen im und um das FTW sowie die endogenen Quellen des pflanzlichen organischen Kohlenstoffs fördern Denitrifikationsprozesse, vor allem bei hohen Nitratkonzentrationen im Wasser (HEADLEY und TANNER, 2012). Denitrifikationsprozesse werden außerdem durch neutrale pH-Werte in der Wasserphase gefördert (BORNE et al., 2015). Von BACHAND und HORNE (2000) durchgeführte Massenbilanzierungen haben gezeigt, dass bakterielle Denitrifizierung der Hauptmechanismus für den NO_3^- -Rückhalt in FTWs ist. Dabei beeinflussen sowohl die Wassertemperatur als auch die Verfügbarkeit von organischem Kohlenstoff die Aktivität der denitrifizierenden Mikroorganismen. Ein weiterer wichtiger Beitrag der Bakterien zur Verbesserung der Reinigungsleistung wird der Reduzierung des Sauerstoffs in der Rhizosphäre zugeschrieben. Dies führt dazu, dass Metallionen mit Sulfiden Verbindungen eingehen und als partikuläre Metallsulfide abgeschieden werden können. Auch die Bildung von Mangan- und Eisenbelägen auf den Wurzeln der Pflanzen, die Schwermetalle binden können, wird der bakteriellen Aktivität zugeschrieben. (YE et al., 2001)

Physikalische Reinigungsprozesse

Die Entfernung von Schwebstoffen (organisch und anorganisch) erfolgt wie bei RiStWag-Anlagen primär durch Absetzvorgänge (Sedimentation). Der Sedimentationserfolg ist abhängig von der Oberflächenbeschickung und der horizontalen Fließgeschwindigkeit (KASTING, 2003). Nur wenn die Aufenthaltszeit eines sinkenden Teilchens im Becken höher ist, als die Zeit, die es braucht, um das Becken mit dem Wasser zu durchfließen, wird es erfolgreich abgeschieden. Durch den Einsatz von FTWs kann eine Verbesserung der Sedimentation erzielt werden, da das Wurzelgeflecht, das sich unter dem FTW im Wasser ausbildet, als eine Art Filter für feine Schwebstoffe dient (HEADLEY und TANNER, 2012; BORNE et al., 2015; VAILLANT et al., 2003). Im dichten Wurzel-Biofilm-System der FTWs können partikuläre Stoffe gefangen werden. Stoffe, die in herkömmlichen Absetzbecken nicht entfernt werden können, können im Wurzel-Biofilm-System eingefangen werden und zu größeren, absetzbaren Flocken agglomeriert werden (KARNCHANAWONG und SANJITT, 1995). Die Freisetzung von Organik aus Wurzeln sowie Detritus fördert außerdem die Flockenbildung im Wurzelsystem und steigert so das Absetzen partikulärer Stoffe (BORNE et al., 2015; TANNER und HEADLEY, 2011). Verschiedene Studien haben hohe Mengen an Feststoffen im Wurzelgeflecht identifiziert, die mit steigender Betriebsdauer und Dichte der Wurzeln zunehmen (BORNE et al., 2013a). Auch gelöste Metalle und Phosphor adsorbieren in der Wasserphase an partikuläre Stoffe und werden mit ihnen abgeschieden (KADLEC und

WALLACE, 2009; REDDY und DELAUNE, 2008). Zudem verringert das Floß durch Wind verursachte Turbulenzen im Wasser (HEADLEY und TANNER, 2012) und hält größere, aufschwimmende Feststoffe auf der Wasseroberfläche durch die physische Barriere zurück.

2.5.4 Darstellung der bisherigen Einsatzbereiche

Es ergeben sich vielfältige Anwendungsmöglichkeiten für FTWs. Aufgrund der einfachen Konstruktion und der Eignung für wechselnde Wasserstände können sie sowohl auf natürliche Systeme wie Teiche und Seen, als auch auf technische Behandlungsanlagen wie RKB und andere Absetzanlagen aufgebracht werden, soweit diese im Dauerstau geführt sind (HEADLEY und TANNER, 2012). In den vergangenen Jahren wurde der Einsatz von FTWs verstärkt international erforscht. Hierbei steht neben einer ästhetischen Aufwertung von Behandlungsanlagen in urbanen Räumen sowie der Verbesserung des Lebensraums von Tieren insbesondere die Verbesserung der Qualität verschiedener Wasserströme im Fokus (LUCKE et al., 2019). Eine Übersicht über verschiedenen Studien, die untersuchten Abwasserströme und den Maßstab der Versuche bietet Tabelle B.1 (Anhang). Viele der Studien untersuchen die Anwendung zur großtechnischen Behandlung von stark mit Nährstoffen belasteten Abwässern, wie eutrophen Gewässern (OLGUIN et al., 2017; HERNÁNDEZ-CRESPO et al., 2016), kommunalem Abwasser (BARCO und BORIN, 2017; VAZQUEZ-BURNEY et al., 2015; WU et al., 2006) oder landwirtschaftliches Abwasser (BISSEGGER et al., 2014; TODD et al., 2003; HUBBARD et al., 2004). In den letzten Jahren sind auch vermehrt Studien zum Einsatz von FTWs zur Niederschlagswasserbehandlung hinzugekommen, von denen viele im Versuchsmaßstab durchgeführt wurden oder den Fokus auf die Entwicklung und Untersuchung der eingesetzten Pflanzen legen. Großtechnische Untersuchungen zur Behandlung von Niederschlagswasser sind wenig präsent. Insbesondere Untersuchungen zur Eignung von FTWs für die Behandlung von Autobahnabflüssen gibt es kaum. Lediglich in zwei in-situ-Untersuchungen in Neuseeland bzw. Frankreich wurde die Wirksamkeit von FTWs an Regenklärbecken im Dauerstau zur Behandlung von Autobahnabflüssen großtechnisch untersucht. Dabei wurden in BORNE et al. (2013a) der Rückhalt von AFS und den Schwermetallen Kupfer und Zink, in BORNE et al. (2013b) der Rückhalt von Stickstoff und in BORNE (2014) der Rückhalt von Phosphor untersucht. Für alle Parameter wurde eine Verbesserung der Reinigungsleistung durch das FTW identifiziert. LADISLAS et al. (2015b) legen den Fokus in ihrer Studie in Frankreich auf die Untersuchung der Pflanzen und der Aufnahme von gelösten Schwermetallen. Eine Aussage über den Rückhalt von MKW, PAK und Salze geben diese Studien jedoch nicht an. Die Notwendigkeit von Untersuchungen zur Behandlung von Autobahnabflüssen im großtechnischen Maßstab ist daher gegeben.

3 Material und Methoden

3.1 Lage und Aufbau der untersuchten RiStWag-Anlagen

Gegenstand der Untersuchung waren zwei RiStWag-Anlagen an der Bundesautobahn A3. Die A3 ist nach der letzten aktuellen Straßenverkehrszählung im Jahr 2010 die Autobahn mit dem höchsten Verkehrsaufkommen in NRW. Die Abschnitte der A3 zwischen Autobahnkreuz Köln-Ost und Autobahn-Dreieck Köln-Heumar sowie zwischen Anschlussstelle Leverkusen-Zentrum und Anschlussstelle Köln-Mülheim sind die beiden verkehrsstärksten Autobahnen in NRW mit DTVs von 166.000 Kfz/24h bzw. 150.500 Kfz/24h. Daher sind für diese beiden Abschnitte hohe Belastungen des abfließenden Niederschlagwassers zu erwarten. Des Weiteren befinden sich beide Gebiete in direkter Nähe einer bestehenden Trinkwassergewinnung, sodass die Forderungen nach RiStWag gelten und die Becken als Absetzbecken mit Leichtstoffrückhalt konzipiert wurden (RiStWag-Anlagen). Beide Anlagen verfügen zudem als zweite Reinigungsstufe über einen RBF. In Abbildung 3.1 ist die Lage der beiden untersuchten Anlagen im Luftbild dargestellt.

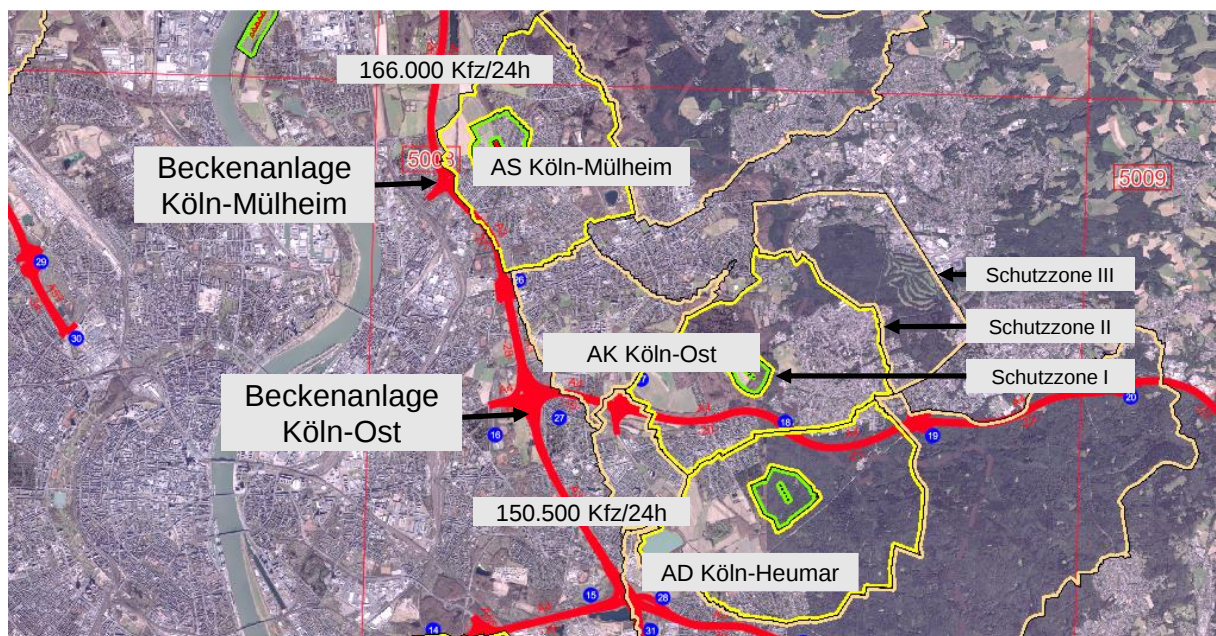


Abbildung 3.1: Lage der Versuchsanlagen Köln-Mülheim und Köln-Ost im Luftbild
(Darstellung des Landesbetrieb Straßenbau NRW, 2019; Beschriftung ergänzt)

3.1.1 Beckenanlage Anschlussstelle Köln-Mülheim

Die Beckenanlage Köln-Mülheim (im Folgenden „MH“ genannt) befindet sich an der A3, Anschlussstelle Köln-Mülheim. Das Einzugsgebiet der Anlage umfasst insgesamt 7,24 ha. Nach dem Zufluss des von der Straße abfließenden Wassers in die Entwässerung durch vollständig drainierte Mulden (Mulden-Rigolen-System mit Abdichtung/ohne Teilversickerung) leiten insgesamt 5,5 km Zulaufkanäle das Wasser zur Absetzanlage. Hierbei wird das gesamte Niederschlagswasser durch die Passage der Bodenschicht in den Mulden vorgereinigt und

ohne Verluste zur Anlage geführt. Die Anlage besteht aus einem RiStWag-Abscheider, zwei RBF und einem Sickerbecken. Auf dem Gelände der Absetzanlage führen aus nördlicher und südlicher Richtung zwei Zulaufkanäle das Niederschlagswasser zu einem Vereinigungsbauwerk. Von dort aus wird es durch einen Kanal zum Trennbauwerk an der Absetzanlage geführt, wo es auf die zwei Kammern der Anlage aufgeteilt wird. Eine Besonderheit ist die senkrecht zur Fließrichtung erfolgende Aufteilung des Wassers in die beiden Kammern. Im Havariefall können beide Kammern durch einen Dammbalken geschlossen werden. Das Becken hat eine Breite von 11,90 m und eine Länge von 32 m, sodass sich eine Oberfläche von $2 \times 190 \text{ m}^2$ ergibt (zwei Kammern). Die Zulaufwassermenge ist mit 942 l/s bei einer Fließzeit im Einzugsgebiet von 16 min angegeben. Um Aufwirbelung von Sedimenten und ein dadurch bedingtes Zusetzen des nachgeschalteten Bodenfilters zu vermeiden, wird die Zulaufmenge im Vereinigungsbauwerk über eine Überlaufschwelle mit Ölabscheidefunktion begrenzt. Tauchwände am Zu- und Ablauf dienen der Abscheidung von Leichtflüssigkeiten. Aus dem Absetzbecken wird das Wasser durch zwei Öffnungen in die beiden RBF geleitet. Mittels einer Gabione am Zulauf der RBF wird das Wasser zunächst gebremst und über ein umlaufendes Verteilergerinne großflächig im RBF verteilt ($A=1.640 \text{ m}^2$). Nach dem Durchsickern der belebten Bodenzone wird das Wasser in Drainageleitungen gesammelt und an das Sickerbecken weitergeleitet ($A=1.320 \text{ m}^2$). (SCHNITZLER und BURIC, 2010) Der Aufbau der Anlage ist in Abbildung 3.2 dargestellt.

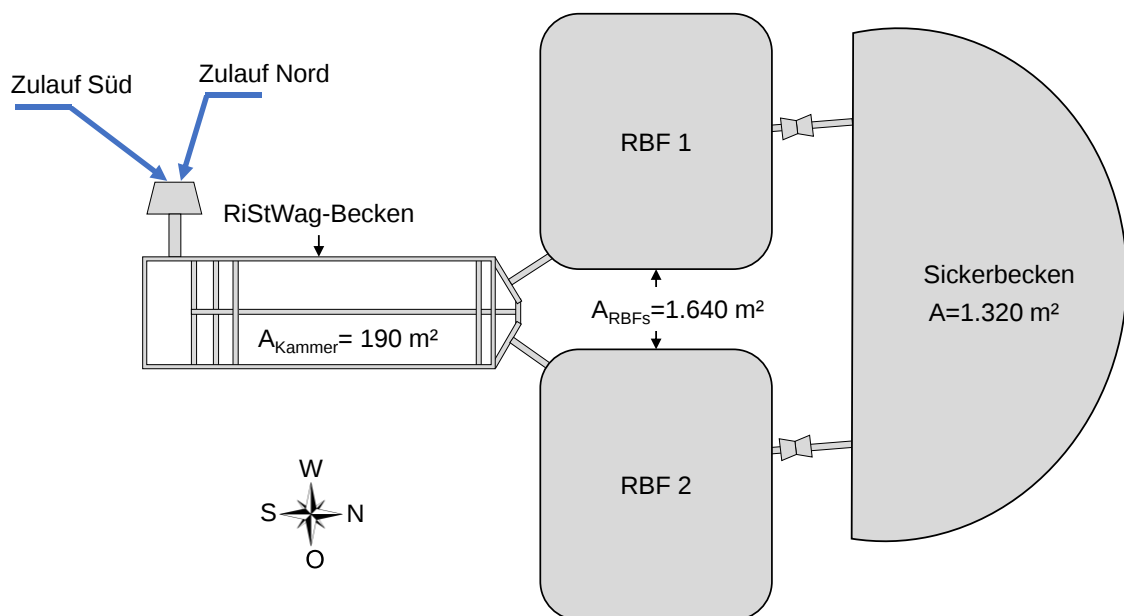


Abbildung 3.2: Schema der Beckenanlage Köln-Mülheim

3.1.2 Beckenanlage Köln-Ost Westseite

Die Versuchsanlage Köln-Ost (OST) befindet sich an der A3 am Autobahnkreuz Köln-Ost östlich von Köln am südwestlichen Bereich des Kreuzes (Fahrtrichtung Köln-Heumar). Sie entwässert die A3 zwischen Kreuz Köln-Ost und dem Hochpunkt vor dem Autobahndreieck

Köln-Heumar. Dies macht eine zu entwässernde Gesamtfläche von 14,5 ha aus, wovon ca. 8,5 ha befestigt sind ($A_{E,b}$). Von diesen 8,5 ha werden 75 % (6,4 ha) über Straßenabläufe und Regenwasserkanäle und 25 % (2,1 ha) über dränierte Mulden entwässert (GROTEHUSMANN und KASTING, 2009). Die Anlage liegt außerhalb eines Wasserschutzgebiets, es gelten keine Anforderungen nach RiStWag. Aufgrund der großen Nähe zu verschiedenen Trinkwassergewinnungsgebieten und des hohen Verkehrsaufkommens wurde die Anlage dennoch als RiStWag-Anlage konzipiert. Wie bei anderen Anlagen im Raum Köln, sind der Absetzanlage ein RBF sowie ein Versickerungsbecken nachgeschaltet. Als Zulaufkanäle sind 6 km verrohrte Regenwasserleitungen der Größe DN 300 bis DN 1800 vorhanden. Diese führen aus Norden bzw. Süden kommend in einen Verteilerschacht, der als Stahlbeton-Bauwerk mit Decke ausgeführt ist. Zwei Abläufe DN 1200 leiten das Wasser gleichmäßig in die zweikammerige RiStWag-Anlage. Im Zulauf der Kammern befindet sich je ein Absperrorgan für den Havariefall. Die Becken verfügen über eine Verteilerwand, eine Schlammammelrinne, eine Tauchwand, eine Klärüberlaufrinne aus Edelstahl und Abläufe mit Notabsperrorgan. Insgesamt hat die Anlage eine Oberfläche von 415 m² und ein Volumen von 924 m³ ($h=2,2$ m). Raubettgerinne führen den Ablauf der Kammern in den RBF. Dieser verfügt über eine 20 cm Schicht belebte Bodenzone, 15-23 cm Filtersand, eine Lage Vlies, Drainageleitungen und Dichtungsfolie am Boden des Beckens. Insgesamt hat das Becken eine Oberfläche von 1.525 m² und ein Volumen von 640 m³ bei einer Tiefe von 0,42 m. Die Ablaufkanäle des Notüberlaufs führen zu einem Versickerungsbecken der A4 mit ca. 2.250 m² Sickeroberfläche (Planungsbüro Schumacher, 2005). Das Fließschema in Abbildung 3.3 zeigt den Aufbau der Anlage.

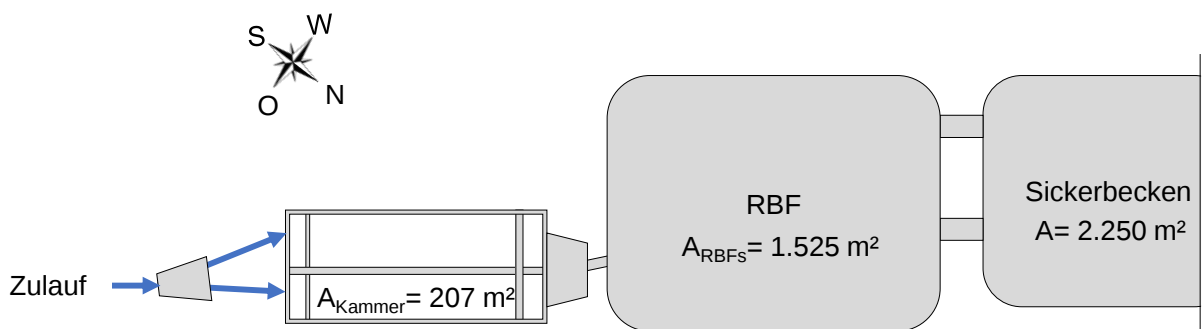


Abbildung 3.3: Schema der Beckenanlage Köln-Ost

3.2 Bau der Versuchsanlage

Für die Untersuchungen wurde in beiden Beckenanlagen in je einer der beiden Straßen ein FTW installiert. Die Installation der FTWs erfolgte am 06.07.2017 in MH und am 03.08.2017 in OST. Basierend auf Experimenten im Gewächshaus wurden der Bewuchs der beiden FTWs ausgewählt und diese bepflanzt bzw. einsatzfertig bestellt.

3.2.1 Pflanzenauswahl

Am Institut für Biologie I der RWTH Aachen wurden Versuche zur Auswahl der Pflanzen durchgeführt. Folgende Pflanzenspezies standen für die Untersuchungen zur Verfügung:

- *Salix alba*
- *Salix viminalis*
- *Iris pseudacorus*
- *Lythrum salicaria*
- *Eleocharis palustris*
- *Carex pendula*
- *Valeriana officinalis*
- *Parnassia palustris*
- *Typha latifolia*
- *Cyperus alternifolius*
- *Equisetum scirpoides*
- *Sisyrinchium angustifolium*
- *Lysimachia nummularia*
- *Caltha palustris*
- *Scirpus lacustris*
- *Mentha aquatica*

Die verschiedenen Helophyten wurden im Gewächshaus unter Bedingungen angezogen, die denen in den Beckenanlagen entsprechen. Das verwendete Wachstumsmedium zur Pflanzenanzucht wurde hinsichtlich Redoxstatus, pH-Wert und Nährstoffzusammensetzung den Parametern in den Beckenanlagen angepasst. Unter diesen Bedingungen angezogene Pflanzen wurden hinsichtlich ihrer Eignung für das Wachstum in einer Hydrokultur, ihrer Toleranz gegenüber potenziell schadstoffreichen Autobahnabflüssen (insbesondere dem Einfluss von Schwermetallen), ihrer Sauerstoffabgabe sowie ihrer Salztoleranz untersucht.

Im ersten Versuchsteil wurde getestet, ob die ausgewählten Helophyten geeignet sind in einer Hydrokultur anzuwachsen, in der kein Substrat verwendet wird. Autobahnabflüsse weisen einen hohen Gehalt an toxischen Metallen wie Cadmium, Nickel und Blei auf, welche dafür bekannt sind, oxidativen Stress in Pflanzen hervorzurufen und dadurch deren Wachstum zu mindern. Aus diesem Grund wurde auch die Toleranz einiger Helophyten gegenüber diesen Metallen untersucht. Ziel des Experiments war es, denjenigen Helophyt zu selektieren, der die beste Sauerstoffverteilung in den Wurzeln zeigt und am besten die potenziell gesundheitsgefährdende Stoffe im Abwasser tolerieren kann. Final wurden zwei Helophyten für Eignungstests in den Beckenanlagen ausgewählt. Die Versuche wurden mit einer Wasserprobe aus der

RiStWag-Anlage aus Köln-Mülheim durchgeführt. Das Wasser wurde alle drei Wochen ausgetauscht. Zusätzlich wurden *S. angustifolium*, *J. effusus* und *I. pseudacorus* vier Wochen lang in Hydrokulturen unterschiedlichen Mengen Kupfer ausgesetzt (20 bzw. 200 mg/l), um ihre Toleranz gegenüber charakteristischen Schadstoffen in Autobahnabflüssen genauer zu erproben. Da das Abwasser in den RiStWag-Anlagen über die Wintermonate zusätzlich mit Streusalz belastet ist, sollte in einer weiteren Versuchsreihe die Toleranz der selektierten Pflanzenspezies gegenüber Salzstress beurteilt werden. Relativ hohe Salzkonzentrationen vermindern oder unterbinden die Wasseraufnahme der Pflanze. Einige Pflanzenarten wurden daher auf ihre Toleranz gegenüber 50 mM NaCl (2,7 g/l) getestet. Als Versuchsspezies wurden hierfür bereits ausgereifte Steckhölzer von *S. alba* und *S. viminalis* (Weiden) verwendet.

Helophyten sind dafür bekannt, dass sie Sauerstoff zu ihren Wurzelsystemen transportieren können. Anhand weiterer Versuche mit *J. effusus* sollte festgestellt werden, in wie weit die ausgewählten Pflanzenspezies hierzu geeignet sind und ob ihr Aufbringen auf RiStWag-Wasser einen Einfluss auf diese Fähigkeit hat. Der Sauerstoff, der an den Wurzeln der Pflanzen diffundiert, unterstützt das Wachstum von Bakterien. In den Versuchen konnte allerdings nur eine Momentaufnahme des Sauerstoffgehalts gemessen werden, nicht aber, wie viel Sauerstoff diese Bakterien im Biofilm verbrauchen. Es kann davon ausgegangen werden, dass Änderungen des Sauerstoffgehalts an den Wurzeln der Pflanzen einen Einfluss auf ihre Umwelt haben. Die Sauerstoffsättigung des Wassers wurde in Hydrokulturen über drei aufeinanderfolgenden Tagen gemessen. Im ersten Ansatz befand sich Leitungswasser (Kontrolle), im zweiten Versuchsansatz RiStWag-Wasser. So konnte der Einfluss des Abwassers auf den Sauerstoff untersucht werden. Um zu überprüfen, ob die Pflanzen für die Schwankungen im Sauerstoffgehalt verantwortlich sind, wurde für jede Messung eine Kontrolle mit 24 h Licht durchgeführt.

3.2.2 Einbau FTW Köln-Mülheim

Für die großtechnischen Untersuchungen an den FTWs wurde eine der beiden identischen Kammern mit einem FTW ausgestattet, die andere Kammer diente als Referenz. Das FTW besteht aus einem Geogitter mit unten angebrachten Styrodur-Elementen, die den Auftrieb des FTWs sicherstellen. Zur Vermeidung von Kurzschlussströmungen entspricht die Breite des FTW der Kammerbreite. Insgesamt wird durch die FTWs ca. ein Drittel der Wasseroberfläche bedeckt (60 m²). Die einsatzbereit erworbenen Flöße waren mit *I. pseudacorus*, *L. salicaria*, *C. pendula*, *E. scirpoides*, *S. angustifolium*, *S. lacustris* bepflanzt. Der Einbau des FTWs ist in Abbildung 3.4 zu sehen.



Abbildung 3.4: Einbau der FTWs in die Beckenanlage Köln-Mülheim. a) Trägerkonstruktion b) Trägerkonstruktion mit Pflanzenmatte c) Einbau der Matten in die Becken d) Beckenanlage nach fertiggestelltem Einbau

An der Anlage in MH wurden fünf Probenahmestellen ausgewählt. Nach 39 Tagen Probenahme wurden jedoch Differenzen in den Abläufen der Absetzanlage zwischen REF und FTW vermutet. Da die Fließrichtung des Zulaufs in MH senkrecht zum Zulauf in die beiden Kammern ist, konnte nicht ausgeschlossen werden, dass die Zulaufkonzentrationen für die beiden Kammern hydraulisch bedingt unterschiedlich sind. Daher wurde zum 25.04.2019 eine Anpassung der Probenehmerverschteilung vorgenommen und im Zulauf jeder Kammer ein Probenehmer installiert. Dafür wurden die Probenehmer an den Stellen MH_FTW+RBF sowie MH_Zu_ges entfernt und im Zulauf der FTW- und der Referenzkammer installiert (MH_Zu_FTW und MH_Zu_REF). So konnten die Zuläufe beider Kammern in MH einzeln beprobt werden. Die (alten und neuen) Probenahmestellen sind in Abbildung 3.5 abgebildet.

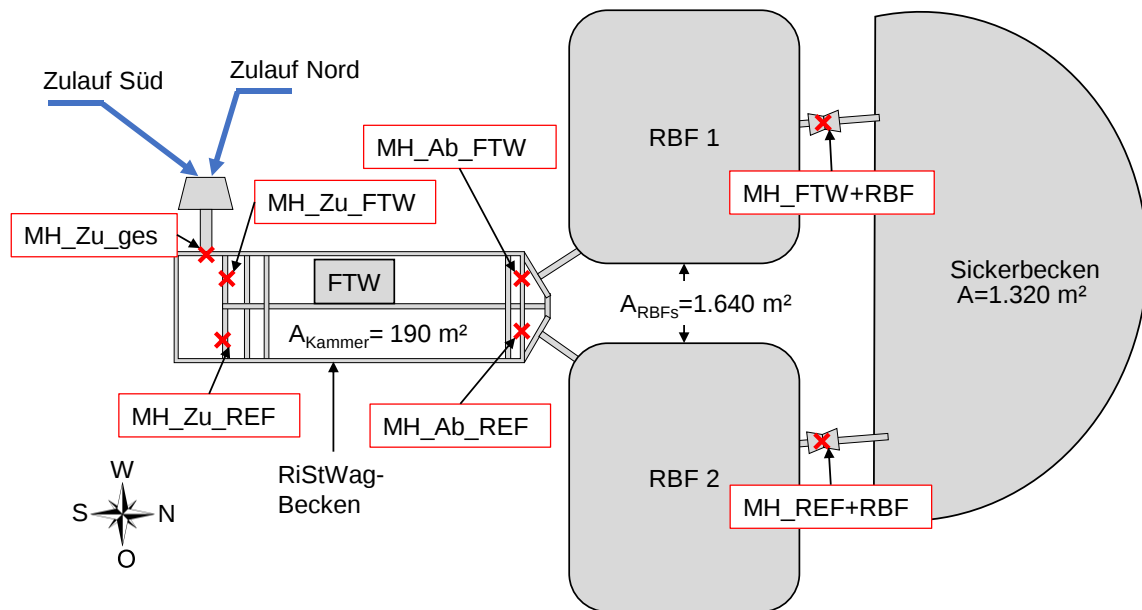


Abbildung 3.5: Schema der Beckenanlage Köln-Mülheim (MH). Rote Markierungen: Probenahmestellen

3.2.3 Einbau FTW Köln-Ost

In Abbildung 3.6 ist die Lage der eingerichteten Probenahmestellen an der Anlage OST dargestellt. Insgesamt wurden drei automatische Probennehmer installiert: ein Probennehmer im Zulauf der Anlage (Verteilerschacht) und jeweils ein Probennehmer im Ablauf der beiden identischen Kammern. Der nachgeschaltete RBF wurde in OST nicht beprobt.

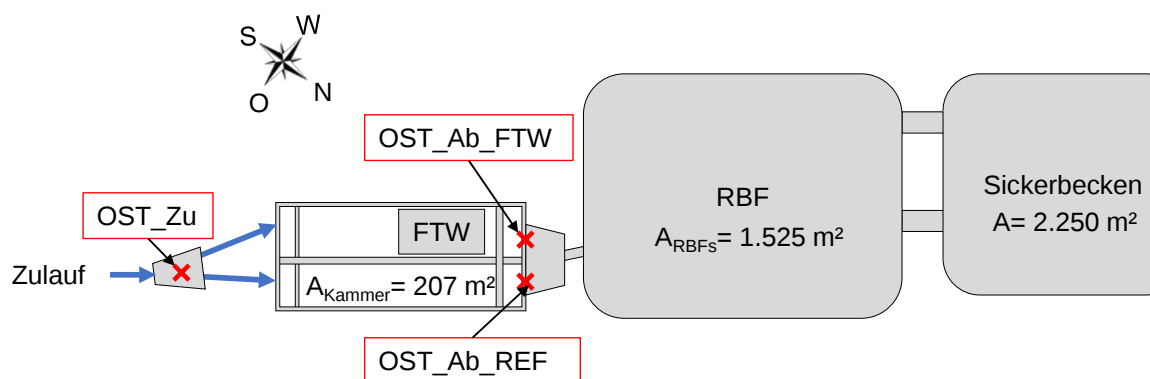


Abbildung 3.6: Schema der Beckenanlage Köln-Ost (OST). Rote Markierungen: Probenahmestellen

Für die Untersuchungen wurde auch hier eine der beiden identischen Kammern mit einem FTW ausgestattet, die andere Kammer diente als Referenz. Auch hier wurde als Trägerkonstruktion ein Geogitter mit unten angebrachten Styrodur-Elementen verwendet. In OST wurde ein eigenes, nur mit *J. effusus* und *Salix* bepflanztes Floß eingesetzt. Die Pflanzen waren zu Beginn der Versuche noch nicht angewachsen. Zusätzlich wurden Gewichte angebracht, die das Abtreiben des FTWs verhinderten. Insgesamt bedeckte das FTW ca. 1/3 der Beckenoberfläche. Der Einbau der FTWs ist in Abbildung 3.7 zu sehen.



Abbildung 3.7: Einbau der FTWs in die Beckenanlage Köln-Ost. a) Trägerkonstruktion b) Einbau der Matten in die Becken c) Verbindung der Matten d) Beckenanlage nach fertiggestelltem Einbau

3.3 Versuchsdurchführung

3.3.1 Probenahmestrategie

Für die Untersuchungen wurden Probenehmer sowie je ein Niederschlagsschreiber installiert. Die Probenahme startete automatisch, sobald von den Stechpegeln ein Signal über einen Durchfluss gesendet wurde. Die Stechpegel waren in der Ablaufrinne der Becken bzw. der RBF angebracht und wurden nach jeder Abholung der Proben an den aktuellen Wasserstand angepasst. Ab einer Niederschlagshöhe von etwa 0,2 mm starteten die Probenehmer die Probenahme. Pro Probenehmer wurde alle 6 Minuten eine 100 ml Teilprobe genommen, die zusammen in einer Flasche gesammelt wurden, bis das maximale Probenvolumen von 4 Litern erreicht war. Zu beachten ist, dass immer nur das erste Niederschlagsereignis nach dem Neustart der Probenehmer beprobt wurde. Die Proben wurden bis zu ihrer Abholung im Probenehmer gekühlt. Insgesamt wurden die Anlagen im Zeitraum vom 18.05.2017 bis zum 22.07.2019 an 54 Tagen untersucht (42 Tage bzw. Regenereignisse in MH und 47 in OST). Dabei ist festzuhalten, dass nicht immer für alle Probenahmestellen Proben erfasst werden konnten. Es ergibt sich der in Tabelle 3.1 dargestellte Untersuchungsumfang.

Tabelle 3.1: Darstellung des beantragten und durchgeführten Analyseumfangs

Parameter	Standwasser			Niederschlag			Sediment		
	Anzahl Proben Antrag		Anzahl analysierte Proben	Anzahl Proben Antrag		Anzahl analysierte Proben	Anzahl Proben Antrag*		Anzahl analysierte Proben
pH	(8+6)*8	112	186	(15+10)*8	200	323	10*12	120	42
Leitfähigkeit	(8+6)*8	112	186	(15+10)*8	200	323	10*12	120	42
NH₄-N	(8+6)*8	112	178	(15+10)*8	200	313	10*12	120	27
NO₂-N	(8+6)*8	112	194	(15+10)*8	200	329	10*12	120	42
NO₃-N	(8+6)*8	112	194	(15+10)*8	200	329	10*12	120	41
Chlorid	(8+6)*8	112	193	(15+10)*8	200	329	10*12	120	39
Sulfat	(8+6)*8	112	194	(15+10)*8	200	323	10*12	120	42
o-PO₄-P	-	-	-	-	-	-	-	-	27
TNb	(8+6)*8	112	139	(15+10)*8	200	278	10*12	120	27
Gesamt-PO₄-P	(8+6)*8	112	178	(15+10)*8	200	291	10*12	120	12
AFS₆₃	-	-	-	(15+10)*8	200	294	10*12	120	27
AFS	-	-	-	(15+10)*8	200	299	10*12	120	30
Säurekapazität 4,3	(8+6)*8	112	186	(15+10)*8	200	315	10*12	120	42
Cd	(8+6)*8	112	130	(15+10)*8	200	220	10*12	120	42
Cr	(8+6)*8	112	130	(15+10)*8	200	220	10*12	120	42
Cu	(8+6)*8	112	130	(15+10)*8	200	220	10*12	120	42
Ni	(8+6)*8	112	130	(15+10)*8	200	220	10*12	120	42
Pb	(8+6)*8	112	130	(15+10)*8	200	220	10*12	120	42
Zn	(8+6)*8	112	130	(15+10)*8	200	220	10*12	120	42
Ca	(8+6)*8	112	130	(15+10)*8	200	220	10*12	120	42
Mg	(8+6)*8	112	130	(15+10)*8	200	220	10*12	120	42
Na	(8+6)*8	112	130	(15+10)*8	200	220	10*12	120	42
Fe	(8+6)*8	112	130	(15+10)*8	200	211	10*12	120	15
TR	-	-	-	(15+10)*8	200	241	10*12	120	42
GV zu TR	-	-	-	(15+10)*8	200	232	10*12	120	42
MKW	-	-	-	(15+10)*8	200	268	10*12	120	42
Naphthalin	-	-	-	(15+10)*8	200	259	10*12	120	39
Acenaphthylen	-	-	-	(15+10)*8	200	259	10*12	120	39
Acenaphthen	-	-	-	(15+10)*8	200	259	10*12	120	39
Fluoren	-	-	-	(15+10)*8	200	259	10*12	120	42
Phenanthren	-	-	-	(15+10)*8	200	259	10*12	120	42
Anthracen	-	-	-	(15+10)*8	200	259	10*12	120	42
Fluoranthren	-	-	-	(15+10)*8	200	259	10*12	120	42
Pyren	-	-	-	(15+10)*8	200	259	10*12	120	42
Benz(a)anthracen	-	-	-	(15+10)*8	200	259	10*12	120	42
Chrysen	-	-	-	(15+10)*8	200	259	10*12	120	42
Benzo(b)fluoranthren	-	-	-	(15+10)*8	200	259	10*12	120	42
Benzo(k)fluoranthren	-	-	-	(15+10)*8	200	259	10*12	120	42
Benzo(a)pyren	-	-	-	(15+10)*8	200	259	10*12	120	42
Indeno(1,2,3,c,d)pyren	-	-	-	(15+10)*8	200	259	10*12	120	42
Dibenz(a,h)anthracen	-	-	-	(15+10)*8	200	259	10*12	120	42
Benzo(g,h,i)perylene	-	-	-	(15+10)*8	200	247	10*12	120	42
Summe		2.240	3.128		8.200	10.810		4.920	1.622

*Die Sedimentbeprobung wurde aufgrund fehlender Aussagekraft der Ergebnisse nach 6 Probenahmetagen eingestellt und die freiwerdenden Mittel für eine zusätzliche Analyse der Niederschlags- sowie Standwasserproben verwendet

Mittels Niederschlagsschreiber wurden Niederschlagsdaten an den Standorten erhoben, sodass eine Übersicht der Niederschlagsereignisse erzeugt werden konnte. Abbildung 3.8 zeigt die während der Versuchsphase aufgezeichneten Niederschlagsereignisse mit ihrer entsprechenden Niederschlagshöhe. Die einzelnen Regenereignisse sind unter Angabe des Startpunkts, der Niederschlagshöhe und -dauer, der mittleren Niederschlagsintensität sowie der vorausgegangenen Trockenzeit sind in Tabelle C.1 dargestellt.

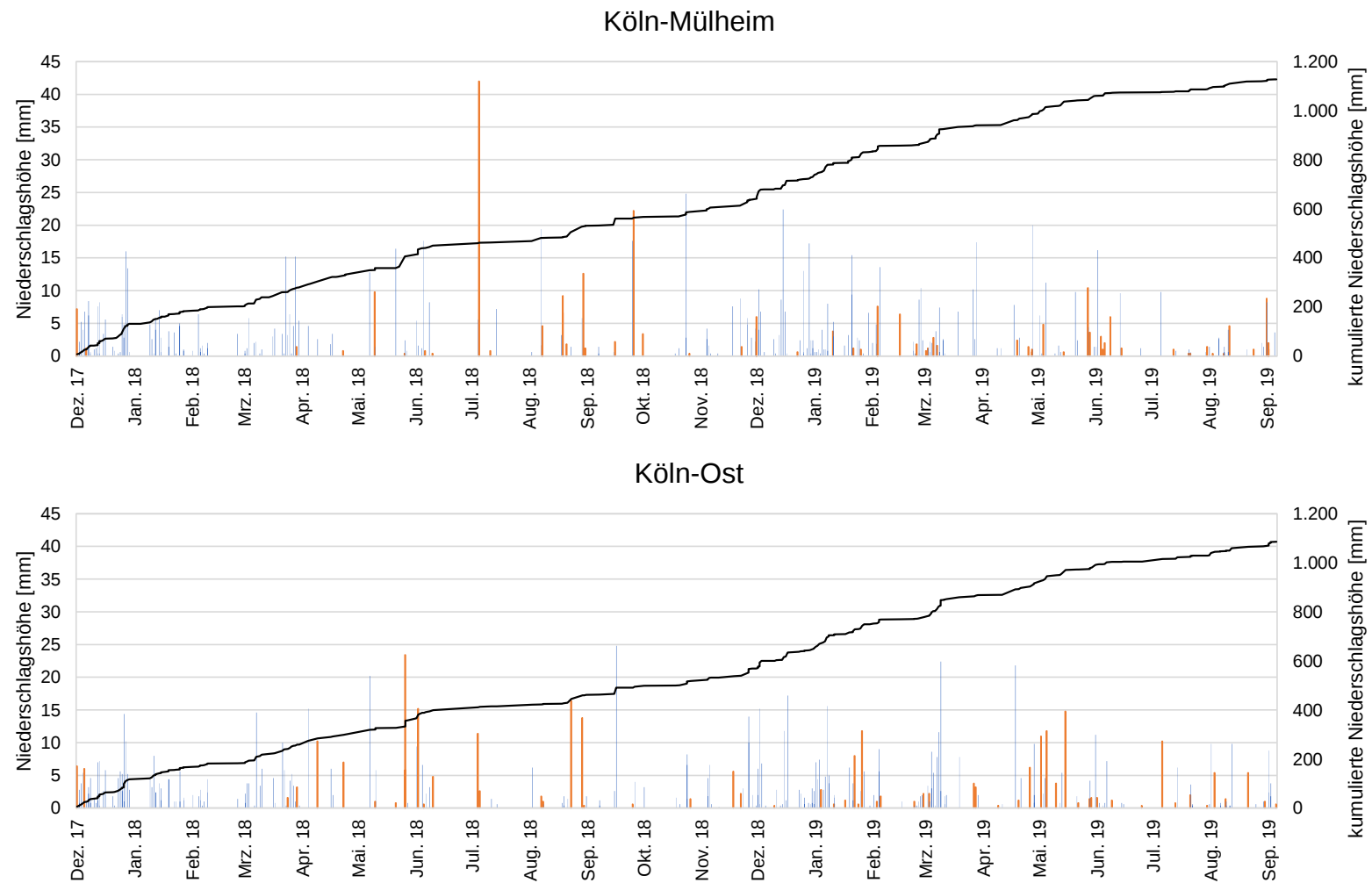


Abbildung 3.8: Darstellung der Niederschlagsereignisse während des Versuchsbetriebs. In rot markiert: beprobte Niederschlagsereignisse

3.3.2 Analytik der Wasserproben

Die Proben wurden auf insgesamt 43 Parameter analysiert. Während der Wintermonate werden zur Enteisung der Straßen Auftausalze eingesetzt. Die beiden Anlagen wurden deshalb hinsichtlich der Chlorid- und Sulfat-Konzentrationen untersucht. Da im Wasser vorhandene Feststoffe mit adsorbierten Schadstoffen assoziiert werden oder beispielsweise als Reifenabrieb selbst Schadstoffe sind, müssen sie aus dem Abwasser entfernt werden. Als Feststoffparameter wurden AFS und AFS₆₃ sowie der Trockenrückstand (TR) und der Glühverlust (GV) untersucht. Durch organische Einträge aus dem Seitenstreifenbereich, atmosphärische Einträge sowie durch die in Kraftfahrzeugen verwendeten Materialien kann es außerdem zu Stickstoff- und Phosphoreinträgen kommen. Im Rahmen der Analyse wurden daher NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N, TNb sowie PO₄-P untersucht. Ein besonderer Fokus liegt aufgrund der Zusammensetzung der Autobahnabflüsse auf den Konzentrationen und dem Rückhalt von Schwer- und Alkalimetallen. Insgesamt wurden zehn Metalle analysiert: Cadmium, Chrom, Kupfer, Blei, Nickel, Zink, Calcium, Magnesium, Natrium und Eisen. Zusätzlich wurden insgesamt die 16 PAK/EPA im Zu- und Ablauf der Anlagen untersucht. Die verschiedenen Parameter wurden mit den jeweiligen durch die DIN festgesetzten Verfahren im Labor des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft (ISA) analysiert. Eine Übersicht über die untersuchten Parameter sowie die angewandten Methoden und die jeweiligen Bestimmungsgrenzen (BG) bietet Tabelle 3.2.

Tabelle 3.2: Übersicht über die untersuchten Parameter und ihre Analysemethoden

Parameter	DIN	Bestimmungsgrenze (BG)
pH	DIN EN ISO 10523 (2012-04)	-
Säurekapazität	DIN 38409-7 (2005-12)	0,5 mmol/l
Leitfähigkeit	DIN EN 27888 (1993-11)	0,1 µS/cm
Chlorid (Cl ⁻)	DIN ISO 15923-1 (2014-07)	5 mg/l
Sulfat (SO ₄ ²⁻)	DIN ISO 15923-1 (2014-07)	5 mg/l
NH ₄ -N	DIN ISO 15923-1 (2014-07)	0,1 mg/l
NO ₂ -N	DIN ISO 15923-1 (2014-07)	0,01 mg/l
NO ₃ -N	DIN ISO 15923-1 (2014-07)	0,1 mg/l
TNb	DIN EN 12260 (2003-12)	1 mg/l
Gesamt-PO ₄ -P	DIN EN ISO 6878-7 (2004-09)	0,13 mg/l
AFS	DIN EN 872 (2003-08)	2 mg/l
AFS ₆₃	In Anlehnung an DIN EN 872 (2003-08)	2 mg/l
TR	DIN 38409-1 (1987-01)	0,01 g/kg
GV zu TR	DIN 38409-1 (1987-01)	-
Schwermetalle ¹	DIN EN ISO 11885 (2009-09)	0,0025 mg/l
MKW	DIN EN ISO 9377-2 (2001-07)	0,1 mg/l
PAK ²	DIN 38407-39 (2011-09)	0,01 µg/l

¹Cadmium (Cd), Chrom (Cr), Kupfer (Cu), Nickel (Ni), Blei (Pb), Zink (Zn), Calcium (Ca), Magnesium (Mg), Natrium (Na), Eisen (Fe)

²Naphthalin, Acenaphthylen, Acenaphthen, Fluoren, Phenanthren, Anthracen, Fluoranthren, Pyren, Benz(a)anthracen, Chrysen, Benzo(b)fluoranthren, Benzo(k)fluoranthren, Benzo(a)pyren, Indeno(1,2,3,c,d)pyren, Dibenz(a,h)anthracen, Benzo(g,h,i)perylene

3.3.3 Auswertemethodik der Analysenergebnisse

Ein Ziel des Projekts war die Bewertung der Reinigungsleistung von FTWs für die Behandlung von Autobahnabflüssen, insbesondere durch einen Vergleich mit einer RiStWag-Anlage mit nachgeschaltetem RBF. Eine Betrachtung der Frachten ist aufgrund fehlender Zu- und Ablaufwassermengen nicht möglich. Zwar könnten diese anhand der Berechnung mit standardisierten Abflussbeiwerten angenähert werden, jedoch ist dies mit erheblichen Unsicherheiten verbunden. Auf eine Betrachtung der frachtgewogenen Mittelwerte wie es in der Literatur häufig angegeben wird (BORNE et al., 2014; GROTEHUSMANN und KASTING, 2009) wird aus genannten Gründen ebenfalls verzichtet. Aufgrund von Ausreißern und Unsicherheiten der Analyseergebnisse ist eine Betrachtung des Medians im Vergleich zum Mittelwert für Umweltdaten als aussagekräftiger anzusehen (STOYAN et al., 1997).

Zur Überprüfung der aus der Analyse gewonnenen Ergebnisse auf signifikante Unterschiede bzw. Einflussfaktoren, wurden diese im Anschluss mithilfe der Software IBM SPSS Statistics 25 statistisch analysiert. Bei der statistischen Analyse von Umweltdaten gilt es einige Besonderheiten zu beachten. Für viele statistische Tests wird eine Normalverteilung der zu untersuchenden Datenreihen vorausgesetzt. Diese ist jedoch bei Umweltdaten häufig nicht gegeben, sodass zunächst Shapiro-Wilk-Tests zum Testen auf Normalverteilungen durchgeführt wurden. Signifikante Unterschiede zwischen unabhängigen Messreihen wurden mit Hilfe von Mittelwerttests identifiziert. Für normalverteilte Variablen wurden T-Tests für unabhängige Stichproben (ungepaarter Test) vorgenommen. Für nicht-normalverteilte Variablen erfolgte eine Untersuchung mittels dem nicht parametrischen Mann-Whitney-U-Test. Dieser basiert auf der Rangskalierung der Messdaten und kann somit auch für nicht normalverteilte Variablen angewendet werden. Des Weiteren ist er aufgrund der Umwandlung der genauen Werte in Ränge robuster gegenüber Ausreißern. (STOYAN et al., 1997)

Zusammenhänge zwischen äußeren Einflussfaktoren und den Parametern sowie zwischen den Parametern selbst wurden mittels Korrelationsanalysen identifiziert. Für nicht-normalverteilte und/oder metrisch skalierte Daten ist eine Korrelationsanalyse nach Bravais-Pearson nicht gültig. Des Weiteren ist die Korrelationsanalyse nach Bravais-Pearson sehr empfindlich gegenüber Ausreißern. Daher wurden Korrelationsanalysen nach Spearman-p durchgeführt. Diese nichtparametrische Korrelationsanalyse eignet sich auch für die Analyse nicht-normalverteilter und ordinal skalierten Daten, da auch sie auf einer Rangskalierung beruht. Die Spearman-p-Korrelationsanalyse liefert zwei wichtige Ergebnisse:

1) p-Wert (Signifikanzniveau): Der p-Wert drückt die Wahrscheinlichkeit aus, dass ein Ergebnis nicht alleine durch den Zufall zu Stande gekommen ist. Für $p < 0,05$ kann also zu min. 95%iger Wahrscheinlichkeit angenommen werden, dass wirklich eine Korrelation zwischen den Variablen vorliegt und das Ergebnis kein Zufallsprodukt ist. In der Auswertung der Daten wurde

ein Signifikanzniveau von $p < 0,05$ (Ergebnis ist signifikant) bzw. $p < 0,01$ (Ergebnis ist stark signifikant) gesetzt. Ergebnisse, deren p-Wert $> 0,05$ ist, werde als „nicht signifikant“ eingestuft.

2) Korrelationskoeffizient R_{sp} : Der Korrelationskoeffizient R_{sp} drückt das Maß, also die „Stärke“ der Korrelation aus. Der Koeffizient nimmt Werte zwischen -1 und +1 an, wobei diese wie folgt beurteilt werden (COHEN, 1988):

- $< 0,1$: kein Zusammenhang
- $0,1 - 0,3$: schwacher Zusammenhang
- $0,3 - 0,5$: moderater Zusammenhang
- $> 0,5$: starker Zusammenhang.

Negative Werte stehen für negative Zusammenhänge, also beispielsweise „je mehr zurückgelegte Strecke mit dem Auto, desto weniger Treibstoff im Tank“.

Auch eine starke Korrelation ($R_{sp} > 0,5$) ist demnach wenig aussagekräftig, wenn sie nicht statistisch signifikant ($p > 0,05$) ist. Umgekehrt bedeutet ein stark signifikantes Ergebnis ($p < 0,01$) nicht, dass auch ein kausaler Zusammenhang vorliegt, wenn der entsprechende Korrelationskoeffizient klein ist ($R_{sp} < 0,5$). Aus diesem Grund werden bei der Auswertung nur solche Korrelationen beachtet, die sowohl signifikant ($p < 0,05$) sind, als auch auf eine starke Korrelation ($R_{sp} > 0,5$) hinweisen.

3.3.4 Wachstumsmonitoring

Des Weiteren wurde ein Monitoring des Pflanzenwachstums an der großtechnischen Versuchsanlage durchgeführt, um die Eignung bzw. das Verhalten der Pflanzen unter realen Bedingungen zu untersuchen. Der Fokus lag auf

- dem Pflanzenwachstum,
- der Messung der Sauerstoffkonzentrationen sowie
- der Untersuchung auf organisches Material im Sediment.

Zur Überwachung des Pflanzenwachstums auf den FTWs wurden diese fotografisch dokumentiert. Zusätzlich wurden auch nach dem Zufallsprinzip Pflanzen aus den FTW in MH entfernt und ihre Spross- und Wurzellänge zu drei Zeitpunkten im Jahr 2018 gemessen.

Eine sauerstoffhaltige Umgebung verhindert die Ansammlung von organischem Material in den RiStWag-Anlagen. Um zu verstehen, ob sich die FTWs auf den Sauerstoffgehalt in den Becken auswirken, wurde der Sauerstoffgehalt in den Becken regelmäßig gemessen. Die Sauerstoffkonzentration im Becken wurden in drei verschiedenen Bereichen gemessen: im vorderen Bereich, in der Mitte und im hinteren Bereich der Anlage (in Strömungsrichtung). Zusätzlich wurde die Messung in sieben verschiedenen Tiefen von 10 bis 180 cm unter der Wasseroberfläche durchgeführt.

Anhand von C:H:N-Elementaranalysen bzw. Brennanalysen sollte weiterhin die Menge des im Sediment vorhandenen organischen Materials getestet werden. Die Elementaranalyse auf Kohlenstoff (C), Wasserstoff (H) und Stickstoff (N) ist meist zur elementaranalytischen

Beschreibung einer organischen Probe ausreichend. Für die Ermittlung des Gehalts an organischer Substanz in den Sedimentproben wurde jedoch weiterhin der Glühverlust der Proben bestimmt. Hierbei wird die Sedimentprobe bei 105°C getrocknet und eine aliquote Masse bei 600°C geglüht. Dabei wurde die organische Substanz oxidiert und entweicht gasförmig. Die Gewichts Differenz vor und nach dem Glühen entspricht der Menge an organischer Substanz.

3.3.5 Biofilmanalyse

Eine abschließende Analyse des auf den Wurzeln der Pflanzen angesiedelten Biofilms der Gewächshaus- sowie RiStWag-Pflanzen sollte letztendlich Aufschlüsse über die Art der ansässigen Bakterien sowie deren Potenzial zur Nährstoff-/Schadstoffentfernung bieten.

Die Zusammensetzung und Diversität des sich auf den Wurzeln ausbildenden Biofilms wurden mittels Nukleinsäure-Tests (16S Mikrobiome-Profilierung) analysiert. Diese Tests erlauben die Identifizierung und Klassifizierung der Mikroorganismen des Biofilms. Die erhaltenen Informationen sollen zur Klärung der Frage beitragen, in welchem Ausmaß die verschiedenen Biofilme die Elimination von AFS₆₃, Schwermetallen, PAK und MKW fördern.

Die Bakterien an den Wurzeln der verschiedenen im Gewächshaus gezüchteten Pflanzen sowie der dem Floß entnommenen Pflanzen wurden zudem durch Waschen der Wurzeln in Extraktionspuffer isoliert. Anschließend wurde die Bakteriensuspension auf Medium ausplattiert. Danach wurden einzelne Kolonien vermehrt und ihre genomische DNA isoliert, um die 16S-RNA-Sequenz zu bestimmen. Eine anschließende BLAST-Analyse (Basic Local Alignment Search Tool – Analyse) sollte beantworten, welche Bakterienart sich an den Wurzeln der Pflanzen befinden.

4 Untersuchungen an großtechnischen Anlagen

4.1 Analyse des Standwassers

Parameter wie der pH-Wert, die Leitfähigkeit oder die Säurekapazität beeinflussen Rückhaltemechanismen von Schadstoffen. Umgekehrt wirken auch die Bedingungen in den Becken, insbesondere das Vorhandensein von Pflanzen, auf diese Parameter ein. Im Rahmen des Projekts wurden deshalb an acht Probenahmetagen Standwasserproben für die Parameter pH-Wert, Leitfähigkeit und Säurekapazität K_S 4,3 in zwei verschiedenen Horizonten (oberer Horizont=-50 cm; unterer Horizont=-150 cm) analysiert. Zusätzlich wurden die Standwasserproben auch auf Stickstoffparameter, Gesamt-Phosphate, Chlorid und Sulfat sowie Schwermetalle untersucht.

Anhand der Standwasserproben ist zu erkennen, dass in MH der Median der pH-Werte der FTW-Kammer leicht saurer ist als der der Referenzkammer. Des Weiteren ist eine Verschiebung in den sauren Bereich mit zunehmender Beckentiefe erkennbar. In OST zeigt die FTW-Kammer eine Erhöhung des pH-Werts mit zunehmender Beckentiefe. Da verschiedene Umsatz- und Remobilisierungsprozesse in der Wasser- und Sedimentphase vom pH-Wert abhängig sind, spielt er für die Reinigungsleistung eine wichtige Rolle.

Des Weiteren ist eine erhöhte Säurekapazität am Beckenboden erkennbar. Dies könnte darauf zurückzuführen sein, dass die Säurekapazität maßgeblich vom Vorhandensein von Hydrogenkarbonaten von Ca, Mg und Na bestimmt wird. Da diese partikulär vorliegen (also sedimentierbar sind), reichern sie sich im Sediment am Beckenboden an.

Weiterhin zeigen die Standwasserproben eine starke Erhöhung der Leitfähigkeit im unteren Bereich der Becken. Sowohl in MH als auch in OST ist die Leitfähigkeit im tieferen Beckenbereich deutlich höher als im oberen Horizont. In OST ist dieser Unterschied sehr deutlich erkennbar. In OST kommt es insbesondere in der FTW-Kammer zu einer stärkeren Akkumulation von Salzen im Sedimentbereich. Nach CHIMNEY et al. (2006) können hohe Leitfähigkeiten im Sedimentbereich ebenfalls auf die Freisetzung der Pflanzenmetaboliten zurückgeführt werden, die sich am Boden der Becken anreichern. Hinzu kommt, dass die in den Wintermonaten eingetragenen Auftausalze (insbesondere NaCl) sich zu salzreichen Schichten in den Becken anreichern können. Bestärkt wird diese Annahme durch die Betrachtung der Parameter Chlorid und Sulfat, die insbesondere in OST im unteren Messhorizont deutlich erhöhte Messwerte aufzeigen (siehe Anhang D). In Abhängigkeit der hydraulischen Bedingungen können diese Schichten im weiteren Jahresverlauf bestehen bleiben und auch im Sommer zu einer hohen Leitfähigkeit am Boden der Becken führen. In Abbildung 4.1 ist die vertikale Verteilung der Parameter pH, Leitfähigkeit und Säurekapazität innerhalb der Kammern für beide Standorte dargestellt.

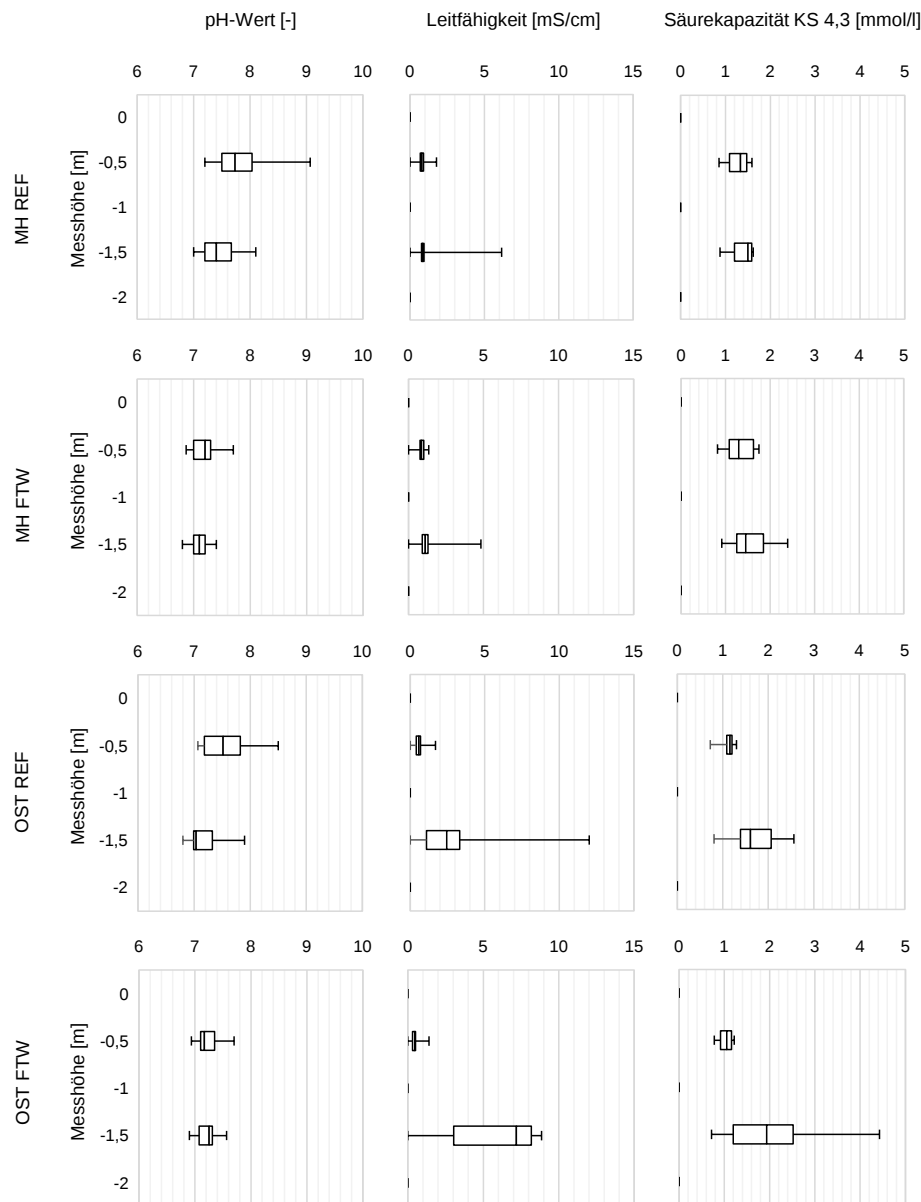


Abbildung 4.1: Boxplot Diagramme der acht Standwasserproben für die Parameter pH-Wert, Leitfähigkeit und Säurekapazität in den beiden beprobten Horizonten (-50 und -150 cm)

Bezüglich der Stickstoffparameter sind Unterschiede in den Messhorizonten sowie zwischen der Referenz- und FTW-Kammer an beiden Standorten erkennbar. Die Ergebnisse weisen auf eine verminderte Nitri- und eine verstärkte Denitrifikation in der FTW Kammer hin. Des Weiteren scheint die Nitrifikation vorrangig im oberen Beckenhorizont stattzufinden, die Denitrifikation im unteren Beckenhorizont. Die Ergebnisse stimmen mit der Aussage von BACHAND und HORNE (2000) überein. Die Ergebnisse der Schwermetalluntersuchungen weisen auf höhere Konzentrationen im Sedimentbereich hin. In der FTW-Kammer ist dies ausgeprägter als in der Referenzkammer, was auf die Bindung an AFS₆₃ und die erhöhte Abscheidung der Feststoffe durch das Wurzelgeflecht zurückzuführen sein könnte. Grafische Darstellungen der Ergebnisse der Standwasserproben können Anhang D entnommen werden.

4.2 Analyse der Zu- und Abläufe bei Niederschlagsereignissen

Die Ergebnisse der Laboruntersuchungen sind in Anhang E zusammengefasst. Die erreichten Ablaufkonzentrationen wurden zusätzlich mit den Orientierungswerten der Oberflächengewässer (OGewV) und den Schwellenwerten für das Grundwassers (GwV) verglichen. Außerdem wurden zur Bestimmung signifikanter Unterschiede der Becken die Ablaufkonzentrationen einem statistischen Mittelwertvergleich unterzogen (vgl. Anhang G). Weiterhin wurden die ereignisbezogenen relativen Veränderungen der Ertüchtigungsmaßnahmen (FTW und RBF) im Vergleich zur Referenz (REF) ermittelt.

4.2.1 Anlagenzuläufe

Zunächst wurden die Stoffkonzentrationen der Zuläufe der beiden Anlagen betrachtet. Hierbei ist auffällig, dass die Anlage in MH für alle untersuchten Stoffe außer die Salze Chlorid und Sulfat deutlich niedrigere Konzentrationen aufweist als die Anlage in OST. In Tabelle 4.1 sind die Zulaufkonzentrationen der beiden Anlagen für verschiedene Schadstoffe sowie eine Spannweite von in der Literatur angegebenen Konzentrationen (vgl. auch Anhang A) von Autobahnabflüssen angegeben.

Tabelle 4.1: Zusammenfassung der Literaturangaben zur stofflichen Beschaffenheit von Autobahnabflüssen und Vergleich mit den Zulaufkonzentrationen der Versuchsanlagen.

Parameter	Spannweite Literaturangaben (BAB)	Köln-Mülheim	Köln-Ost
AFS [mg/l]	110 - 252	15	670
Chlorid [mg/l]	66 - 357	42	108
NH ₄ -N [mg/l]	0,5 - 0,89	0,4	1,4
Cd [µg/l]	< 1 - 5,9	< 2,5	< 2,5
Cr [µg/l]	< 5 – 27	5	132
Cu [µg/l]	6 - 691	54	737
Ni [µg/l]	< 10	3,1	50
Pb [µg/l]	< 8 - 415	< 2,5	133
Zn [µg/l]	250 - 620	144	2090
MKW [mg/l]	< 0,1 - 7,02	< 0,01	0,51
PAK [µg/l]	2,51 - 3,39	< 0,18	1,09

Die AFS₆₃-Konzentration im Zulauf in MH liegt im Median bei 11 mg/l, in OST bei 305 mg/l. In verschiedenen Messprogrammen an deutschen Autobahnen wurden für AFS₆₃ Konzentrationen zwischen 137-252 mg/l ermittelt (vgl. Tabelle A.1). Die ermittelten Zulaufkonzentrationen in MH liegen deutlich unter dieser Spannweite, in OST darüber. Das Niederschlagswasser, welches der Anlage in MH zuläuft, ist für ein Wasser der Kategorie III (stark belastetes Niederschlagswasser) gering belastet. Da beide Versuchsanlagen in direkter Nähe zueinander liegen und Autobahnabschnitte mit vergleichbarer DTV entwässern, wird der

Grund in den unterschiedlichen Entwässerungssystemen in den Einzugsgebieten der Anlagen vermutet. In MH erfolgt die Entwässerung im gesamten Einzugsgebiet über ein vollständig dräniertes Mulden-Rigolen-System, wodurch ein erster Stoffrückhalt erzielt wird und Stofffrachten umfangreich zurückgehalten werden. In OST wird das Einzugsgebiet hingegen größtenteils über befestigte Rinnen entwässert. Eine Vorbehandlung der Autobahnabflüsse durch eine Teilversickerung mithilfe von Mulden-Rigolen-Systemen stellt daher eine effektive Maßnahme dar, Stoffkonzentrationen bereits vor der zentralen Behandlung zu reduzieren.

Die Konzentrationsverläufe der Salze im Zulauf beider Anlagen sind durch extreme Spannbreiten gekennzeichnet, was vor allem auf das Aufbringen von Auftausalzen im Winter zurückzuführen ist. So schwanken die Zulaufkonzentrationen für Chlorid in OST zwischen 18 und 2.300 mg/l und in MH zwischen 3,1 und 5.800 mg/l. Somit kann es saisonal zu einer starken Belastung kommen. Die Betrachtung der Leitfähigkeit, die durch das Vorhandensein der beiden Salze beeinflusst wird, zeigt diesen Jahresverlauf deutlich (Abbildung 4.2).

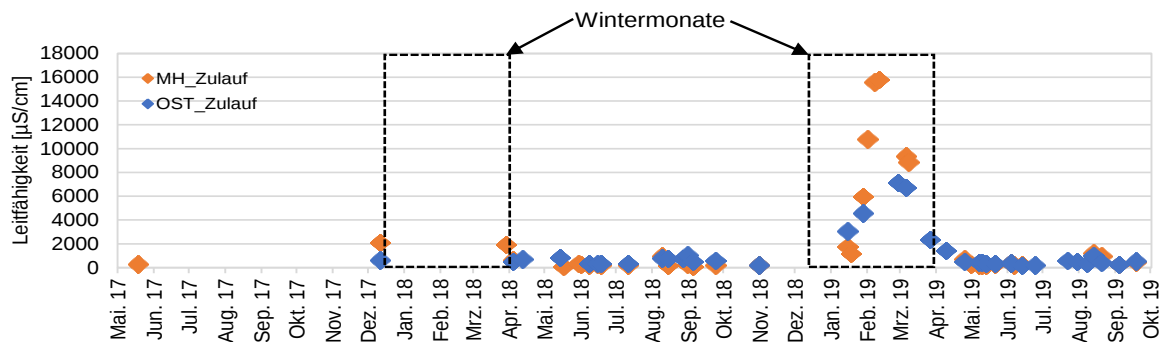


Abbildung 4.2: Verlauf der Leitfähigkeit im Zulauf in MH und OST über den Versuchszeitraum

Aus verschiedenen Studien geht hervor, dass die Feinfraktion der Feststoffe den Großteil der Schwermetalle und PAK bindet und diese mit dem AFS₆₃ abgeschieden werden können. Zur Bewertung der Bedeutung von AFS₆₃ für den Transport von Schwermetallen und PAK wurden die Datenreihen einer Spearman-p-Korrelationsanalyse unterzogen. Die Korrelationsanalyse zeigt für beide Anlagen starke Zusammenhänge zwischen der Zulaufkonzentration von AFS₆₃ und dem Gehalt an Schwermetallen. In MH sind weiterhin starke Korrelationen für den Transport von PAK mit AFS₆₃ erkennbar, in OST deuten die Ergebnisse auf einen Mittransport der MKW mit AFS₆₃ hin. Abbildung 4.3 zeigt beispielhaft den Zusammenhang zwischen AFS₆₃-, Cr-, Cu-, Ni- sowie MKW-Zulaufkonzentrationen in OST.

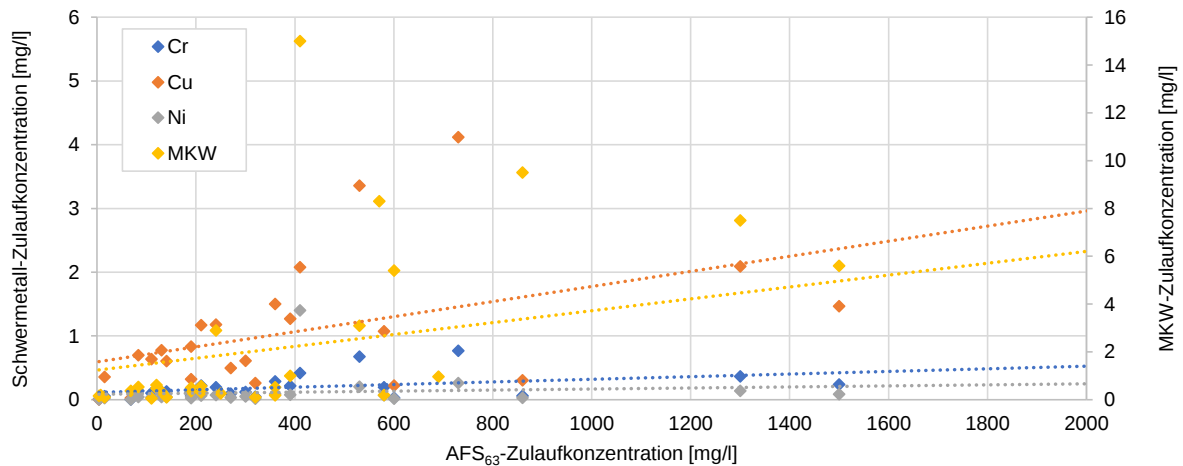


Abbildung 4.3: Darstellung des Zusammenhangs der AFS₆₃-Zulaufkonzentration und der Zulaufkonzentrationen von Zink sowie der Summe der PAK/EPA

Zudem wurde der in der Literatur kontrovers diskutierte Einfluss der vorausgegangenen Trockenzeit auf die Zulaufkonzentration untersucht. O'PHYR und FRIEDLER (2010) stellen Ergebnisse mehrerer Studien dar, in denen ein Zusammenhang zwischen vorhergehender Trockenzeit und Akkumulation von Schadstoffen identifiziert wird. Auch BORNE et al. (2013a) berichten vom sogenannten „First-Flush-Effekt“ (Spülstoß), insbesondere für die gelösten Schwermetalle Cadmium und Zink. Andere Studien hingegen widerlegen diesen Zusammenhang (HELMREICH et al., 2010; GROTEHUSMANN et al., 2017). Auf Grundlage der Vermutung, dass sich während länger andauernder Trockenperioden Stoffe im Autobahnbereich akkumulieren und beim nächsten Niederschlagsereignis abgetragen werden, wurde der Zusammenhang zwischen der Länge der vorausgehenden Trockenzeit und der Höhe der Zulaufkonzentrationen untersucht. Die Analyse lässt keine Rückschlüsse auf einen Zusammenhang zwischen vorausgegangener Trockenzeit und Stoffkonzentrationen im Zulauf der Versuchsanlagen zu. Gründe könnten Verwehungen oder auch eine Entfernung von Ablagerungen im Autobahnbereich durch die Straßenreinigung sein.

Auch Niederschlagseigenschaften wie die Niederschlagsdauer, die Niederschlagshöhe sowie die mittlere Niederschlagsintensität wurden hinsichtlich ihres Einflusses auf die Stoffkonzentrationen im Zulauf der Anlagen betrachtet. Die positiven Korrelationen mit der Niederschlagshöhe in OST für Schwermetalle weisen auf einen zusätzlichen Abtrag von Flächen bei stärkeren Niederschlagsereignissen hin. Während für die Schwermetalle teils deutliche und signifikante Korrelationen vorliegen, konnte für AFS₆₃ keine Korrelation identifiziert werden. BORNE et al. (2013a) beschreiben in ihrer Studie einen Unterschied zwischen den Korrelationen von gelöstem und partikulärem Kupfer. Demnach weist gelöstes Kupfer stärkere Korrelationen auf. JOSHI und BALASUBRAMANIAN (2010) weisen auf ein Auswaschen von partikulär gebundenem Kupfer auf den Straßen in die gelöste Fraktion während eines Niederschlagsereignisses hin, was ein Grund für die unterschiedlichen

Ergebnisse von AFS₆₃ und den Schwermetallen sein könnte. Abbildung 4.4 zeigt beispielhaft den Zusammenhang zwischen der Niederschlagshöhe und den Zulaufkonzentrationen für Cu, Pb und Zn in OST.

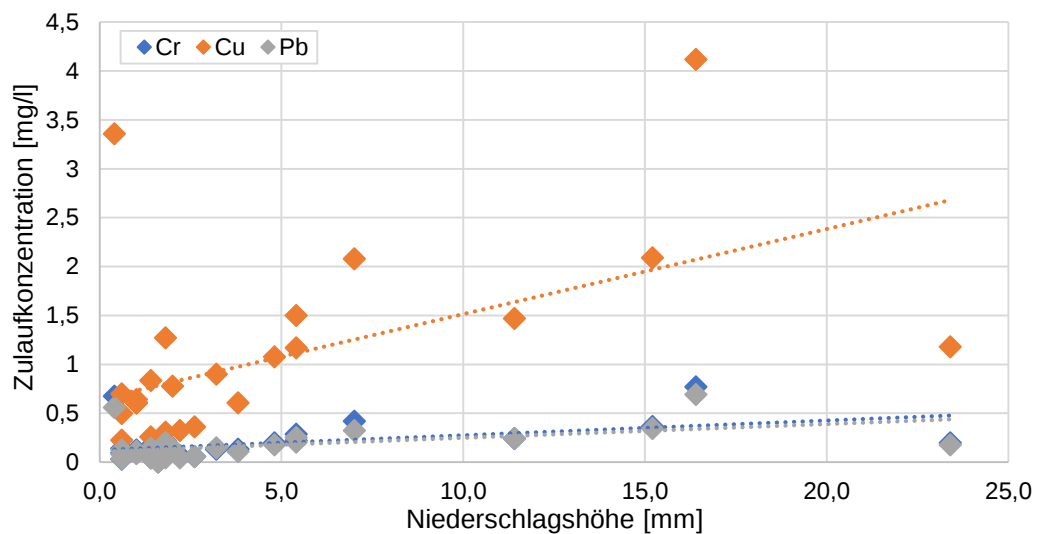


Abbildung 4.4: Zusammenhang zwischen Zulaufkonzentrationen ausgewählter Schwermetalle und der Niederschlagshöhe

Tabelle 4.2 bietet zudem eine Zusammenfassung der Ergebnisse der statistischen Analyse zur Bestimmung von Einflussfaktoren auf die Zulaufkonzentration. Die detaillierten Ergebnisse sind in Anhang G dargestellt.

Tabelle 4.2: Ergebnisse der statistischen Untersuchungen von Einflussfaktoren auf die Zulaufkonzentration in MH und OST. Dargestellt sind die Parameter, für die starke Korrelationen ($R_{sp} > 0,5$) im gesetzten Signifikanzniveau ($p < 0,05$) ermittelt wurden.

Einflussfaktor	MH	OST
Transport mit AFS ₆₃	Cr, Pb, Zn, Fe, 9/16 PAK	Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Mg, Fe, MKW
Trockenzeit	-	-
Niederschlagsdauer	Mg	-
Niederschlagshöhe	-	Cr, Cu, Pb
Niederschlagsintensität	Ca, Mg	-

4.2.2 Reinigungsleistung

Die Mediane der Zu- und Ablaufkonzentrationen an den verschiedenen Probenahmestellen wurden ermittelt und in Tabelle E.1 (Anhang) sowie in Tabelle 4.3 zusammengefasst. Die farblichen Markierungen der Felder weisen auf eine Einhaltung (grün) bzw. Überschreitung (rot) der in der GrwV bzw. OGewV genannten Gütekriterien der entsprechenden Schadstoffe hin. Zur Identifizierung signifikanter Unterschiede zwischen den Ablaufkonzentration der mit FTW ausgerüsteten Kammer bzw. denen des RBFs im Vergleich zur RiStWag-Anlage (Referenzkammer), wurden Mittelwertvergleiche durchgeführt (vgl. Anhang G). Für die

Parameter, bei denen das FTW bzw. der RBF zu einer signifikanten Verringerung der Ablaufkonzentration führt, wurden diese in der Tabelle markiert. Des Weiteren wurden die ereignisbezogenen relativen Veränderungen der Ablaufkonzentrationen des FTWs bzw. RBFs im Vergleich zur Referenzkammer ermittelt.

Tabelle 4.3: Mediane der Zu- bzw. Ablaufkonzentrationen an den verschiedenen Probenahmestellen sowie Angabe und Vergleich mit dem Orientierungswerts der OGewV bzw. GrwV

Parameter	Einheit	OGewV	GrwV	Straße	Köln-Ost			Straße	Köln-Mülheim		
					Zulauf	Ablauf Becken	Ablauf RBF		Zulauf	Ablauf Becken	Ablauf RBF
AFS ₆₃	[mg/l]	-	-	FTW	300	6,3	-	FTW	11	3,4	-
				REF		5,3	-	REF		6,7	2,9*
AFS	[mg/l]	-	-	FTW	670	12	-	FTW	15	7	-
				REF		11	-	REF		10	6*
TR	[g/kg]	-	-	FTW	1	0,2*	-	FTW	0,2	0,5	-
				REF		0,4	-	REF		0,3	0,4
GV	[%]	-	-	FTW	37	41	-	FTW	48,9	21,2	-
				REF		30	-	REF		35,9	34,4
Chlorid	[mg/l]	50	250	FTW	108	120	-	FTW	42	190	-
				REF		175	-	REF		170	190
Sulfat	[mg/l]	25	250	FTW	7,9	7	-	FTW	13	11	-
				REF		7,1	-	REF		11	13,5
Leitfähigkeit	[µS/cm]	-	-	FTW	509	516	-	FTW	280	808	-
				REF		725	-	REF		700	791
NH ₄ -N	[mg/l]	0,04	0,39**	FTW	1,4	0,6	-	FTW	0,4	0,3	-
				REF		0,8	-	REF		0,4	< 0,1*
NO ₂ -N	[mg/l]	10	0,15**	FTW	0,09	0,08*	-	FTW	0,12	0,06*	-
				REF		0,12	-	REF		0,08	0,03*
NO ₃ -N	[mg/l]	11,3**	11,3**	FTW	0,5	0,8	-	FTW	2,1	1,2	-
				REF		0,9	-	REF		1,4	2,4
TNb	[mg/l]	-	-	FTW	7,8	2	-	FTW	3,5	2,3*	-
				REF		2,4	-	REF		2,8	2,6
Gesamt-PO ₄ -P	[mg/l]	-	-	FTW	0,65	< 0,13	-	FTW	0,16	< 0,13	-
				REF		< 0,13	-	REF		< 0,13	< 0,13
Cd	[µg/l]	0,45	0,5	FTW	< 2,5	< 2,5	-	FTW	< 2,5	< 2,5	-
				REF		< 2,5	-	REF		< 2,5	< 2,5
Cr	[µg/l]	-	-	FTW	132	< 2,5	-	FTW	5,0	< 2,5*	-
				REF		4	-	REF		2,73	< 2,5*
Cu	[µg/l]	-	-	FTW	737	27	-	FTW	54	22	-
				REF		21	-	REF		24	17*
Ni	[µg/l]	34	-	FTW	50	< 2,5	-	FTW	3,1	< 2,5	-
				REF		< 2,5	-	REF		2,6	< 2,5*
Pb	[µg/l]	14	10	FTW	133	< 2,5	-	FTW	< 2,5	< 2,5	-
				REF		< 2,5	-	REF		< 2,5	< 2,5
Zn	[µg/l]	-	-	FTW	2090	96	-	FTW	144	55	-
				REF		82	-	REF		62	11*
Ca	[mg/l]	-	-	FTW	36	19	-	FTW	18,9	17,8	-
				REF		18	-	REF		19,8	24,9
Mg	[mg/l]	-	-	FTW	8,4	1,4	-	FTW	1,6	1,3	-
				REF		1,2	-	REF		1,5	1,6
Na	[mg/l]	-	-	FTW	88	81	-	FTW	37	124	-
				REF		114	-	REF		106	120
Fe	[mg/l]	-	-	FTW	34,9	1,1	-	FTW	1,5	0,4	-
				REF		1,1	-	REF		0,9	0,2*

Parameter	Einheit	OGewV	GrwV	Straße	Köln-Ost			Straße	Köln-Mülheim		
					Zulauf	Ablauf Becken	Ablauf RBF		Zulauf	Ablauf Becken	Ablauf RBF
Naphthalin	[µg/l]	130	-	FTW	< 0,01	< 0,01	-	FTW	< 0,01	< 0,01	-
				REF	< 0,01	< 0,01	-	REF	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Acenaphthylen	[µg/l]	-	-	FTW	< 0,01	< 0,01	-	FTW	< 0,01	< 0,01	-
				REF	< 0,01	< 0,01	-	REF	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Acenaphthen	[µg/l]	-	-	FTW	0,02	< 0,01	-	FTW	< 0,01	< 0,01	-
				REF	0,02	< 0,01	-	REF	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Fluoren	[µg/l]	-	-	FTW	0,04	< 0,01	-	FTW	< 0,01	< 0,01	-
				REF	0,04	< 0,01	-	REF	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Phenanthren	[µg/l]	-	-	FTW	0,12	< 0,01	-	FTW	< 0,01	< 0,01	-
				REF	0,12	< 0,01	-	REF	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Anthracen	[µg/l]	-	-	FTW	0,02	< 0,01	-	FTW	< 0,01	< 0,01	-
				REF	0,02	< 0,01	-	REF	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Fluoranthren	[µg/l]	-	-	FTW	0,23	< 0,01	-	FTW	< 0,01	< 0,01	-
				REF	0,23	< 0,01	-	REF	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Pyren	[µg/l]	-	-	FTW	0,25	< 0,01	-	FTW	0,02	< 0,01	-
				REF	0,25	< 0,01	-	REF	0,02	< 0,01	< 0,01
Benz(a)-anthracen	[µg/l]	-	-	FTW	0,04	< 0,01	-	FTW	< 0,01	< 0,01	-
				REF	0,04	< 0,01	-	REF	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Chrysen	[µg/l]	-	-	FTW	0,05	< 0,01	-	FTW	< 0,01	< 0,01	-
				REF	0,05	< 0,01	-	REF	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Benzo(b)-fluoranthren	[µg/l]	0,017	-	FTW	0,08	< 0,01	-	FTW	< 0,01	< 0,01	-
				REF	0,08	< 0,01	-	REF	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Benzo(k)-fluoranthren	[µg/l]	0,017	-	FTW	0,03	< 0,01	-	FTW	< 0,01	< 0,01	-
				REF	0,03	< 0,01	-	REF	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Benzo(a)pyren	[µg/l]	0,27	-	FTW	0,05	< 0,01	-	FTW	< 0,01	< 0,01	-
				REF	0,05	< 0,01	-	REF	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Indeno(1,2,3,c,d)pyren	[µg/l]	-	-	FTW	0,03	< 0,01	-	FTW	< 0,01	< 0,01	-
				REF	0,03	< 0,01	-	REF	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Dibenz(a,h)-anthracen	[µg/l]	-	-	FTW	< 0,01	< 0,01	-	FTW	< 0,01	< 0,01	-
				REF	< 0,01	< 0,01	-	REF	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Benzo(g,h,i)-perylene	[µg/l]	0,0082	-	FTW	0,05	< 0,01	-	FTW	< 0,01	< 0,01	-
				REF	0,05	< 0,01	-	REF	< 0,01	< 0,01	< 0,01

Grün hinterlegte Felder: Werte der OGewV bzw. GrwV eingehalten;

Rot hinterlegte Felder: Werte der OGewV bzw. GrwV überschritten;

Grau hinterlegte Felder: Bewertung aufgrund Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze nicht möglich

*statistisch signifikant niedrigere Konzentrationen im Vergleich zur Referenzkammer (nur Behandlung durch RiStWag-Anlage)

**Umrechnung Schwellenwerte NH₄, NO₂ und NO₃ in NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N

Feststoffe

Ein besonders Fokus für die Beurteilung von FTWs für ihre Eignung zur Niederschlags- und Autobahnabflussbehandlung gilt dem Parameter AFS_{63} . Die Feststoffkonzentration im Anlagenzulauf sind stark abhängig von Entwässerungssystem im Einzugsgebiet. Mulden-Rigolen-Systeme wie in MH führen zu einem umfassenden Feststoffrückhalt ($c_{zu} < 50 \text{ mg/l}$), in OST (befestigte Rinnen) werden im Mittel Zulaufkonzentrationen von 300 mg/l gefunden. Durch die bestehende RiStWag-Anlage werden Feststoffe bereits zum Großteil zurückgehalten. Für AFS_{63} werden die Ablaufkonzentrationen unabhängig von der Zulaufbelastung in beiden Anlagen unter 10 mg/l gesenkt. Beide Anlagen weisen somit im Ablauf der RiStWag-Anlage sehr geringe AFS_{63} Konzentrationen auf. Dies wird insbesondere im Vergleich mit Reinigungsleistungen anderer RiStWag-Anlagen sowie Regenklärbecken mit und ohne Dauerstau deutlich. In Abbildung 4.5 sind die mittleren Zu- und Ablaufkonzentrationen für AFS_{63} von verschiedenen Beckenarten dargestellt.

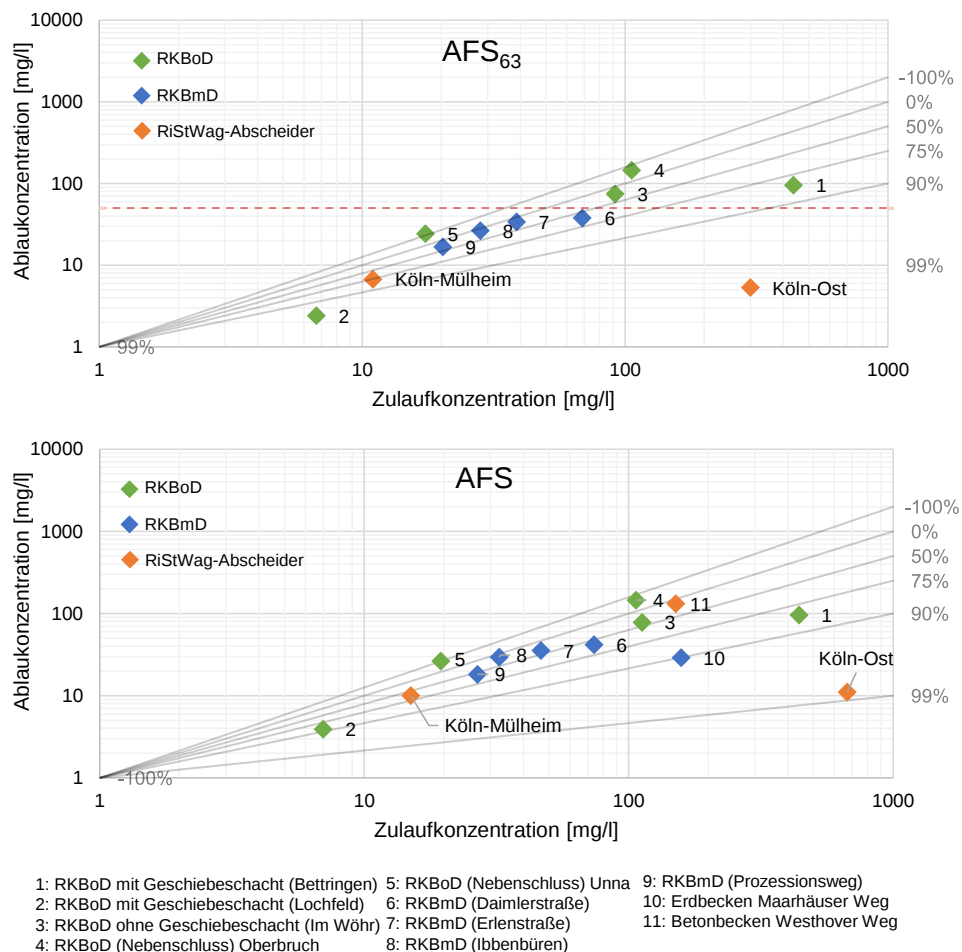


Abbildung 4.5: Vergleich der AFS und AFS_{63} -Zu- und Ablaufkonzentrationen verschiedener Regenklärbecken bzw. RiStWag-Abscheider (1-9: FUCHS et al. 2013; 11+12: KASTING, 2003)

Die beiden Versuchsanlagen liegen demnach in Bezug auf die Ablaufkonzentration am unteren Rand der in der Literatur angegebenen Konzentrationen. Hieraus lässt sich schließen, dass eine Verbesserung durch FTW bzw. RBF nur in geringem Maße stattfinden kann bzw. überhaupt erforderlich ist. Dennoch führt das FTW zu einem verbesserten Feststoffrückhalt. In der FTW-Kammer in MH werden im Vergleich zur Referenzkammer 22 % (AFS₆₃) niedrigere Ablaufkonzentrationen (ereignisbezogene relative Veränderung) erreicht. Es wird vermutet, dass nicht sedimentierbare Schwebstoffe entweder durch das Wurzel-Biofilm-Geflechts gefangen werden oder durch Exsudate der Pflanzen zu größeren Flocken agglomeriert und anschließend sedimentiert werden. In BORNE et al. (2013a) und RÜHMLAND (2015) wird von einer Steigerung des Feststoffrückhalts durch Pflanzenmatten im Vergleich zum Kontrollteich berichtet. Im RBF erfolgt ein weiterer Feststoffrückhalt auf 2,9 mgAFS₆₃/l (42%), wodurch er als wirkungsvoller als das FTW angesehen werden kann. Bezüglich des Glühverlusts führt das FTW in MH zu einer Reduktion des Anteils der organischen Substanz, in OST zu einer Erhöhung, was auf die zusätzliche Belastung durch organische Ausscheidungen (Exsudate) der Pflanzen hinweisen könnte.

Salze

Die im Winterdienst eingesetzten Auftausalze führen zu erhöhten Chlorid-Konzentrationen in den Zuläufen der Anlagen in den Wintermonaten (NaCl). Die Reinigungsleistung der RiStWag-Anlage hinsichtlich der Salze ist begrenzt. Insbesondere in den Wintermonaten kommt es zu hohen Ablaufkonzentrationen. Für Chloride weisen die Abläufe in beiden Anlagen außerdem (auch außerhalb der Wintermonate) höhere Medianwerte als die Zuläufe auf. Die höheren Ablaufwerte im Vergleich zum Zulauf könnten auf den Einfluss der durch Chloride bedingte Dichteschichtbildung zurückzuführen sein. Diese beeinflusst maßgeblich die Speicherung von Chloriden im Becken und führt zu einem verzögerten Chlorid-Austrag bis weit nach Ende der Streuperiode (BRAUN et al. 2019). Sowohl die FTWs als auch der RBF führen nur zu einer geringen Verbesserung der Reinigungsleistung durch FTW und RBF. Sulfat-Konzentrationen werden sowohl in OST als auch MH durch in der RiStWag-Anlage auf 7,1 mg/l (OST) bzw. 11 mg/l (MH) reduziert. Das FTW führt zu keiner merkbaren Veränderung der Ablaufwerte, durch den RBF kann eine Erhöhung der Sulfat-Konzentrationen um 22% festgestellt werden. Ungenauigkeiten bzw. Probleme bei der Probenahme sind nicht auszuschließen, sodass der Einsatz eines Feststoffsammlers für die Zukunft in Erwägung gezogen werden sollte. Für die Salze werden im Mittel sowohl in den Abläufen der Kammern, als auch im Ablauf der RBF Konzentrationen erreicht, die nach der Grundwasserverordnung (<250 mg/l) als unbedenklich eingestuft werden können. In den Wintermonaten werden diese Richtwerte jedoch häufig überschritten. Da Chlorid beispielsweise auch bei der Versickerung durch die belebte Bodenzone kaum zurückgehalten oder umgewandelt wird, könnte es zu einer saisonalen Versalzung des Grundwassers kommen (GOLWER, 1991). Neuere Untersuchungen ergeben,

dass diese saisonalen Chlorid-Belastungen jedoch selbst bei einer örtlich konzentrierten Versickerung (wie hier durch Versickerungsbecken) nur lokal eine Rolle spielen, und in der Regel vernachlässigt werden können (BRAUN ET AL. 2019).

Nährstoffe

Die Nährstoffbelastung von Autobahnabflüssen ist gering, in MH weist bereits der Zulauf der Anlage Konzentrationen für $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{NO}_2\text{-N}$ auf, die nach der GrwV als unbedenklich eingestuft werden können ($<0,5 \text{ mg/l}$ für $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_2\text{-N}$ und $<50 \text{ mg/l}$ für $\text{NO}_3\text{-N}$, vgl. Tabelle 4.3). Die Nährstoffkonzentration im Anlagenzulauf sind dabei stark abhängig vom Entwässerungssystem im Einzugsgebiet (Nitrifikation bei der Muldenversickerung). In den RiStWag-Anlagen kommt es nur zu einem geringen Nährstoffrückhalt. Durch Nitrifikations- und Denitrifikationsprozesse am FTW kommt es zu einer geringen Verbesserung des Nährstoffrückhalts. Für $\text{NH}_4\text{-N}$ können jedoch bei hohen Zulaufkonzentrationen die Ablaufkonzentrationen weder durch die RiStWag-Anlage, noch durch das zusätzlich aufgebrachte FTW unter die erforderlichen $0,5 \text{ mg/l}$ gesenkt werden. Durch den RBF können jedoch noch 81 bzw. 64% niedrigere Ablaufkonzentrationen für $\text{NH}_4\text{-N}$ ($<0,1 \text{ mg/l}$) und $\text{NO}_2\text{-N}$ ($0,03 \text{ mg/l}$) erreicht werden, gleichzeitig führt er jedoch auch zu einer Erhöhung der Ablaufwerte für $\text{NO}_3\text{-N}$. Diese liegen jedoch mit $2,4 \text{ mg/l}$ noch weit unter dem Orientierungswert von 50 mg/l der GrwV, sodass im direkten Vergleich der RBF die wirkungsvollere Alternative darstellt. Für Gesamt- $\text{PO}_4\text{-P}$ können die Zulaufkonzentrationen von $0,65 \text{ mg/l}$ (OST) und $0,16 \text{ mg/l}$ (MH) bereits durch die RiStWag-Anlagen unter die Bestimmungsgrenze von $0,13 \text{ mg/l}$ gesenkt werden. Eine Beurteilung eines weiteren Rückhalts durch FTW und RBF ist daher nicht möglich.

Metalle

Schwermetalle werden durch Adsorption an AFS_{63} oder in gelöster Form zum Zulauf der Anlagen transportiert. Demnach kommt es in MH auch bei den Metallen zu niedrigeren Zulaufkonzentrationen als in OST (z.B. $133 \text{ } \mu\text{g/l}$ in OST und $<2,5 \text{ } \mu\text{g/l}$ in MH für Blei). Bedingt durch die Adsorption an AFS_{63} erfolgt in der RiStWag-Anlage (REF) in OST ein weitestgehender Schwermetallrückhalt. Eine Bewertung des Cadmiumrückhalts ist aufgrund der Bestimmungsgrenze ($<2,5 \text{ } \mu\text{g/l}$) nicht möglich. Die Zulaufkonzentrationen von Nickel (50 mg/l) und Blei (133 mg/l) werden bereits in der Referenzkammer auf $<2,5 \text{ mg/l}$ (BG) reduziert. Für alle Metalle werden die teils hohen Zulaufwerte in der RiStWag-Anlage erheblich reduziert (vgl. Tabelle 4.3). Das FTW führt in OST zu keiner deutlichen Veränderung der Ablaufkonzentrationen, in MH kommt es für alle Schwermetalle zu einem weiteren Rückhalt. Der RBF ist insgesamt wirkungsvoller als das FTW, für Ca, Mg und Na kommt es jedoch zu einer Erhöhung der Ablaufkonzentrationen im Vergleich zur Referenzkammer. Saure Milieubedingungen und hohe Salzgehalte beeinträchtigen in geringem Ausmaß negativ den Schwermetallrückhalt.

Mineralölkohlenwasserstoffe

Die Zulaufkonzentrationen der MKW liegen in MH im Mittel unterhalb der Bestimmungsgrenze ($<0,01$ mg/l), in OST bei 0,51 mg/l. In der RiStWag-Anlage findet ein guter MKW-Rückhalt statt, sodass es zu geringen Ablaufkonzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze ($<0,01$ mg/l) kommt. Daher ist kein weiterer Rückhalt durch FTW oder RBF nachweisbar. Eine mögliche Verbesserung der Reinigungsleistung durch das FTW wird jedoch durch den bakteriellen Umsatz im Wurzelgeflecht vermutet. REHMAN et al. (2019) haben jedoch intensiv den Einfluss der Wurzel-Biofilm-Matrix auf die Phytosanierung von Raffinerieabwasser untersucht. Dabei zeigte sich, dass durch die Pflanzen mit angesiedeltem Biofilm bis zu 97 % der MKW erfolgreich entfernt werden konnten. Dies ist nach AFZAL et al. (2014) auf die Mineralisierung organischer Verbindungen in anorganische Verbindungen durch endophytische Bakterien im Inneren der Pflanze zurückzuführen. Der Rückhalt zeigte sich neben dem Sauerstoffgehalt vor allem abhängig von der Kontaktzeit des Wassers. In anderen Studien wurde der Rückhalt von MKW in CWs untersucht. BEDESSEM et al. (2007) konnten bei ihrem Vergleich verschiedener CWs einen Rückhalt von Benzolen zwischen 58-79 % feststellen. GESSNER et al. (2005) konnten den Rückhalt von Cyaniden und MKW zu 56-88 % (total und frei) bzw. 67 % in Free Water Surface Wetlands bestimmen. Nach GESSNER et al. (2005) werden MKW vor allem durch mikrobielle Aktivität abgebaut. Demnach werden MKW durch aeroben mikrobiologischen Metabolismus in harmlose Endprodukte umgewandelt. Nach WALLACE und KADLEC (2005) ist der Abbau dabei hauptsächlich abhängig von dem zur Verfügung stehenden Sauerstoff (aerobe Bedingungen). EFFENDI et al. (2017) identifizieren zusätzlich das Vorhandensein von Nährsalzen als wichtige Voraussetzung für den mikrobiellen Abbau. Demnach benötigen die Bakterien NO_3^- , NH_4^- , PO_4^- und Fe- Salze, um MKW abzubauen. Auch eine zusätzliche Abscheidung der Leichtstoffe durch das FTW als physikalische Barriere ist denkbar.

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe

Für die PAK Naphthalin, Benzo(b)fluoranthren, Benzo(k)fluoranthren, Benzo(a)pyren und Benzo(g,h,i)perylene sind nach der EG-WRRL alle als prioritär bzw. prioritär gefährliche Stoffe ausgewiesen. Für die Einleitung in Oberflächengewässer liegen daher UQNs vor. In MH liegen die Zulaufkonzentrationen der PAK unterhalb der Bestimmungsgrenze ($<0,01$ µg/l). Die Richtwerte der Oberflächengewässerverordnung werden bereits im Zulauf der Anlage eingehalten. In OST werden im Zulauf für Anthracen (0,02 mg/l), Benzo(b)fluoranthren (0,08 µg/l), Benzo(a)pyren (0,05 µg/l) und Benzo(g,h,i)perylene (0,05 µg/l) Konzentrationen gemessen, die über den jeweiligen ZHK-UQNs der OGewV liegen. Diese werden jedoch durch die RiStWag-Anlage alle unter die BG gesenkt, sodass eine Gefährdung der Gewässer durch PAK ausgeschlossen werden kann. Die RiStWag-Anlage hält PAK demnach bereits weitestgehend zurück, die Ablaufkonzentrationen liegen für alle PAK im unterhalb der

Bestimmungsgrenze. Bei hohen Leitfähigkeiten wurde ein verminderter PAK Rückhalt in der Anlage festgestellt. Eine Beurteilung, ob es durch das FTW oder den RBF zu einer Verbesserung der Reinigungsleistung kommt ist aufgrund der niedrigen Konzentrationen (<BG) nicht möglich. Eine Betrachtung der ereignisbezogenen relativen Veränderungen weist jedoch in beiden Anlagen für alle PAK auf eine Verringerung der Ablaufkonzentration von im Median 5% in OST und 12% in MH durch das FTW und 27% in MH durch den RBF hin.

4.2.3 Einflussfaktoren auf die Reinigungsleistung

Mittels statistischer Verfahren wurden die Faktoren ermittelt, die einen feststellbaren Einfluss auf die Reinigungsleistung von FTWs haben (Tabelle 4.4). Untersucht wurden der Einfluss des pH-Werts und der Leitfähigkeit, der Jahreszeiten und der Betriebszeit, der hydraulischen Parameter Oberflächenbeschickung und Zufluss-Volumen-Verhältnis sowie der Abscheidung mit AFS₆₃.

Tabelle 4.4: Die Reinigungsleistung von FTWs beeinflussende Faktoren
(Korrelationsanalyse: $p < 0,05$; $R_{sp} > 0,5$; Mittelwertvergleich: asymptotische Signifikanz $< 0,05$)

Einflussfaktor	OST		MH	
	REF	FTW	REF	FTW
pH-Wert	-	-	Mg	-
Leitfähigkeit	Chlorid, Sulfat, Ni, Pb, Zn, Ca, Mg, Na, Fe, TR, 4/16 PAK	Chlorid, Sulfat, Ni, Zn, Ca, Mg, Na, TR, GV, 11/16 PAK	Chlorid, Sulfat, Ni, Zn, Ca, Na, TR, GV	Chlorid, Sulfat, Ca, Na, TR, GV
Oberflächenbeschickung	AFS, 8/16 PAK	TNb	-	-
Zufluss/Volumen-Verhältnis	Fe	-	Fe	-
Jahreszeiten	pH, AFS	Leitfähigkeit, NH ₄ -N, NO ₂ -N, Chlorid, KS _{4,3} , Cu, Na, 1/16 PAK	Leitfähigkeit, NH ₄ -N, NO ₃ -N, Chlorid, Sulfat, Ca, Mg, Na	pH, Leitfähigkeit, NH ₄ -N, NO ₂ -N, NO ₃ -N, Chlorid, Sulfat, TNb, KS _{4,3} , Ca, Mg, Na, 2/16 PAK
Betriebszeit	NH ₄ -N, AFS, Fe, 2/16 PAK	-	Cu	GV, 4/16 PAK
AFS ₆₃	NO ₂ -N, TNb, Ges-PO ₄ -P, AFS, Ni, Pb, Zn, Fe, 15/16 PAK	Ges-PO ₄ -P, AFS, Cu, Pb, Zn, Fe, MKW, 13/16 PAK	AFS, Zn, MKW, 9/16 PAK	AFS, 12/16 PAK

pH-Wert und Leitfähigkeit

Saure bzw. basische Bedingungen verursachen in der Wasserphase sowie im Sediment verschiedene Stoffumsatzprozesse, -rücklösungen oder Fällungsprozesse. So sind beispielsweise der Schwermetallrückhalt sowie die Bindung von Phosphaten vom pH-Wert abhängig. Saure Bedingungen können zu einer Remobilisierung von Schwermetallen und somit einem schlechten Schwermetallrückhalt führen. Zudem nimmt bei niedrigeren pH-

Werten die Löslichkeit von Schwermetallen zu, was zu einer Remobilisierung der Metalle aus dem Sediment führen kann. (KORTE et al., 1975) Der Rückhalt von Phosphaten wird hingegen durch saure Bedingungen gefördert, da es bei basischen Bedingungen zur Desorption von PO_4^{2-} aus dem Sediment kommen kann (REDDY und DELAUNE, 2008). Der pH-Wert zeigt für das gesetzte Signifikanzniveau keinen starken Einfluss auf die Ablaufkonzentrationen. Jedoch sind für den Großteil der Schwermetalle und in den meisten Kammern negative Korrelationen zu erkennen, also niedrigere Ablaufkonzentrationen für die jeweiligen Stoffe bei höheren pH-Werten. In der FTW-Kammer in OST sind diese besonders ausgeprägt. Die schwächeren Korrelationen in MH könnten auf eine stärkere Pflanzenaktivität in der FTW-Kammer zurückzuführen sein. Dies könnte ein Hinweis dafür sein, dass die zusätzliche Pflanzenaufnahme in der FTW-Kammer, die bei leicht sauren pH-Werten Metallionen aufnehmen können, die Rücklösungen aus dem Sediment ausgleichen. Für Gesamt- $\text{PO}_4\text{-P}$ zeigen sich in allen Kammern negative Korrelationen der Ablaufkonzentrationen mit dem pH-Wert, die jedoch nicht dem gesetzten Signifikanzniveau entsprechen und schwach sind ($p > 0,05$; $R_{\text{sp}} < 0,5$). Die Annahme nach REDDY und DELAUNE (2008), dass es bei basischen Bedingungen zur Desorption von PO_4^{3-} aus dem Sediment kommen kann, kann daher auf Basis der Versuchsergebnisse nicht bestätigt werden.

Nach AMELUNG et al. (2018) kann es für bestimmte Substrate infolge von hohen NaCl-Belastungen zu einer Destabilisierung des Bodengefüges kommen, was auf den Austausch der Ca- und Mg-Ionen durch Na-Ionen zurückzuführen ist. Zudem hat der Salzgehalt eines Bodens/Sediments auch einen Einfluss auf die Adsorptionsstärke von Schwermetallen, wodurch es beispielsweise zu einer Mobilisierung von Cadmium aus dem Sediment kommen kann (KASTING, 2003). Des Weiteren wird grundsätzlich die Löslichkeit von Metallen und durch Ionenaustausch, Komplexbildung oder Dispergierung organischer Substanz in Anwesenheit von Salzen wie NaCl erhöht (BRAUN et al. 2019). Somit liegen sie nicht weiter partikulär vor und können nicht weiter durch Filtration und/oder Sedimentation abgeschieden werden. Die Versuchsergebnisse zeigen extrem starke ($R_{\text{sp}} > 0,9$) und stark signifikante ($p < 0,01$) Korrelationen der Leitfähigkeit mit Chlorid und Natrium, wodurch von einem hauptsächlichen Einsatz von NaCl als Auftausalz ausgegangen werden kann. Jedoch zeigt die Analyse auch für Sulfat, Zn^{2+} , Ni^{2+} , Ca^{2+} und Mg^{2+} in den meisten Kammern starke Korrelationen mit der Leitfähigkeit auf dem 0,01- bzw. 0,05-Niveau. In OST sind des Weiteren starke positive Korrelationen mit dem Großteil der PAK zu erkennen, die auf einen verminderten Rückhalt von PAK bei hohen Salzgehalten im Wasser hinweisen. Abbildung 4.6 zeigt beispielhaft den Zusammenhang zwischen Zn-, Ni- und PAK-Ablaufkonzentrationen und dem pH-Wert (links) bzw. der Leitfähigkeit (rechts) am Beispiel der FTW-Kammer in OST unter Angabe der Bestimmungsmaße R^2 .

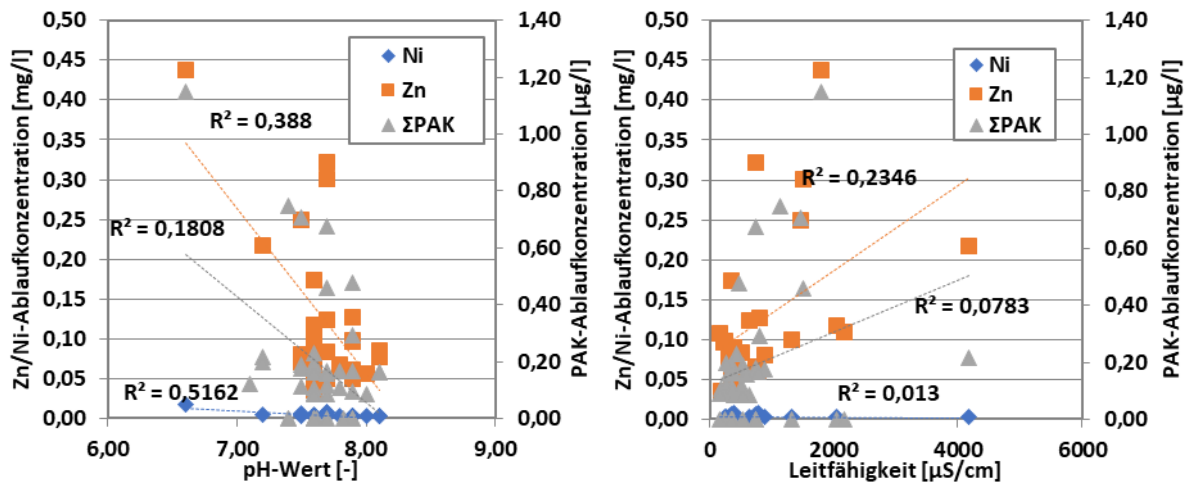


Abbildung 4.6: Zusammenhang zwischen dem pH-Wert (links) bzw. der Leitfähigkeit (rechts) und den Ablaufkonzentrationen von Zink, Nickel und PAK am Beispiel der FTW-Kammer in OST

Hydraulische Parameter

Für Sedimentationsanlagen führt eine höhere Oberflächenbeschickung q_A zu schlechteren Absetzeigenschaften und damit zu einer Verschlechterung der Reinigungsleistung, insbesondere für den Rückhalt von AFS₆₃ und den damit assoziierten partikulär gebundenen Stoffen (FUCHS et al., 2010). In OST ergeben sich mittlere Oberflächenbeschickungen von 0,03 - 4,94 m³/(m²*h). Die ermittelten Werte befinden sich unter der im DWA-Arbeitsblatt 166 (DWA, 2013) maximalen Oberflächenbeschickung von 10 m³/(m²*h) für RKBmD bzw. 9 m³/(m²*h) für RiStWag-Anlagen. In der Referenzkammer in OST zeigen sich für acht der 16 PAK positive Korrelationen ($p < 0,05$, $R > 0,5$) mit der Oberflächenbeschickung. Auch für AFS führt eine höhere Oberflächenbeschickung zu höheren Ablaufkonzentrationen. In der FTW-Kammer zeigt sich dieser Einfluss nicht. Das FTW scheint hier dem negativen Einfluss hoher Oberflächenbeschickungen entgegenzuwirken, was auf die zusätzliche physische Barriere des Floßes und der Wurzeln zurückzuführen sein könnte. In MH ist eine Bewertung des Einflusses der Oberflächenbeschickung aufgrund der geringen Zulaufkonzentrationen nicht möglich.

Bei im Dauerstau geführten Becken findet in Trockenzeiten kein Ablauf statt. Erst bei einem Regenereignis wird das intermittierend gespeicherte Wasser teilweise oder ganz durch das einströmende Wasser ersetzt. Für geringere Zufluss/Volumen-Verhältnisse ergeben sich demnach auch längere Aufenthaltszeiten des Wassers im Becken und ein Verdünnungseffekt mit dem bereits gereinigten Wasser. Auf Basis der Erkenntnisse von BORNE et al. (2013a) ist insbesondere für die AFS₆₃-Fraktion ein Einfluss des Zufluss/Volumen-Verhältnisses auf die Ablaufkonzentration zu erwarten. Die Ergebnisse zeigen jedoch keine starken Zusammenhänge zwischen der AFS- bzw. AFS₆₃-Ablaufkonzentration des jeweiligen Niederschlagsereignisses und dem Zufluss/Volumen-Verhältnis. Für AFS₆₃ ergibt sich eine

Tendenz zu positiven Korrelationen, die jedoch nicht signifikant ($p > 0,05$) sind. Insgesamt sind die Ergebnisse weniger eindeutig als in anderen Studien. BORNE et al. (2013a) haben beispielsweise in einer vergleichbaren Anlage starke positive Korrelationen auf dem 0,0001-Niveau für die FTW-Kammer und auf dem 0,001-Niveau für die Referenzkammer identifiziert. Jedoch werden in BORNE et al. (2013a) Zufluss/Volumen-Verhältnisse von 0,5 bis 3 m^3/m^3 angegeben. Es kommt also für einige Ereignisse zum kompletten Austausch des Beckenvolumens. In den in diesem Projekt untersuchten Anlagen liegen die Zufluss/Volumen-Verhältnisse bis auf eine Ausnahme immer unter 1 m^3/m^3 , sodass nur ein Teil des Beckenvolumens ausgetauscht wird.

Betriebszeit und Jahreszeiten

Da die Ausbildung der Pflanzen und des Wurzelgeflechts Zeit in Anspruch nimmt, wurde ein Zusammenhang zwischen der Betriebszeit des FTWs und der Reinigungsleistung vermutet. Die Ergebnisse der statistischen Untersuchung sind Anhang G zu entnehmen. Die Ergebnisse zeigen keine signifikanten Korrelationen der Reinigungsleistung mit der Länge der Betriebszeit.

Des Weiteren wurde der jahreszeitliche Einfluss auf die Reinigungsleistung der FTWs untersucht und die Ergebnisse mit denen der Referenzbecken in Bezug gestellt. Da die Pflanzen im jahreszeitlichen Verlauf Wachstums-, Blüte- und Absterbephase durchlaufen, ist mit einer Abhängigkeit der Reinigungsleistung von der Jahreszeit zu rechnen. Abbildung 4.7 zeigt das FTW in MH zu verschiedenen Jahreszeiten.



Abbildung 4.7: Aufnahmen der FTWs in Köln-Mülheim zu verschiedenen Jahreszeiten

Auch der mikrobielle Umsatz läuft bei kalten Temperaturen verlangsamt ab. In RÜHMLAND (2015) wird außerdem von einem deutlichen Rückgang der Reinigungsleistung für Nährstoffe für Temperaturen $< 10^\circ\text{C}$ in einem mit Pflanzenmatten ausgestatteten Teich berichtet. Auch die Nitri- bzw. Denitrifikationsleistung der Mikroorganismen ist temperaturabhängig. Retentionsbodenfilter sind aufgrund der größeren Temperaturstabilität im Filterkörper weniger empfindlich. Hinzu kommt eine stärkere Salzbelastung im Winter, die durch die zur Enteisung der Straßen aufgebrachten Auftausalze verursacht wird. Diese Belastung ist jedoch schwer abschätzbar, da die Menge an aufgebrachten Auftausalzen von Jahr zu Jahr sehr unterschiedlich hoch sein kann (KASTING, 2003). Des Weiteren kann es nach ROMMEL und HELMREICH (2018) im Winter zu einer Verschlechterung der Effektivität von Absetzanlagen

kommen, die durch eine höhere Viskosität des Wassers und ein langsames Absetzen der partikulären Stoffe bedingt ist. Dieser Effekt kann zum einen durch die salzbedingte Dichteschichtbildung und zum anderen durch die niedrigeren Temperaturen bedingt sein. Zur Identifizierung signifikanter Unterschiede der Reinigungsleistung zwischen den Jahreszeiten wurde ein Kruskal-Wallis-Test durchgeführt. Dieser ist eine Alternative zu einer einfaktoriellen ANOVA für nicht-normalverteilte Daten. Die Ergebnisse des Kruskal-Wallis-Tests sind in Anhang G dargestellt. Die Mittelwerte der Gruppen sind statistisch signifikant unterschiedlich, wenn die asymptotische Signifikanz $<0,05$ ist. Die Testergebnisse zeigen Unterschiede für die Leitfähigkeit sowie für die Zulaufkonzentrationen an Chlorid, Sulfat, Ca, Mg und Na zwischen den Jahreszeiten. Dies bestätigt die Vermutung, dass das Aufbringen von Auftausalzen zu einer starken Beeinflussung der Beschaffenheit des Beckenzulaufs führt. Weitere signifikante Unterschiede zeigt die Korrelationsanalyse für $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{NO}_2\text{-N}$. Die Ergebnisse stimmen mit den von BORNE et al. (2013b) identifizierten Zusammenhängen überein. Auch hier wurden der Einfluss der Jahreszeiten und der damit verbundene Temperaturunterschied untersucht. Für die Sommermonate wurden höhere Wirkungsgrade für den Stickstoff-Rückhalt identifiziert.

Adsorption an Feststoffe und Organik

Wie erläutert, wird als primärer Rückhalteweg in der Literatur die Abscheidung von Schwermetallen über AFS bzw. AFS_{63} angegeben. Wie in BORNE et al. (2013a) beschrieben, erfolgt der Rückhalt von AFS_{63} in FTWs primär über Filtration durch die Wurzel-Biofilm-Matrix und anschließende Sedimentation. GRASSI et al. (2000) beschreiben zusätzlich auch eine Adsorption von PAK an AFS_{63} . Die detaillierten Ergebnisse der Korrelationsanalyse sind in Anhang G dargestellt. Es zeigt sich ein deutlicher Zusammenhang zwischen dem Rückhalt von AFS_{63} und PAK. Für fast alle PAK liegen in den meisten Kammern positive Korrelationen vor ($p < 0,05$; $R_{sp} > 0,5$). Auch die Schwermetalle korrelieren in OST mit dem AFS_{63} -Rückhalt, insbesondere Zn, Pb, Ni, Cr und Fe. Eine Bewertung der Ergebnisse der Korrelationsanalyse für MH entfällt aufgrund der geringen Konzentrationen einzustufen.

4.3 Analyse der Sedimentproben

Das Sediment der beiden Anlagen wurde an 12 Stellen beprobt, jeweils im Zulaufbereich, in der Mitte und im Ablaufbereich der beiden Kammern in beiden Anlagen. Die Sedimentproben weisen auf unterschiedliche Absetzvorgänge in den Referenz- und FTW-Kammern hin. Während in den Referenzkammern die höchsten AFS- und AFS₆₃-Konzentrationen in der Mitte der Becken zu finden sind, akkumulieren sich Feststoffe in der FTW-Kammer im Zu- und Ablaufbereich. Nährstoffe sind vorwiegend im Sediment des vorderen Beckenbereichs zu finden, im hinteren Beckenbereich sind die Konzentrationen deutlich geringer. Für die Schwermetalle kommt es fast immer zu einer Abnahme der Konzentrationen von Zu- zu Ablauf der Becken. Für einige Schwermetalle sowie Kohlenwasserstoffe kommt es in OST jedoch zu höheren Konzentrationen im Sediment des hinteren Beckenbereich. Die Mediane der Ergebnisse an den verschiedenen Probenahmestellen sind in Tabelle 4.5 zusammengefasst.

Tabelle 4.5: Zusammenfassung der Ergebnisse der Sedimentbeprobung

Parameter	Einheit		Köln-Mülheim			Köln-Ost		
			vorne	mitte	hinten	vorne	mitte	hinten
TNb	mg/l	FTW	25,0	27,5	8,9	17,0	5,0	9,8
		REF	14,0	16,0	6,5	12,0	15,0	7,6
Gesamt-PO ₄ -P	mg/l	FTW	10,6	4,2	3,3	6,7	1,0	2,7
		REF	2,7	5,2	1,5	3,3	5,0	2,3
Chlorid	mg/l	FTW	140	44	50	1.650	1.540	2.050
		REF	985	583	721	1.600	2.400	1.855
AFS ₆₃	mg/l	FTW	3.200	1.950	3.750	180	70	140
		REF	1.550	3.150	1.265	780	1400	110
AFS	mg/l	FTW	8.450	2.400	2.000	510	130	520
		REF	2.400	4.400	2.000	840	1500	280
Cd	mg/l	FTW	0,012	0,006	0,003	0,746	0,776	0,631
		REF	0,012	0,010	0,003	0,676	0,641	0,831
Cr	mg/l	FTW	0,85	0,56	0,34	103,2	118,5	99,1
		REF	0,83	0,74	0,22	103,1	106,1	126,0
Cu	mg/l	FTW	4,27	2,90	1,43	531,5	605,1	520,5
		REF	4,63	3,87	1,16	500,5	520,8	655,3
Ni	mg/l	FTW	0,53	0,35	0,22	31,5	35,3	30,4
		REF	0,44	0,39	0,12	30,2	31,9	35,1
Pb	mg/l	FTW	1,59	0,91	0,47	89,8	100,0	86,6
		REF	1,46	1,21	0,31	82,1	90,6	105,6
Zn	mg/l	FTW	14,20	9,54	4,70	1.529	1.660	1.496
		REF	14,03	10,93	3,44	1.472	1.547	1.771
Fe	mg/l	FTW	336	387	135	29.662	29.260	23.883
		REF	302	252	78	24.031	24.147	30.619
MKW	mg/l	FTW	3,20	4,45	3,30	2,71	2,10	7,35
		REF	2,40	3,75	1,95	4,65	1,50	6,10
Summe PAK	µg/l	FTW	2,69	2,07	1,68	1,43	1,25	6,66
		REF	1,96	2,38	1,60	1,69	1,49	3,24

Die Sedimentbeprobung wurde nach Rücksprache mit dem LANUV eingestellt, da nicht davon ausgegangen wurde, dass mehr Proben zu weiteren Erkenntnissen führen würden. Die Hypothese zu Beginn des Projekts, dass der Schadstoffgehalt des Sediments hinter den Flößen geringer ist, konnte für das Becken in MH bestätigt werden. In OST zeigte sich jedoch für beide Kammern für viele Schadstoffe eine Akkumulation im hinteren Beckenbereich. Die detaillierten Ergebnisse der Sedimentbeprobungen sind in Anhang E zusammenfassend dargestellt.

5 Pflanzenauswahl

Im Rahmen des Projekts wurden durch die Arbeitsgruppe am Institut für Biologie die am besten geeigneten Pflanzenspezies für das FTW-Setup ausgewählt und der Einfluss dieser selektierten Spezies auf den an ihren Wurzeln befindlichen Biofilm untersucht.

5.1 Auswahl der Pflanzen für das FTW

Die erste Phase des Projekts fokussierte die Selektion der für die Beckenanlagen Ost und Köln-Mülheim geeigneten Pflanzenspezies. Aufgrund des derzeitigen Wissenstandes lag der Schwerpunkt dieser Analyse auf solchen Spezies, welche den Helophyten (Sumpfpflanzen) zugeordnet werden (HEADLEY UND TANNER, 2012). Diese sind vor allem für ihre Fähigkeit bekannt, Sauerstoff zu ihren untergetauchten Wurzeln zu transportieren. Die Auswahl wurde auf solche Pflanzen beschränkt, die natürlicherweise in NRW zu finden sind und in stark vernässten, oder zeitweise überfluteten Boden wurzeln. Für die Versuche wurden einerseits selbst gezogene Stecklinge und andererseits kommerziell verfügbare Stecklinge verwendet.

5.1.1 Eignung für das Wachstum in einer Hydrokultur

Im ersten Versuchsteil wurde getestet, ob die ausgewählten Helophyten in der Lage sind in einer Hydrokultur anzuwachsen, in der kein Substrat verwendet wird. Die Ergebnisse sind in Tabelle 5.1 dargestellt.

Tabelle 5.1: Zusammenfassung der getesteten Pflanzenspezies auf ihre Eignung zur Verwendung in einer Hydrokultur

Spezies	Bezeichnung	Eignung Hydrokultur
<i>Juncus effusus</i>	Flatter-Binse	+
<i>Salix alba</i>	Silber-Weide	+
<i>Salix viminalis</i>	Korbweide	+
<i>Iris pseudacorus</i>	Sumpf-Schwertlilie	+
<i>Lythrum salicaria</i>	Blutweiderich	+
<i>Eleocharis palustris</i>	Sumpfbirse	-
<i>Carex pendula</i>	Hänge-Segge	-
<i>Valeriana officinalis</i>	Großer Baldrian	+
<i>Parnassia palustris</i>	Sumpf-Herzblatt	-
<i>Typha latifolia</i>	Rohrkolben	+
<i>Cyperus alternifolius</i>	Zypergräser	+
<i>Equisetum scirpoides</i>	Schachtelhalme	+
<i>Sisyrinchium angustifolium</i>	Binsenlilie	+
<i>Lysimachia nummularia</i>	Pfennigkraut	+
<i>Caltha palustris</i>	Sumpfdotterblume	+
<i>Scirpus lacustris</i>	Simsen	+
<i>Mentha aquatica</i>	Wassermintze	+

Es zeigt sich, dass sich nicht alle Pflanzen für die Verwendung in einer Hydrokultur eignen. *J. effusus* zeigte nach 9 Wochen in der Hydrokultur ein gutes Wachstum im Spross und in den Wurzeln (Abbildung 5.1, Bild A). Daher wurde diese Art als geeignet für ein FTW klassifiziert und für die folgenden Versuchsreihen weiterverwendet. Da der Bau eines rein organischen FTWs aus Weidenruten geplant war, wurden Steckhölzer von *S. alba* und *S. viminalis* in die Hydrokultur eingesetzt. Bereits nach einer Woche fingen die Stecklinge an auszutreiben. Nach insgesamt vier Wochen des Anwachsens wurde ausreichend Biomasse in den Wurzeln und im Spross produziert (Abbildung 5.1, Bild B). Die *Salix* Arten wurden daher als geeignet für ein FTW eingestuft und ebenfalls für weitere Untersuchungen verwendet. Auch *I. pseudacorus* und *L. salicaria* produzierten genügend Biomasse im Spross und in den Wurzeln (Abbildung 5.1, Bilder C und D). Daher konnten auch diese beiden Arten als geeignet für den Einsatz auf den FTWs klassifiziert werden. *E. palustris* und *C. pendula* wurden aus Stecklingen entnommen und zum Anwachsen in eine Hydrokultur gebracht. Nach der Anwachsphase zeigte sich jedoch, dass diese Arten nicht in der Lage sind, in der gegebenen Umwelt zu überleben (Abbildung 5.1, Bilder E und F). Bei *V. officinalis* zeigte sich nach 10 Wochen in der Hydrokultur ein gutes Wachstum im Spross und in der Wurzel. Die Keimlinge der *T. latifolia* wuchsen sehr langsam heran, im Vergleich zu den anderen Pflanzenspezies wurde nur sehr wenig Biomasse aufgebaut (Abbildung 5.1, Bilder G und H). Daher wurde diese Art ebenfalls als ungeeignet für eine Verwendung in einem FTW eingeordnet. *E. scirpoides* und *S. angustifolium* zeigten nach 8 Wochen in Hydrokultur ein gutes Wachstum im Spross und in den Wurzeln (Abbildung 5.1, Bilder I und J). Daher wurden diese Arten als geeignet für den Einsatz auf einem FTW klassifiziert. *C. palustris* wuchs hingegen sehr langsam heran (Abbildung 5.1, Bild K), während *M. aquatica* ein sehr gutes Spross- und Wurzelwachstum zeigte. Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass 14 der 17 getesteten Pflanzenspezies in einer Hydrokultur wachsen können und erwiesen sich damit als potential geeignet für den Einsatz auf FTWs.



A) *Juncus effusus*. B) *Salix alba*. C) *Iris pseudacorus*. D) *Lythrum salicaria*. E) *Eleocharis palustris*. F) *Carex pendula*. G) *Valeriana officinalis*. H) *Typha latifolia*. I) *Equisetum scirpoides*. J) *Sisyrinchium angustifolium*. K) *Caltha palustris*. L) *Mentha aquatica*

Abbildung 5.1: Wachstum der verschiedenen Pflanzenarten in einer Hydrokultur im Gewächshaus

5.1.2 Toleranz gegenüber potenziell gesundheitsgefährdenden Stoffen im Abwasser

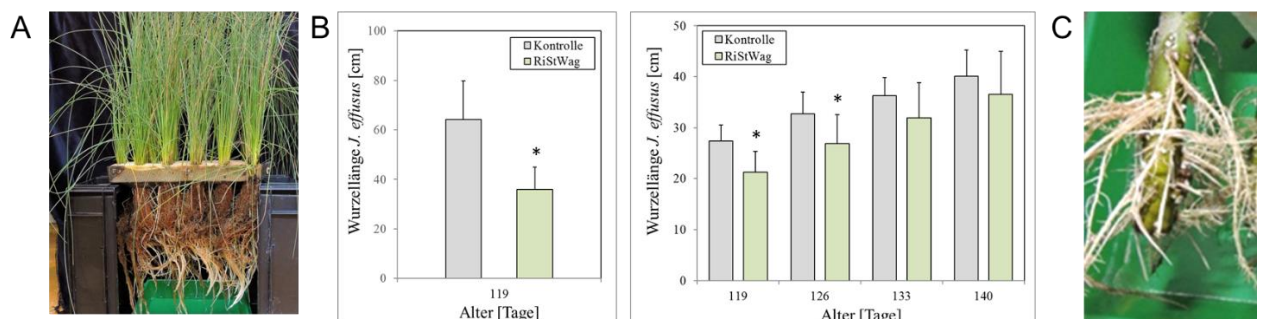
Alle getesteten Pflanzen waren in der Lage im Versuchswasser zu wachsen. Einige Arten zeigten jedoch Stresssymptome wie ein verringertes Wachstum oder Entfärbung der Blätter. Andere Arten hingegen zeigten sogar ein verbessertes Wachstum (siehe Tabelle 5.2).

Tabelle 5.2: Zusammenfassung der getesteten Pflanzenspezies auf ihre Toleranz gegenüber RiStWag-Wasser

Spezies	Bezeichnung	Abwassertoleranz
<i>Juncus effusus</i>	Flatter-Binse	+
<i>Salix alba</i>	Silber-Weide	+
<i>Salix viminalis</i>	Korbweide	+
<i>Iris pseudacorus</i>	Sumpf-Schwertlilie	+
<i>Lythrum salicaria</i>	Blutweiderich	+
<i>Carex pendula</i>	Hänge-Segge	+
<i>Valeriana officinalis</i>	Großer Baldrian	+/-
<i>Cyperus alternifolius</i>	Zypergräser	+
<i>Equisetum scirpoides</i>	Schachtelhalme	+
<i>Sisyrinchium angustifolium</i>	Binsenlilie	+
<i>Lysimachia nummularia</i>	Pfennigkraut	+
<i>Caltha palustris</i>	Sumpfdotterblume	+
<i>Mentha aquatica</i>	Wassermintze	+

* basierend auf direktem Test in RiStWag-Anlagen

Die Stecklinge von *J. effusus* wurden direkt in den Autobahnabflüssen (RiStWag-Wasser) aufgesetzt und mit einer Kontrolle aus Leitungswasser verglichen. Nach 119 Tagen war die Wurzellänge im RiStWag-Ansatz deutlich reduziert (Abbildung 5.2). Als zweiter Ansatz wurde eine vorgewachsene *J. effusus* Hydrokultur verwendet. Auch hier ist die Reduktion des Wurzelwachstums zunächst sichtbar, über die Zeit glichen sich die Werte der Kontrollpflanze und die des RiStWag-Wassers an. Die Wurzellängen betrugen zum Ende der Messreihe in der Kontrolle 40,1 cm und im RiStWag-Ansatz 36,5 cm. Zudem wurden Steckhölzer von *S. alba* und *S. viminalis* in RiStWag Wasser eingesetzt, welche nach 5 Wochen einen deutlichen Wurzelansatz bildeten (Abbildung 5.2, Bild C). *J. effusus* und *Salix* wurden daher als tolerant gegenüber RiStWag-Wasser eingestuft und eignen sich somit für den Einsatz auf dem FTW.

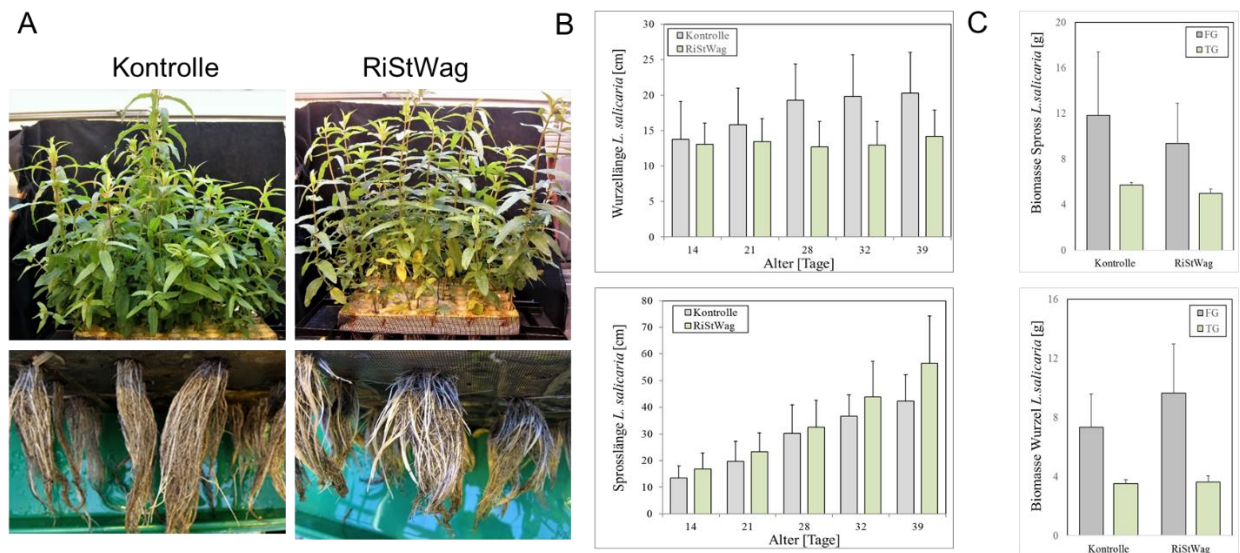


A) Wurzelmatte von *J. effusus* nach 18 Wochen auf RiStWag-Wasser. B) Wurzellänge von zwei *J. effusus* Hydrokulturen (links: nach 119 Tagen auf Abwasser; rechts: vorgewachsene Kultur) C) Wurzelbildung von *S. alba* in RiStWag Wasser

Abbildung 5.2: Abwassertoleranz von *J. effusus* und *S. Alba*

Zudem wurde die Toleranz von *L. salicaria* gegenüber dem Abwasser aus den RiStWag-Anlagen beurteilt. Die Toleranz wurde über das Längenwachstum der Wurzeln und des Sprosses beurteilt. Hierfür wurden die Stecklinge direkt zum Anwachsen in das Probenwasser eingesetzt. Die erste Messung wurde nach 14 Tagen durchgeführt, anschließend wurde wöchentlich das Wachstum dokumentiert. Das Längenwachstum der Wurzeln ist deutlich reduziert (Abbildung 5.3, Bild B). Nach 14 Tagen liegt die Länge im RiStWag-Ansatz bei 13,0 cm und in der Kontrolle bei 13,7 cm. Während die Wurzeln der Kontrolle kontinuierlich über den Versuchszeitraum weiterwachsen, ist kaum Längenwachstum im RiStWag-Ansatz zu beobachten. So liegen die Wurzellängen nach 39 Tagen Wachstum im Abwasser bei 14,2 cm, während die Wurzeln der Kontrolle bis auf 20,3 cm ausgewachsen sind. Im Sprosswachstum zeigt sich ein entgegengesetzter Trend. Hier liegen die anfänglichen Werte in der Kontrolle bei 13,4 cm und im RiStWag-Wasser bei 16,9 cm. Die Sprosse beider Ansätze wachsen gleichmäßig über den Versuchszeitraum, wobei das Wachstum im RiStWag-Ansatz stärker ausgeprägt ist. So liegen die Sprosslängen nach 39 Tagen Wachstum in der Kontrolle bei 42,2 cm und im RiStWag-Wasser bei 56,5 cm. Beim Frisch- und Trockengewicht zeigt sich ein anderer Trend. Die Stichprobe betrug in der Kontrolle n=20, im RiStWag-Wasser n=23.

Das Frisch- [FG] und Trockengewicht [TG] wurde nach 39 Tagen Wachstum ermittelt. Es zeigte sich beim Spross eine Reduktion in der Produktion der Biomasse (Abbildung 5.3, Bild C). Die geringere Biomasse des Sprosses wurde durch ein verfrühtes Absterben von älteren Blättern verursacht. Bei den Wurzeln zeigt sich ein Trend zur erhöhten Biomasseproduktion. Das Frischgewicht liegt in der Kontrolle bei 7,3 g und im RiStWag-Wasser bei 9,6 g. Das Trockengewicht erreicht einen Wert von 3,5 g in der Kontrolle und 3,6 g im RiStWag-Ansatz.

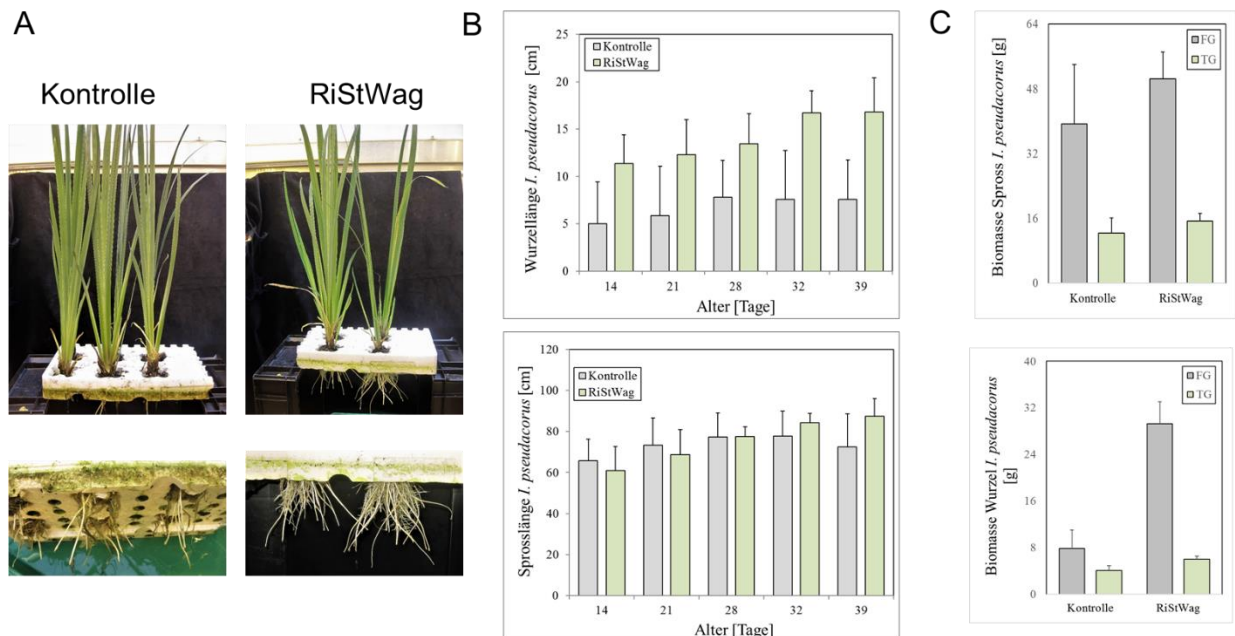


A) Bilder von der Kontrolle und RiStWag Kultur. B) Wurzellänge der Stecklinge C) Frisch- [FG] und Trockengewicht [TG] nach 39 Tagen Wachstum

Abbildung 5.3: Wachstum von *L. salicaria* in Kontrolle und im RiStWag-Wasser

Auch für *I. pseudacorus* wurde die Toleranz gegenüber dem Abwasser der RiStWag-Anlage untersucht. Hier zeigte sich unerwartet eine sehr deutliche Erhöhung des Längenwachstums der Wurzeln (Abbildung 5.4). Auch hier wurden frische Stecklinge direkt in das Probenwasser eingesetzt. Die erste Messung wurde nach 14 Tagen durchgeführt, anschließend wurde wöchentlich das Wachstum dokumentiert. Schon bei der ersten Messung nach 14 Tagen lag die Wurzellänge im RiStWag-Ansatz bei 11,4 cm, in der Kontrolle bei nur 5,0 cm. Dieser Trend ist über den gesamten Versuchszeitraum zu beobachten. Nach 39 Tagen Wachstum liegt die Wurzellänge des RiStWag-Ansatzes bei 16,8 cm und in der Kontrolle bei 7,6 cm. Im Längenwachstum des Sprosses zeigt sich hingegen keine Auswirkung des Abwassers. Zu Beginn beträgt die Sprosslänge in der Kontrolle 65,8 cm und im RiStWag-Ansatz 61,0 cm. Nach gleichmäßigem Wachstum betragen die Sprosslängen nach 39 Tagen in der Kontrolle 72,4 cm und im RiStWag-Wasser bei 87,3 cm. Für die Biomasse zeigt sich ein gleicher Trend. Das Frisch- [FG] und Trockengewicht [TG] wurde nach 39 Tagen Wachstum ermittelt. In Abbildung 5.4 gezeigt sind die Mittelwerte. Die Stichprobe betrug in der Kontrolle n=6, im RiStWag-Wasser n=4. Es gibt keinen deutlichen Unterschied im Spross, wohl aber einen Trend zur erhöhten Biomasseproduktion. Im Frischgewicht hat der Spross in der Kontrolle eine

Biomasse von 39,3 g und im RiStWag-Wasser 50,4 g. Im Trockengewicht erreichen die Werte in der Kontrolle 12,3 g und im RiStWag-Ansatz 15,3 g. In den Wurzeln ist eine deutlich höhere Biomasseproduktion zu erkennen (Abbildung 5.4, Bild C). Hier liegt das Frischgewicht in der Kontrolle bei 7,8 g und im RiStWag-Wasser bei 29,2 g. Im Trockengewicht ist der Trend weniger deutlich, die Kontrolle liegt bei 4,1 g und der RiStWag-Ansatz bei 6,0 g.



A) Bilder der Kontrolle und der RiStWag Kultur von *I. pseudacorus*. B) Wurzellänge der Stecklinge C) Frisch- [FG] und Trockengewicht [TG] nach 39 Tagen Wachstum

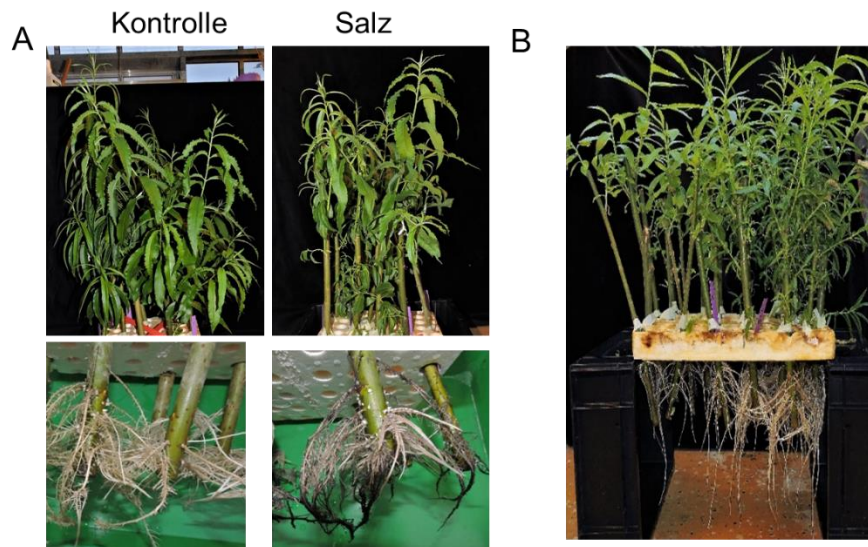
Abbildung 5.4: Wachstum von *I. pseudacorus* in Kontrolle und im RiStWag-Wasser

Neben den oben genannten Pflanzenarten wurden auch Stecklinge von *E. scirpoides*, *S. angustifolium*, *C. palustris*, *M. aquatica* getestet. Diese zusätzlichen Pflanzenarten waren alle fähig auf dem RiStWag-Wasser zu wachsen, was auch durch den Einsatz der Pflanzen auf der großtechnischen Anlage (FTW) bestätigt wurde.

Zusammenfassend konnte festgestellt werden, dass alle getestete Pflanzenspezies in der Lage waren, auf dem RiStWag-Wasser zu wachsen. In den meisten Fällen gab es jedoch einen geringfügigen Wachstumsrückstand im Vergleich zur Kontrolle, was möglicherweise auf die in Autobahnabflüssen enthaltenen Schadstoffe zurückzuführen ist.

5.1.3 Toleranz der verschiedenen Pflanzen unter Salzstress

Weiterhin wurde die Toleranz von *S. alba* und *S. viminalis* (Weiden) gegenüber Salzstress getestet (Abbildung 5.5, Bild A). Nach zwei Wochen begannen die Pflanzen in 50mM NaCl zu welken. In Gegensatz zur Kontrolle zeigte sich im Ansatz mit 50mM NaCl kein weiteres Wachstum im Spross, die Blätter fingen an zu verwelken und schließlich abzufallen. In den Wurzeln zeigte sich eine Schwarzfärbung und ein abbrechen der Wurzeln.



A) Bilder der Kontrolle und Salzkultur von *Salix*. B) Steckhölzer von *S. alba* und *S. viminalis* nach 4 Wochen in Hydrokultur.

Abbildung 5.5: Salztoleranz von *S. alba* und *S. viminalis* in der Hydrokultur

Da der erhöhte Salzgehalt in den RiStWag-Anlagen nur während der Winter-Ruhe-Phase der Pflanzen auftritt, wurde erprobt, ob die erhöhten Salzkonzentrationen während dieser Phase von den beiden Spezies toleriert werden. Steckhölzer von *S. alba* und *S. viminalis* wurden den Winter über in Wasser, versetzt mit 50mM NaCl, belassen und das Austreiben nach dieser Stressphase beurteilt. Nach der Winterruhe zeigte sich erneut ein gutes Wachstum im Spross und in den Wurzeln (Abbildung 5.5, Bild B). Es kann geschlossen werden, dass die Stecklinge resistent gegenüber einer Belastung mit Salzwasser während ihrer Winterruhe sind. Das Längenwachstum und die Biomasseproduktion im Spross und in den Wurzeln von *L. salicaria* unter Salzstress (50mM NaCl) wurde über einen Zeitraum von 39 Tagen dokumentiert (Abbildung 5.6, Bild A). Die Stecklinge (Abbildung 5.6, Bild B) wurden direkt im Probenwasser angezogen (Kontrolle und 50 mM NaCl). Die Bestimmung der Biomasse wurde über die Spross- und Wurzellänge über einen Zeitraum von 6 Wochen bestimmt. Gezeigt ist jeweils der Mittelwert. Die Stichprobe betrug in der Kontrolle und Salzansatz $n=24$. Zusätzlich wurde das Gewicht der Pflanzen nach 39 Tagen Wachstum in Hydrokultur bestimmt (Abbildung 5.6, Bild C). Die Stichprobe betrug in der Kontrolle $n=20$, und $n=24$ im Salzansatz 50 mM NaCl. Gezeigt ist jeweils der Mittelwert des Frisch- [FG] und des Trockengewichts [TG]. Ein Trend zur Reduktion des Längenwachstums in den Wurzeln unter Salzstress ist sichtbar. In der Kontrolle wuchsen die Wurzeln kontinuierlich über den gesamten Zeitraum und erreichten bei der letzten Messung eine Länge von 20,3 cm. Bei dem Salzansatz wuchsen die Wurzeln bis zum 28 Tag auf 19,3 cm. Im Spross gab es keinen deutlichen Unterschied im Wachstum. Daraus lässt sich folgen, dass *L. salicaria* salztolerant reagiert.

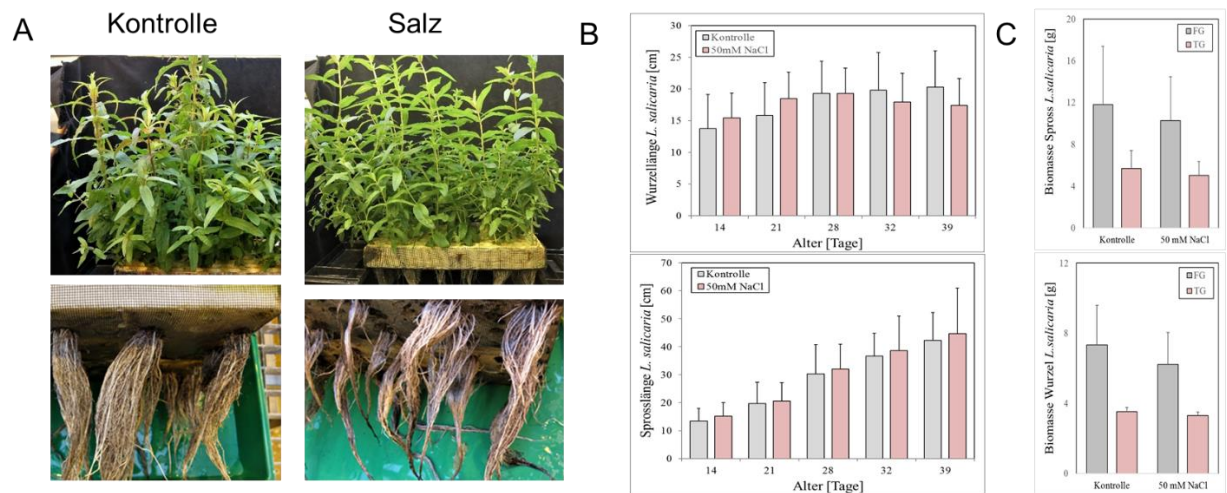


Abbildung 5.6: Wachstum von *L. salicaria* unter Salzstress

In der Bestimmung des Trocken- und Frischgewichts zeigt sich ein ähnliches Ergebnis: Es ist ein Trend zur Reduktion der Biomasse sichtbar, allerdings ist dieser Unterschied nicht signifikant (Abbildung 5.6, Bild C).

Die Produktion der Biomasse im Spross und in den Wurzeln von *J. effusus* unter 50 mM NaCl wurde zusätzlich untersucht. Stecklinge von *J. effusus* wurden in der Hydrokultur angezogen. Nach 6 Wochen wurden die Pflanzen entnommen und die Biomasse über das Gewicht bestimmt. Die Stichprobe betrug jeweils n=6. Das Salzwasser zeigte keinen Effekt auf *J. effusus*. Weder im Spross noch in den Wurzeln gibt es einen deutlichen Unterschied (Abbildung 5.7). Somit erweist sich *J. effusus* als salztoleranter Helophyt.

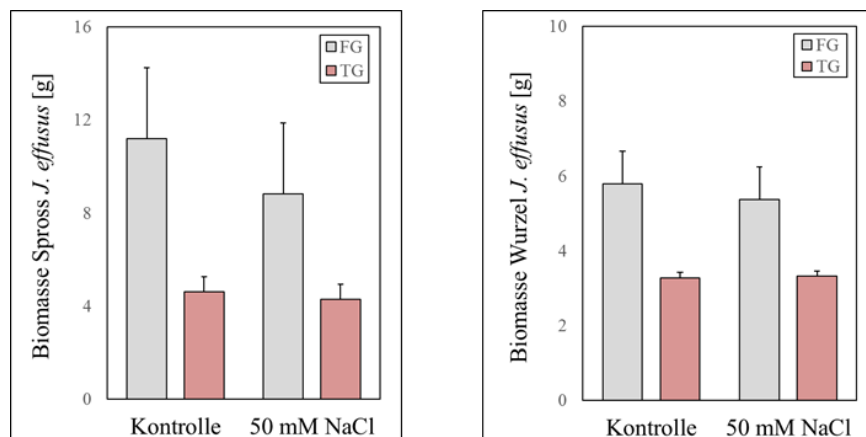
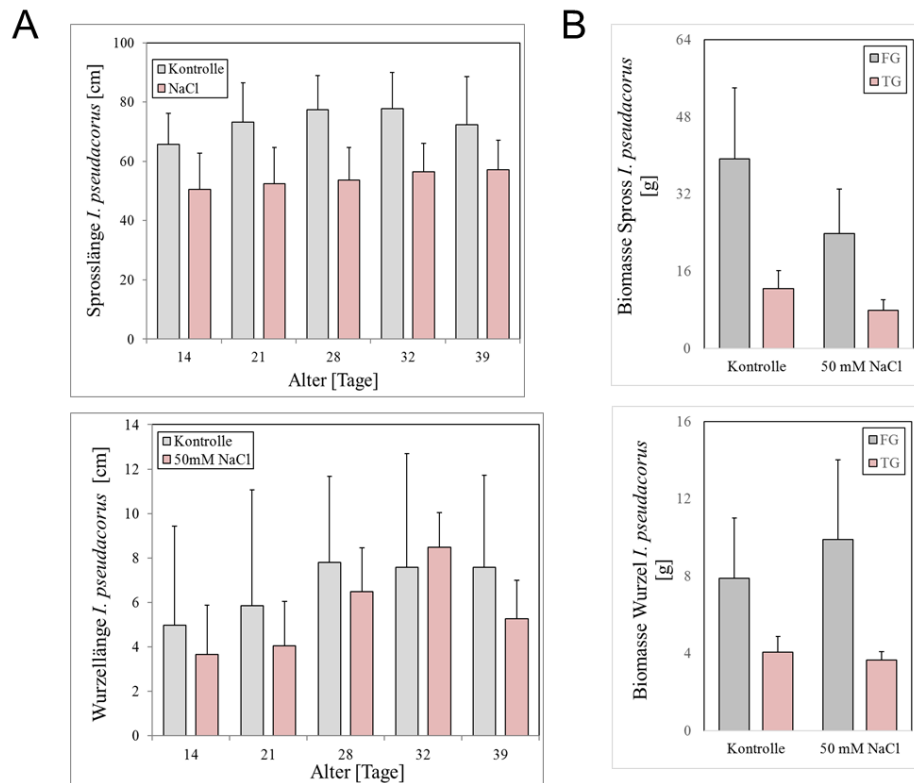


Abbildung 5.7: Mittelwert des Frisch- [FG] und Trockengewichts [TG] der Biomasse in der Kontrolle und 50mM NaCl

Das Längenwachstum und die Bildung der Biomasse im Spross und in den Wurzeln bei *I. pseudacorus* wurde unter Salzstress (50 mM NaCl) über einen Zeitraum von 6 Wochen beurteilt.



A) Spross- und Wurzellängen von *I. pseudacorus* in Kontrolle und unter Salzstress (n = 6). B) Frisch- [FG] und Trockengewicht [TG] der Sprosse und Wurzeln von *I. pseudacorus* in Kontrolle und unter Salzstress

Abbildung 5.8: Salztoleranz von *I. pseudacorus*

Wie auch für *L. salicaria* festzustellen war, zeigt sich in den Messungen zum Längenwachstum ein Trend zur Reduktion unter Salzstress (Abbildung 5.8). In beiden Ansätzen ist ein kontinuierliches Anwachsen sichtbar, wobei sich die Wurzellängen im Salzansatz an die der Kontrolle angleichen. So liegen diese nach 32 Tagen bei 7,5 cm (Kontrolle) bzw. bei 8,5 cm (NaCl). Allerdings war im Salzansatz ein Abbrechen der Wurzeln sichtbar, daher erreicht die Länge nach 39 Tagen Wachstum lediglich den Wert von 5,3 cm, neben der Kontrolle mit 7,8 cm. Im Sprosswachstum war in den letzten drei Messungen eine starke Reduktion im Längenwachstum erkennbar. In der Bestimmung vom Frisch- und Trockengewicht ist derselbe Trend sichtbar (Abbildung 5.8, Bild B). Zusammengefasst reagiert *I. pseudacorus* empfindlich auf anhaltenden Salzstress. Neben den im Gewächshaus getesteten Pflanzenspezies wurden weitere Spezies nur im großtechnischen Maßstab in den RiStWag-Anlagen getestet.

Insgesamt kann festgehalten werden, dass obwohl einige Pflanzenlinien salzempfindlich sind, sich kein Problem für den Einsatz auf den RiStWag-Anlagen ergibt, da die erhöhten Salzgehalte nur während der Winterzeit vorliegen, der Zeit, in der die Pflanzen nicht aktiv wachsen und daher kein Wasser aufnehmen. Tabelle 5.3 zeigt eine Übersicht über die Salzverträglichkeit der verschiedenen Pflanzenspezies.

Tabelle 5.3: Übersicht über die Salzverträglichkeit verschiedener Pflanzenspezies

Spezies	Bezeichnung	Salztoleranz
<i>Juncus effusus</i>	Flatter-Binse	+
<i>Salix alba</i>	Silber-Weide	..**
<i>Salix viminalis</i>	Korbweide	..**
<i>Iris pseudacorus</i>	Sumpf-Schwertlilie	+
<i>Lythrum salicaria</i>	Blutweiderich	+
<i>Carex pendula</i>	Hänge-Segge	+*
<i>Equisetum scirpoides</i>	Schachtelhalme	+*
<i>Sisyrinchium angustifolium</i>	Binsenlilie	+*
<i>Caltha palustris</i>	Sumpfdotterblume	+*
<i>Mentha aquatica</i>	Wasserrminze	+*

* basierend auf direkten Test in RiStWag-Anlagen

** basierend auf Steckhölzern im Salzwasser während der Winterruhe

5.1.4 Einfluss von Schwermetallen auf das Pflanzenwachstum

Bisher wurde gezeigt, dass die ausgewählten Pflanzen für das Wachstum in RiStWag-Wasser grundsätzlich geeignet sind. Im Weiteren wurde untersucht, wie sich die Spezies bei einer erhöhten Metallpräsenz verhalten. Autobahnabflüsse, wie sie in RiStWag-Anlagen zu finden sind, enthält Spuren von Kupfer, Cadmium, Blei und Zink, die bei der Anreicherung in Pflanzen zu oxidativem Stress führen können. Die Toleranz der Pflanzen gegenüber Kupfer wurde daher beispielhaft getestet.

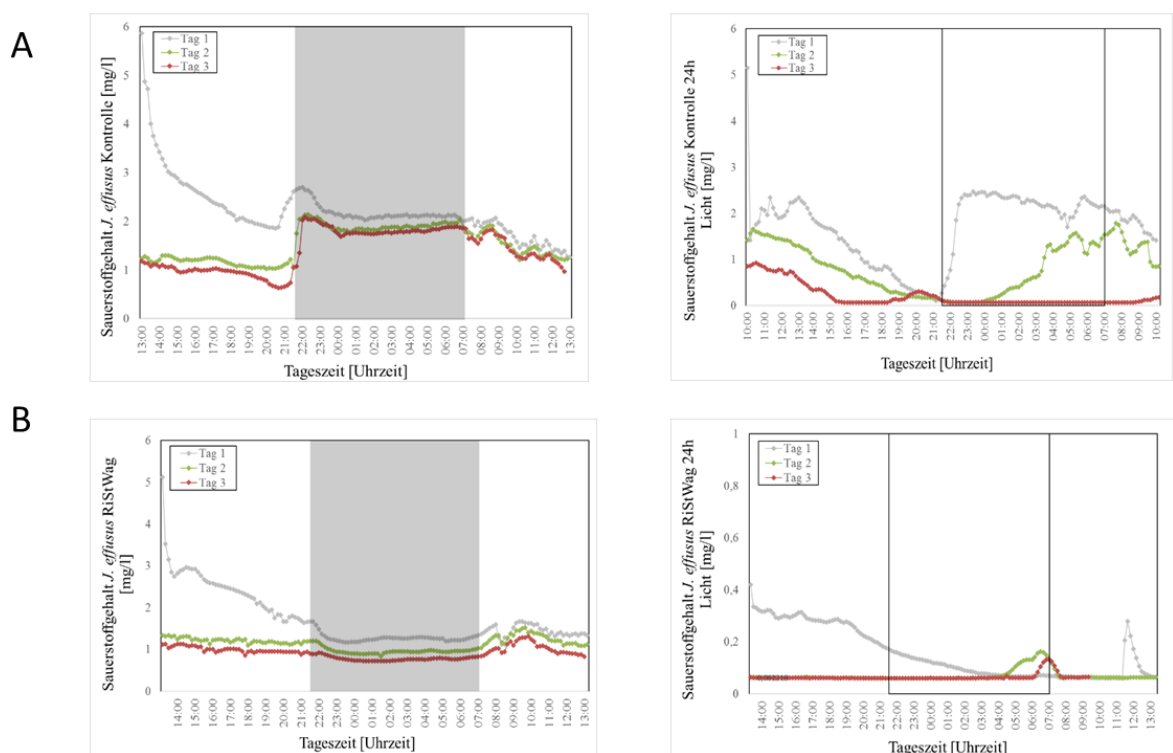
S. angustifolium, *J. effusus* und *I. pseudacorus* wurden 4 Wochen lang in Hydrokulturen unterschiedlichen Mengen Kupfer ausgesetzt. Sumpfbinsen zeigten nach einer Kupferbehandlung von 20 mg/l keine offensichtlichen Probleme. Es wurde jedoch eine verminderte Photosynthese-Kapazität registriert, was darauf hinweist, dass die Pflanzen einen Stress erfuhren. Im Anschluss an die Versuche mit 20 mg/l wurden *J. effusus* und *I. pseudacorus* zehnmal höheren Kupferkonzentrationen ausgesetzt. Während *J. effusus* dem Stress standhielt, brach die Iris-Kultur vollständig zusammen. *I. pseudacorus* reagiert empfindlich auf hohe Kupfergehalte (vgl. Abbildung 5.9).



Abbildung 5.9: Kupferexperimente mit drei Helophyten. Links: *S. angustifolium*; rechts oben: *J. effusus*; rechts unten: *I. pseudacorus*

5.1.5 Sauerstoffabgabe der Wurzeln ausgewählter Pflanzenspezies

Abbildung 5.10 zeigt die Ergebnisse der Sauerstoffmessung. Der Sauerstoffgehalt im Wasser wurde in Wurzelnähe für drei aufeinanderfolgenden Tagen bei normalem Tag-Nacht-Rhythmus gemessen. In der Kontrolle (Leitungswasser) zeigt sich ein Rhythmus im Sauerstoffgehalt des Wassers (Abbildung 5.10, Bild A). Im Laufe des Tages sinkt der Sauerstoffgehalt, und erreicht zu Beginn der Dunkelperiode um 21.00 Uhr einen Tiefpunkt. Dann steigt die Sauerstoffkonzentration wieder an und erreicht nachts ein stabiles Maximum. Bei Tagesanbruch, um 7:00 Uhr, sinkt der Sauerstoffgehalt des Wassers kontinuierlich ab bis zur nächsten Dunkelperiode. Bei den Pflanzen, die kontinuierlichem Licht ausgesetzt waren und somit ständig Zucker produzieren, flacht die Sauerstoffkonzentration mit der Zeit ab.



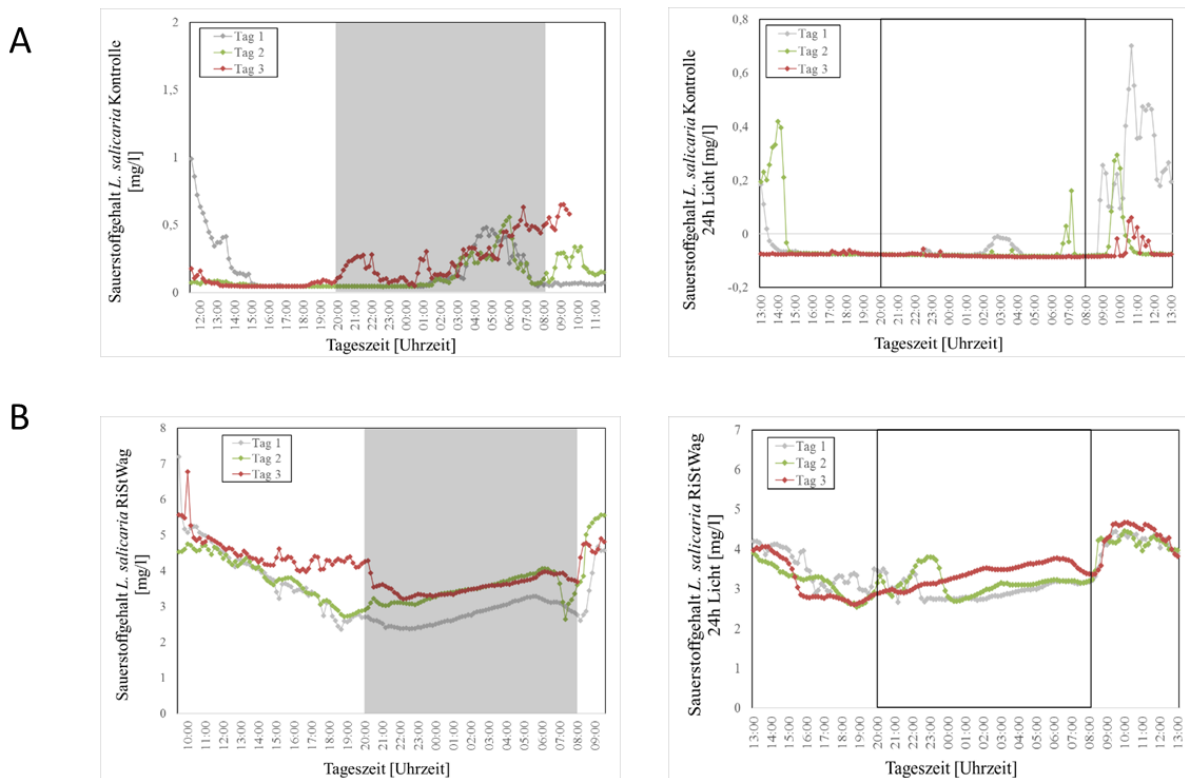
A) Sauerstoffgehalt Hydrokultur mit *J. effusus* in Kontrolle oder B) RiStWag-Wasser. Grau unterlegt bzw. eingerahmt: Dunkelperiode 21:30 – 7:00 Uhr.

Abbildung 5.10: Sauerstoffabgabe durch *J. effusus*

Zusätzlich wurde eine Hydrokultur mit RiStWag-Wasser untersucht (Abbildung 5.10). Im RiStWag-Wasser zeigt sich ein viel niedriger Sauerstoffgehalt als in der Kontrolle. Auch die Tag-Nacht-Veränderungen des Sauerstoffniveaus verschwinden. Möglicherweise ist der niedrigere Sauerstoffgehalt auf einen direkten negativen Einfluss des RiStWag-Wassers auf die Sauerstoffdiffusion der Pflanze im Wasser zurückzuführen. Auch eine erhöhte Bakterienaktivität im Wasser kann zu einer raschen Nutzung des verfügbaren Sauerstoffs führen und dadurch die Werte relativ niedrig halten.

L. salicaria reagierte im Vergleich zu *J. effusus* sehr unterschiedlich. Hier war nahezu keine Sauerstoffdiffusion unter Kontrollbedingungen festzustellen, aber ein sehr starker Anstieg der Werte für die Pflanzen, die im RiStWag-Wasser gezüchtet wurden (Abbildung 5.11).

In der Kontrolle ist eine Schwankung des Sauerstoffgehaltes über den Tag zu erkennen, allerdings bleibt die Konzentration im Vergleich zu *J. effusus* gering. Im RiStWag-Wasser verändert sich der Verlauf des Sauerstoffgehalt und die Konzentration ist deutlich höher als in der Kontrolle (Abbildung 5.11, Bild B). Beim Tagesanbruch steigt der Sauerstoffgehalt bis etwa 10:00 Uhr rapide an. Danach nimmt der Sauerstoffgehalt bis 22:00 Uhr langsam ab. Im Gegensatz zu *J. effusus* kommt bei *L. salicaria* der Sauerstoffrhythmus bei 24 h Licht im RiStWag-Wasser nicht zum Erliegen und ist genauso deutlich wie in der Messung bei normalem Tag-Nacht-Rhythmus. Anscheinend fördert etwas im RiStWag-Wasser die Sauerstoffdiffusionsaktivität von *L. salicaria*.

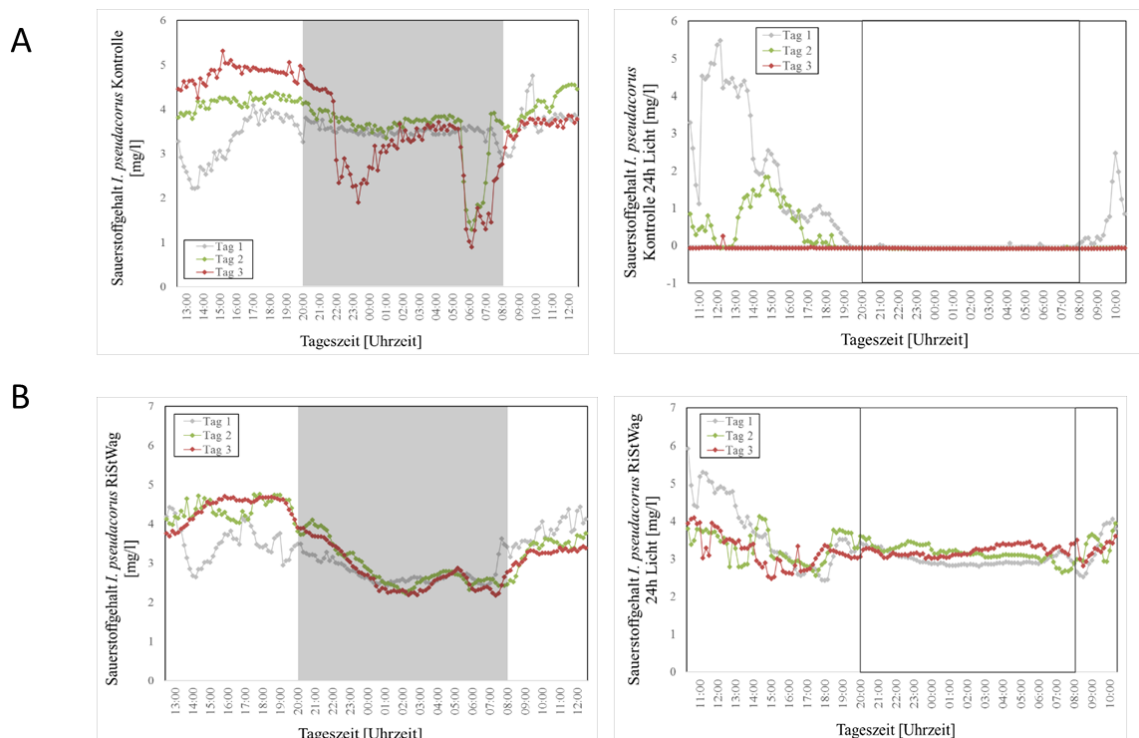


A) Sauerstoffgehalt Hydrokultur mit *L. salicaria* in Kontrolle oder B) RiStWag-Wasser. Grau unterlegt bzw. eingerahmt: Dunkelperiode 21:30 – 7:00 Uhr.

Abbildung 5.11: Sauerstoffabgabe durch *L. salicaria*

Zuletzt wurde die Sauerstoffabgabe von einer Kontroll-Hydrokultur der *I. pseudacorus* gemessen. In der Kontrolle zeigte sich ein hoher Sauerstoffgehalt im Wasser, der über den Tagesverlauf stark schwankt (Abbildung 5.12). Hier zeigt sich ein anderer Rhythmus in der Sauerstoffkonzentration als in den Hydrokulturen der anderen Pflanzenspezies. So sinkt hier der Gehalt über die Nacht ab, teilweise mit starken Einbrüchen, und steigt über den Tag wieder an. Der Rhythmus des RiStWag-Wassers ist vergleichbar zur dem der Kontroll-Hydrokultur

(Abbildung 5.12, Bild B). Über Nacht sinkt die Sauerstoffkonzentration, am Tagesanfang steigt sie wieder rapide an. Auch unter Dauerlicht bleibt der Sauerstoffrhythmus im RiStWag-Wasser erhalten.



A) Sauerstoffgehalt Hydrokultur mit *I. pseudacorus* in Kontrolle oder B) RiStWag-Wasser. Grau unterlegt bzw. eingerahmt: Dunkelperiode 21:30 – 7:00 Uhr.

Abbildung 5.12: Sauerstoffabgabe durch *I. pseudacorus*

Zusammenfassend zeigen alle drei getesteten Spezies ein unterschiedliches Sauerstoffdiffusionsmuster. Darüber hinaus reagieren alle drei Arten unterschiedlich auf das RiStWag-Wasser. Da einige nachts und andere tagsüber höhere Sauerstoffdiffusionsraten aufweisen, kann eine Mischung von Pflanzen eine kontinuierlich hohe Sauerstoffversorgung der Bakterien im Biofilm fördern.

5.2 Wachstumsmonitoring der Pflanzen auf dem FTW

Während der Anzucht in den RiStWag-Anlagen wurde das Wachstum und die Physiologie der Pflanzen inklusive Wurzelwachstum, Sprosswachstum, Respirations- und Photosyntheseraten regelmäßig überwacht. Insbesondere die Abgabe von Sauerstoff wurde regelmäßig gemessen, um sicherzustellen, dass der getauchte Biofilm mit ausreichend Sauerstoff versorgt wird. Proben des Biofilms wurden in regelmäßigen Abständen entnommen und die Diversität der darin enthaltenen Organismen charakterisiert. Eine wichtige, zu beantwortende Frage war, ob der ausgewählte Pflanzentyp das Wachstum und die Zusammensetzung des Biofilms beeinflusst. Da der Biofilm die Sedimentation der untersuchten Schadstoffe festlegt, ist dessen Zusammensetzung von großer Bedeutung.

5.2.1 Pflanzenwachstum auf FTWs in RiStWag-Anlagen

Die Länge des Sprosses variiert stark über das Jahr, mit der kürzesten Länge im Februar und der Längsten im Juni. Abbildung 5.13 zeigt Bilder einiger Pflanzen aus dem FTW in Köln-Mülheim.



Abbildung 5.13: Pflanzenwachstum auf dem FTW in der RiStWag-Anlage Köln-Mülheim in der Zeit von März bis November 2019

Der Spross und die Wurzellänge wurden aufgezeichnet (vgl. Abbildung 5.14). Auf der rechten Seite wurde die Länge sowohl des Sprosses als auch des Wurzelgewebes zu drei Zeitpunkten im Jahr 2018 eingetragen (n=15). Die Wurzellängen scheinen stabiler zu sein, aber auch hier sind die Wurzeln in den Wintermonaten am kürzesten, im Sommer wurde ein leichter Anstieg beobachtet. Die stabile Länge der Wurzel könnte darauf hindeuten, dass nicht viel Wurzelmaterial abstirbt, was sich andernfalls auf den Gehalt an organischem Sediment auswirken könnte.

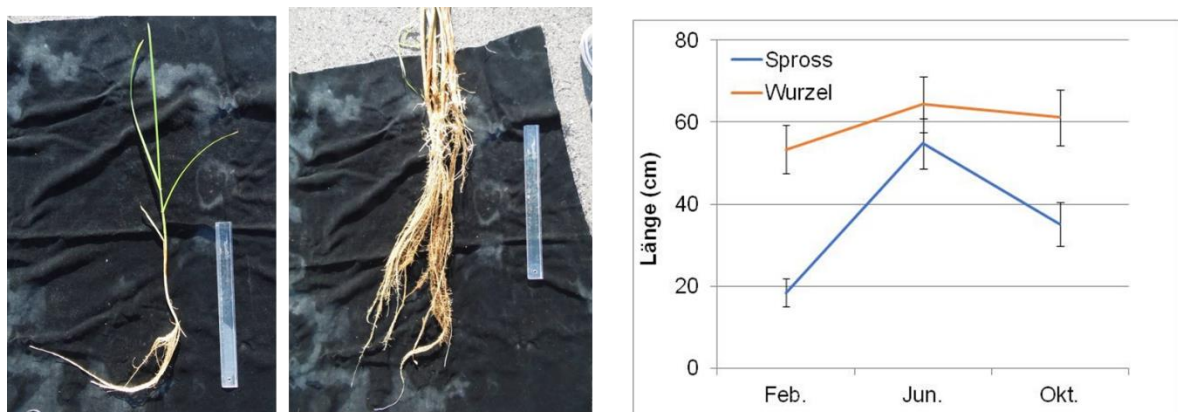


Abbildung 5.14: Pflanzenwachstum im FTW auf der Anlage in Köln-Mülheim

5.2.2 Messung der Sauerstoffkonzentrationen

Bei allen Messungen konnte festgestellt werden, dass der Sauerstoffgehalt im Referenzbecken höher war als im Becken mit FTW. Darüber hinaus wies das Wasser in OST im Vergleich zu MH häufig eine geringere Sauerstoffkonzentration auf, sowohl in der Referenz- als auch in der FTW-Kammer. Die geringere Sauerstoffkonzentration in der FTW-Kammer könnte auf eine erhöhte bakterielle Aktivität zurückzuführen sein, die Sauerstoff verbraucht. Darüber hinaus korrelieren die niedrigeren Sauerstoffwerte in OST mit den höheren Verschmutzungsgraden des Wassers. An Regentagen war die Sauerstoffkonzentration maximal und unterschied sich nicht zwischen den Referenz- und den FTW-Kammern (Abbildung 5.15).

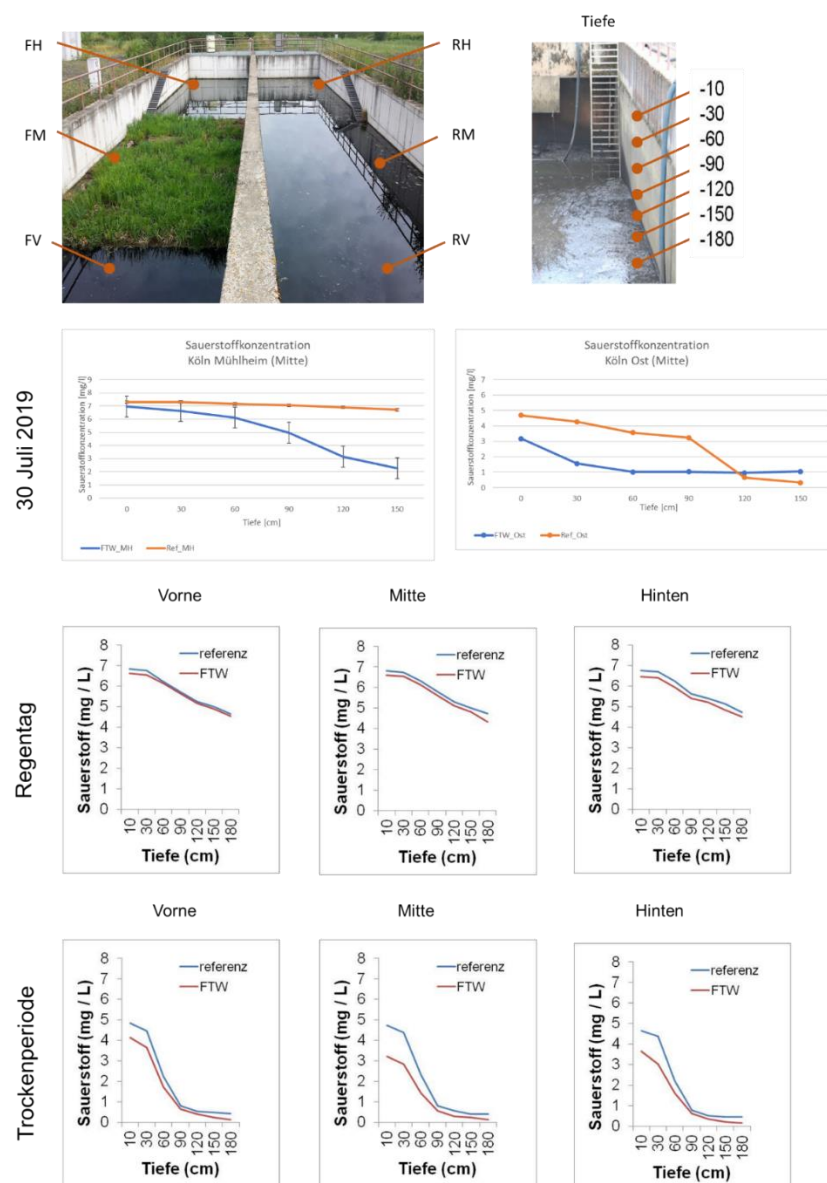


Abbildung 5.15: Sauerstoffmessungen in den RiStWag-Anlagen. Oben: Überblick über den Versuchsaufbau. Mitte: Messung am 31. Juli 2019 in Köln-Mülheim und Ost. Unten: Beispiele für charakteristische Messungen an Regentagen und Trockenperioden

5.2.3 Untersuchungen auf organisches Material im Sediment

Das Wachstum von Pflanzen auf den RiStWag-Anlagen kann zu einer unerwünschten Sedimentansammlung führen. Zu dieser kommt es, wenn Pflanzengewebe absterben und auf den Boden des Beckens sinken. Bei ausreichendem Sauerstoffgehalt wird das Material schnell abgebaut und sammelt sich nicht an. Bei geringen Sauerstoffgehalten kann es jedoch zu einer Akkumulation von Organik im Sediment kommen. Anhand von C:H:N-Elementaranalysen bzw. Brennanalysen wurde die Menge des im Sediment vorhandenen organischen Materials getestet. Die Elementaranalyse auf Kohlenstoff (C), Wasserstoff (H) und Stickstoff (N) ist meist zur elementaranalytischen Beschreibung einer organischen Probe ausreichend. Da das FTW in MH seit dem ersten Jahr voll ausgewachsen ist, ist zu erwarten, dass sich die Anwesenheit der Pflanzen auf die Sedimentschicht auswirkt. Daher wurden drei Sedimentproben analysiert, die im Frühsommer 2019 in MH und OST gesammelt wurden. Die Analysen ergaben keinen Unterschied zwischen den C-, H- und N-Gehalten in beiden Becken (Abbildung 5.16). Insbesondere C wird hauptsächlich zum Aufbau von Pflanzenzellwänden verwendet. Da kein Anstieg von C beobachtet wurde, deutet dies darauf hin, dass sich organisches Material aus den FTW nicht im Sediment ansammelt. In OST wurde außerdem kein Unterschied zwischen Referenz- und FTW-Becken in den Gehalten an Stickstoff (N), Kohlstoff (C) und Wasserstoff (H) beobachtet (n = 3). Auch die Bestimmung des Glühverlusts ergab keinen Anstieg der Menge an organischem Material im Sediment (Abbildung 5.17). Weder in MH noch in OST wurde ein Unterschied zwischen Referenz- und FTW-Kammern festgestellt (n = 3).

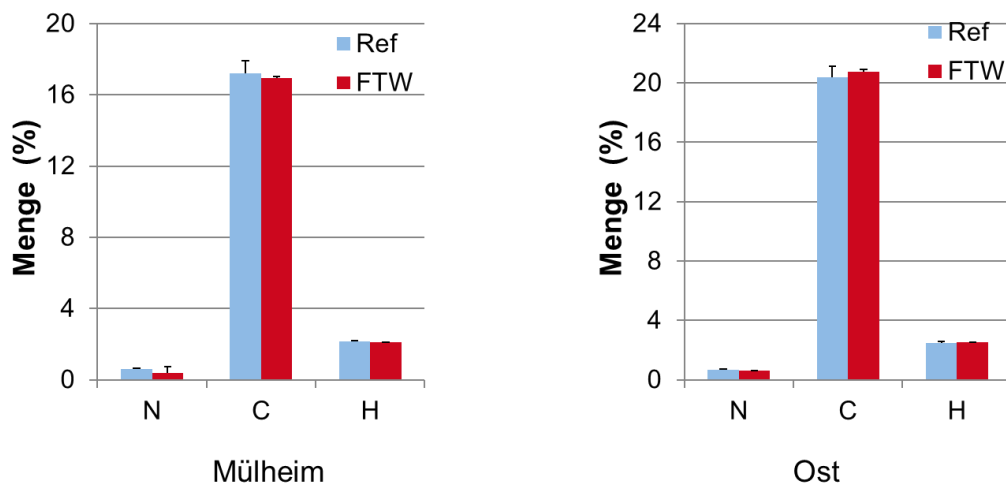


Abbildung 5.16: C:H:N Analyse der Sedimente der RiStWag-Anlagen in MH (links) und OST (rechts)

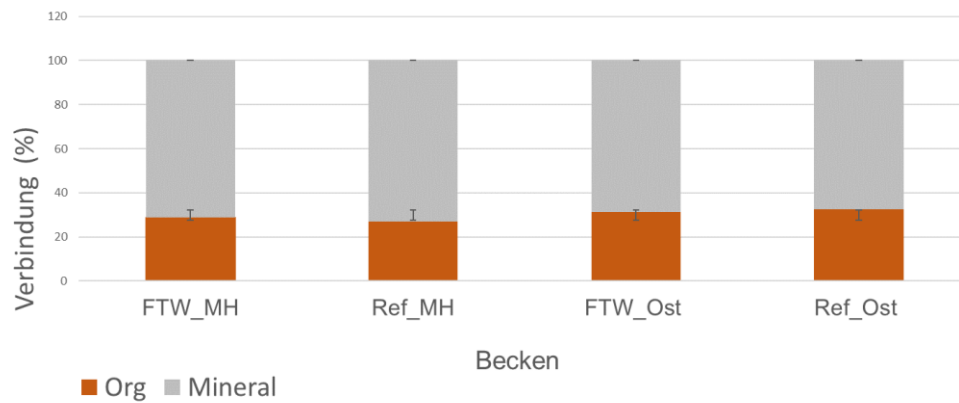


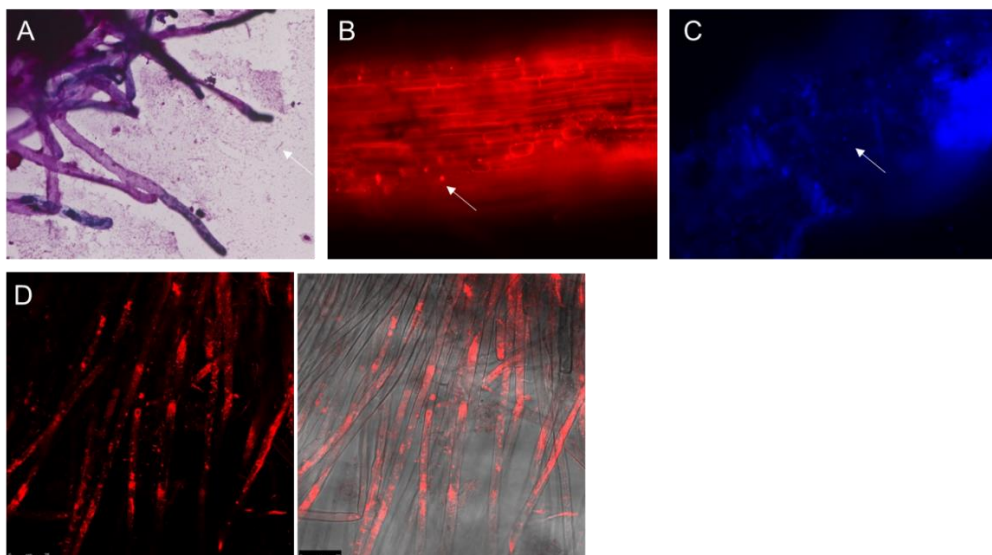
Abbildung 5.17: Ergebnisse der Messungen des Glühverlusts der Sedimente in den RiStWag-Anlagen

5.3 Untersuchung des Wurzel-Biofilm-Geflechts

Zur Untersuchung des sich auf den Wurzeln ausbildenden Biofilm wurde dieser sowohl unter Gewächshausbedingungen als auch auf den FTWs im großtechnischen Versuch analysiert. Ziel war es, die Bakterien zu identifizieren, die an den Wurzeln wachsen.

5.3.1 Detektion des Biofilms

Um die Entstehung eines Biofilms nachzuweisen, kann dieser direkt an den Wurzeln der verschiedenen Pflanzenspezies angefärbt und somit sichtbar gemacht werden. Die meisten der verwendeten Methoden führten nicht zu einer eindeutigen Färbung des Biofilms an den Wurzeln (Abbildung 5.18). Bei den meisten Färbungen konnte außerdem nicht eindeutig bestimmt werden, ob nur die Bakterienzellen angefärbt wurden.



A) Gramfärbung an Wurzeln von *J. effusus* B) PI Färbung an den Wurzeln von *J. effusus* C) DAPI Färbung an den Wurzeln von *J. effusus*. D) BacLight Färbung an den Wurzeln von *J. effusus*. Pfeile zeigen Bakterienkolonien an; BacLight färbt ganze Wurzelabschnitte mit Bakterien.

Abbildung 5.18: Färbungen der Wurzeln zur Visualisierung des Biofilms

Nach 34 Wochen jedoch zeigte sich ein deutlicher Biofilm in Form einer dichten Schleimschicht an den Wurzeln der *J. effusus* Hydrokultur im RiStWag-Wasser (Abbildung 5.19).

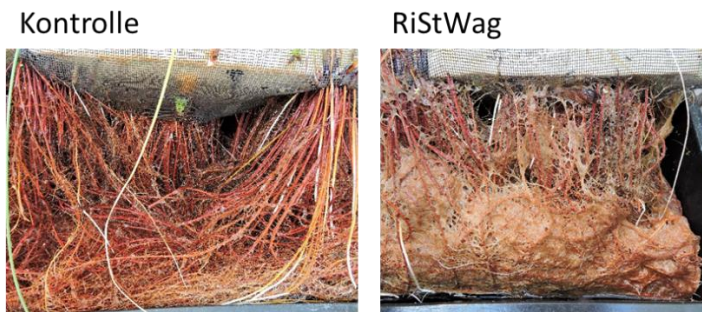


Abbildung 5.19: Biofilmformation auf Wurzeln von *J. effusus* nach 34 Wochen Hydrokultur

5.3.2 Biofilmanalyse

Tabelle 5.4 zeigt die Ergebnisse der BLAST-Analyse zur Bestimmung der Bakterienarten an den Wurzeln der Pflanzen.

Tabelle 5.4: Identifizierte Mikroorganismen an den Wurzeln der verschiedenen Pflanzenspezies

Pflanzenspezies	Mikroorganismen
<i>Juncus effusus</i>	<i>Pseudomonas spec.</i>
	<i>Staphylococcus spec.</i>
	<i>Yersinia pseudotuberculosis</i>
	<i>Sporisorium scitamineum</i>
	<i>Rahnella aquatilis</i>
	<i>Ferrimonas balearica</i>
	<i>Streptomyces pactum</i>
	<i>Leishmania donovani</i>
	<i>Saccharomycopsis fibuligeria</i>
<i>Juncus effusus</i> (RiStWag)	<i>Staphylococcus spec.</i>
<i>Salix alba</i> , <i>Salix viminalis</i>	<i>Bacillus subtilis</i>
	<i>Staphylococcus hominis</i>
	<i>Staphylococcus epidermidis</i>
	<i>Staphylococcus aureus</i>
	<i>Staphylococcus caprae</i>
	<i>Staphylococcus conhii</i>
	<i>Paracoccus denitrificans</i>
	<i>Novosphingobium spec.</i>
	<i>Brevibacillus spec.</i>
	<i>Acetobacterium spec.</i>
	<i>Enterobacteria</i>
	<i>Lactococcus lactis</i>
	<i>Macrococcus caseolyticus</i>
	<i>Yersinia pseudotuberculosis</i>
	<i>Acetobacterium</i>
<i>Iris pseudacorus</i>	<i>Novosphingobium spec.</i>
<i>Lythrum salicaria</i>	<i>Novosphingobium spec.</i>

Es konnte eine Vielzahl verschiedener Bakterienspezies identifiziert werden. Die vielversprechendsten identifizierten Arten sind *Pseudomonas spec.* und *Bacillus subtilis*, da diese Arten in der Lage sind einen Biofilm auszubilden. Zusätzlich ließen sich die Arten *Enterobacteria* und *Novosphingobium spec.* finden. Diese Mikroorganismen haben die Fähigkeit aromatische Verbindungen zu spalten. Dies wäre, neben dem Einfangen der Feinpartikel in den Biofilm, eine zusätzliche Möglichkeit, um PAK aus dem Wasser zu entfernen.

Ähnlich wie bei den Gewächshausversuchen wurden an den Wurzeln von Pflanzen aus dem FTW, die während der Versuchsphase entnommen wurden, Bakterien isoliert und kultiviert, um zu bestimmen, zu welcher Gruppe sie gehören. Obwohl zwischen den in MH und OST gezüchteten Pflanzen unterschiedliche Bakterien beobachtet wurden, muss angemerkt werden, dass die Anzahl der isolierten Bakterien möglicherweise nicht groß genug ist, um den Schluss zu ziehen, dass die beiden FTWs unterschiedliche Bakterien angezogen haben. Unter den Bakterien wurden *Rahnella sp.*, *Bacillus subtilis*, *Ralstonia pickettii* und *Bacillus atrophaeus* identifiziert.

5.3.3 Mikrobiomanalyse

Im Rahmen des Rückbaus der FTWs wurden weiterhin je Floß je ca. 1 m² Wurzelmasse abgetrennt und im Labor untersucht. Eine andere Methode, um die Diversität der sich im Biofilm den Wurzeln befindlichen Bakterien zu untersuchen bildet die Mikrobiomanalyse. Diese Methode bietet die Möglichkeit ein breiteres Spektrum an Bakterien zu untersuchen. Aufgrund der unterschiedlichen Nährstoff- und Feuchtigkeitsansprüche konnten nicht alle Bakterien kultiviert werden und fließen darum nicht in die Untersuchungen ein.

Durch die Mikrobiomanalyse konnte gezeigt werden, dass sich die Bakterienarten in den Becken stark voneinander unterscheiden. Im Biofilm der Wurzeln in MH wurden 308 und in dem in Ost 155 verschiedene Bakterienarten identifiziert. Es konnten nur 10 Arten in beiden Becken nachgewiesen werden. Zu diesen Arten gehören *Crenothrix polyspora*, *Nitrospira sp.* und *Paludibaculum fermentans*.

Tabelle 5.5: Am häufigsten vorkommende identifizierte Mikroorganismen in den Becken

Becken	Mikroorganismen	Counts
Ost	<i>Janthianthinobacterium spec.</i>	3405
	<i>Pseudomonas spec</i>	1808
	<i>Enterobacteriaceae spec.</i>	789
MH	<i>Sulfurisoma sediminicola</i>	1500
	<i>Rhizobiales</i>	1151
	<i>Gemmatimonas spec.</i>	1084

5.3.4 Untersuchung des Wurzelgeflechts

Die aus einer 1 m² großen Fläche geborgenen Wurzelproben wurden außerdem im Labor getrocknet und verascht, um den Anteil an anorganischem Material im Biofilm zu bestimmen. Dadurch kann auf die Reinigungsleistung von Schwebpartikeln durch die Wurzeln geschlossen werden. In Abbildung 5.20 ist zu sehen, dass das dichte Wurzelgeflecht der Pflanzen der Anlage in MH rund 25 % mineralisches Material beinhaltet. Der mineralische Anteil in den Wurzeln in Ost beträgt 92 % und ist somit um ein Vielfaches höher als in MH. Aufgrund dieser Untersuchung lässt sich sagen, dass das Wurzelgeflecht in OST effektiv in der Reduktion von Schwebstoffen aus dem RiStWag-Wasser ist.

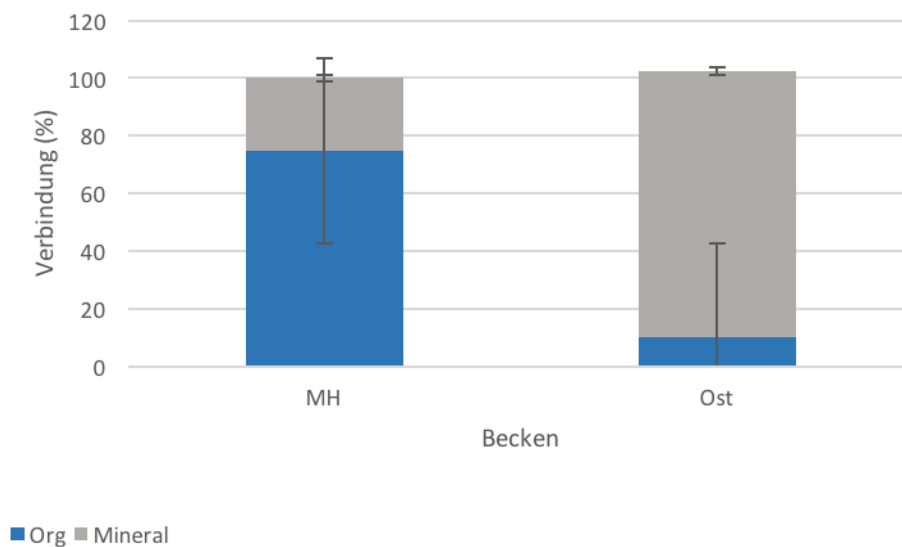


Abbildung 5.20: Ergebnisse der Messungen des Glühverlusts der entnommenen Wurzeln

6 Rückbau der Flöße

Nach Abschluss der Untersuchungen wurden am 29.11.2019 die Flöße aus den beiden Anlagen geborgen. Dies erfolgte mittels eines Mobilkrans. Die einzelnen Aufwuchsmatten wurden mittels der an angebrachten Schlaufen befestigten Ketten durch den Mobilkran aus den Becken entnommen, anschließend auf einen Transporter verladen und entsorgt. Mit Entnahme der Flöße wurden die Anlagen wieder in ihrem ursprünglichen Zustand versetzt. (Abbildung 6.1)

Beim Rückbau der Flöße wurde deutlich, dass die FTWs auch als riesige Tauchwand fungieren. Die Passage von aufschwimmenden Feststoffen wie Kunststoffen wird durch FTWs besser verhindert als durch konventionelle Tauchwänden aus Beton. Diese können aufgrund auftretender Turbulenzen häufig von Leichtstoffen passiert werden, was bei der Betrachtung des angesammelten „Plastikteppichs“ vor den Flößen deutlich wurde.

Zudem hatte sich über den Versuchszeitraum in beiden Anlagen ein dichtes Wurzelgeflecht gebildet, das in OST ca. 60 cm und in MH etwas länger, aber maximal 80 cm lang war. Insbesondere in OST war deutlich ein Biofilm im Wurzelgeflecht zu erkennen. Die dunkle Färbung des Geflechts beider Flöße weist zudem auf das Auffangen und Agglomerieren der im Wasser enthaltenen Schwebstoffe hin. Abbildung 6.2 links zeigt das mittig unterhalb des Floßes in MH entstandene Wurzelwerk, während rechts das Wurzelwerk des Floßes in OST zu sehen ist. Von ca. einem m² Floß wurde die Wurzelmasse geborgen (Abbildung 6.3) und zur weiteren Untersuchung ins Labor gebracht (vgl. Kapitel 5.3.3).



Abbildung 6.1: Rückbau der Flöße aus den RiStWag-Anlagen mittels Mobilkran



Abbildung 6.2: Gebildetes Wurzelgeflechtes unterhalb der Flöße (links: MH; rechts: OST)



Abbildung 6.3: Bergung der Wurzelgeflechtesproben für die Laboruntersuchungen

7 Übertragung in die Praxis

7.1 Konstruktive Fragestellungen

Anhand einer Literaturrecherche wurden bisherige Arbeiten zur naturnahen Gestaltung von Sedimentationsbecken und Rückhalteanlagen recherchiert und die Erfahrungen bei der weiteren Projektplanung berücksichtigt.

Die Beckentiefe kann einen Einfluss auf die im FTW stattfindenden Prozesse haben. Nach CHEN et al. (2010) sind geringe Wassertiefen (also ein geringer Abstand zwischen Boden und Wurzeln) geeignet, um die Feinfraktion der abfiltrierbaren Stoffe zurückzuhalten. Große Wassertiefen steigern gleichzeitig die Sedimentation geflockter, agglomerierter und partikulärer Stoffe, sodass je nach Beckentiefe die Prozesse unterschiedlich ausgeprägt sein können.

Neben der Beckentiefe führt jedoch auch die Strömungsführung in den Becken zu einer Beeinflussung der Reinigungsleistung (FUCHS ET AL. 2013). Ein direktes Anströmen des „Wurzelvorhangs“ kann zu einem erhöhten Rückhalt von AFS_{63} führen. Der Einbau von strömungslenkenden Elementen kann somit die Wirkung von FTWs erhöhen. Hierbei muss jedoch darauf geachtet werden, dass keine Turbulenzen entstehen, die zu einem Aufwirbeln der sedimentierbaren Feinfraktion führen und die herkömmliche Sedimentationsleistung der Anlage behindern. Die Funktion soll dadurch verbessert werden, dass die strömungslenkenden Elemente verhindern, dass das Wasser unterhalb der Flöße durchströmt, ohne vom Wurzelvorhang behandelt zu werden. Dies kann beispielsweise durch den Einbau von Trennwänden vom Boden des Beckens bis zum Wurzelvorhang erreicht werden, sodass das Wasser zwingend durch den Wurzelvorhang geleitet wird. Abbildung 7.1 stellt eine mögliche Ausbildung solcher strömungslenkenden Elemente dar.

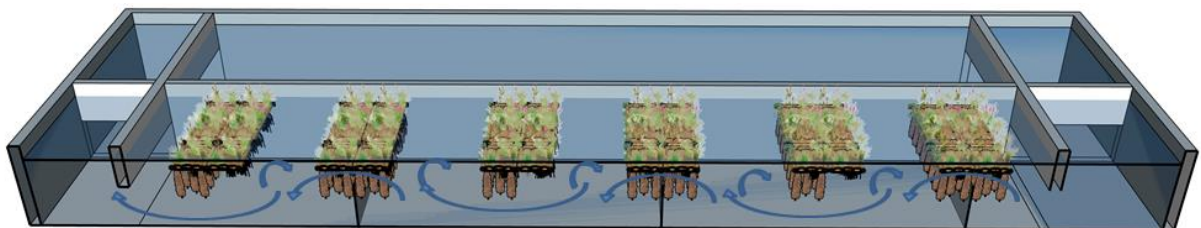


Abbildung 7.1: Optimierter Aufbau eines mit FTWs und strömungslenkenden Elementen ausgestatteten Absetzbeckens (BIOMATRIX WATER, 2019)

Auch die Auswahl der Pflanzen kann den Reinigungserfolg des FTWs maßgeblich beeinflussen. Ein Fokus vieler Studien liegt daher auf der Untersuchung der für den Einsatz auf FTWs geeigneten Pflanzenarten sowie deren Wachstum und Stoffakkumulationen. Als Bepflanzung für naturnah gestaltete Sedimentationsbecken werden vor allem größere emerse Sumpfpflanzen (Helophyten) empfohlen. Zu den wichtigsten Vertretern zählen *Canna*, *Carex*, *Cyperus*, *Juncus*, *Phragmites* und *Typha* (TANNER und HEADLEY, 2011). Helophyten wurzeln

tief ins Wasser, ihre Blätter und Blüten verbleiben jedoch im Luftraum. In FTWs wurzeln die Pflanzen im Gegensatz zu CWs nicht in einen natürlichen, zeitweise stark vernässten Boden, sondern hängen frei im Wasser des Beckens. Aufgrund der Eigenschaft von Helophyten, Sauerstoff besonders gut in die Wurzeln zu transportieren, können sie auch in sauerstoffarmen Umgebungen überleben (BEZBARUAH und ZHANG, 2004) und eignen sich daher für den Einsatz auf RiStWag-Anlagen. Nach BACHAND und HORNE (2000) wird eine Kombination aus labilen (untergetauchten und schwimmenden) sowie widerstandsfähigen (emergenten) Pflanzen und Gräsern empfohlen, um Denitrifikationsraten unterhalb des Floßes zu fördern und die Flöße gleichzeitig vor Abweidung durch Vögel und andere Tiere zu schützen. BORNE et al. (2015) raten außerdem von zu hoch wachsenden Pflanzen ab, da diese durch Windböen eine Abtreibung des Floßes verursachen können. Nach CHENG et al. (2010) sollte bei der Pflanzenauswahl zudem darauf geachtet werden, dass diese ein dichtes Netzwerk feiner Wurzeln ausbilden. Nach HEADLEY und TANNER (2012) ist eine Kombination verschiedener Pflanzenarten am günstigsten, um verschiedene Nachteile der einzelnen Pflanzen auszugleichen. Auf Grundlage der in der Literatur angegebenen Erfahrungen wurden im Projekt 14 Spezies genauer untersucht. Alle ausgewählten Pflanzenspezies eignen sich grundsätzlich für das Wachstum in RiStWag-Wasser. In Untersuchungen ihrer Toleranz gegenüber erhöhten Schwermetall- und Salzgehalten sowie der Sauerstoffangabe ihrer Wurzeln erzielten *J. effusus* und *Salix* die besten Ergebnisse. Auch im großtechnischen Versuch bewiesen sie sich, sodass ihr Einsatz für die Bepflanzung auf FTWs empfohlen werden kann.

Im vorliegenden Projekt wurden die FTWs mit Steinkörben am Beckengrund fixiert. Somit war es nicht erforderlich, Bohrungen in der Beckenwand vorzunehmen. Es hat sich gezeigt, dass diese Art der Fixierung ausreichend ist, um eine Verschiebung der FTWs auf der Wasseroberfläche zu verhindern. Aufgrund des relativ konstanten Wasserspiegels in RiStWag-Abscheidern bzw. RKBmD ist zudem keine Höhenstandsänderung zu erwarten, an die sich ein FTW anpassen müsste. Aufgrund der Tatsache, dass die Steinkörbe nicht direkt mit der Beckenwand verbundenen sind, können diese im Falle einer Beckenreinigung temporär entfernt werden. Darüber wäre es außerdem möglich, eine hängende Lagerung des FTWs während der Beckenreinigung zu realisieren. Dazu wäre der Einbau von metallischen Querverstrebungen etwa 20 cm unterhalb des dauerhaften Wasserspiegels an der Beckenwand erforderlich, auf welche das FTW im Falle einer Beckenreinigung absinken könnte und gleichzeitig in der Luft gehalten wird. Somit könnte die Beckenreinigung in gewohnter Weise stattfinden. Die statische Stabilität sowohl des FTW als auch der Querverstrebung müsste entsprechend gewährleistet sein.

Auch der Grad der Oberflächenbedeckung spielt aufgrund der Abschattung des Wassers von Licht eine wichtige Rolle. Die Sauerstoffkonzentrationen unter dem Floß sind im Vergleich zum

restlichen Beckenvolumen geringer, wodurch es zu anoxischen Bedingungen kommen kann. Diese können einen direkten Einfluss auf verschiedene Reinigungsmechanismen, wie beispielsweise die Nitri-/Denitrifikation und Mineralisation haben. Eine Kombination auf freier Wasseroberfläche und Bedeckung erweist sich als geeignet, um sowohl Nitrifikations- als auch Denitrifikationsprozesse im Becken zu fördern. Nach BORNE et al. (2015) sind mindestens 50 m² Pflanzenmatte notwendig, um Denitrifikationsprozesse unter dem Floß sicherzustellen. Nach LUCKE et al. (2019) ist es außerdem von Vorteil, das Floß über die gesamte Breite der Kammern auszulegen, um Kurzschlussströme zu vermeiden. Diese Aspekte wurden bei der Gestaltung der im Projekt verwendeten FTWs berücksichtigt und können bestätigt werden. Daher sollte dieser Ansatz auch für die weitere Anwendung von FTWs auf Sonderbauwerken Berücksichtigung finden. Auch die Erfahrungen mit einer Oberflächenbedeckung von etwa einem Drittel fallen positiv aus. Insbesondere die Eigenschaft eines FTW als breite Tauchwand zum Rückhalt von aufschwimmenden Stoffen zu fungieren, kann als weiterer Vorteil der Technologie herausgestellt werden.

7.2 Betriebliche Fragestellungen

Der Betrieb von FTWs kann mit einem erhöhten Betriebsaufwand einhergehen. Durch Exsudate (Ausscheidung von Substanzen aus einer Pflanze), abgestorbene Pflanzenteile und dem erhöhten Rückhalt an Schwebstoffen kann es zu einem erhöhten Schlammaufkommen durch FTWs kommen. Eine Reinigung, die für RKBmD meist nur alle drei bis fünf Jahre erfolgt, kann daher häufiger notwendig werden. Die Reinigung von RKBmD zeigt sich an vielen Orten problematisch (FUCHS ET AL. 2013). Häufig stellt sich die Frage der Entsorgung und der Belastung des Sediments. Der zusätzliche Schlammanfall, der durch die FTWs entsteht, verstärkt diese Problematik. Zusätzlich können die FTW bzw. deren Befestigung am Becken bei der Reinigung der Becken hinderlich sein. Die im vorliegenden Projekt gewählte Befestigung mittels Steinkörben stellte sich als sinnvoll heraus, da diese im Fall einer Beckenreinigung temporär verschoben werden können. Somit besteht die Möglichkeit, nach einer Absenkung des Wasserspiegels bis auf die Höhe des Schlammspiegels, zunächst einen Teil des Beckenbodens vom Schlamm zu reinigen und anschließend das Floß in den Bereich des gereinigten Beckenteils zu verschieben, um so den restlichen Teil des Beckenbodens zu reinigen. Aufgrund der o.g. Oberflächenbedeckung, von maximal einem Drittel der Beckenoberfläche, ist ausreichend Platz für die Verschiebung des FTWs vorhanden. Da es durch die Verschiebung der Flöße von der ungereinigten zur gereinigten Fläche jedoch zu einem Mitschleppen größerer Schlammmengen kommen könnte, besteht eine andere Möglichkeit in der Entnahme einzelner Floßelemente mit einem im Betriebsdienst vorhandenen LKW-Ladekran. Hierfür muss der modulare Aufbau der Flöße gewährleistet sein.

Während der Projektlaufzeit fielen keine zusätzlichen Reinigungstätigkeiten an, sodass eine Bewertung der Verfahren auf Basis von Praxiserfahrungen nicht möglich ist.

Laut verschiedenen Literaturangaben kann eine Bewirtschaftung der Flöße sinnvoll sein. So kann eine Aberntung der Pflanzen im Herbst den Eintrag des organischen, belasteten Materials in die Becken bei einem Absterben der Pflanzen im Winter verhindern (XU et al., 2017; LADISLAS et al., 2013; WANG et al., 2012). Die Erfahrungen aus dem vorliegenden Projekt zeigen jedoch, auch wenn die abgestorbene Biomasse im Winter auf dem Floß verbleibt und es zu keinem erhöhten Biomasseeintrag in das Becken führt. Im Hinblick auf die Betriebskosten kann daher auf eine Rodung im Winter verzichtet werden.

Insgesamt zeigen die gesammelten Erfahrungen, dass ein Mehraufwand in der Bewirtschaftung der Anlage durch das Floating Treatment Wetland nicht zu erwarten ist. Nach dem Einsetzen wurden nur noch Tätigkeiten durchgeführt, die den Probenahmebetrieb angehen, nicht jedoch die Floßpflege. Ebenfalls war nicht abzusehen, dass dies bei einem noch längeren Betrieb nötig geworden wäre, sodass der Betriebsaufwand mit Ausnahme der temporären Entfernung der Floßmodule bei einer Reinigung der Anlage dem einer herkömmlichen RiStWag-Anlage gleichzusetzen ist.

7.3 Kostenaufwand

Des Weiteren wurden die Kosten des Verfahrens evaluiert. Dabei fand eine enge Abstimmung mit den Betriebsmitarbeitern des Landesstraßenbetriebs statt. Zur Ermöglichung einer Einschätzung des Investitionsaufwands bzw. einer Beurteilung des Kosten-Nutzen-Verhältnisses wurden die Investitionskosten der Konstruktion und des Einbaus des FTWs mit denen eines Retentionsbodenfilters für die beiden Versuchsanlagen verglichen.

Floating Treatment Wetlands werden in die zur Gruppe der technischen Feuchtgebiete eingeordnet, die zu den „low technologies“ gehören. Investitions- und Betriebskosten gelten für solche Technologien als gering (WISSING UND HOFMANN 2002). Im durchgeführten Projekt wurden zwei FTWs von 60 m² bzw. 72 m² entworfen, konstruiert und auf die Beckenanlagen aufgesetzt. Die Ausführung der FTWs war hinsichtlich der Materialkosten kostengünstig angelegt, die Konstruktion der Flöße belief sich auf 10.400 € für beide Anlagen.

Im Vergleich hierzu stehen die Kosten für den Bau eines Retentionsbodenfilters. Nach dem Retentionsbodenfilterhandbuch (MKULNV, 2015) kann für eine Filterfläche von 820 m² mit der Funktion $y = 15.905 \cdot X^{-0,533}$ Netto-Investitionskosten für Retentionsbodenfilter im Trennsystem von 445,14 €/m² gerechnet werden (vgl. Abbildung 7.2). Für eine Retentionsbodenfilterkammer in MH (A=820 m²) ergeben sich somit Investitionskosten (netto) von rund 365.000 €. In OST ergeben sich spezifische Investitionskosten von 463 €/m², wodurch Investitionskosten von insgesamt rund 352.809 € zustande kommen.

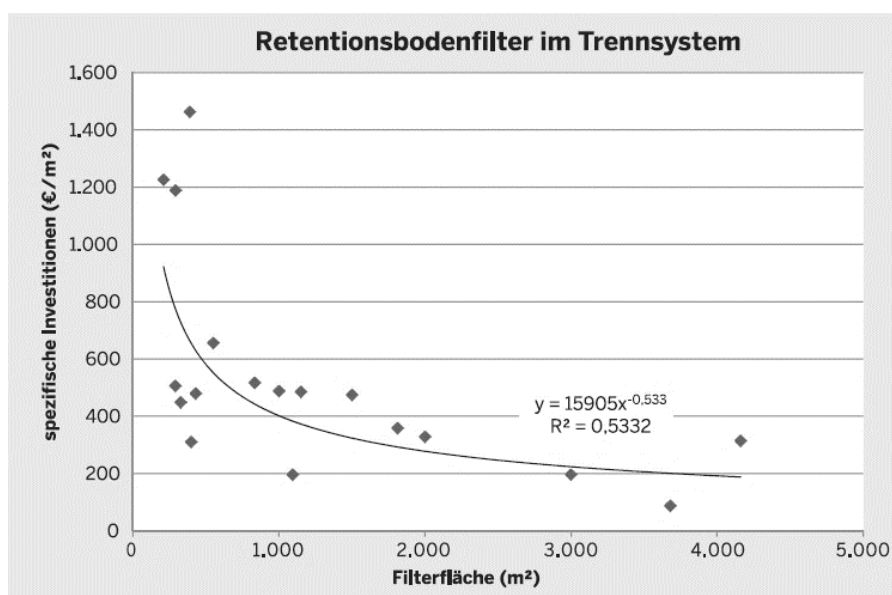


Abbildung 7.2: Investitionen (netto) für Retentionsbodenfilter im Trennsystem abhängig von der Filterfläche (Stand 4. Quartal 2014, n=18) (MKULNV, 2015)

Tabelle 7.1 fasst den Flächen- bzw. Investitionskostenvergleich der beiden Optionen für beide Standorte zusammen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass in den in Tabelle 7.1 dargestellten Investitionskosten für die Floating Treatment Wetlands Lieferkosten zu den Beckenanlagen enthalten sind. Hinzu kommen Personalkosten für den Auf- und Einbau der Flöße sowie Kosten für die Bereitstellung eines Mobilkrans zum Einsatz der FTWs in die Becken. Da der Einsatz der FTWs im Juli 2017 unentgeltlich mit einem Betriebsfahrzeug des Landesbetrieb Straßenbau NRW (Straßen.NRW) durchgeführt wurde, können diese Kosten nicht beziffert werden. Die Kosten werden jedoch mit jenen für den Rückbau der FTWs vergleichbar sein, welcher durch einen externen Kranunternehmer durchgeführt wurde. Für den Kran und 4h Arbeitszeit (2h pro Anlage) wurden insgesamt 525,98 €_{brutto} bzw. 442 €_{netto} berechnet (inkl. Schwergutumlagen und An- und Abfahrt). Unter Annahme separater An- und Abfahrten zu den beiden Anlagen sowie Kosten für Ein- und Ausbau und einer Berechnung von 85€/h ergeben sich insgesamt 631 €/Anlage. Diese sind in den in Tabelle 7.1 genannten Investitionskosten bereits enthalten.

Tabelle 7.1: Vergleich der Investitionskosten (netto) einer Nachrüstung der Beckenanlagen mit Floating Treatment Wetlands und dem Bau eines Retentionsbodenfilters

	Köln-Mülheim		Köln-Ost	
	FTW	RBF	FTW	RBF
Fläche [m²]	72	820	60	762,5
Investitionskosten, netto gesamt [€]	6.103	364.993	4.771	352.809

Die im Projekt gesammelten Erfahrungen zeigen, dass ein Mehraufwand in der Bewirtschaftung der Anlage durch das Floating Treatment Wetland nicht zu erwarten ist. Somit entstehen keine zusätzlichen Betriebskosten für die Bewirtschaftung des FTWs.

7.4 Übertragung auf die kommunale Niederschlagswasserbehandlung

Rund 20 % der in Gewässer eingeleiteten Wassermenge aus Niederschlagswasser-einleitungen stammen aus dem Trennsystem (MKULNV 2014a). Somit können erhebliche Mengen an Schadstoffen aus dem urbanen Raum die Umwelt belasten. Standard für die Behandlung von Niederschlagswasser aus Siedlungen sind derzeit RKBmD bzw. RKBoD. Studien von FUCHS et al. 2013 berichten von teilweise erheblichen Abweichungen der Becken von konstruktiven Vorgaben der derzeit gültigen Bemessungsregeln, da ein Großteil dieser Anlagen bereits vor Einführung des DWA-A 166 bzw. des DWA-A 102 errichtet wurden. Sie weisen daher teils eine begrenzte Reinigungsleistung für bestimmte Schadstoffe sowie die AFS₆₃-Fraktion auf (FUCHS et al., 2013 GROTEHUSMANN und KASTING, 2009). Die Anlagen weisen insbesondere Mängel in der Hydraulik auf. Die Lage des Zulaufs über dem Dauerwasserstand und die nachfolgende Tauchwand bewirken ein Absinken der Strömung auf die Beckensohle, wodurch es zur Remobilisierung des Sediments kommen kann (LANGE und GROTEHUSMANN, 2003). Neben konstruktiven Änderungen, wie der Entfernung der Tauchwand im Zulaufbereich oder der Anhebung der Überlaufschwelle im Ablaufbereich, könnte auch eine Ertüchtigung solcher Anlagen durch FTWs eine geeignete Maßnahme sein, um den Stoffrückhalt zu verbessern. Aufgrund der geringen konstruktiven Unterschiede (Kasting, 2002) zwischen RKBmD und RiStWag-Abscheidern wird eine Übertragung auf RKBmD im kommunalen Bereich evaluiert.

FTWs eignen sich aufgrund ihrer konstruktiven Eigenschaften nur für den Einsatz auf stehenden/fließenden Wässern. Für RKBoD kommen sie daher nicht als Ertüchtigungsmaßnahme in Frage. Eine Umrüstung von RKBoD in RKBmD kommt aufgrund der Hinweise des DWA-A 166, welches RKBoD aufgrund ihrer besseren Reinigungsleistung gegenüber RKBmD vorzieht, ebenfalls nicht in Frage. In Tabelle 7.2 ist die Anzahl der verschiedenen Ausführungsformen der RKBs sowie die jeweilige entwässerte Fläche angegeben.

Tabelle 7.2: Anzahl der kommunalen Regenklärbecken unter Angabe der Größe der entwässerten Fläche sowie ihrer Bauweise

Bezeichnung	Bauweise	Anzahl	Undurchlässige Fläche Au [ha]
RKBoD	keine Angabe	236	7.874
	geschlossen	210	2.835
	offen	154	2.552
RKBmD	keine Angabe	240	9.610
	geschlossen	173	1.720
	offen	458	7.021

Es ist zu beachten, dass lediglich RKBmD in offener Bauweise aufgrund des Pflanzenbewuchs für eine Ertüchtigung mit FTWs zur Diskussion stehen. In NRW gibt es im kommunalen Bereich (Stand Januar 2020) insgesamt 1.471 Regenklärbecken, von denen 871 im Dauerstau betrieben werden. Wird davon ausgegangen, dass ca. die Hälfte der Becken, von denen keine

Angaben zur Bauweise vorliegen, offen ausgeführt sind, könnten rund 580 Becken für einen Einsatz von FTWs geprüft werden (siehe Abbildung 7.3). Eine Ertüchtigung ist jedoch nur für solche Becken sinnvoll, für die Defizite in der Reinigungsleistung vermutet werden ($\text{AFS}_{63} > 50 \text{ mg/l}$)

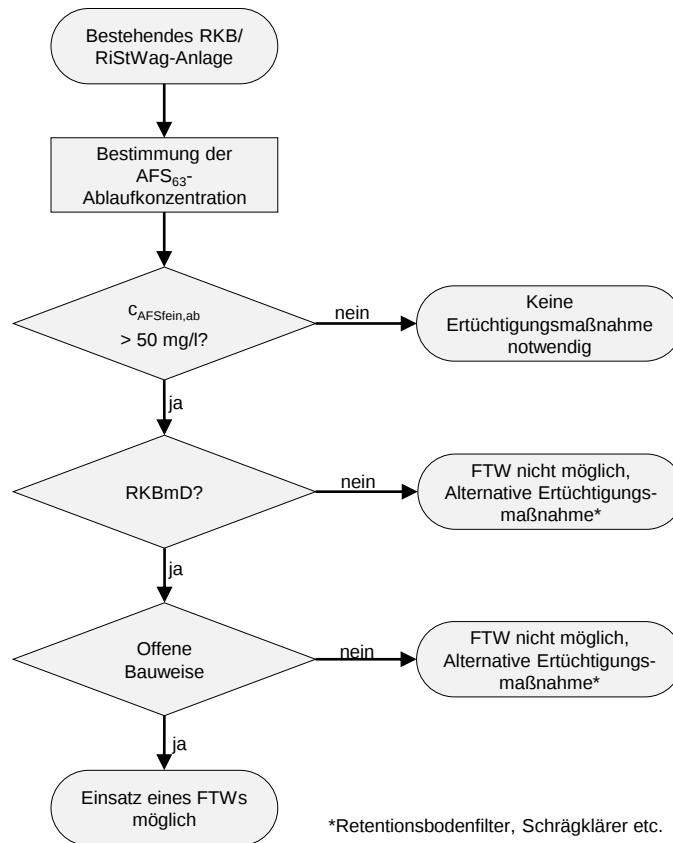


Abbildung 7.3: Entscheidungshilfe für die Eignung von FTWs als Ertüchtigungsmaßnahme für die kommunale Niederschlagswasserbehandlung

Im direkten Vergleich der Reinigungsleistungen für die verschiedenen Schadstoffe zeigten sich in diesem Projekt RBF im Vergleich zu FTWs als die wirkungsvollere Alternative und sollten, wenn möglich, der Anwendung von FTWs vorgezogen werden. Aufgrund ihres hohen Flächenbedarfs sind Retentionsbodenfilter im urbanen Raum häufig nur begrenzt einsetzbar. Der Einsatz von Retentionsbodenfiltern erfordert außerdem genaue Kenntnisse zu den Eigenschaften der Einzugsgebiete, insbesondere zur zu behandelnden Wassermenge. Eine Überschätzung der Zuflussmenge kann zu Betriebsproblemen und einer Verschlechterung der Reinigungsleistung führen. Eine Unterschätzung kann zu hydraulischer und stofflicher Überlastung und zum Totalausfall der Anlage durch Kolmation führen (FUCHS ET AL. 2010). Sollten die Platzverhältnisse eine Nachreinigung mittels Retentionsbodenfiltern nicht zulassen, stellen FTWs eine wirkungsvolle und gleichzeitig kostengünstige Ertüchtigungsmaßnahme für überlastete Becken dar, die insbesondere den Rückhalt von AFS_{63} , Stickstoff, einiger Schwermetalle (Cr, Cu, Ni) sowie der Schadstoffe PAK und MKW verbessern kann.

8 Begleitung durch den Landesbetrieb Straßenbau NRW

Das Projekt wurde begleitet durch den Landesbetrieb Straßenbau NRW. Der Landesbetrieb Straßenbau NRW (Straßen.NRW) ermöglichte den Zugang zu den abwassertechnischen Einrichtungen und stellte Schlüssel sowie Strom an den Becken zur Verfügung (Zugang bzw. Installation und Anschluss an Strom einer Signaleinrichtung auf der Autobahn).

Der Landesbetrieb Straßenbau NRW stellte außerdem zum Einsatz der Flöße auf beiden Beckenanlagen einen Mobilkran an zwei Tagen 7/2017 und 08/2017 zur Verfügung und begleitete den Einbau der FTWs. In Abbildung 8.1 ist der Einbau der FTWs mittels Mobilkran dargestellt.

Zudem wurde das Becken in Köln-Ost vor Beginn der Versuche vom Landesbetrieb Straßenbau NRW aufwendig gereinigt. So war es möglich, den Zustand eines leeren Beckens bzw. des Schlammanfalls in einem Becken nach einigen Jahren Betrieb zu beurteilen.



Abbildung 8.1: Einbau der FTWs mittels Mobilkran, zur Verfügung gestellt vom Landesbetrieb Straßenbau NRW (links: Köln-Mülheim; rechts: Köln-Ost)



Abbildung 8.2: Beckenreinigung durch den Landesbetrieb Straßenbau NRW (Straßen.NRW)

Des Weiteren sorgte der Landesbetrieb Straßenbau NRW (Straßen.NRW) für eine regelmäßige Pflege der beiden beprobten Beckenanlagen durch das Grünpflegeteam, sodass Gras, Brombeeren etc. nie zu hoch wurden und alle Probenahmestellen gut zugänglich waren. Für die Reflexion der Praxisbewertung wurde der Landesbetrieb Straßenbau NRW eng einbezogen. Durch fachliche Diskussionen und die Teilnahme an Projekttreffen, konnten Erfahrungen ausgetauscht und Vorschläge aus der Praxis eingebracht werden. Somit wurde die Umsetzung im Betrieb gewährleistet.

Die im Projekt gewonnenen Erkenntnisse zum Rückhalt von AFS₆₃ durch Floating Treatment Wetlands sowie deren Einfluss auf das Betriebsverhalten wurden Vertretern der entsprechenden Regulierungseinrichtungen, wie z.B. der Bundesanstalt für Straßenwesen und der Forschungsgesellschaft für Straßenwesen sowie Betriebsmitarbeitern zugänglich gemacht. Bei einem Informationstreffen im Jahr 2018, wurden die Beteiligten über den Stand und die Ergebnisse des Projektfortschritts in Kenntnis gesetzt.

Für die Beteiligung an Projekttreffen, die jederzeit bereitwillige Beantwortung von Fragen sowie die Gewährung von Hilfestellungen über den gesamten Projektzeitraum hinweg bedanken wir uns herzlich beim Landesbetrieb Straßenbau NRW (Straßen.NRW), insbesondere bei den Mitarbeitern der Zentrale in Gelsenkirchen sowie der Regionalniederlassung Rhein-Berg (Außenstelle Köln). Ebenso gilt unser Dank der Bundesanstalt für Straßenwesen und der Forschungsgesellschaft für Straßenwesen für ihre konstruktiven Diskussionsbeiträge.

9 Zusammenfassung und Ausblick

Das übergeordnete Ziel des Projekts bestand darin, die Eignung von Floating Treatment Wetlands (FTWs) zur Behandlung von Autobahnabflüssen zu bewerten. Hierbei stand insbesondere der Vergleich der Reinigungsleistung der FTWs mit der Reinigungsleistung einer RiStWag-Anlage mit nachgeschaltetem Retentionsbodenfilter (RBF) im Fokus.

Die Notwendigkeit der Behandlung von Autobahnabflüssen ist insbesondere durch die Belastung mit prioritären und prioritär gefährlichen Stoffen (EG-WRRL) bedingt. Schwermetalle, (Auftau-)Salze sowie Mineralölkohlenwasserstoffe und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe haben sich als Hauptverursacher der stofflichen Belastung herausgestellt. Trotz des vergleichsweise geringen Anteils, den Straßenabflüsse von außerörtlichen Straßen an den gesamten Einleitungen in Gewässer ausmachen, werden erhebliche Schadstofffrachten über diesen Eintragspfad eingeleitet. Bestehende Anlagen zur Behandlung von Niederschlagsabflüssen von außerörtlichen Straßen erfüllen geltende Zielvorgaben für die Einleitung in Fließgewässer oder das Grundwasser teilweise nicht und erreichen nur eingeschränkte Reinigungserfolge bezüglich des neuen Referenzparameters AFS₆₃. Dies erfordert eine Ertüchtigung bestehender Anlagen zur Behandlung der Straßenabflüsse. Als ein erfolgsversprechendes Verfahren hat sich bislang der Einsatz von RBF erwiesen. Aufgrund des hohen Flächenbedarfs und der begrenzten Regenerationsfähigkeit von RBF ist eine Betrachtung alternativer Verfahren sinnvoll.

Floating Treatment Wetlands haben sich in vielfachen Studien für die Reinigung von Niederschlagswasser bewiesen. Insbesondere die Erhöhung der Sedimentationsleistung, die filternde Wirkung der Wurzel-Biofilm-Matrix sowie der durch den angesiedelten Biofilm zusätzlich erfolgende mikrobiologische Umsatz, stellten sich als Hauptmechanismen für den Rückhalt von Schadstoffen heraus. Eine Literaturrecherche zum bisherigen Einsatz von FTWs zeigte einen Forschungsbedarf für die Beurteilung der Eignung des Verfahrens zur Behandlung von Autobahnabflüssen. Diese wurde anhand einer Auswertung von Analyseergebnissen zweier großtechnischer RiStWag-Anlagen am Kölner Autobahnring (BAB 3) durchgeführt. Für die Untersuchungen wurden zwei Versuchsanlagen an stark befahrenen Autobahnabschnitten in NRW installiert und über 21 Monate beprobt. Es handelt sich um zwei zweistraßige RiStWag Anlagen. Je eine Straße wurde mit einem FTW ausgestattet, die andere Straße diente als Referenzbecken.

Die Analyseergebnisse der Zu- und Ablaufproben bei Niederschlagsereignissen zeigten deutliche Unterschiede in der stofflichen Belastung der Zuläufe der beiden großtechnischen Anlagen. Die Zulaufkonzentrationen sind in Köln-Mülheim aufgrund des zur Entwässerung des Einzugsgebiets eingesetzten Mulden-Rigolen-Systems und der hier stattfindenden Vorreinigung des Niederschlagswassers sehr gering. Diese reduziert insbesondere die

Konzentration von AFS_{63} und den daran adsorbierten Schwermetallen/PAK. Eine Untersuchung des in der Literatur kontrovers diskutierten Zusammenhangs zwischen der vorausgegangenen Trockenzeit und der Schadstoffmenge im Zulauf zeigte, dass ein Spülstoß in den untersuchten Anlagen nicht auftritt. Die Niederschlagshöhe und -dauer eines Ereignisses sowie die mittlere Niederschlagsintensität zeigten ebenfalls keinen eindeutigen Einfluss auf die Höhe der Zulaufkonzentration. Bezüglich der derzeitigen Ausgestaltung (RiStWag-Anlage) wurde für viele der untersuchten Parameter eine gute Reinigungsleistung ohne auffällige Defizite festgestellt.

In Bezug auf AFS_{63} und andere Feststoffe liegen die Ablaufkonzentrationen auch ohne Ertüchtigungsmaßnahme weit unter 50 mg/l (MH: 6,7 mg/l; OST: 5,4 mg/l). Dadurch können und müssen weder das FTW noch der bereits vorhandene RBF diese niedrigen Ablaufwerte noch weiter reduzieren. Im direkten Vergleich erreicht der RBF (MH: 2,9 mg/l) jedoch niedrigere Ablaufkonzentrationen als das FTW (MH: 3,4 mg/l; OST: 6,3 mg/l).

Die hohe Salzbelastung, die während der Wintermonate durch die auf die Straßen aufgebrachte Auftausalze entsteht, kann bei derzeitiger Ausgestaltung nicht reduziert werden. Im Jahresverlauf kann es außerdem zu erhöhten Ablaufkonzentrationen kommen, was auf die Dichteschichtbildung in Absetzbecken und den verzögerten Austrag bis weit über das Ende der Streuperioden hinaus zurückzuführen ist. So kommt es im Jahresmittel im Ablauf (MH: 170 mg/l; OST: 175 mg/l) zu höheren Konzentrationen als im Zulauf (MH: 42 mg/l; OST: 108 mg/l). Auch das FTW und der RBF führen zu keiner Verbesserung der Reinigungsleistung. Die Nährstoffbelastung in Autobahnabflüssen ist mit im Mittel 1 mg/l als gering anzusehen. Durch die RiStWag-Anlage werden die Konzentrationen weiter auf 0,8 mg/l (OST) bzw. 0,4 mg/l (MH) gesenkt. Das FTW führt nur zu geringer Verbesserung der Stickstoffparameter im Vergleich zur Referenzkammer, der RBF zeigt eine deutlich bessere Nitrifikationsleistung, die Konzentrationen an Ammonium und Nitrit werden im Vergleich zur Referenzkammer (statistisch) signifikant reduziert. Im direkten Vergleich zum RBF zeigt das FTW eine höhere Denitrifikationsleistung, wodurch es zu geringeren NO_3 -Ablaufkonzentrationen (1,2 mg/l FTW; 2,4 mg/l RBF) kommt.

Besonderer Fokus lag auf der Reinigungsleistung für Schwermetalle, MKW und PAK. Bedingt durch die Adsorption an AFS_{63} sind die Zulaufkonzentrationen in MH gering und in vielen Fällen unter der Bestimmungsgrenze von 2,5 µg/l. Durch die RiStWag-Anlagen wird, ebenfalls bedingt durch die Abscheidung mit AFS_{63} , ein guter Schwermetallrückhalt erzielt. In OST zeigt das FTW keine Auswirkungen auf die Reinigungsleistung, in MH wird für alle Schwermetalle eine Verbesserung des Rückhalts erreicht. Der RBF stellte sich insgesamt jedoch als wirkungsvoller dar. Negative Einflüsse auf den Schwermetallrückhalt zeigen saure pH-Werte und hohe Salzgehalte des Wassers. Auch PAK werden durch die RiStWag-Anlage erheblich reduziert, sodass im Ablauf beider Anlagen ausschließlich Konzentrationen unterhalb der

Bestimmungsgrenze von 0,01 µg/l vorzufinden sind. Ein weiterer Rückhalt durch FTW oder RBF ist daher nicht nachweisbar. Selbiges gilt für MKW. Eine mögliche Verbesserung durch das FTW wird für MKW jedoch durch die zusätzliche physische Barriere sowie die mikrobielle Aktivität erwartet.

Die untersuchten hydraulischen Parameter Verweilzeit und das Zufluss/Volumen-Verhältnis zeigten keine deutlichen Effekte auf die Reinigungsleistung. In den FTW-Kammern ist der Einfluss der Oberflächenbeschickung auf die Reinigungsleistung geringer, sodass das FTW in gewissem Maße die negativen Effekte hoher Oberflächenbeschickungen ausgleichen kann. Des Weiteren fungiert das FTW als riesige Tauchwand, die eine Passage von aufschwimmenden Feststoffen, wie Kunststoffen, verhindert. Ein Einfluss der Betriebszeit der FTWs ließ sich nicht bestätigen.

Obwohl beide untersuchten RiStWag-Anlagen vor der letzten Aktualisierung der RiStWag im Jahr 2016 gebaut wurden, weisen sie bezüglich der hydraulischen, stofflichen und konstruktiven Vorgaben keine Mängel auf. In beiden Anlagen wird die maximale Oberflächenbeschickung von 10 (DWA-A 166) bzw. 9 (RiStWag) $\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ eingehalten. Hinsichtlich des spezifischen Beckenvolumens in m^3/ha A_u liegen beide Anlagen mit $>100 \text{ m}^3/\text{ha}$ (MH: $130 \text{ m}^3/\text{ha}$; OST: $109 \text{ m}^3/\text{ha}$) im Bereich der Rückhalteanlagen, die mit deutlich geringeren AFS-Ablaufkonzentrationen einhergehen. Die FTWs konnten die bereits sehr gute Reinigungsleistung der Becken nur geringfügig verbessern. Interessant für zukünftige Projekte wäre daher die Untersuchung von bzw. der Einsatz von FTWs auf hydraulisch überlasteten bzw. solchen Absetzanlagen im urbanen Raum, die ein geringes spezifisches Beckenvolumen aufweisen. In wie weit die Reinigungsleistung der Mulden-Rigolen-Systeme weiter beeinflusst werden kann, ob bzw. ab welcher Lebensdauer die Reinigungsleistung der Systeme nachlässt und wie alt die Systeme am betreffenden Autobahnabschnitt sind, könnten weitere interessante Fragestellungen sein, die es zu untersuchen gilt.

Die Untersuchungen der Pflanzen im Gewächshaus zeigen, dass 14 der 17 getesteten Pflanzenspezies in der Lage waren in einer Hydrokultur zu wachsen und erwiesen sich damit als potentiell geeignet für den Einsatz auf FTWs. Alle getesteten Pflanzenspezies waren in der Lage, auf den stark verschmutzten Autobahnabflüssen zu wachsen. In den meisten Fällen gab es jedoch einen geringfügigen Wachstumsrückstand im Vergleich zur Kontrolle (Leitungswasser), was möglicherweise auf die in Autobahnabflüssen enthaltenen Schadstoffe zurückzuführen ist. *I. pseudacorus* reagiert empfindlich auf hohe Kupfergehalte. Obwohl einige Pflanzenlinien salzempfindlich sind, ergab sich kein Problem für den Einsatz auf den RiStWag-Anlagen, da die erhöhten Salzgehalte nur während der Ruhephase der Pflanzen im Winter vorliegen, in der sie nicht aktiv wachsen und daher kein Wasser aufnehmen. Die Länge des Sprosses variiert stark über das Jahr, mit der kürzesten Länge im Februar und der längsten

im Juni. Die Wurzellängen scheinen stabiler zu sein, aber auch hier sind die Wurzeln in den Wintermonaten am kürzesten, im Sommer wurde ein leichter Anstieg beobachtet. Die stabile Länge der Wurzeln könnte darauf hindeuten, dass nicht viel Wurzelmaterial abstirbt, was sich andernfalls auf den Gehalt an organischem Sediment auswirken könnte. Schließlich wurden *J. effusus* und *Salix* als vielversprechendste Spezies ausgewählt und ihr Einsatz auf dem FTW in Köln-Ost erprobt. Durch die Biofilmanalyse konnten als vielversprechendste Bakterienarten *Pseudomonas spec.* und *Bacillus subtilis* identifiziert werden, da diese Arten in der Lage sind einen Biofilm auszubilden. Zusätzlich ließen sich die Arten *Enterobacteria* und *Novosphingobium spec.* finden. Diese Mikroorganismen haben die Fähigkeit, aromatische Verbindungen, wie PAK, zu spalten. Auch auf der großtechnischen Versuchsanlage zeigten alle ausgewählten Pflanzen eine gute Wachstumsleistung. Auswirkungen des FTWs auf die Zusammensetzung des Sediments konnten nicht festgestellt werden. Die Analysen ergaben keinen Unterschied zwischen den C-, H- und N-Gehalten der Kammern. Dies deutet darauf hin, dass sich organisches Material aus den FTW nicht im Sediment ansammelt. Bei allen Messungen konnte festgestellt werden, dass der Sauerstoffgehalt in der Referenzkammer höher war als in der FTW-Kammer. Diese geringeren Sauerstoffkonzentrationen in der FTW-Kammer könnten auf eine erhöhte bakterielle Aktivität zurückzuführen sein, die Sauerstoff verbraucht. Da sich kein organisches Material im Sediment ansammelt, ist es wahrscheinlich, dass der niedrigere Sauerstoffgehalt im Steady-State auf eine erhöhte Bakterienaktivität zurückzuführen ist. Zudem weisen alle drei getesteten Spezies unterschiedliche Sauerstoffdiffusionsmuster auf. Darüber hinaus reagieren alle drei Arten unterschiedlich auf das RiStWag-Wasser. Da einige Spezies nachts und andere tagsüber höhere Sauerstoffdiffusionsraten aufweisen, kann eine Mischung von Pflanzen eine kontinuierlich hohe Sauerstoffversorgung der Bakterien im Biofilm fördern. Unter den identifizierten Bakterien wurden *Rahnella sp.*, *Bacillus subtilis*, *Ralstonia pickettii* und *Bacillus atrophaeus* identifiziert.

Abschließend wurden die gesammelten Erkenntnisse für eine Übertragung auf die kommunale Niederschlagswasserbehandlung genutzt. FTWs eignen sich grundsätzlich zur Ertüchtigung von Regenklärbecken mit Dauerstau. Regenklärbecken in geschlossener Bauweise eignen sich nicht. Eine Umrüstung von Regenklärbecken ohne Dauerstau in offener Bauweise in Regenklärbecken mit Dauerstau kommt aufgrund des schlechteren Stoffrückhalts von Regenklärbecken mit Dauerstau nicht in Frage. Grundsätzlich zeigen RBFs eine bessere Reinigungsleistung und sollten FTWs vorgezogen werden. Andere Ertüchtigungsmaßnahmen wie Schrägklärer oder konstruktive Änderungen der Becken sind ebenfalls abzuwägen. Sollten die Platzverhältnisse eine Nachrüstung von Retentionsbodenfiltern nicht zulassen, stellen FTWs eine wirkungsvolle und kostengünstige Ertüchtigungsmaßnahme für überlastete Becken dar, die insbesondere den Rückhalt von AFS₆₃, Stickstoff, einiger Schwermetalle sowie der Schadstoffe PAK und MKW verbessern kann.

10 Literaturverzeichnis

- AFZAL, M.; KHAN, Q. M.; SESSITSCH, A. (2014): Endophytic bacteria: prospects and applications for the phytoremediation of organic pollutants. *Chemosphere* 117, S. 232–242.
- AMELUNG, W.; BLUME, H.-P.; FLEIGE, H.; HORN, R.; KANDELER, E.; KÖGEL-KNABNER, I.; KRETZSCHMAR, R.; STAHR, K.; WILKE, B.-M. (2018): Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde. 17., überarbeitete und ergänzte Auflage. Springer, Berlin.
- ASMALIZA, M. N. N.; LARIYAH, M. S.; KOK, K. H.; HUMAIRA, H. S.; HIDAYAH, B. (2014): Floating Treatment Wetland as an Alternative for Water Quality Improvement. A Preliminary Study. In: MATORI, A. N. B., SYED, Z. I., ISA, M. H., MOHAMMED, B. S. (Hrsg.): *Structural, Environmental, Coastal and Offshore Engineering*, Bd. 567 (Applied Mechanics and Materials), S. 68–73.
- BACHAND, P. A. M.; HORNE, A. J. (2000): Denitrification in constructed free-water surface wetlands II. Effects of vegetation and temperature. *Ecological Engineering* 14 (1-2), S. 17–32.
- BARCO, A.; BORIN, M. (2017): Treatment performance and macrophytes growth in a restored hybrid constructed wetland for municipal wastewater treatment. *Ecological Engineering* 107, S. 160–171.
- BARJENBRUCH, M.; HEINZMANN, B.; KOBER, P.; POST, M.; REMY, C.; ROUAULT, P.; SOMMER, H.; SONNENBERG, H.; WEIß, B. (2016): Dezentrale Reinigung von Straßenabflüssen. Abschlussbericht zum Projekt im Berliner Umweltentlastungsprogramm.
- BAVOR, H. J.; DAVIES, C. M.; SAKADEVAN, K. (2001): Stormwater treatment: Do constructed wetlands yield improved pollutant management performance over a detention pond system? *Water Science and Technology* 44 (11-12), S. 565–570.
- BEDESSEM, M. E.; FERRO, A. M.; HIEGEL, T. (2007): Pilot-Scale Constructed Wetlands for Petroleum-Contaminated Groundwater. *Water Environment Research* 79 (6), S. 581–586.
- BEZBARUAH, A. N.; ZHANG, T. C. (2004): pH, Redox, and oxygen microprofiles in rhizosphere of bulrush (*Scirpus validus*) in a constructed wetland treating municipal wastewater. *Biotechnology and bioengineering* 88 (1), S. 60–70.
- BILLORE, S. K.; PRASHANT; SHARMA, J. K. (2009): Treatment performance of artificial floating reed beds in an experimental mesocosm to improve the water quality of river Kshipra. *Water Science and Technology* 60 (11), S. 2851–2859.
- BIOMATRIX WATER (2019): Angepasster Entwurf. Persönliche Auskunft von G. Fulford, Biomatrix Water Solutions Ltd., 24.07.2019.
- BISSEGGER, S.; RODRIGUEZ, M.; BRISSON, J.; WEBER, K. P. (2014): Catabolic profiles of microbial communities in relation to plant identity and diversity in free-floating plant treatment wetland mesocosms. *Ecological Engineering* 67, S. 190–197.

- BMVI (2018): Verkehr in Zahlen 2018/2019. Hg. v. Bundesministerium für Verkehr und Digitale Infrastruktur. Flensburg.
- BOONSONG, K.; CHANSIRI, M. (2008): Domestic Wastewater Treatment using Vetiver Grass Cultivated with Floating Platform Technique. *Assumpt. Univ. J. Technol.* (12), S. 73–80.
- BORNE, K. E.; FASSMAN, E. A.; TANNER, C. C. (2013a): Floating treatment wetland retrofit to improve stormwater pond performance for suspended solids, copper and zinc. *Ecological Engineering* 54, S. 173–182.
- BORNE, K. E.; TANNER, C. C.; FASSMAN-BECK, E. A. (2013b): Stormwater nitrogen removal performance of a floating treatment wetland. *Water Science and Technology* 68 (7), S. 1657–1664.
- BORNE, K. E. (2014): Floating treatment wetland influences on the fate and removal performance of phosphorus in stormwater retention ponds. *Ecological Engineering* 69, S. 76–82.
- BORNE, K. E.; FASSMAN-BECK, E. A.; TANNER, C. C. (2014): Floating Treatment Wetland influences on the fate of metals in road runoff retention ponds. *Water Research* 48, S. 430–442.
- BORNE, K. E.; FASSMAN-BECK, E. A.; WINSTON, R. J.; HUNT, W. F.; TANNER, C. C. (2015): Implementation and Maintenance of Floating Treatment Wetlands for Urban Stormwater Management. *Journal of Environmental Engineering* 141 (11).
- BRAUN, C.; KLUTE, M.; REUTER, C.; RUBBERT, S. (2019): Tausalzverdünnung und -rückhalt bei verschiedenen Entwässerungsmethoden – Modellberechnungen. *Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen, Verkehrstechnik* (V313).
- BRIX, H. (1993): Wastewater treatment in constructed wetlands: system design, removal processes, and treatment performance. In: MOSHIRI, G. A. (Hrsg.): *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*: Lewis Publishers, S. 9–22.
- BROD, H.-G. (1993): Langzeitwirkung von Streusalz auf die Umwelt. *Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen, Verkehrstechnik* (V2).
- BU, F. P.; XU, X. Y. (2013): Planted floating bed performance in treatment of eutrophic river water. *Environmental Monitoring and Assessment* 185 (11), S. 9651–9662.
- BUNDESMINISTERIUM DER JUSTIZ UND FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ (2010): *Verordnung zum Schutz des Grundwassers (Grundwasserverordnung) GrwV*.
- CAO, Q. J.; LIU, N.; WANG, L. (2016): Relative response to mechanical stress of co-existing aquatic species, floating-leaved nymphoides peltata and submerged myriophyllum spicatum. *Pakistan Journal of Botany* 48 (3), S. 935–943.
- CAO, W.; ZHANG, Y. (2014): Removal of nitrogen (N) from hypereutrophic waters by ecological floating beds (EFBs) with various substrates. *Ecological Engineering* 62, S. 148–152.
- CARLETON, J.N.; GRIZZARD, T.J.; GODREJ, A.N.; POST, H.E. (2001): Factors affecting the performance of stormwater treatment wetlands. *Water Research* 35 (6), S. 1552–1562.

- CHANG, N. B.; ISLAM, K.; MARIMON, Z.; WANIELISTA, M. P. (2012): Assessing biological and chemical signatures related to nutrient removal by floating islands in stormwater mesocosms. *Chemosphere* 88 (6), S. 736–743.
- CHANG, N. B.; WANIELISTA, M.; MARIMON, Z. (2015): Comparative evaluation of floating treatment wetlands for nutrient removal and algal toxin control in wet detention ponds. Tagungsbeitrag im Rahmen der Konferenz "International Low Impact Development".
- CHEN, H. J.; ZAMORANO, M. F.; IVANOFF, D. (2010): Effect of Flooding Depth on Growth, Biomass, Photosynthesis, and Chlorophyll Fluorescence of *Typha domingensis*. *Wetlands* 30 (5), S. 957–965.
- CHENG, W. G.; SAKAI, H.; MATSUSHIMA, M.; YAGI, K.; HASEGAWA, T. (2010): Response of the floating aquatic fern *Azolla filiculoides* to elevated CO₂, temperature, and phosphorus levels. *Hydrobiologia* 656 (1), S. 5–14.
- CHIMNEY, M. J.; WENKERT, L.; PIETRO, K. C. (2006): Patterns of vertical stratification in a subtropical constructed wetland in south Florida (USA). *Ecological Engineering* 27 (4), S. 322–330.
- CHUA, L. H. C.; TAN, S. B. K.; SIM, C. H.; GOYAL, M. K. (2012): Treatment of baseflow from an urban catchment by a floating wetland system. *Ecological Engineering* 49, S. 170–180.
- COHEN, J. (1988): Statistical Power Analysis for the behavioral sciences. Lawrence Erlbaum Association, New York.
- COTTIN, N.; MERLIN, G. (2008): Removal of PAHs from laboratory columns simulating the humus upper layer of vertical flow constructed wetlands. *Chemosphere* 73 (5), S. 711–716.
- CROWE, A. S.; ROCHFORD, Q.; EXALL, K.; MARSALEK, J. (2007): Controlling urban stormwater pollution by constructed wetlands: a Canadian perspective. *International Journal of Water* 3 (3), S. 214.
- DANNECKER, W.; AU, M.; STECHMANN, H. (1988): Bilanzierung des Eintrags von Schadelementen aus der Luft und durch den Kraftfahrzeugverkehr über die Straßen in das Sielsystem von Hamburg: Abschlussbericht. Schriftenreihe Angewandte Analytik.
- DI LUCA, G. A.; MUFARREGE, M. M.; HADAD, H. R.; MAINE, M. A. (2019): Nitrogen and phosphorus removal and *Typha domingensis* tolerance in a floating treatment wetland. *Science of the Total Environment* 650, S. 233–240.
- DIEFENTHAL, K. (2015): Persönliche Auskunft am 02.09.2015 von Herrn Karl Diefenthal, Landesstraßenbetrieb NRW.
- DIERKES, C.; GÖBEL, P.; COLDEWEY, W. G. (2005): Entwicklung und Optimierung eines kombinierten unterirdischen Reinigungs- und Versickerungssystems für Regenwasser Abschlussbericht gefördert von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt unter Az. 18622. Hg. v. Deutsche Bundesstiftung Umwelt. Münster.

- DIERSCHKE, M. (2014): Methodischer Ansatz zur Quantifizierung von Feinpartikeln (PM₆₃) in Niederschlagsabflüssen in Abhängigkeit von der Herkunftsfläche. Dissertation im Fachbereich Bauingenieurwesen der Technischen Universität Kaiserslautern.
- DUAN, J. J.; FENG, Y. F.; YU, Y. L.; HE, S. Y.; XUE, L. H.; YANG, L. Z. (2016): Differences in the treatment efficiency of a cold-resistant floating bed plant receiving two types of low-pollution wastewater. *Environmental Monitoring and Assessment* 188 (5).
- DWA (2005): Arbeitsblatt DWA-A 138 Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser. Hg. v. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA). Hennef.
- DWA (2007): Merkblatt DWA-M 153 Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser. Hg. v. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA). Hennef.
- DWA (2013): Arbeitsblatt DWA-A 166 Bauwerke der zentralen Regenwasserbehandlung und -rückhaltung – Konstruktive Gestaltung und Ausrüstung. Hg. v. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA). Hennef.
- DWA (2016): Arbeitsblatt DWA-A 102 Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwetterabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer. Hg. v. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA). Hennef.
- DWA (2019): Arbeitsblatt DWA-A 178 Retentionsbodenfilteranlagen. Hg. v. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA). Hennef.
- EFFENDI, H.; MUNAWAROH, A.; PUSPA AYU, I. (2017): Crude oil spilled water treatment with *Vetiveria zizanioides* in floating wetland. *The Egyptian Journal of Aquatic Research* 43 (3), S. 185–193.
- EG-WRRL (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000.
- EL-GENDY, A. S.; BISWAS, N.; BEWTRA, J. K. (2006): Municipal landfill leachate treatment for metal removal using water hyacinth in a floating aquatic system. *Water Environment Research* 78 (9), S. 951–964.
- FAULWETTER, J. L.; BURR, M. D.; CUNNINGHAM, A. B.; STEWART, F. M.; CAMPER, A. K.; STEIN, O. R. (2011): Floating treatment wetlands for domestic wastewater treatment. *Water Science and Technology* 64 (10), S. 2089–2095.
- FELDHAUS, R.; KLEIN, N. (2009): Maßnahmen zur Niederschlagswasserbehandlung in kommunalen Trennsystemen am Beispiel des Regierungsbezirkes Köln Abschlussbericht im Auftrag der Bezirksregierung Köln.
- FETTIG, J.; MIETHE, M.; PICK, V. (2000): Dezentrale Behandlung des gefaßten Niederschlagswassers von Verkehrsflächen in Schachtanlagen Abschlussbericht. Hg. v. Ministerium für Umwelt.

- FGSV (2005): Richtlinien für die Anlage von Straßen RAS Teil: Entwässerung (RAS-Ew). Hg. v. Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen, Arbeitsgruppe Erd- und Grundbau (FGSV). Köln.
- FGSV (2008): Richtlinien für die Anlage von Autobahnen RAA; R1. Ausgabe 2008. Aufl. Hg. v. Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen, Arbeitsgruppe "Straßenentwurf". Köln.
- FGSV (2016): Richtlinien für bautechnische Maßnahmen an Straßen in Wasserschutzgebieten RiStWag. Hg. v. Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen. Köln.
- FUCHS, S.; LAMBERT, B.; GROTEHUSMANN, D. (2010): Neue Aspekte in der Behandlung von Siedlungsabflüssen. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung* 22 (6), S. 661–667.
- FUCHS, S., UHL, M., MOHN, R. SCHMITT, T. (2013): Reduktion des Feststoffs durch Niederschlagswassereinleitungen Phase 1. Projektbericht, MKULNV NRW.
- FURUMAI, H.; BALMER, H.; BOLLER, M. (2002): Dynamic behavior of suspended pollutants and particle size distribution in highway runoff. *Water Science and Technology* 46 (11-12), S. 413–418.
- GE, Z.; FENG, C.; WANG, X.; ZHANG, J. (2016): Seasonal applicability of three vegetation constructed floating treatment wetlands for nutrient removal and harvesting strategy in urban stormwater retention ponds. *International Biodeterioration & Biodegradation* 112, S. 80–87.
- GENG, Y.; HAN, W. J.; YU, C. C.; JIANG, Q. S.; WU, J. Z.; CHANG, J.; GE, Y. (2017): Effect of plant diversity on phosphorus removal in hydroponic microcosms simulating floating constructed wetlands. *Ecological Engineering* 107, S. 110–119.
- GESSNER, T. P.; KADLEC, R. H.; REAVES, R. P. (2005): Wetland remediation of cyanide and hydrocarbons. *Ecological Engineering* 25 (4), S. 457–469.
- GIRAUD, F.; GUIRAUD, P.; KADRI, M.; BLAKE, G.; STEIMAN, R. (2001): Biodegradation of anthracene and fluoranthene by fungi isolated from an experimental constructed wetland for wastewater treatment. *Water Research* 35 (17), S. 4126–4136.
- GOLWER, A. (1991): Belastung von Böden und Grundwasser durch Verkehrswege. *Forum Städte-Hygiene* 42 (5), S. 266–275.
- GRASSI, M. T.; SHI, B.; ALLEN, H. E. (2000): Partition of copper between dissolved and particulate phases using aluminium oxide as an aquatic model phase: effects of pH, solids and organic matter. *Journal of the Brazilian Chemical Society* 11 (5), S. 516–524.
- GROTEHUSMANN, D; KASTING, U. (2009): Vergleich der Reinigungsleistung von Retentionsbodenfiltern und Versickeranlagen an Bundesfernstraßen Bericht zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben FE 05.141/2005/GRB des Bundesministeriums für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (1024).

- GROTEHUSMANN, D.; LAMBERT, B.; FUCHS, S.; GRAF, J. (2017): Konzentrationen und Frachten organischer Schadstoffe im Straßenabfluss. Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen - Verkehrstechnik V295.
- HARTSHORN, N.; MARIMON, Z.; XUAN, Z. M.; CORMIER, J.; CHANG, N. B.; WANIELISTA, M. (2016): Complex interactions among nutrients, chlorophyll-a, and microcystins in three stormwater wet detention basins with floating treatment wetlands. *Chemosphere* 144, S. 408–419.
- HEADLEY, T. R.; TANNER, C. C. (2012): Constructed Wetlands With Floating Emergent Macrophytes An Innovative Stormwater Treatment Technology. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 42 (21), S. 2261–2310.
- HEINRICH, D.; HERGT, M. (2002): Ökologie. 5. durchgesehene Aufl. Aufl. München: Deutscher Taschenbuch Verlag.
- HEINZMANN, B. (1993): Beschaffenheit und weitergehende Aufbereitung von städtischen Regenabflüssen. Dissertation an der TU Berlin.
- HELMREICH, B.; HILLIGES, R.; SCHRIEWER, A.; HORN, H. (2010): Runoff pollutants of a highly trafficked urban road-correlation analysis and seasonal influences. *Chemosphere* 80 (9), S. 991–997.
- HERNÁNDEZ-CRESPO, C.; OLIVER, N.; BIXQUERT, J.; GARGALLO, S.; MARTÍN, M. (2016): Comparison of three plants in a surface flow constructed wetland treating eutrophic water in a Mediterranean climate. *Hydrobiologia* 774 (1), S. 183–192.
- HETTWER, K. (2006): Beurteilung der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse der Schadstoffgruppen MKW und BTEX in der wasserungesättigten Bodenzone Ergebnisse aus Untersuchungen im Labor-, Technikums- und Feldmaßstab. Dissertation an der Universität Bremen.
- HILLEBRAND, T.; TOUSSAINT, D.; BÖHM, E.; FUCHS, S.; SCHERER, U.; RUDOLPHI, A.; HOFFMANN, M. (2005): Einträge von Kupfer, Zink und Blei in Gewässer und Böden - Analyse der Emissionspfade und möglicher Emissionsminderungsmaßnahmen. Hg. v. Umweltbundesamt.
- HOEGER, S. (1988): Schwimmkampen Germany's artificial floating islands. *Journal of Soil and Water Conservation* 43 (4), S. 304–306.
- HOGG, E. H.; WEIN, R. W. (1988): The Contribution of Typha Components to Floating Mat Buoyancy. *Ecology* 69 (4), S. 1025–1031.
- HU, G.-J.; ZHOU, M.; HOU, H.-B.; ZHU, X.; ZHANG, W.-H. (2010a): An ecological floating-bed made from dredged lake sludge for purification of eutrophic water. *Ecological Engineering* 36 (10), S. 1448–1458.
- HU, M.-H.; YUAN, J.-H.; YANG, X.-E.; HE, Z.-L. (2010b): Effects of temperature on purification of eutrophic water by floating eco-island system. *Acta Ecologica Sinica* 30 (6), S. 310–318.

- HUBBARD, R. K. (2008): Floating Vegetated Mats for Improving Surface Water Quality. In: SHAH, V. (Hrsg.): Emerging environmental technologies, Bd. 19. Dordrecht, London: Springer, S. 211–244.
- HUBBARD, R. K.; GASCHO, G. J.; NEWTON, G. L. (2004): Use of floating vegetation to remove nutrients from swine lagoon wastewater. Transactions of the ASAE 47 (6), S. 1963–1972.
- HUBER, M.; WELKER, A.; DREWES, J.; HELMREICH, B. (2015): Auftausalze im Straßenwinterdienst - Aufkommen und Bedeutung für dezentrale Behandlungsanlagen von Verkehrsflächenabflüssen zur Versickerung. Das Gas- und Wasserfach. Ausgabe Wasser, Abwasser 156 (11), S. 1138–1152.
- INDRIATMOKO; PRAHORU, R. P. (2016): An introduction to floating treatment wetlands and its application potential for remediation of Citarum Watershed, Indonesia. Jurnal Teknologi 78 (4-2), S. 85–90.
- JACOB, J.; GRIMMER, G.; HILDEBRANDT, A. (1997): Long-term decline of atmospheric and marine pollution by polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHS) in Germany. Chemosphere 34 (9), S. 2099–2108.
- JACOBS, A. E.; HARRISON, J. A. (2014): Effects of floating vegetation on denitrification, nitrogen retention, and greenhouse gas production in wetland microcosms. Biogeochemistry 119 (1-3), S. 51–66.
- JONES, D. L. (1998): Organic acids in the rhizosphere – a critical review. Plant and Soil 205 (1), S. 25–44.
- JOSHI, U. M.; BALASUBRAMANIAN, R. (2010): Characteristics and environmental mobility of trace elements in urban runoff. Chemosphere 80 (3), S. 310–318.
- KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. (2009): Treatment wetlands. 2. Aufl. Boca Raton: CRC Press.
- KARNCHANAWONG, S.; SANJITT, J. (1995): Comparative study of domestic wastewater treatment efficiencies between facultative pond and water spinach pond. Water Science and Technology 32 (3), S. 263–270.
- KASTING, U. (2003): Reinigungsleistung von zentralen Anlagen zur Behandlung von Abflüssen stark befahrener Straßen. Dissertation am Fachbereich Architektur/Raum- und Umweltplanung/Bauingenieurwesen der Universität Kaiserslautern.
- KASTING, U. (15.08.2013): Richtlinien für bautechnische Maßnahmen an Straßen in Wasserschutzgebieten – RiStWag Umsetzung und mögliche Fortschreibung. Niedersächsische Landesbehörde für Straßenbau und Verkehr. Dez. 22, Planung und Umweltmanagement, 15.08.2013.
- KEIZER-VLEK, H. E.; VERDONSCHOT, P. P. M.; VERDONSCHOT, R. C. M.; DEKKERS, D. (2014): The contribution of plant uptake to nutrient removal by floating treatment wetlands. Ecological Engineering 73, S. 684–690.

- KERR-UPAL, M.; SEASONS, M.; MULAMOOTTIL, G. (2000): Retrofitting a stormwater management facility with a wetland component. *Journal of Environmental Science and Health Part a-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering* 35 (8), S. 1289–1307.
- KHAN, M. U.; SESSITSCH, A.; HARRIS, M.; FATIMA, K.; IMRAN, A.; ARSLAN, M.; SHABIR, G.; KHAN, Q. M.; AFZAL, M. (2015): Cr-resistant rhizo- and endophytic bacteria associated with *Prosopis juliflora* and their potential as phytoremediation enhancing agents in metal-degraded soils. *Frontiers in Plant Science* 5.
- KINTU SEKIRANDA, S. B.; KIWANUKA, S. (1997): A study of nutrient removal efficiency of *Phragmites mauritianus* in experimental reactors in Uganda. *Hydrobiologia* 364 (1), S. 83–91.
- KNIGHT, R. L.; CLARKE, R. A.; BASTIAN, R. K. (2001): Surface flow (SF) treatment wetlands as a habitat for wildlife and humans. *Water Science and Technology* 44 (11-12), S. 27–37.
- KORTE, N. E.; SKOPP, J.; NIEBLA, E. E.; FULLER, W. H. (1975): A baseline study on trace metal elution from diverse soil types. *Water, Air, and Soil Pollution* 5 (2), S. 149–156.
- KREIN, A.; SCHORER, M. (2000): Road runoff pollution by polycyclic aromatic hydrocarbons and its contribution to river sediments. *Water Research* 34 (16), S. 4110–4115.
- KYAMBADDE, J.; KANSIIME, F.; GUMAELIUS, L.; DALHAMMAR, G. (2004): A comparative study of *Cyperus papyrus* and *Miscanthidium violaceum*-based constructed wetlands for wastewater treatment in a tropical climate. *Water Research* 38 (2), S. 475–485.
- LADISLAS, S.; GERENTE, C.; CHAZARENC, F.; BRISSON, J.; ANDRES, Y. (2013): Performances of Two Macrophytes Species in Floating Treatment Wetlands for Cadmium, Nickel, and Zinc Removal from Urban Stormwater Runoff. *Water Air and Soil Pollution* 224 (2).
- LADISLAS, S.; GERENTE, C.; CHAZARENC, F.; BRISSON, J.; ANDRES, Y. (2015a): Floating treatment wetlands for heavy metal removal in highway stormwater ponds. *Ecological Engineering* 80, S. 85–91.
- LADISLAS, S.; GERENTE, C.; CHAZARENC, F.; BRISSON, J.; ANDRES, Y. (2015b): Floating treatment wetlands for heavy metal removal in highway stormwater ponds. *Ecological Engineering* 80, S. 85–91.
- LANGE, G.; GROTEHUSMANN, D. (2003): Wirksamkeit von Entwässerungsbecken im Bereich von Bundesfernstraßen Bericht zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben 05.108/1996/GRB des Bundesministeriums für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen. *Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik* 861.
- LANUV NRW (2019): „Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in NRW (Stichtag der Daten: 31.12.2018), unveröffentlicht, Landesamt für Natur, Umwelt- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (LANUV NRW).

- LANUV NRW (2020): Statistik der kommunalen Bauwerke sowie der von Straßen.NRW betreuten Bauwerke (unveröffentlicht). Auskunft von Frau Birgit Wienert, Landesamt für Natur, Umwelt- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (LANUV NRW).
- LAWA (1998): Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer Band II: Anleitung und Erprobung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink. Hg. v. Kulturbuchverlag Berlin GmbH. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). Berlin.
- LAWA (2004): Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser. Hg. v. Kulturbuchverlag Berlin GmbH. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). Düsseldorf.
- LEE, J. S.; LI, M.-H. (2009): The impact of detention basin design on residential property value: Case studies using GIS in the hedonic price modelling. *Landscape and Urban Planning* 89 (1), S. 7–16.
- LI, M.; WU, Y.-J.; YU, Z.-L.; SHENG, G.-P.; YU, H.-Q. (2009): Enhanced nitrogen and phosphorus removal from eutrophic lake water by *Ipomoea aquatica* with low-energy ion implantation. *Water Research* 43 (5), S. 1247–1256.
- LU, H. L.; KU, C. R.; CHANG, Y. H. (2015): Water quality improvement with artificial floating islands. *Ecological Engineering* 74, S. 371–375.
- LUCKE, T.; WALKER, C.; BEECHAM, S. (2019): Experimental designs of field-based constructed floating wetland studies A review. *Science of the Total Environment* 660, S. 199–208.
- LUO, Y.; SUN, S.; ZHANG, H. (2019): Effectiveness of various wetland vegetation species on mitigating water pollution from highway runoff. *Water environment research: a research publication of the Water Environment Federation* 91 (9), S. 906–917.
- LYNCH, J.; FOX, L. J.; OWEN, J. S.; SAMPLE, D. J. (2015): Evaluation of commercial floating treatment wetland technologies for nutrient remediation of stormwater. *Ecological Engineering* 75, S. 61–69.
- MARIMON, Z. A.; XUAN, Z. M.; CHANG, N. B. (2013): System dynamics modeling with sensitivity analysis for floating treatment wetlands in a stormwater wet pond. *Ecological Modelling* 267, S. 66–79.
- MBV/MUNLV (2010): Entwässerungstechnische Maßnahmen an Bundesfern- und Landstraßen Gem. RdErl. d. Ministeriums für Bauen und Verkehr - u. d. Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz vom 31.03.2010. Ministerialblatt für das Land Nordrhein-Westfalen 2010, S. 255.
- MBWSV, 2016: Mobilität in Nordrhein-Westfalen: Daten und Fakten 2015/2016 Straßenverkehr – ÖPNV und Eisenbahn – Binnenschiffsverkehr – Luftverkehr. Hg. v. Ministerium für Bauen, Wohnen, Stadtentwicklung und Verkehr des Landes Nordrhein-Westfalen.

- MCANDREW, B.; AHN, C.; SPOONER, J. (2016): Nitrogen and Sediment Capture of a Floating Treatment Wetland on an Urban Stormwater Retention Pond-The Case of the Rain Project. *Sustainability* 8 (10).
- MENGEL, K.; KIRKBY, E. A; KOSEGARTEN, H. (2001): *Principles of Plant Nutrition*. Dordrecht: Springer.
- MIETTO, A.; BORIN, M.; SALVATO, M.; RONCO, P.; TADIELLO, N. (2013): Tech-IA floating system introduced in urban wastewater treatment plants in the Veneto region - Italy. *Water Science and Technology* 68 (5), S. 1144–1150.
- MIRETZKY, P.; SARALEGUI, A.; FERNÁNDEZ CIRELLI, A. (2006): Simultaneous heavy metal removal mechanism by dead macrophytes. *Chemosphere* 62 (2), S. 247–254.
- MKULNV (2014a): Entwicklung und Stand der der Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen. 17. Aufl. Hg. v. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV NRW).
- MKULNV (2014b): Niederschlagsentwässerung von Verkehrsflächen. Hg. v. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV NRW).
- MKULNV (2015): Retentionsbodenfilter Handbuch für Planung, Bau und Betrieb. Hg. v. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV NRW).
- MONCRIEFF, I; KENNEDY, P. (2003): Road Transport Effects on Aquatic Ecosystems Issues and Context for Policy Development - December 2002 (updated June 2004). Hg. v. New Zealand Ministry of Transport.
- MUNLV (2004): Anforderungen an die Niederschlagsentwässerung im Trennverfahren RdErl. d. Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz vom 26.05.2004. Ministerialblatt für das Land Nordrhein-Westfalen.
- MURL (1991): Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer (AGA). Entscheidungshilfe für die Wasserbehörden in wasserrechtlichen Erlaubnisverfahren RdErl. d. Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft. Ministerialblatt für das Land Nordrhein-Westfalen.
- MURL (1998): Niederschlagswasserbeseitigung gemäß § 51 a des Landeswassergesetzes RdErl. d. Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft. Ministerialblatt für das Land Nordrhein-Westfalen.
- MUSCHAK, W. (1989): Straßenoberflächenwasser - eine diffuse Quelle der Gewässerbelastung. *Vom Wasser* 72, S. 267–282.
- NICHOLS, P.; LUCKE, T.; DRAPPER, D.; WALKER, C. (2016): Performance Evaluation of a Floating Treatment Wetland in an Urban Catchment. *Water* 8 (6).
- OKURUT, T. O. (2000): A Pilot Study on Municipal Wastewater Treatment Using a Constructed Wetland in Uganda. Dissertation am IHE Delft.

- OLGUIN, E. J.; SANCHEZ-GALVAN, G.; MELO, F. J.; HERNANDEZ, V. J.; GONZALEZ-ORTELA, R. E. (2017): Long-term assessment at field scale of Floating Treatment Wetlands for improvement of water quality and provision of ecosystem services in a eutrophic urban pond. *Science of the Total Environment* 584, S. 561–571.
- OPHER, T.; FRIEDLER, E. (2010): Factors affecting highway runoff quality. *Urban Water Journal* 7 (3), S. 155–172.
- PALIHAKKARA, C. R.; DASSANAYAKE, S.; JAYAWARDENA, C.; SENANAYAKE, I. P. (2018): Floating Wetland Treatment of Acid Mine Drainage using *Eichhornia crassipes* (Water Hyacinth). *Journal of Health and Pollution* 8 (17), S. 14–19.
- PLANUNGSBÜRO SCHUMACHER (2005): Betriebsanweisung nach RiStWag für die Beckenanlage an der A3, km 137,45, FR Frankfurt „Becken West“ bzw. „Versickerungsanlage E2“. Hg. v. Landesbetrieb Straßenbau NRW. Köln.
- PRAJAPATI, M.; VAN BRUGGEN, JOHAN J. A.; DALU, T.; MALLA, R. (2017): Assessing the effectiveness of pollutant removal by macrophytes in a floating wetland for wastewater treatment. *Applied Water Science* 7 (8), S. 4801–4809.
- REDDY, K. R. (1981): Diel variations of certain physico-chemical parameters of water in selected aquatic systems. *Hydrobiologia* 85 (3), S. 201–207.
- REDDY, K. R.; DELAUNE, R. D. (2008): Biogeochemistry of wetlands Science and applications. Boca Raton: CRC Press.
- REHMAN, K.; IMRAN, A.; AMIN, I.; AFZAL, M. (2019): Enhancement of oil field-produced wastewater remediation by bacterially-augmented floating treatment wetlands. *Chemosphere* 217, S. 576–583.
- REVITT, D. M.; WORRALL, P.; BREWER, D. (2001): The integration of constructed wetlands into a treatment system for airport runoff. *Water Science and Technology* 44 (11-12), S. 469–476.
- ROMMEL, S.; HELMREICH, B. (2018): Influence of Temperature and De-Icing Salt on the Sedimentation of Particulate Matter in Traffic Area Runoff. *Water* 10 (12), S. 1738.
- ROUSSEAU, D.P.L.; LESAGE, E.; STORY, A.; VANROLLEGHEM, P. A.; PAUW, N. de (2008): Constructed wetlands for water reclamation. *Desalination* 218 (1-3), S. 181–189.
- RÜHMLAND, S. (2015): Technische Feuchtgebiete zur Nachreinigung von Abwasser – Stickstoff, Abwasserdesinfektion, Spurenstoffe (Dissertation). Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft Nr. 32. Eigenverlag, Berlin.
- SADIQ, M.; ALAM, I.; EL-MUBAREK, A.; AL-MOHDHAR, H. M. (1989): Preliminary evaluation of metal pollution from wear of auto tires. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 42 (5).
- SAEED, T.; AL-MUYEED, A.; AFRIN, R.; RAHMAN, H.; SUN, G. (2014): Pollutant removal from municipal wastewater employing baffled subsurface flow and integrated surface flow-floating treatment wetlands. *Journal of Environmental Sciences* 26 (4), S. 726–736.

- SANSALONE, J. J.; BUCHBERGER, S. G. (1997): Characterization of solid and metal element distributions in urban highway stormwater. *Water Science and Technology* 36 (8-9).
- SASSER, C. E.; GOSSELINK, J. G.; SHAFFER, G. P. (1991): Distribution of nitrogen and phosphorus in a Louisiana freshwater floating marsh. *Aquatic Botany* 41 (4), S. 317–331.
- SCHNEIDER, I. A. H.; RUBIO, J. (1999): Sorption of Heavy Metal Ions by the Nonliving Biomass of Freshwater Macrophytes. *Environmental Science & Technology* 33 (13), S. 2213–2217.
- SCHNITZLER, H.-G.; BURIC, V. (2010): Beckenbuch für die Beckenanlage an der A3, km 133+200 FR Oberhausen „Beckenanlage in der AS Köln-Mülheim“. Köln.
- SCHWAMMBERGER, P.; WALKER, C.; LUCKE, T. (2017): Using floating wetland treatment systems to reduce stormwater pollution from urban developments. *International Journal of Geomate* 12 (31), S. 45–50.
- SHAHID, M. J.; ARSLAN, M.; ALI, S.; SIDDIQUE, M.; AFZAL, M. (2018): Floating Wetlands A Sustainable Tool for Wastewater Treatment. *Clean-Soil Air Water* 46 (10).
- SHENG, Y.; QU, Y.; DING, C.; SUN, Q.; MORTIMER, R.J.G. (2013): A combined application of different engineering and biological techniques to remediate a heavily polluted river. *Ecological Engineering* 57, S. 1–7.
- SHI, X.; FAY, L.; YANG, Z.; NGUYEN, T. A.; LIU, Y. (2009): Corrosion of Deicers to Metals in Transportation Infrastructure: Introduction and Recent Developments. *Corrosion Reviews* 27 (1-2), S. 99.
- SIEKER, F.; GROTTKER, M. (1988): Beschaffenheit von Straßenoberflächenwasser bei mittlerer Verkehrsbelastung. Bremen: Bundesminister für Verkehr, Abt. Straßenbau (Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik).
- SRIVASTAVA, A.; CHUN, S.-J.; KO, S.-R.; KIM, J.; AHN, C.-Y.; OH, H.-M. (2017): Floating rice-culture system for nutrient remediation and feed production in a eutrophic lake. *Journal of Environmental Management* 203, S. 342–348.
- STATISTISCHES BUNDESAMT, 2017: Bundesländer mit Hauptstädten nach Fläche, Bevölkerung und Bevölkerungsdichte am 31.12.2017, Zugriff am: 12.09.2019.
- STEFANI, G. de; TOCCHETTO, D.; SALVATO, M.; BORIN, M. (2011): Performance of a floating treatment wetland for in-stream water amelioration in NE Italy. *Hydrobiologia* 674 (1), S. 157–167.
- STEWART, M.; MULHOLLAND, T.; CUNNINGHAM, A. B.; KANIA, B. G.; OSTERLUND, M. T. (2008): Floating islands as an alternative to constructed wetlands for treatment of excess nutrients from agricultural and municipal wastes - results of laboratory-scale tests. *Land Contamination & Reclamation* 16 (1), S. 25–33.
- STOYAN, D.; STOYAN, H.; JANSEN, U. (1997): Umweltstatistik Statistische Verarbeitung und Analyse von Umweltdaten. Wiesbaden: Vieweg+Teubner Verlag.
- SUKIAS, J.; TANNER, C. C: Floating Treatment Wetlands: A New Tool for Nutrient Management in Lakes and Waterways.

- SUN, L. P.; LIU, Y.; JIN, H. (2009): Nitrogen removal from polluted river by enhanced floating bed grown canna. *Ecological Engineering* 35 (1), S. 135–140.
- TANNER, C. C.; HEADLEY, T. R. (2011): Components of floating emergent macrophyte treatment wetlands influencing removal of stormwater pollutants. *Ecological Engineering* 37 (3), S. 474–486.
- TEGETHOF, U. (1998): Straßenseitige Belastungen des Grundwassers Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen. *Verkehrstechnik* (V60).
- TERZAKIS, S.; FOUNTOULAKIS, M. S.; GEORGAKI, I.; ALBANTAKIS, D.; SABATHIANAKIS, I.; KARATHANASIS, A. D.; KALOGERAKIS, N.; MANIOS, T. (2008): Constructed wetlands treating highway runoff in the central Mediterranean region. *Chemosphere* 72 (2), S. 141–149.
- THARP, R.; WESTHELLE, K.; HURLEY, S. (2019): Macrophyte performance in floating treatment wetlands on a suburban stormwater pond: Implications for cold climate conditions. *Ecological Engineering* 136, S. 152–159.
- TODD, J.; BROWN, E.J.G.; WELLS, E. (2003): Ecological design applied. *Ecological Engineering* 20 (5), S. 421–440.
- TSEZOS, M. (2009): Metal - Microbes Interactions: beyond Environmental Protection. *Advanced Materials Research* 71-73, S. 527–532.
- UBA (2016): Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe Umweltschädlich! Giftig! Unvermeidbar? Hg. v. Umweltbundesamt.
- UEBERSCHÄR, K.-H. (2006): Möglichkeiten der Dekontamination: 2, Organische Stoffe/Kontaminanten; 2.5, Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK). Möglichkeiten der Dekontamination von "Unerwünschten Stoffen nach Anlage 5 der Futtermittelverordnung (2006)", S. 101–109.
- URAKAWA, H.; DETTMAR, D. L.; THOMAS, S. (2017): The uniqueness and biogeochemical cycling of plant root microbial communities in a floating treatment wetland. *Ecological Engineering* 108, S. 573–580.
- UVPVWV (1995): Allgemeine Verwaltungsvorschrift zur Ausführung des Gesetzes über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPVwV).
- VAILLANT, N.; MONNET, F.; SALLANON, H.; COUDRET, A.; HITMI, A. (2003): Treatment of domestic wastewater by an hydroponic NFT system. *Chemosphere* 50 (1), S. 121–129.
- VAN DE MOORTELT, A.M.K.; DU LAING, G.; PAUW, N. de; TACK, F. M. G. (2011): Distribution and Mobilization of Pollutants in the Sediment of a Constructed Floating Wetland Used for Treatment of Combined Sewer Overflow Events. *Water Environment Research* 83 (5), S. 427–439.
- VAN DIGGELEN, R.; MOLENAAR, W. J.; KOOIJMAN, A. M. (1996): Vegetation succession in a floating mire in relation to management and hydrology. *Journal of Vegetation Science* 7 (6), S. 809–820.

- VAN OOSTROM, A.-J. (1995): Nitrogen removal in constructed wetlands treating nitrified meat processing effluent. *Water Science and Technology* 32 (3).
- VAZQUEZ-BURNEY, R.; BAYS, J.; MESSER, R.; HARRIS, J. (2015): Floating wetland islands as a method of nitrogen mass reduction results of a 1 year test. *Water Science and Technology* 72 (5), S. 704–710.
- WALKER, C.; TONDERA, K.; LUCKE, T. (2017): Stormwater Treatment Evaluation of a Constructed Floating Wetland after Two Years Operation in an Urban Catchment. *Sustainability* 9 (10).
- WALLACE, S.; KADLEC, R. (2005): BTEX degradation in a cold-climate wetland system. *Water Science and Technology* 51 (9), S. 165–171.
- WANG, C. Y.; SAMPLE, D. J. (2013): Assessing floating treatment wetlands nutrient removal performance through a first order kinetics model and statistical inference. *Ecological Engineering* 61, S. 292–302.
- WANG, Z.; LIU, Z.; YANG, Y.; LI, T.; LIU, M. (2012): Distribution of PAHs in tissues of wetland plants and the surrounding sediments in the Chongming wetland, Shanghai, China. *Chemosphere* 89 (3), S. 221–227.
- WEISGRAM, M.; MOSER, B.; DÖRRIE, T.; DÖBERL, G.; MÜLLER-GRABHERR, D. (2017): MKW-kontaminierte Standorte Erkundung, Beurteilung und Sanierung Technische Arbeitshilfe. Hg. v. Umweltbundesamt (Österreich). Wien.
- WEISS, P. T.; GULLIVER, J. S.; ERICKSON, A. J. (2007): Cost and Pollutant Removal of Storm-Water Treatment Practices. *Journal of Water Resources Planning and Management* 133 (3), S. 218–229.
- WELKER, A. (2004): Schadstoffströme im urbanen Wasserkreislauf – Aufkommen und Verteilung, insbesondere in den Abwasserentsorgungssystemen Habilitationsschrift am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft Technische Universität Kaiserslautern. Kaiserslautern:
- WERAGODA, S. K.; JINADASA, K. B. S. N.; ZHANG, D. Q.; GERSBERG, R. M.; TAN, S. K.; TANAKA, N.; JERN, N. W. (2012): Tropical Application of Floating Treatment Wetlands. *Wetlands* 32 (5), S. 955–961.
- WEST, M.; FENNER, N.; GOUGH, R.; FREEMAN, C. (2017): Evaluation of algal bloom mitigation and nutrient removal in floating constructed wetlands with different macrophyte species. *Ecological Engineering* 108, S. 581–588.
- WHG: Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz - WHG).
- WHITE, S. A.; COUSINS, M. M. (2013): Floating treatment wetland aided remediation of nitrogen and phosphorus from simulated stormwater runoff. *Ecological Engineering* 61, S. 207–215.
- WHO (2010): WHO guidelines for indoor air quality: selected pollutants. Hg. v. World Health Organization (WHO). Dänemark.

- WINSTON, R. J.; HUNT, W. F.; KENNEDY, S. G.; MERRIMAN, L. S.; CHANDLER, J.; BROWN, D. (2013): Evaluation of floating treatment wetlands as retrofits to existing stormwater retention ponds. *Ecological Engineering* 54, S. 254–265.
- WU, Q. T.; GAO, T.; ZENG, S.; CHUA, H. (2006): Plant-biofilm oxidation ditch for in situ treatment of polluted waters. 0925-8574.
- XANTHOPOULOS, C.; HAHN, H. (1993): Anthropogene Schadstoffe auf Straßenoberflächen und ihr Transport mit dem Niederschlagsabfluss. Abschlussbericht. Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer aus städtischen befestigten Flächen. Phase 1 - Teilprojekt 2. Hg. v. Eigenverlag des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe.
- XAVIER, M. L. M.; JANZEN, J. G.; NEPF, H. (2018): Numerical modeling study to compare the nutrient removal potential of different floating treatment island configurations in a stormwater pond. *Ecological Engineering* 111, S. 78–84.
- XIAN, Q. M.; HU, L. X.; CHEN, H. C.; CHANG, Z. Z.; ZOU, H. X. (2010): Removal of nutrients and veterinary antibiotics from swine wastewater by a constructed macrophyte floating bed system. *Journal of Environmental Management* 91 (12), S. 2657–2661.
- XIN, Z. J.; LI, X. Z.; NIELSEN, S. N.; YAN, Z. Z.; ZHOU, Y. Q.; JIA, Y.; TANG, Y. Y.; GUO, W. Y.; SUN, Y. G. (2012): Effect of stubble heights and treatment duration time on the performance of water dropwort floating treatment wetlands (FTWs). *Ecological Chemistry and Engineering* 19 (3), S. 315–330.
- XU, B.; WANG, X.; LIU, J.; WU, J. Q.; ZHAO, Y. J.; CAO, W. X. (2017): Improving Urban Stormwater Runoff Quality by Nutrient Removal through Floating Treatment Wetlands and Vegetation Harvest. *Scientific Reports* 7.
- YANG, Z. F.; ZHENG, S. K.; CHEN, J. J.; SUN, M. (2008): Purification of nitrate-rich agricultural runoff by a hydroponic system. *Bioresource Technology* 99 (17), S. 8049–8053.
- YE, Z. H.; CHEUNG, K. C.; WONG, M. H. (2001): Copper uptake in *Typha latifolia* as affected by iron and manganese plaque on the root surface. *Canadian Journal of Botany* 79 (3), S. 314–320.
- ZHANG, D. Q.; JINADASA, K.; GERSBERG, R. M.; LIU, Y.; NG, W. J.; TAN, S. K. (2014): Application of constructed wetlands for wastewater treatment in developing countries - A review of recent developments (2000-2013). *Journal of Environmental Management* 141, S. 116–131.
- ZHANG, L. L.; ZHAO, J.; CUI, N. X.; DAI, Y. R.; KONG, L. W.; WU, J.; CHENG, S. P. (2016): Enhancing the water purification efficiency of a floating treatment wetland using a biofilm carrier. *Environmental Science and Pollution Research* 23 (8), S. 7437–7443.
- ZHAO, F.; YANG, W.; ZENG, Z.; LI, H.; YANG, X.; HE, Z.; GU, B.; RAFIQ, M. T.; PENG, H. (2012a): Nutrient removal efficiency and biomass production of different bioenergy plants in hypereutrophic water. *Biomass and Bioenergy* 42, S. 212–218.

- ZHAO, M. D.; HUAI, W. X.; HAN, J.; XIE, Z. D.; GUO, J. K. (2012b): Uniform laminar wetland flow through submerged and floating plants. *Journal of Hydraulic Research* 50 (1), S. 52–59.
- ZHOU, X. H.; WANG, G. X. (2010): Nutrient concentration variations during *Oenanthe javanica* growth and decay in the ecological floating bed system. *Journal of Environmental Sciences* 22 (11), S. 1710–1717.
- ZHOU, X. H.; WANG, G. X.; YANG, F. (2012): Nitrogen removal from eutrophic river waters by using *Rumex Acetosa* cultivated in Ecological Floating Beds. *Fresenius Environmental Bulletin* 21 (7A), S. 1920–1928.
- ZHU, L. D.; LI, Z. H.; KETOLA, T. (2011): Biomass accumulations and nutrient uptake of plants cultivated on artificial floating beds in China's rural area. *Ecological Engineering* 37 (10), S. 1460–1466.

ANHANG

Anhang A: Mess- und Richtwerte Autobahnabflüsse

Tabelle A.1: Übersicht zu Messwerten Autobahnabflüsse

		Zusammenstellung nach Kasting 2003				Dierkes 1999				Grotehusmann 2009		Spannweite
		N1 (CH)	A81	A6	A8/B10*	A2	A3	A31	A42	BAB A4	BAB A 59	
AFS [mg/l]	min											110 - 252 mg/l
	max											
	MW	110	137	181	252					151	158	
Chlorid [mg/l]	min											66 - 357 mg/l
	max											
	MW	159	108	152	357					132	66	
NH ₄ -N [mg/l]	min											0,5 - 0,89 mg/l
	max											
	MW	0,5	0,76	0,89	0,51					0,74	0,6	
P _{ges}	min											0,25 - 0,35 mg/l
	max											
	MW	0,28	0,25	0,35	0,31							
Cd [µg/l]	min					<1	<1	<1	<1			< 1 - 5,9 µg/l
	max					4,3	2,5	2,9	4,8			
	MW	3,4	5,9	5,9	2,8	1	1	1	1,9	< 1	< 1	
Cr [µg/l]	min											< 5 - 27 µg/l
	max											
	MW		9,6	20,4	5,2					< 5	< 5 - 27	
Cu [µg/l]	min					40	39	6	27			6 - 691 µg/l
	max					234	691	539	256			

		Zusammenstellung nach Kasting 2003				Dierkes 1999				Grotehusmann 2009		Spannweite
		N1 (CH)	A81	A6	A8/B10*	A2	A3	A31	A42	BAB A4	BAB A59	
	MW	47	97	117	58	113	86	77	50	110	120	
Ni [µg/l]	min											< 10 µg/l
	max											
	MW									< 10	< 10	
Pb [µg/l]	min					<8	<8	<8	<8			< 8 - 415 µg/l
	max					22	65	415	285			
	MW	340	200	250	160	12	12	8	11	60	60	
Zn [µg/l]	min											250 - 620 µg/l
	max											
	MW	250	360	620	320					490	530	
MKW [mg/l]	min											< 0,1 - 7,02 µg/l
	max											
	MW	4,5	7,02	5,51	2,05					< 0,1	0,25	
PAK [µg/l]	min											2,51 - 3,39 µg/l
	max											
	MW		2,61	2,97	2,51					3,39	2,54	

Anhang B: Bisherige Einsatzbereiche von Floating Treatment Wetlands

Quelle	Maßstab, Art des behandelten Wassers	Land
Kommunales Abwasser		
(KARNCHANAWONG und SANJITT, 1995)	Versuchsanlage, Campus Abwasser	Thailand
(KINTU SEKIRANDA und KIWANUKA, 1997)	Versuchsanlage, mechanisch behandeltes Abwasser	Uganda
(OKURUT, 2000)	Versuchsanlage	Uganda
(KYAMBADDE et al., 2004)	Versuchsanlage	Uganda
(WU et al., 2006)	Versuchsanlage, Abwasser und Seewasser (Abwassersee)	China
(BOONSONG und CHANSIRI, 2008)	Versuchsanlage	Thailand
(STEWART et al., 2008)	Versuchsanlage, synthetisches Abwasser	Kanada
(VAN DE MOORTELE et al., 2011)	In situ, RÜB	Belgien
(XIAN et al., 2010)	Versuchsanlage, synthetisches Abwasser	China
(FAULWETTER et al., 2011)	Versuchsanlage, synthetisches Abwasser	USA
(WERAGODA et al., 2012)	Versuchsanlage	Sri Lanka
(MIETTO et al., 2013)	In situ, Schönungsteich	Italien
(CAO und ZHANG, 2014)	Versuchsanlage, synthetisches Abwasser	China
(SAEED et al., 2014)	Versuchsanlage	Bangladesch
(ZHANG et al., 2014)	Versuchsanlage	China
(LU et al., 2015)	Versuchsanlage	Taiwan
(VAZQUEZ-BURNEY et al., 2015)	In situ, aufbereitetes Abwasser zur landwirtschaftlichen Nutzung	USA
(BARCO und BORIN, 2017)	In situ, Absetzbecken	Italien
(GENG et al., 2017)	Versuchsanlage	China
(PRAJAPATI et al., 2017)	Versuchsanlage	Niederlande
Niederschlagswasser		
(KERR-UPAL et al., 2000)	In situ, Flow Balancing System	Kanada
(CHANG et al., 2012)	Versuchsanlage	USA
(ZHAO et al., 2012b)	Versuchsanlage	China
(BORNE et al., 2014; BORNE et al., 2013a)	In situ, RRB	Neuseeland
(LADISLAS et al., 2013)	Versuchsanlage	Frankreich
(MARIMON et al., 2013)	In situ, RRB	USA
(WHITE und COUSINS, 2013)	Versuchsanlage	USA
(WINSTON et al., 2013)	In situ, RRB	USA
(WANG und SAMPLE, 2013)	Versuchsanlage	USA
(CHANG et al., 2015)	In situ, RRB	USA
(LYNCH et al., 2015)	Versuchsanlage	USA

Quelle	Maßstab, Art des behandelten Wassers	Land
(GE et al., 2016)	Versuchsanlage, RRB	China
(HARTSHORN et al., 2016)	In situ, RRB	USA
(Indriatmoko und PRAHORO, 2016)	In situ, Watershed	Indonesien
(McANDREW et al., 2016)	In situ, RRB	USA
(NICHOLS et al., 2016)	In situ, See/Teich im Einzugsgebiet	Australien
(SCHWAMMBERGER et al., 2017)	In situ, See/Teich im Einzugsgebiet	Australien
(URAKAWA et al., 2017)	In situ, RRB	USA
(WALKER et al., 2017)	In situ, RRB	Australien
(XAVIER et al., 2018)	Versuchsanlage	USA
(DI LUCA et al., 2019)	Versuchsanlage, synthetisches Niederschlagswasser	USA
(THARP et al., 2019) (noch nicht veröffentlicht)	In situ, RRB	USA
Eutrophe Gewässer		
(BILLORE et al., 2009)	Versuchsanlage - eutrophes Flusswasser	Indien
(SUN et al., 2009)	Versuchsanlage - eutrophes Flusswasser	China
(HU et al., 2010b)	Versuchsanlage - Eutrophes Seewasser	China
(HU et al., 2010a)	In situ, eutrophes Seewasser	China
(ZHOU und WANG, 2010)	Versuchsanlage - eutrophes Flusswasser	China
(KEIZER-VLEK et al., 2014)	Versuchsanlage - synthetisches Wasser mit Nährstoffen	Niederlande
(STEFANI et al., 2011)	In situ, Aquakultur, Flusswasser	Italien
(SUKIAS und TANNER)	Versuchsanlage - Eutrophes Seewasser	Neuseeland
(ZHU et al., 2011)	In situ, eutropher See	China
(CHUA et al., 2012)	Versuchsanlage - eutrophes Flusswasser	Singapur
(XIN et al., 2012)	Versuchsanlage - eutrophes Flusswasser	China
(ZHAO et al., 2012a)	In situ, Eutrophes Flusswasser	China
(ZHOU et al., 2012)	In situ, Eutrophes Flusswasser	China
(BU und XU, 2013)	Versuchsanlage - eutrophes Flusswasser	China
(SHENG et al., 2013)	In situ, eutrophes Flusswasser	China
(ASMALIZA et al., 2014)	Versuchsanlage	Malaysia
(CAO et al., 2016)	Versuchsanlage - eutrophes Flusswasser	China
(DUAN et al., 2016)	Versuchsanlage, Eutrophes Gewässer	China
(HERNÁNDEZ-CRESPO et al., 2016)	In situ, Eutropher See	Spanien
(ZHANG et al., 2016)	Versuchsanlage	China
(OLGUIN et al., 2017)	In situ, eutrophic urban pond	Mexiko
(SRIVASTAVA et al., 2017)	Versuchsanlage, Eutropher See	Südkorea
(WEST et al., 2017)	Versuchsanlage, synthetisches Wasser	Großbritannien
Oberflächenabflüsse von Autobahnen und Flughäfen		

Quelle	Maßstab, Art des behandelten Wassers	Land
(REVITT et al., 2001)	In situ, Flughafen Schönungsteich	Großbritannien
(BORNE et al., 2014)	In situ, Autobahn RRB	Neuseeland
(LADISLAS et al., 2013, 2015a)	In situ, Autobahn RRB	Frankreich
(LUO et al., 2019)	In situ, Autobahn Versuchsanlage	China
Landwirtschaftliches Abwasser		
(VAN OOSTROM, 1995)	Versuchsanlage, Abwasser Fleischindustrie	Neuseeland
(TODD et al., 2003)	Versuchsanlage, Abwasser Hühnermast	USA
(HUBBARD et al., 2004)	Versuchsanlage, Abwasser Schweinemast	USA
(YANG et al., 2008)	Versuchsanlage, landwirtschaftliches Niederschlagswasser	China
(XIAN et al., 2010)	Versuchsanlage, Abwasser Schweinezucht	China
(BISSEGGER et al., 2014)	Versuchsanlage, Abwasser Fischfarm	Kanada

Anhang C: Auswertung der Niederschlagsdaten

Tabelle C.1: Niederschlagsdaten und hydraulische Parameter (berechnet, nur für beprobte Ereignisse) für die Beckenanlage Köln-Mülheim

Probeneingang	beprobtes Ereignis	Niederschlags- höhe [mm]	Niederschlags- dauer [h]	Voraus- gegangene Trockenzeit [h]	mittlere Niederschlags- intensität [mm/h]	Niederschlags- volumen [m³]	Zufluss [m³/h]	Oberflächenbeschickung [m³/(m²*h)]	Flow Ratio [m³/m³]
11.12.2017	07.12.2017	7,2	3,4	53,0	2,1	469,2	138,0	0,4	0,5
29.03.2018	12.12.2017	1,2	3,5	10,4	0,3	78,2	22,2	0,1	0,1
04.04.2018	30.03.2018	1,4	0,5	49,1	2,6	91,2	172,2	0,5	0,1
12.04.2018	05.04.2018	0,8	0,1	19,2	10,5	52,1	682,4	1,8	0,1
24.04.2018	15.04.2018	9,8	7,2	85,4	1,4	638,6	88,2	0,2	0,7
14.05.2018	25.04.2018	0,4	0,7	51,0	0,6	26,1	35,9	0,1	0,0
17.05.2018	16.05.2018	0,8	0,5	51,6	1,7	52,1	109,0	0,3	0,1
30.05.2018	27.05.2018	0,4	0,3	264,1	1,3	26,1	87,1	0,2	0,0
01.06.2018	01.06.2018	42,0	18,5	61,1	2,3	2736,7	147,9	0,4	2,9
08.06.2018	02.06.2018	0,8	0,3	6,7	2,3	52,1	149,2	0,4	0,1
11.06.2018	10.06.2018	4,6	3,0	34,4	1,5	299,7	98,9	0,3	0,3
15.06.2018	12.06.2018	1,6	3,3	59,6	0,5	104,3	32,0	0,1	0,1
18.06.2018	16.06.2018	6,6	2,3	47,1	2,9	430,1	186,5	0,5	0,5
11.07.2018	10.07.2018	9,2	0,3	575,4	29,5	599,5	1920,0	5,1	0,6
09.08.2018	11.07.2018	1,8	0,4	23,1	4,0	117,3	262,3	0,7	0,1
14.08.2018	13.08.2018	12,6	8,3	118,8	1,5	821,0	99,3	0,3	0,9
27.08.2018	17.08.2018	1,2	0,8	89,7	1,6	78,2	102,7	0,3	0,1
31.08.2018	27.08.2018	2,2	5,2	32,9	0,4	143,4	27,7	0,1	0,2
05.09.2018	04.09.2018	22,2	0,6	135,1	39,1	1446,6	2545,3	6,7	1,5
24.09.2018	06.09.2018	3,4	5,2	37,4	0,6	221,5	42,3	0,1	0,2
31.10.2018	01.10.2018	0,4	1,9	184,2	0,2	26,1	13,4	0,0	0,0
16.11.2018	01.11.2018	1,4	1,6	43,6	0,9	91,2	57,6	0,2	0,1
26.11.2018	24.11.2018	6,0	22,7	288,9	0,3	391,0	17,2	0,0	0,4
14.12.2018	28.11.2018	2,2	2,3	82,6	0,9	143,4	61,4	0,2	0,2
10.01.2019	16.12.2018	0,6	1,1	116,6	0,5	39,1	35,8	0,1	0,0
15.01.2019	11.01.2019	3,8	15,7	39,8	0,2	247,6	15,7	0,0	0,3
18.01.2019	17.01.2019	1,2	6,2	58,4	0,2	78,2	12,5	0,0	0,1
28.01.2019	23.01.2019	1,0	1,0	137,0	1,0	65,2	67,8	0,2	0,1
30.01.2019	27.01.2019	7,6	15,8	5,7	0,5	495,2	31,3	0,1	0,5

Probeneingang	beprobtes Ereignis	Niederschlags- höhe [mm]	Niederschlags- dauer [h]	Voraus- gegangene Trockenzeit [h]	mittlere Niederschlags- intensität [mm/h]	Niederschlags- volumen [m³]	Zufluss [m³/h]	Oberflächenbeschickung [m³/(m²*h)]	Flow Ratio [m³/m³]
01.02.2019	31.01.2019	1,8	2,4	70,7	0,7	117,3	48,5	0,1	0,1
07.02.2019	02.02.2019	6,4	5,6	13,7	1,1	417,0	73,8	0,2	0,4
11.02.2019	09.02.2019	1,8	2,3	40,7	0,8	117,3	51,3	0,1	0,1
27.02.2019	22.02.2019	0,8	3,3	252,0	0,2	52,1	15,8	0,0	0,1
06.03.2019	28.02.2019	1,2	9,3	158,8	0,1	78,2	8,4	0,0	0,1
08.03.2019	06.03.2019	2,8	3,6	38,2	0,8	182,4	51,2	0,1	0,2
26.03.2019	09.03.2019	1,6	4,2	19,0	0,4	104,3	25,1	0,1	0,1
09.04.2019	02.04.2019	2,4	7,8	192,2	0,3	156,4	19,9	0,1	0,2
15.04.2019	04.04.2019	1,4	2,1	29,5	0,7	91,2	43,7	0,1	0,1
25.04.2019	17.04.2019	0,6	2,2	302,5	0,3	39,1	18,2	0,0	0,0
30.04.2019	26.04.2019	1,0	1,5	30,8	0,7	65,2	44,7	0,1	0,1
07.05.2019	02.05.2019	4,8	4,7	97,9	1,0	312,8	66,0	0,2	0,3
10.05.2019	07.05.2019	0,6	0,0	17,3	15,8	39,1	1027,3	2,7	0,0
13.05.2019	11.05.2019	10,4	9,1	13,0	1,1	677,7	74,1	0,2	0,7
21.05.2019	16.05.2019	3,6	5,8	131,1	0,6	234,6	40,6	0,1	0,2
27.05.2019	27.05.2019	3,0	4,7	126,2	0,6	195,5	41,7	0,1	0,2
29.05.2019	28.05.2019	1,0	0,4	29,0	2,5	65,2	161,0	0,4	0,1
04.06.2019	03.06.2019	2,0	1,1	137,9	1,7	130,3	113,8	0,3	0,1
06.06.2019	04.06.2019	6,0	2,2	16,5	2,8	391,0	179,3	0,5	0,4
13.06.2019	07.06.2019	1,2	0,0	35,4	30,9	78,2	2010,7	5,3	0,1
24.06.2019	15.06.2019	1,0	1,1	59,2	0,9	65,2	59,2	0,2	0,1
01.07.2019	20.06.2019	0,4	0,0	4,5	8,1	26,1	527,1	1,4	0,0
16.07.2019	11.07.2019	0,4	2,4	484,8	0,2	26,1	10,9	0,0	0,0
22.07.2019	19.07.2019	1,4	1,9	148,1	0,7	91,2	48,3	0,1	0,1
30.07.2019	27.07.2019	0,4	0,3	154,3	1,2	26,1	77,4	0,2	0,0
08.08.2019	05.08.2019	0,4	0,5	179,1	0,7	26,1	48,7	0,1	0,0
13.08.2019	09.08.2019	4,6	5,2	44,6	0,9	299,7	57,8	0,2	0,3
20.08.2019	15.08.2019	1,0	1,7	51,3	0,6	65,2	37,8	0,1	0,1
04.09.2019	27.08.2019	8,8	0,5	220,7	18,6	573,4	1210,0	3,2	0,6
06.09.2019	04.09.2019	1,0	1,5	189,2	0,7	65,2	42,4	0,1	0,1
19.09.2019	07.09.2019	2,0	1,4	56,6	1,5	130,3	95,2	0,3	0,1

Tabelle C.2: Niederschlagsdaten und hydraulische Parameter (berechnet, nur für beprobte Ereignisse) für die Beckenanlage Köln-Ost

Probeneingang	beprobtes Ereignis	Niederschlags- höhe [mm]	Niederschlags- dauer [h]	Voraus- gegangene Trockenzeit [h]	Zufluss- volumen [m³]	Zufluss [m³/h]	Niederschlags- intensität [mm/h]	Oberflächen- beschickung [m³/(m²*h)]	Flow Ratio [m³/m³]
18.05.17	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
11.12.17	07.12.2017	6,4	3,2		2,0	489,60	155,26	0,37	0,53
29.03.18	11.12.2017	6,0	6,3	10,48	1,0	459,00	72,87	0,18	0,50
04.04.18	30.03.2018	1,6	1,0	41,10	1,6	122,40	123,46	0,30	0,13
12.04.18	04.04.2018	3,2	5,3	13,89	0,6	244,80	46,14	0,11	0,26
24.04.18	15.04.2018	10,2	5,6	84,87	1,8	780,30	139,26	0,34	0,84
14.05.18	29.04.2018	7,0	15,4	161,91	0,5	535,50	34,66	0,08	0,58
17.05.18	16.05.2018	1,0	0,5	51,60	2,0	76,50	153,51	0,37	0,08
30.05.18	27.05.2018	0,8	0,6	263,74	1,2	61,20	95,01	0,23	0,07
01.06.18	01.06.2018	5,8	0,9	103,69	6,8	443,70	521,15	1,26	0,48
08.06.18	01.06.2018	23,4	13,0	4,98	1,8	1790,10	137,47	0,33	1,94
11.06.18	08.06.2018	15,2	2,5	14,35	6,1	1162,80	468,66	1,13	1,26
15.06.18	11.06.2018	0,6	3,7	45,79	0,2	45,90	12,54	0,03	0,05
18.06.18	16.06.2018	4,8	4,3	45,90	1,1	367,20	86,12	0,21	0,40
11.07.18	10.07.2018	11,4	0,4	573,56	26,8	872,10	2046,65	4,93	0,94
09.08.18	11.07.2018	2,6	3,0	22,82	0,9	198,90	66,23	0,16	0,22
14.08.18	13.08.2018	1,8	1,8	118,68	1,0	137,70	74,96	0,18	0,15
27.08.18	14.08.2018	1,0	0,1	8,35	9,4	76,50	719,06	1,73	0,08
31.08.18	29.08.2018	16,4	10,1	58,43	1,6	1254,60	123,84	0,30	1,36
05.09.18	04.09.2018	13,8	0,6	134,79	25,1	1055,70	1917,52	4,62	1,14
24.09.18	05.09.2018	0,4	0,1	25,76	3,1	30,60	235,38	0,57	0,03
31.10.18	01.10.2018	0,6	1,3	184,43	0,4	45,90	34,30	0,08	0,05
16.11.18	01.11.2018	1,4	1,4	43,56	1,0	107,10	78,25	0,19	0,12
26.11.18	24.11.2018	5,6	20,7	186,37	0,3	428,40	20,74	0,05	0,46
14.12.18	28.11.2018	2,2	2,7	84,35	0,8	168,30	61,29	0,15	0,18
10.01.19	16.12.2018	0,4	0,2	113,87	2,4	30,60	185,45	0,45	0,03
15.01.19	10.01.2019	2,8	11,3	38,03	0,2	214,20	18,96	0,05	0,23
18.01.19	17.01.2019	0,6	2,8	58,38	0,2	45,90	16,43	0,04	0,05
28.01.19	23.01.2019	1,2	0,7	135,99	1,8	91,80	136,39	0,33	0,10
30.01.19	28.01.2019	8,0	14,0	8,06	0,6	612,00	43,64	0,11	0,66
01.02.19	30.01.2019	0,6	2,0	44,69	0,3	45,90	22,64	0,05	0,05
07.02.19	01.02.2019	11,8	6,6	14,54	1,8	902,70	135,77	0,33	0,98

Probeneingang	beprobtes Ereignis	Niederschlags- höhe [mm]	Niederschlags- dauer [h]	Voraus- gegangene Trockenzeit [h]	Zufluss- volumen [m³]	Zufluss [m³/h]	Niederschlags- intensität [mm/h]	Oberflächen- beschickung [m³/(m²*h)]	Flow Ratio [m³/m³]
11.02.19	09.02.2019	1,0	2,3	45,40	0,4	76,50	32,79	0,08	0,08
27.02.19	11.02.2019	1,8	2,1	10,70	0,9	137,70	65,94	0,16	0,15
06.03.19	01.03.2019	1,0	2,3	164,30	0,4	76,50	32,61	0,08	0,08
08.03.19	06.03.2019	2,2	3,0	36,81	0,7	168,30	57,00	0,14	0,18
26.03.19	09.03.2019	2,2	3,1	18,76	0,7	168,30	54,09	0,13	0,18
09.04.19	02.04.2019	3,8	7,7	191,83	0,5	290,70	37,71	0,09	0,31
15.04.19	03.04.2019	3,2	2,5	5,13	1,3	244,80	99,28	0,24	0,26
25.04.19	15.04.2019	0,4	0,0	261,97	24,4	30,60	1867,12	4,50	0,03
30.04.19	26.04.2019	1,2	1,5	30,81	0,8	91,80	62,58	0,15	0,10
07.05.19	02.05.2019	6,2	4,8	121,81	1,3	474,30	98,66	0,24	0,51
10.05.19	08.05.2019	11,0	14,2	85,05	0,8	841,50	59,10	0,14	0,91
13.05.19	11.05.2019	11,8	9,6	14,67	1,2	902,70	93,75	0,23	0,98
21.05.19	16.05.2019	3,8	5,2	130,87	0,7	290,70	55,67	0,13	0,31
27.05.19	21.05.2019	14,8	19,8	31,53	0,7	1132,20	57,19	0,14	1,23
29.05.19	28.05.2019	0,8	0,7	27,05	1,1	61,20	86,20	0,21	0,07
04.06.19	03.06.2019	1,4	1,2	138,66	1,2	107,10	90,72	0,22	0,12
06.06.19	04.06.2019	1,6	0,2	20,92	7,2	122,40	551,49	1,33	0,13
13.06.19	07.06.2019	1,6	0,1	36,55	18,0	122,40	1377,00	3,32	0,13
24.06.19	15.06.2019	1,2	1,3	59,09	0,9	91,80	70,71	0,17	0,10
01.07.19	01.07.2019	0,4	0,0	240,42	11,2	30,60	853,95	2,06	0,03
16.07.19	12.07.2019	10,2	0,7	283,27	14,2	780,30	1084,59	2,61	0,84
22.07.19	19.07.2019	0,8	1,1	148,48	0,7	61,20	53,45	0,13	0,07
30.07.19	27.07.2019	2,0	1,0	165,66	2,0	153,00	149,92	0,36	0,17
08.08.19	05.08.2019	0,4	0,3	182,27	1,5	30,60	114,16	0,28	0,03
13.08.19	09.08.2019	5,4	5,6	44,62	1,0	413,10	73,97	0,18	0,45
20.08.19	15.08.2019	1,4	2,2	51,45	0,6	107,10	49,01	0,12	0,12
04.09.19	27.08.2019	5,4	0,7	221,64	7,8	413,10	595,34	1,43	0,45
06.09.19	05.09.2019	1,0	0,1	17,72	11,8	76,50	900,00	2,17	0,08
19.09.19	11.09.2019	0,6	4,0	72,98	0,1	45,90	11,42	0,03	0,05

Anhang D: Ergebnisse der Standwasserbeprobung

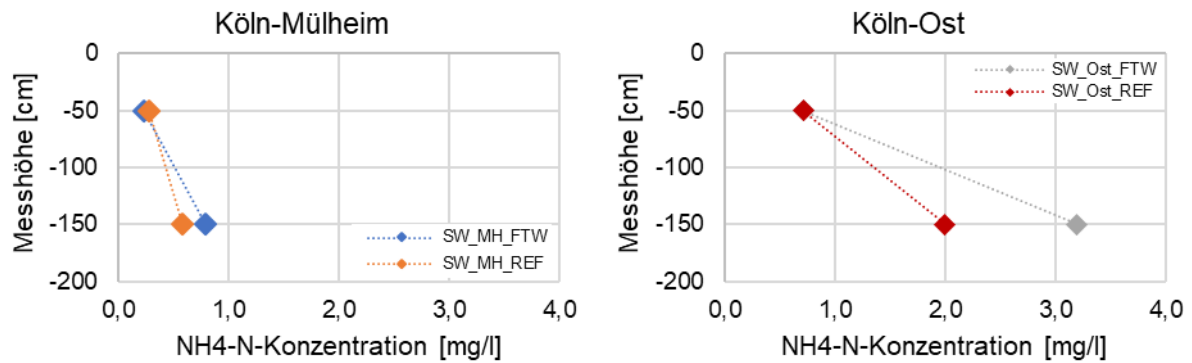


Abbildung D.1: $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen [mg/l] der Standwasserproben in den beprobten Horizonten in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts)

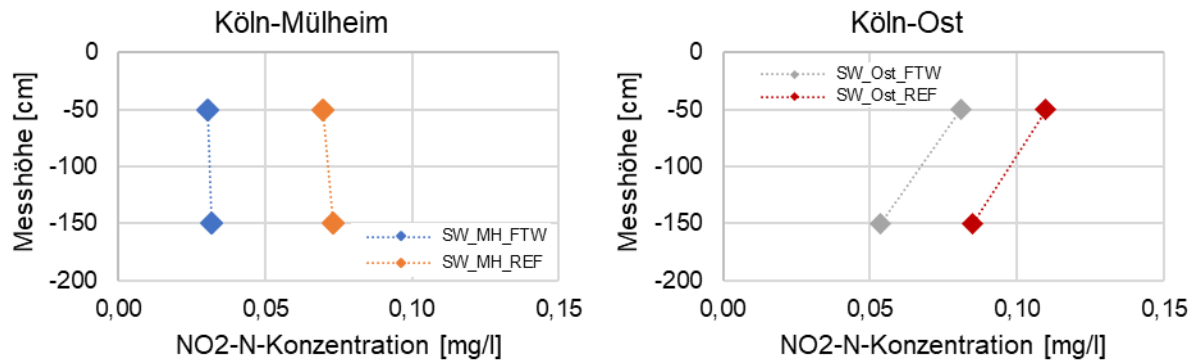


Abbildung D.2: $\text{NO}_2\text{-N}$ -Konzentrationen [mg/l] der Standwasserproben in den beprobten Horizonten in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts)

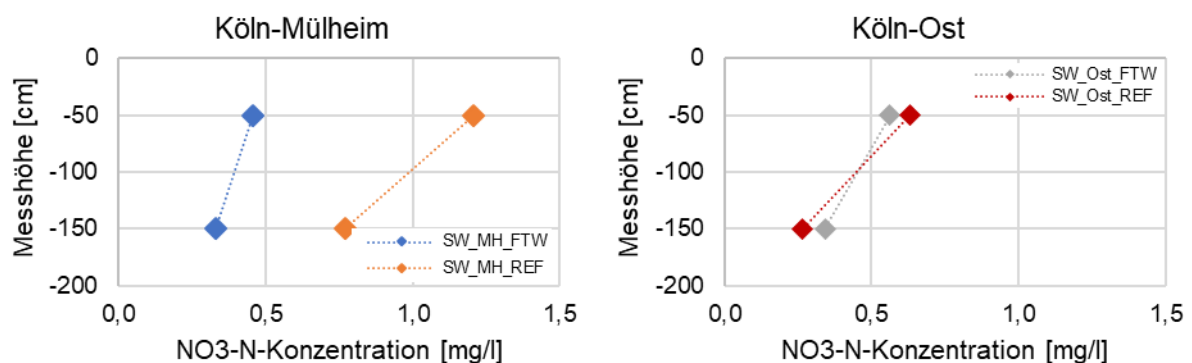


Abbildung D.3: $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen [mg/l] der Standwasserproben in den beprobten Horizonten in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts)

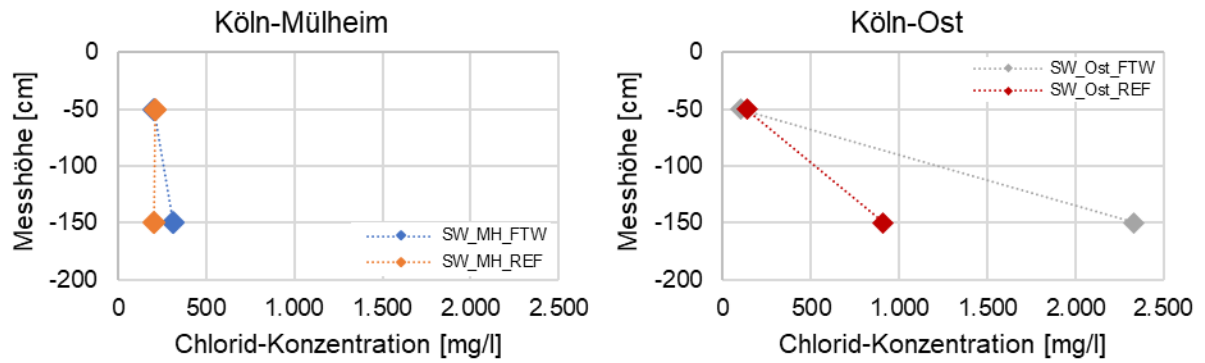


Abbildung D.4: Chlorid-Konzentrationen [mg/l] der Standwasserproben in den beprobten Horizonten in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts)

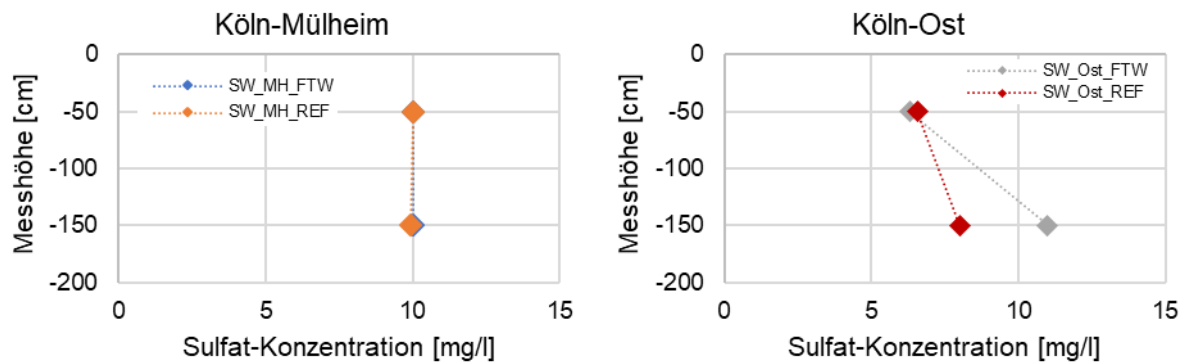


Abbildung D.5: Sulfat-Konzentrationen [mg/l] der Standwasserproben in den beprobten Horizonten in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts)

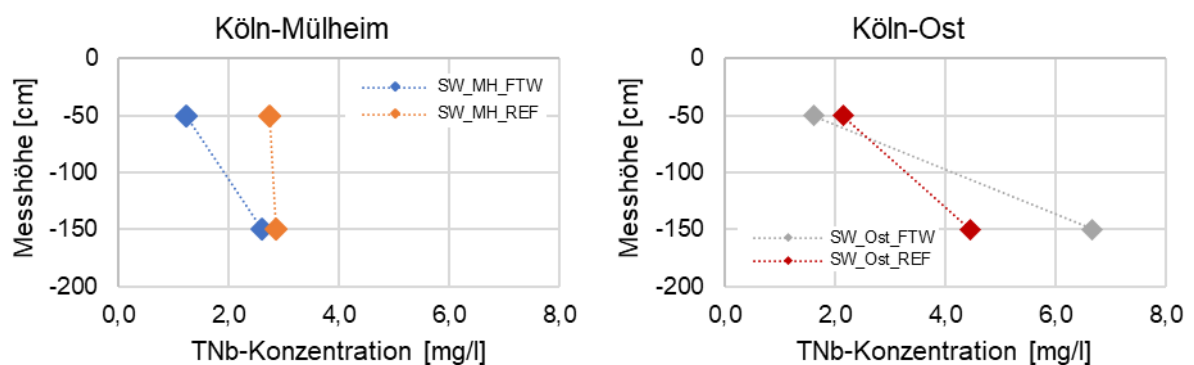


Abbildung D.6: TNb-Konzentrationen [mg/l] der Standwasserproben in den beprobten Horizonten in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts)

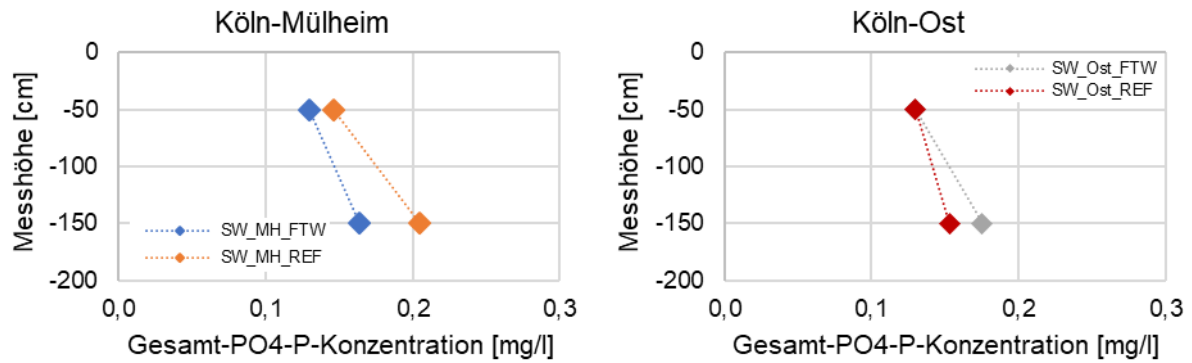


Abbildung D.7: Gesamt-PO₄-P-Konzentrationen [mg/l] der Standwasserproben in den beprobten Horizonten in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts)

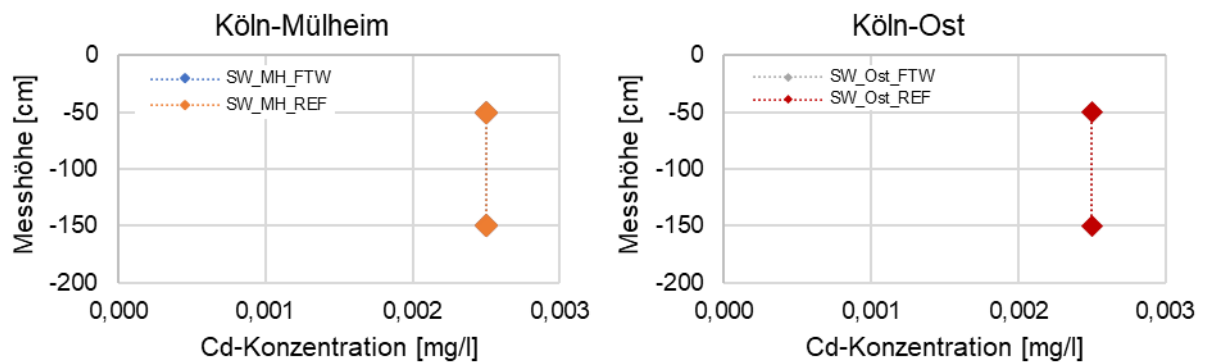


Abbildung D.8: Cd-Konzentrationen [mg/l] der Standwasserproben in den beprobten Horizonten in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts)

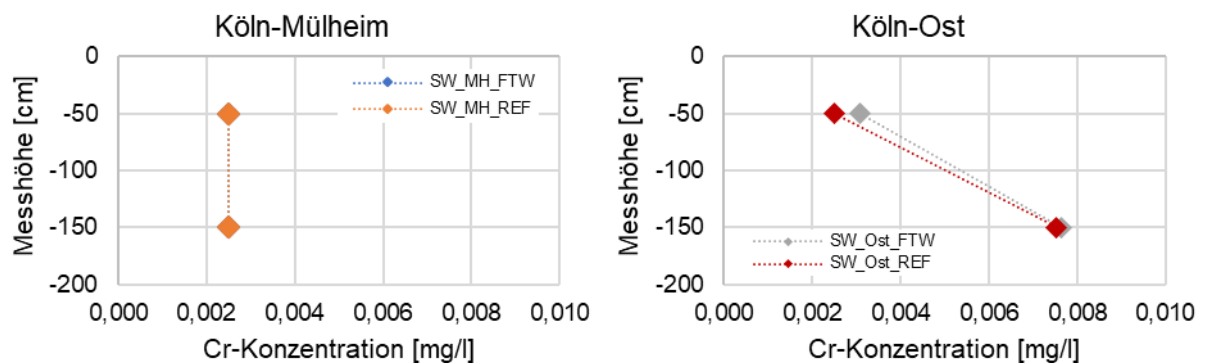


Abbildung D.9: Cr-Konzentrationen [mg/l] der Standwasserproben in den beprobten Horizonten in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts)

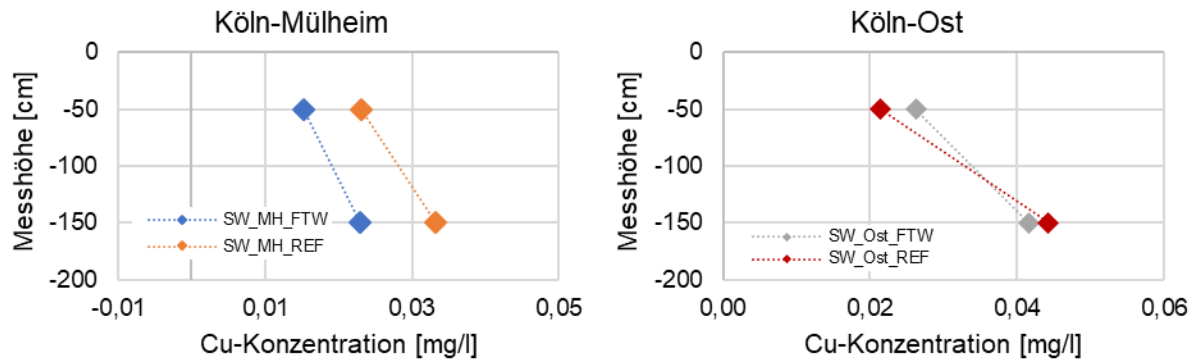


Abbildung D.10: Cu-Konzentrationen [mg/l] der Standwasserproben in den beprobten Horizonten in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts)

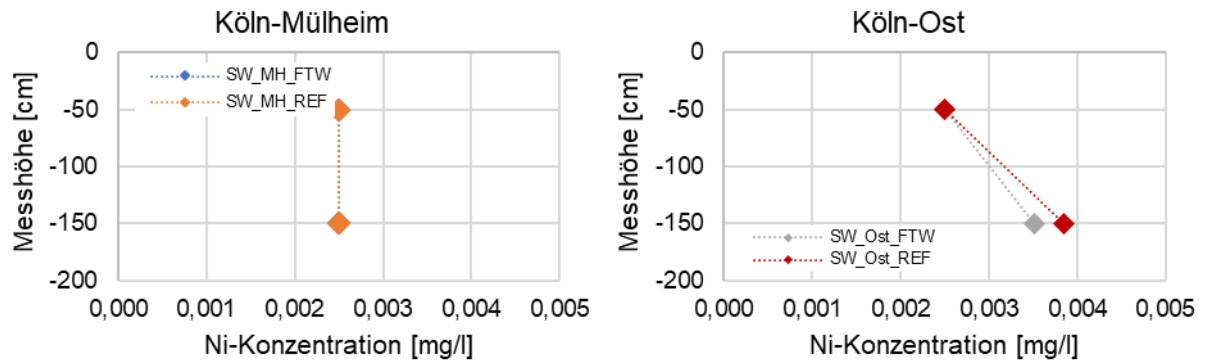


Abbildung D.11: Ni-Konzentrationen [mg/l] der Standwasserproben in den beprobten Horizonten in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts)

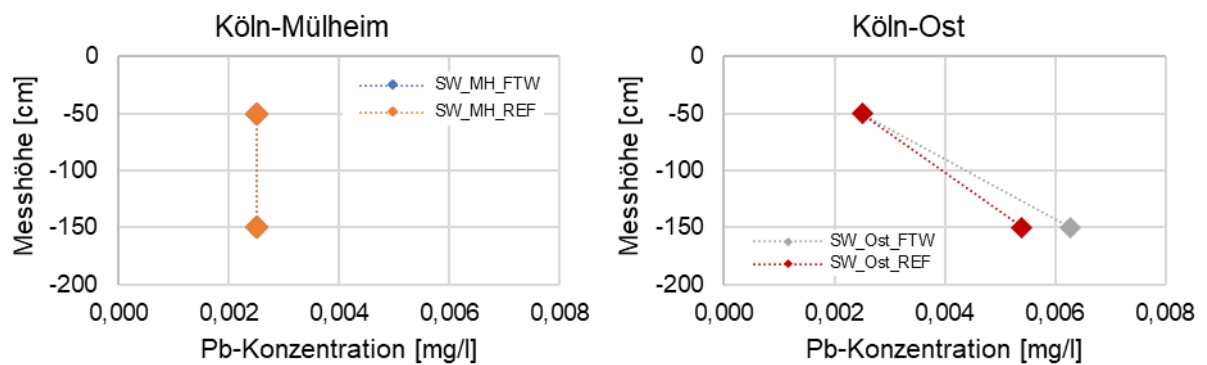


Abbildung D.12: Pb-Konzentrationen [mg/l] der Standwasserproben in den beprobten Horizonten in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts)

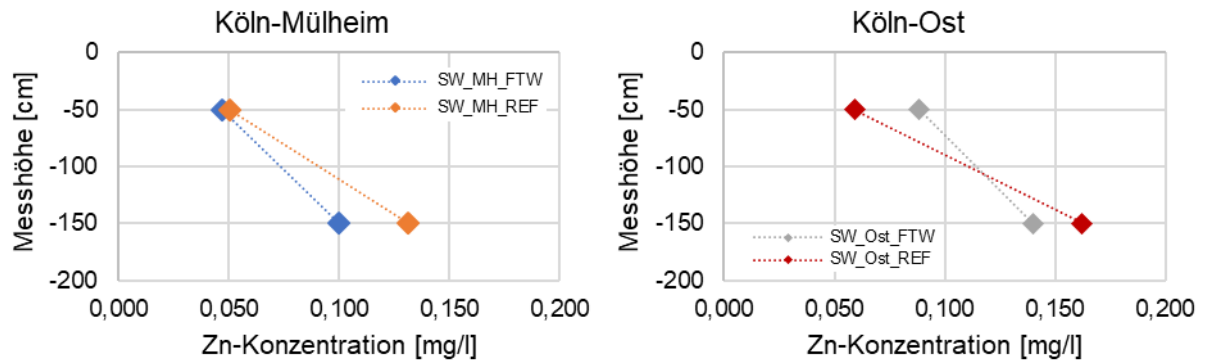


Abbildung D.13: Zn-Konzentrationen [mg/l] der Standwasserproben in den beprobten Horizonten in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts)

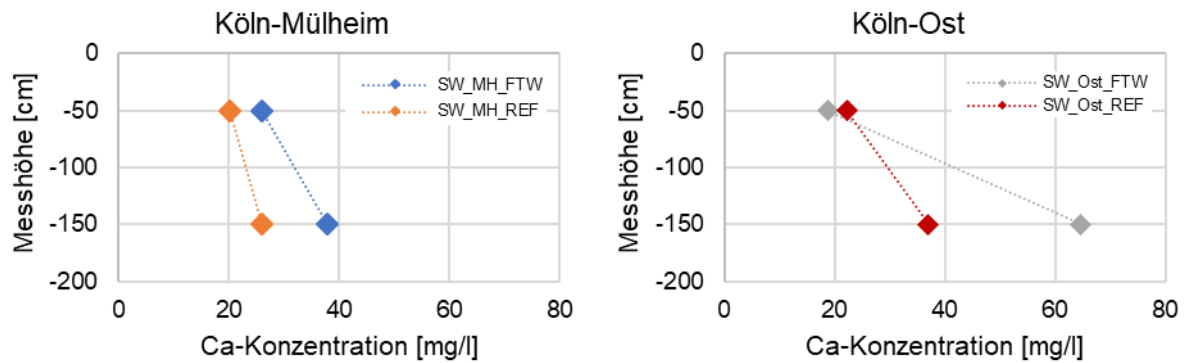


Abbildung D.14: Ca-Konzentrationen [mg/l] der Standwasserproben in den beprobten Horizonten in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts)

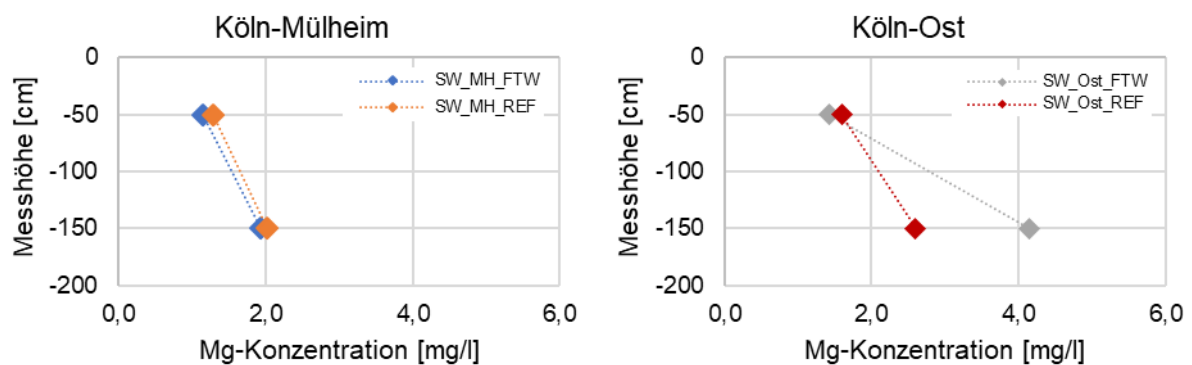


Abbildung D.15: Mg-Konzentrationen [mg/l] der Standwasserproben in den beprobten Horizonten in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts)

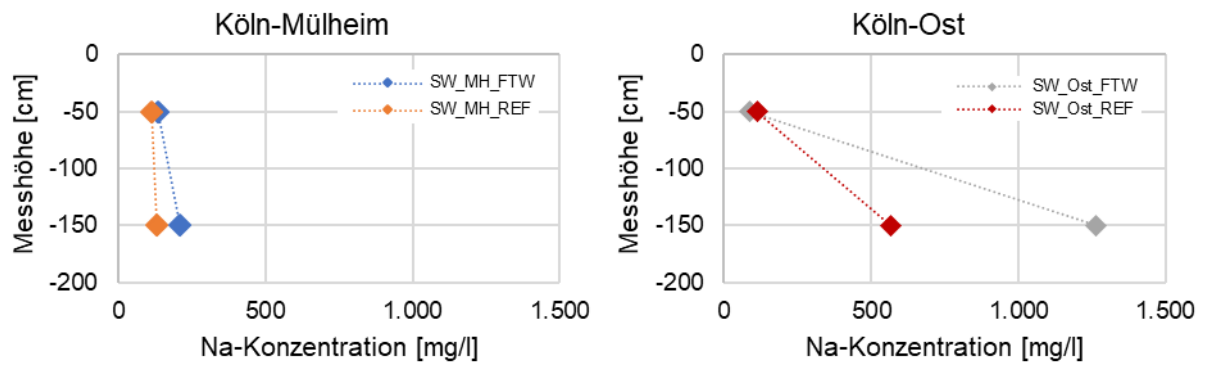


Abbildung D.16: Na-Konzentrationen [mg/l] der Standwasserproben in den beprobten Horizonten in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts)

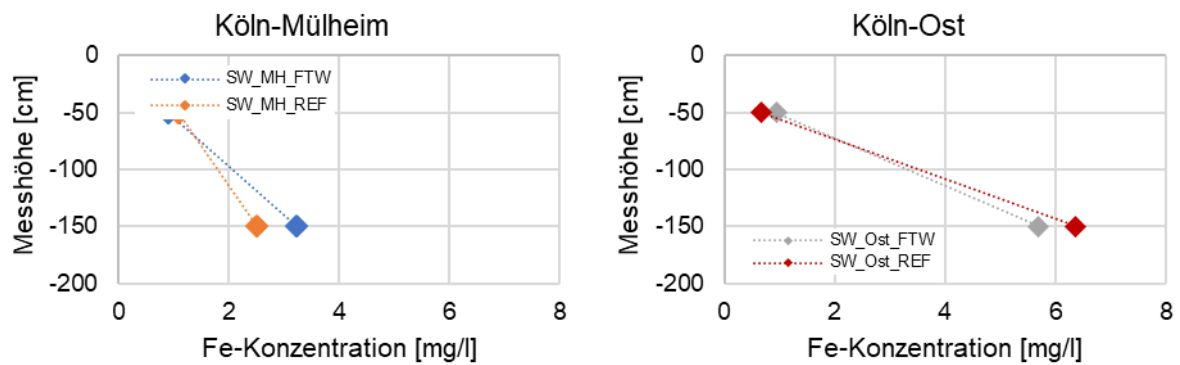


Abbildung D.17: Fe-Konzentrationen [mg/l] der Standwasserproben in den beprobten Horizonten in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts)

Anhang E: Ergebnisse der Laboruntersuchungen

Tabelle E.1: Ergebnisse der Analyse der Zu- und Ablaufproben bei Niederschlagsereignissen unter Angabe der Anzahl n, des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW±STABW) sowie des Medians für die 8 Probenahmestellen

Parameter			MH_Zu_ Gesamt	MH_Ab_ REF	MH_Ab_ FTW	MH_Ab_ REF+RBF	OST_Zu_ Gesamt	OST_Ab_ REF	OST_Ab_ FTW
NH ₄ -N	n	[-]	36	35	34	26	37	25	42
	MW±STABW	[mg/l]	0,6±0,6	0,4±0,3	0,3±0,2	< 0,1	1,9±1,3	0,8±0,4	0,6±0,4
	Median	[mg/l]	0,4	0,4	0,3	< 0,1*	1,4	0,8	0,6
NO ₂ -N	n	[-]	39	36	35	27	38	26	43
	MW±STABW	[mg/l]	0,13±0,07	0,09±0,04	0,06±0,04	0,03±0,02	0,08±0,04	0,11±0,04	0,09±0,05
	Median	[mg/l]	0,12	0,08	0,06*	0,03*	0,09	0,12	0,08*
NO ₃ -N	n	[-]	39	36	35	27	38	26	43
	MW±STABW	[mg/l]	2±1,1	1,5±0,9	1,4±1,1	2,5±1,2	0,7±0,8	1,0±0,6	0,8±0,4
	Median	[mg/l]	2,1	1,4	1,2	2,4*	0,5	0,9	0,8
TN _b	n	[-]	32	32	31	23	31	23	36
	MW±STABW	[mg/l]	3,9±1,4	2,8±0,8	2,3±0,8	2,6±0,8	9±5,2	2,5±0,6	2,1±0,7
	Median	[mg/l]	3,5	2,8	2,3*	2,6	7,8	2,4	2
Gesamt- PO ₄ -P	n	[-]	34	31	31	25	34	24	38
	MW±STABW	[mg/l]	0,51±1,63	0,22±0,24	0,18±0,17	0,18±0,12	1,43±1,57	0,22±0,24	0,20±0,23
	Median	[mg/l]	0,16	< 0,13	< 0,13	< 0,13	0,65	< 0,13	< 0,13
Chlorid	n	[-]	39	36	35	27	38	26	43
	MW±STABW	[mg/l]	672±1422	336±573	361±538	347±484	272±531	246±215	193±225
	Median	[mg/l]	42	170	190	190	108	175	120
Sulfat	n	[-]	38	35	34	26	38	26	43
	MW±STABW	[mg/l]	16,9±10,9	12,6±6,5	11,9±3,7	13,7±3,9	9,1±4	7,9±2,4	8,2±3,3
	Median	[mg/l]	13	11	11	13,5*	7,9	7,1	7
Trocken- rückstand	n	[-]	28	26	33	20	26	19	28
	MW±STABW	[mg/l]	0,6±1,7	0,5±0,8	0,7±0,8	0,4±0,3	1,3±0,9	0,6±0,5	0,3±0,2
	Median	[mg/l]	0,2	0,3	0,5	0,4	1	0,4	0,2*
Glüh-verlust	n	[-]	27	25	32	20	25	18	26
	MW±STABW	[mg/l]	52±34	45±32	32±27	38±18	38±13	28±13	44±28
	Median	[mg/l]	48,9	35,9	21,2	34,4	37	30	41*
AFS ₆₃	n	[-]	36	33	31	25	35	23	38
	MW±STABW	[mg/l]	18,1±18	9,1±10,9	35,7±161,6	14,6±56,2	479,3±703,7	12,4±17,6	16,2±27
	Median	[mg/l]	11	6,7	3,4	2,9*	300	5,3	6,3
AFS	n	[-]	36	33	31	25	35	23	38
	MW±STABW	[mg/l]	27±26	14±13	40±161	20±56	1337±2059	19±20	26±38
	Median	[mg/l]	15	10	7	6*	670	11	12

Parameter			MH_Zu_Gesamt	MH_Ab_Ref	MH_Ab_FTW	MH_Ab_Ref+RBF	OST_Zu_Gesamt	OST_Ab_REF	OST_Ab_FTW
Cadmium	n	[-]	28	25	30	18	26	16	29
	MW±STABW	[µg/l]	2,5±0,2	88,8±422,8	< 2,5	< 2,5	2,56±0,28	< 2,5	< 2,5
	Median	[µg/l]	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5
Chrom	n	[-]	28	25	30	18	26	16	29
	MW±STABW	[µg/l]	21,6±58,8	96,5±437,7	5±11	3±1,5	192,1±182,8	5,4±3,8	6,4±6,7
	Median	[µg/l]	5,04	2,73	< 2,5*	< 2,5*	132	4	< 2,5
Kupfer	n	[-]	28	25	30	18	26	16	29
	MW±STABW	[µg/l]	58±43	121±457	24±18	16±8	1037±955	27±21	39±36
	Median	[µg/l]	54	24	22	17*	737	21	27
Nickel	n	[-]	28	25	30	18	26	16	29
	MW±STABW	[µg/l]	52±213	92±430	4±5	3±1	116±263	4±2	4±3
	Median	[µg/l]	3,1	2,6	< 2,5	< 2,5*	50	3	3
Blei	n	[-]	28	25	30	18	26	16	29
	MW±STABW	[µg/l]	4±4,1	90±426,6	2,8±1,1	2,8±1,3	170±159	4±3	5±6
	Median	[µg/l]	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5	133	3	3
Zink	n	[-]	28	25	30	18	26	16	29
	MW±STABW	[µg/l]	169±103	179±435	68±48	47±103	2840±2645	102±63	130±97
	Median	[µg/l]	144	62	55	11*	2090	82	96
Eisen	n	[-]	28	25	30	18	26	16	29
	MW±STABW	[mg/l]	2,1±2,9	1,1±0,9	0,7±0,7	0,4±0,4	42,1±34,9	1,4±1,1	1,8±1,7
	Median	[mg/l]	1,5	0,9	0,4	0,2*	34,9	1,1	1,1
Calcium	n	[-]	28	25	30	18	26	16	29
	MW±STABW	[mg/l]	29,7±27,6	22,8±12,7	21,9±11	28,3±17,3	45±23	20±7	21±9
	Median	[mg/l]	18,9	19,8	17,8	24,9	36	18	19
Magnesium	n	[-]	28	25	30	18	26	16	29
	MW±STABW	[mg/l]	2,1±1,5	1,6±0,8	1,4±0,6	1,8±0,9	10,8±9,1	1,2±0,4	1,5±0,7
	Median	[mg/l]	1,6	1,5	1,3	1,6	8,4	1,2	1,4
Natrium	n	[-]	28	25	30	18	26	16	29
	MW±STABW	[mg/l]	431±790	234±327	189±189	189±230	318±529	153±105	119±100
	Median	[mg/l]	37	106	124	120	88	114	81

Parameter			MH_Zu_Gesamt	MH_Ab_Ref	MH_Ab_FTW	MH_Ab_Ref+RBF	OST_Zu_Gesamt	OST_Ab_REF	OST_Ab_FTW
MKW	n	[-]	31	29	30	23	30	21	34
	MW±STABW	[mg/l]	0,24±0,25	0,25±0,29	0,26±0,53	0,22±0,37	2,45±3,7	0,2±0,19	0,22±0,19
	Median	[mg/l]	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,51	< 0,01	0,12
Naphthalin	n	[-]	31	29	27	22	28	21	32
	MW±STABW	[µg/l]	0,01±0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,02±0,02	< 0,01	0,01±0,01
	Median	[µg/l]	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Acenaphthylen	n	[-]	31	29	27	22	28	21	32
	MW±STABW	[µg/l]	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,01±0,01	< 0,01	< 0,01
	Median	[µg/l]	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Acenaphthen	n	[-]	31	29	27	22	28	21	32
	MW±STABW	[µg/l]	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,02±0,02	< 0,01	< 0,01
	Median	[µg/l]	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,02	< 0,01	< 0,01
Fluoren	n	[-]	31	29	27	22	28	21	32
	MW±STABW	[µg/l]	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,05±0,05	< 0,01	< 0,01
	Median	[µg/l]	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,04	< 0,01	< 0,01
Phenanthren	n	[-]	31	29	27	22	28	21	32
	MW±STABW	[µg/l]	0,02±0,019	0,017±0,011	0,015±0,011	0,01±0,003	0,2±0,25	0,02±0,02	0,03±0,03
	Median	[µg/l]	0,01	0,01	0,01	< 0,01*	0,12	< 0,01	< 0,01
Anthracen	n	[-]	31	29	27	22	28	21	32
	MW±STABW	[µg/l]	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,03±0,03	< 0,01	< 0,01
	Median	[µg/l]	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,02	< 0,01	< 0,01
Fluoranthren	n	[-]	31	29	27	22	28	21	32
	MW±STABW	[µg/l]	0,03±0,04	0,02±0,02	0,02±0,02	< 0,01	0,32±0,36	0,03±0,04	0,04±0,05
	Median	[µg/l]	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01*	0,23	< 0,01	< 0,01
Pyren	n	[-]	31	29	27	22	28	21	32
	MW±STABW	[µg/l]	0,04±0,05	0,03±0,03	0,02±0,02	< 0,01	0,38±0,46	0,03±0,04	0,04±0,06
	Median	[µg/l]	0,02	< 0,01	< 0,01	< 0,01*	0,25	< 0,01	< 0,01
Benz(a)anthracen	n	[-]	31	29	27	22	28	21	32
	MW±STABW	[µg/l]	0,01±0,01	0,01±0,01	0,01±0,01	< 0,01	0,07±0,09	0,01±0,01	0,01±0,01
	Median	[µg/l]	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,04	< 0,01	< 0,01
Chrysen	n	[-]	31	29	27	22	28	21	32
	MW±STABW	[µg/l]	0,02±0,02	0,01±0,01	0,01±0,01	< 0,01	0,1±0,12	0,01±0,01	0,02±0,02
	Median	[µg/l]	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,05	< 0,01	< 0,01

Parameter			MH_Zu_Gesamt	MH_Ab_Ref	MH_Ab_FTW	MH_Ab_Ref+RBF	OST_Zu_Gesamt	OST_Ab_REF	OST_Ab_FTW
Benzo(b)fluoranthen	n	[-]	31	29	27	22	28	21	32
	MW±STABW	[µg/l]	0,02±0,01	0,01±0,01	0,01±0,01	0,01±0,01	0,13±0,15	0,01±0,01	0,02±0,02
	Median	[µg/l]	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,08	< 0,01	< 0,01
Benzo(k)fluoranthen	n	[-]	31	29	27	22	28	21	32
	MW±STABW	[µg/l]	0,01±0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,05±0,06	0,01±0,01	0,01±0,01
	Median	[µg/l]	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,03	< 0,01	< 0,01
Benzo(a)pyren	n	[-]	31	29	27	22	28	21	32
	MW±STABW	[µg/l]	0,02±0,02	0,01±0,01	0,01±0,01	< 0,01	0,08±0,09	0,01±0,01	0,01±0,01
	Median	[µg/l]	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,05	< 0,01	< 0,01
Indeno(1,2,3,c,d)pyren	n	[-]	31	29	27	22	28	21	32
	MW±STABW	[µg/l]	0,01±0,01	0,01±0,01	< 0,01	< 0,01	0,06±0,08	0,01±0,01	0,01±0,01
	Median	[µg/l]	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,03	< 0,01	< 0,01
Dibenz(a,h)anthracen	n	[-]	31	29	27	22	28	21	32
	MW±STABW	[µg/l]	< 0,01	0,01±0,01	< 0,01	< 0,01	0,02±0,03	< 0,01	0,01±0,01
	Median	[µg/l]	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Benzo(g,h,i)perylene	n	[-]	31	29	27	22	28	21	32
	MW±STABW	[µg/l]	0,01±0,01	0,01±0,01	0,01±0,01	< 0,01	0,09±0,11	0,01±0,01	0,01±0,01
	Median	[µg/l]	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,05	< 0,01	< 0,01
ΣPAK	n	[-]	30	28	26	22	28	21	32
	MW±STABW	[µg/l]	0,23±0,18	0,19±0,1	0,17±0,11	0,15±0,06	1,61±1,89	0,22±0,18	0,26±0,24
	Median	[µg/l]	0,18	0,17	0,16	0,16*	1,09	0,16	0,17

*signifikant niedrigere Ablaufwerte im Vergleich zur Referenzkammer (Ergebnisse Mittelwertvergleich)

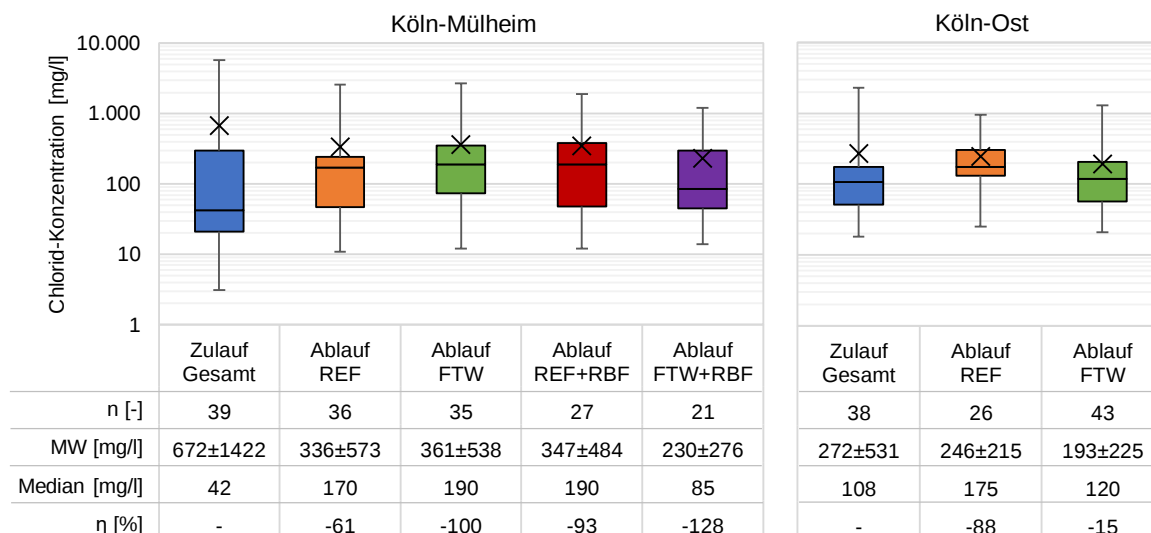


Abbildung E.1: Chlorid-Konzentrationen im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η)

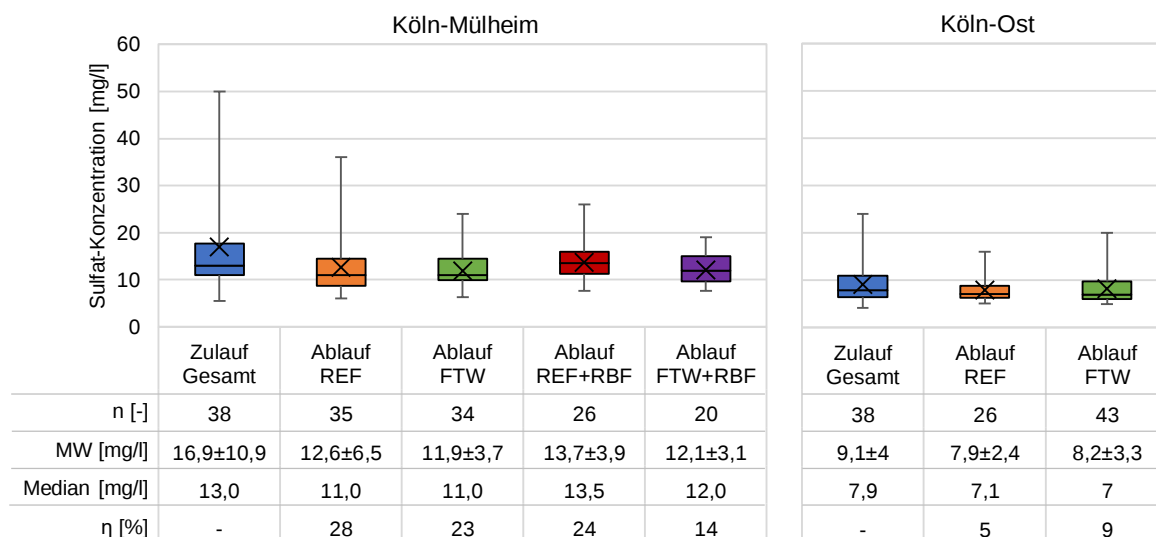


Abbildung E.2: Sulfat-Konzentrationen im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η)

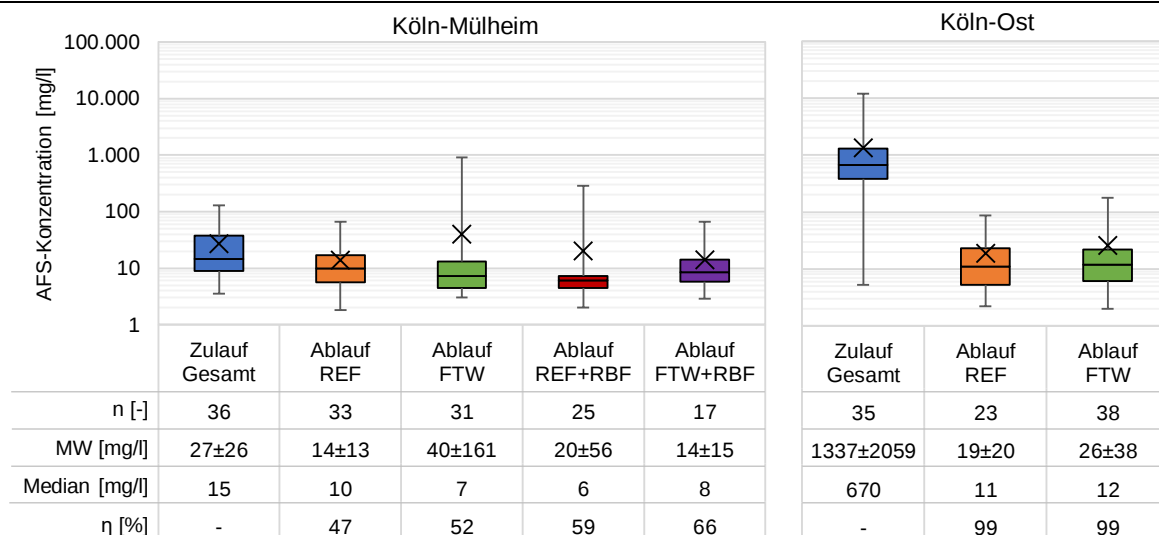


Abbildung E.3: AFS-Konzentrationen im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η)

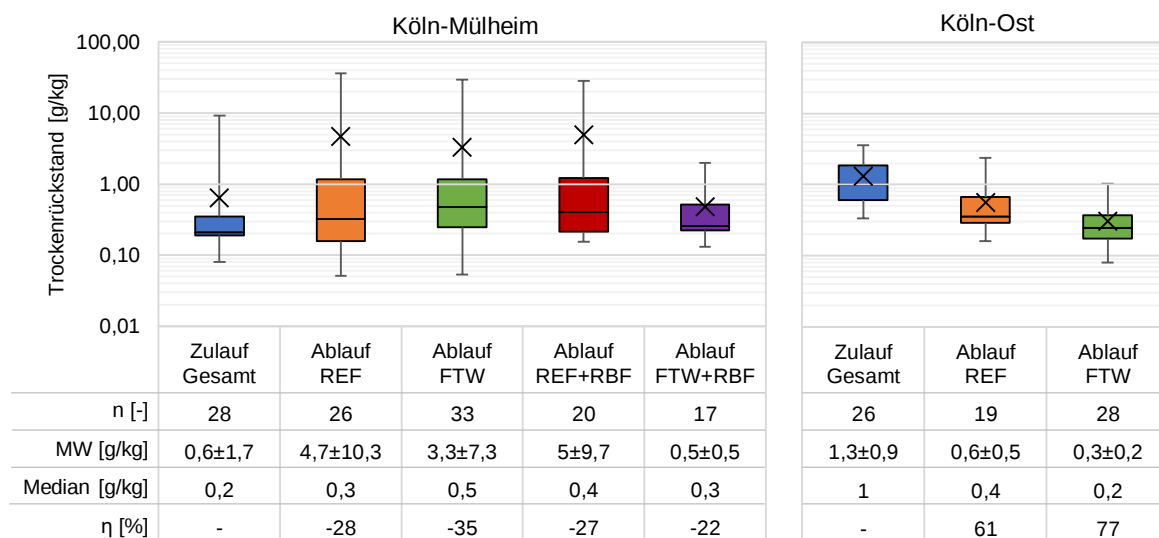


Abbildung E.4: TR im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η)

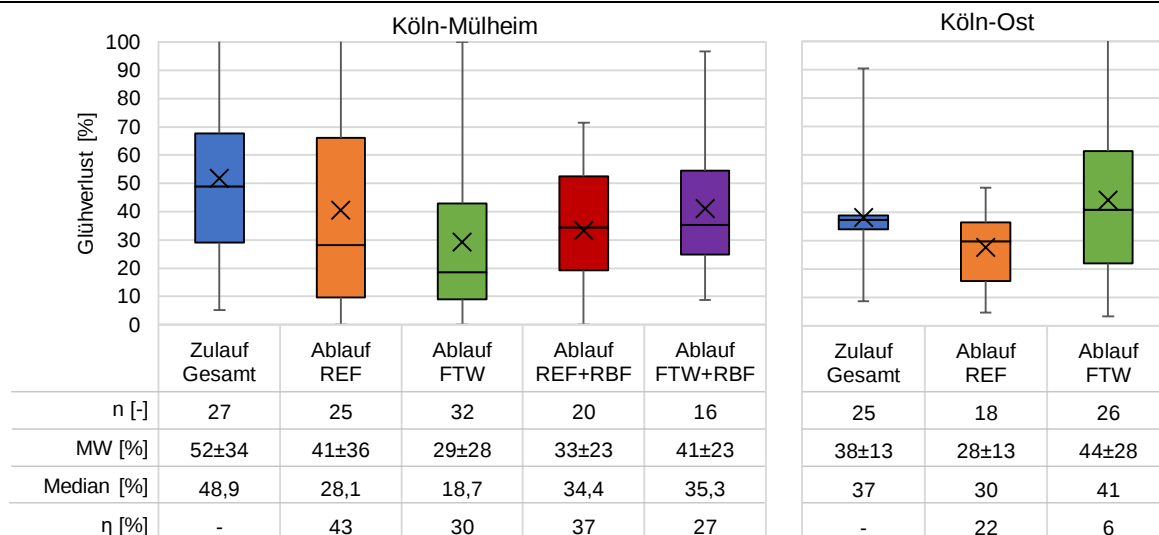


Abbildung E.5: GV im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η)

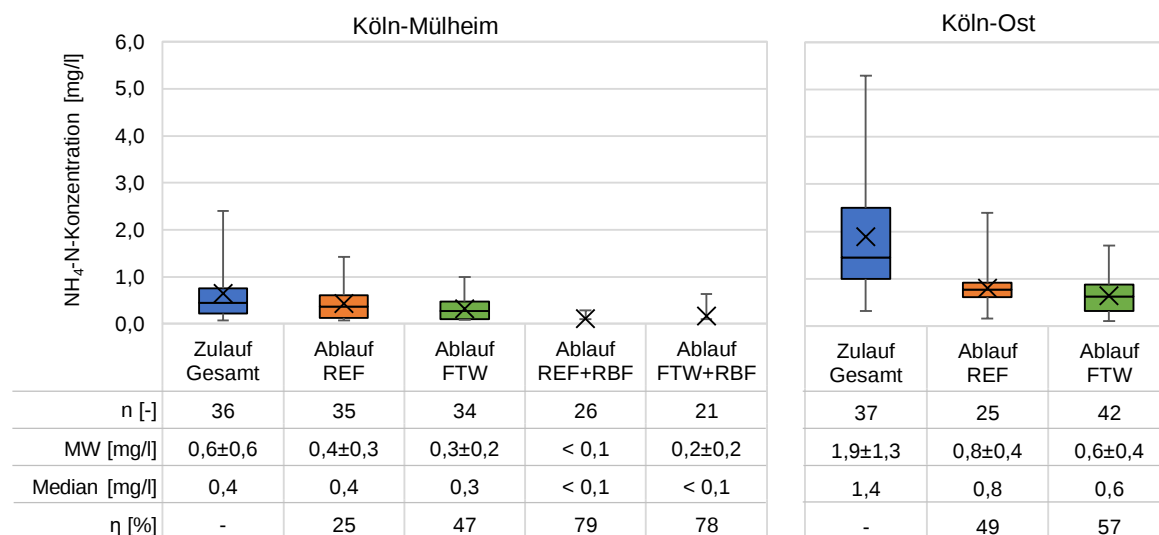


Abbildung E.6: NH₄-N-Konzentrationen im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η)

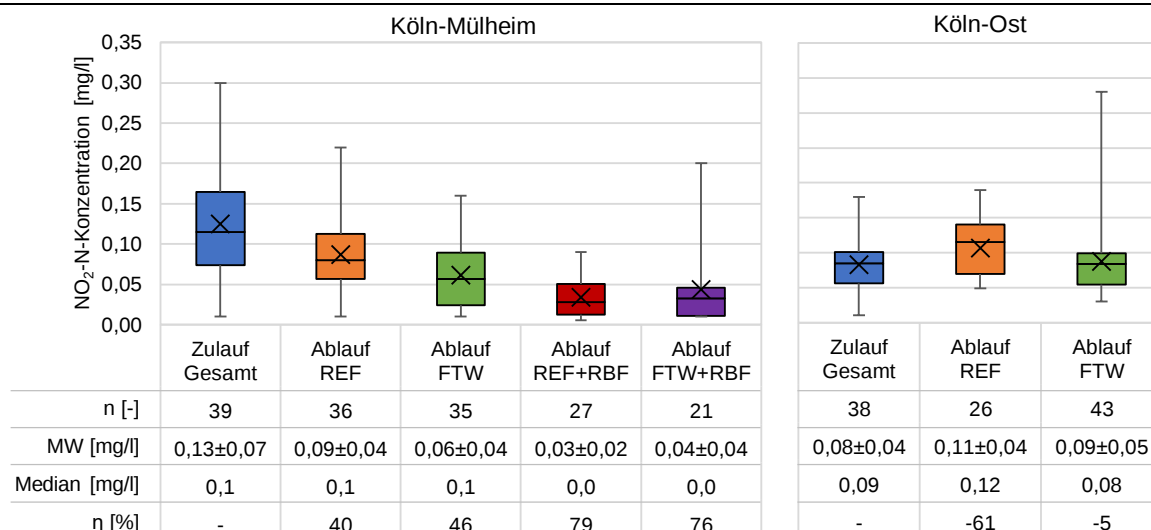


Abbildung E.7: NO₂-N-Konzentrationen im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η)

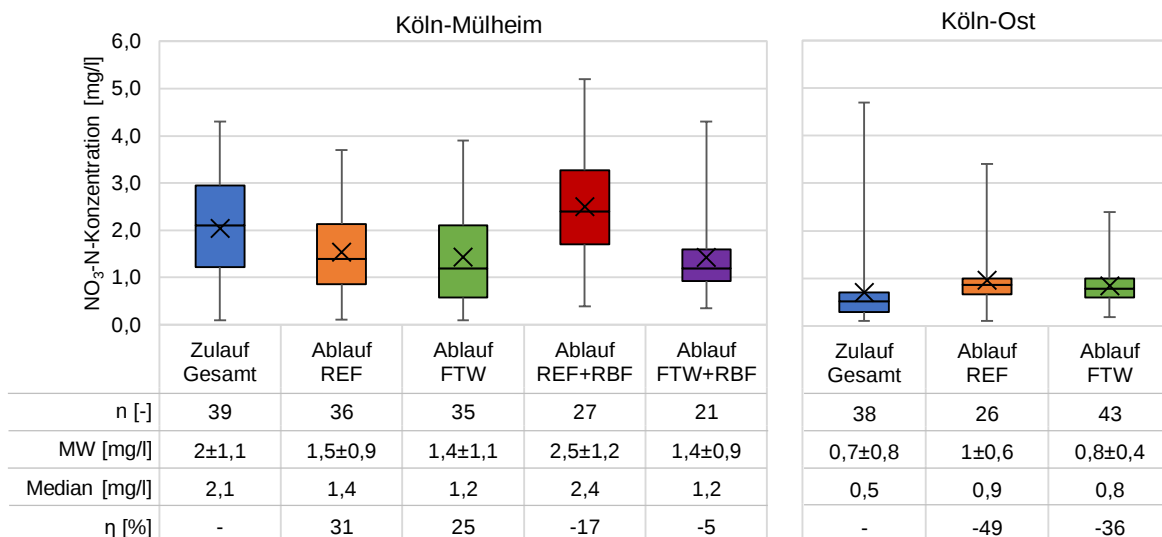


Abbildung E.8: NO₃-N-Konzentrationen im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η)

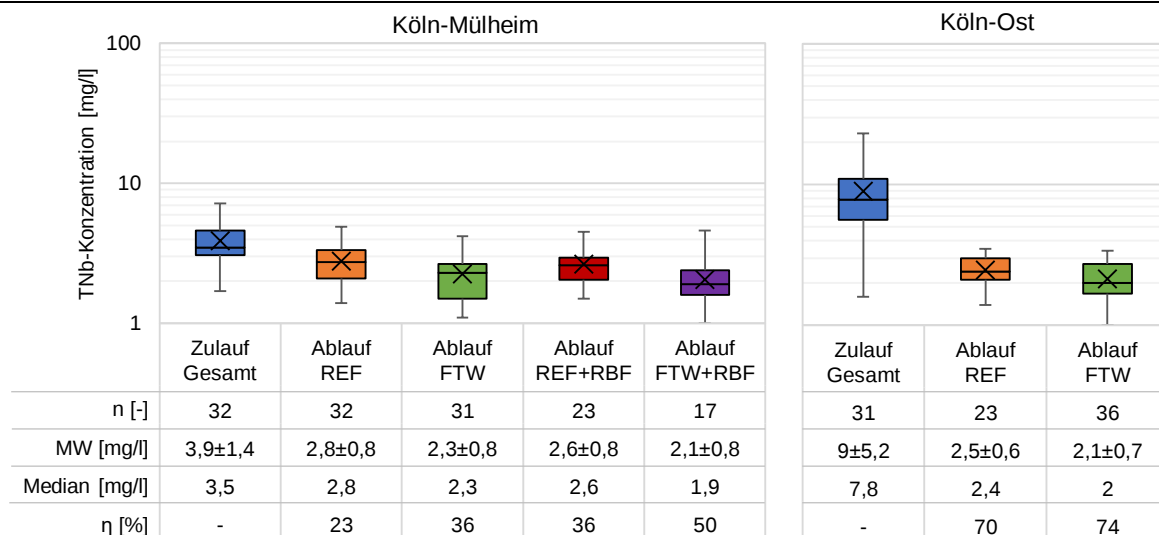


Abbildung E.9: TNb-Konzentrationen im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η)

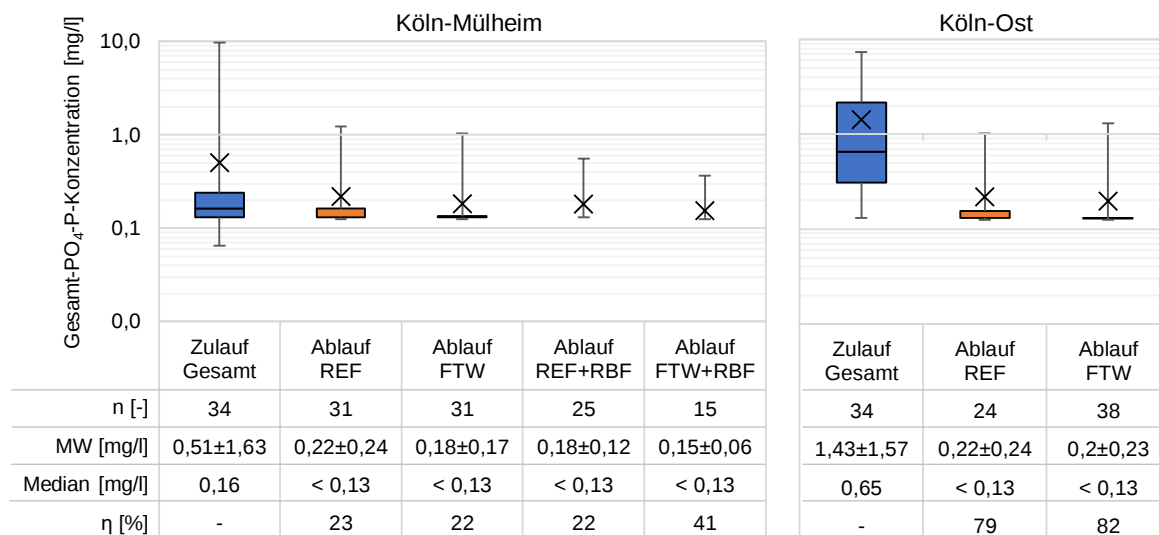


Abbildung E.10: Ges-PO₄-P-Konzentrationen im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η)

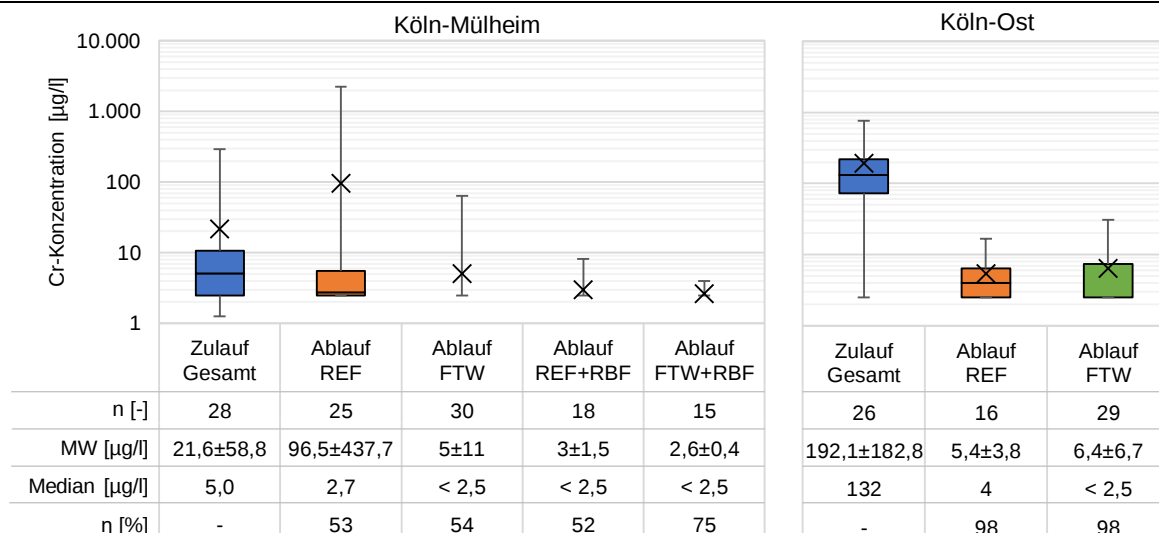


Abbildung E.11: Cr-Konzentrationen im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η)

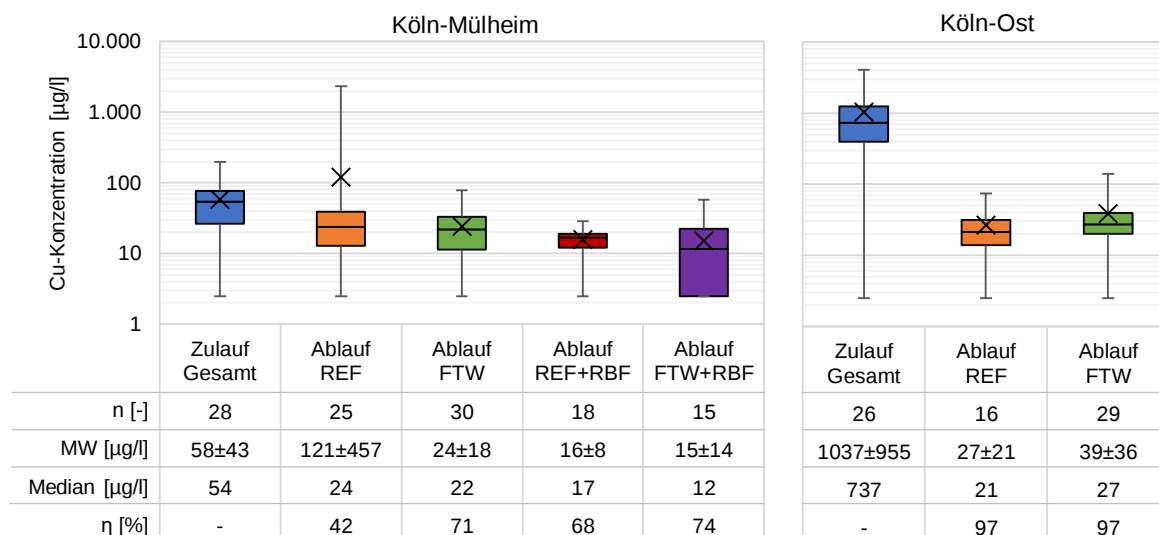


Abbildung E.12: Cu-Konzentrationen im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η)

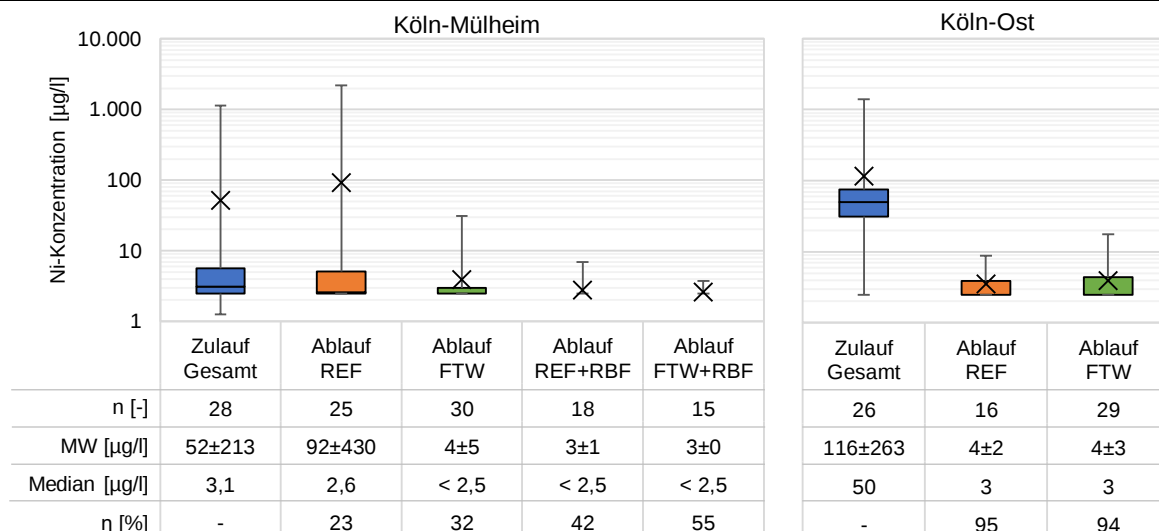


Abbildung E.13: Ni-Konzentrationen im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η)

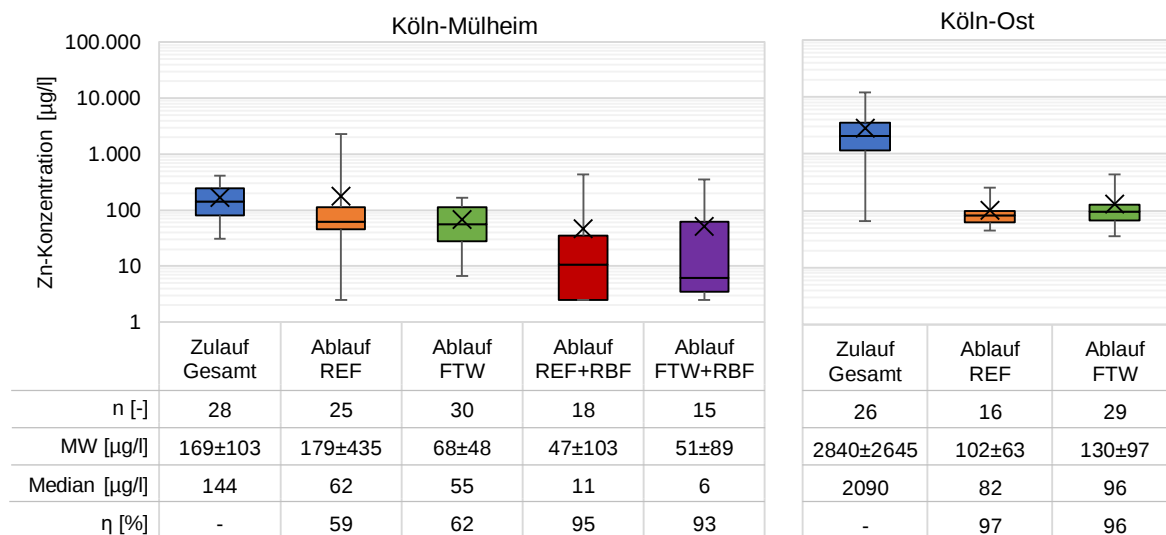


Abbildung E.14: Zn-Konzentrationen im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η)

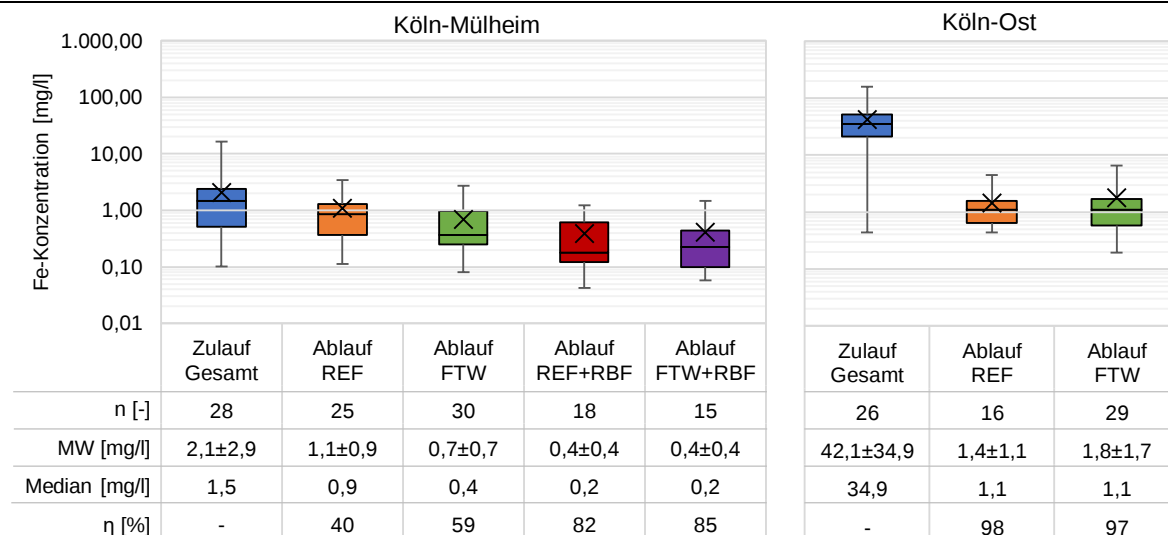


Abbildung E.15: Fe-Konzentrationen im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η)

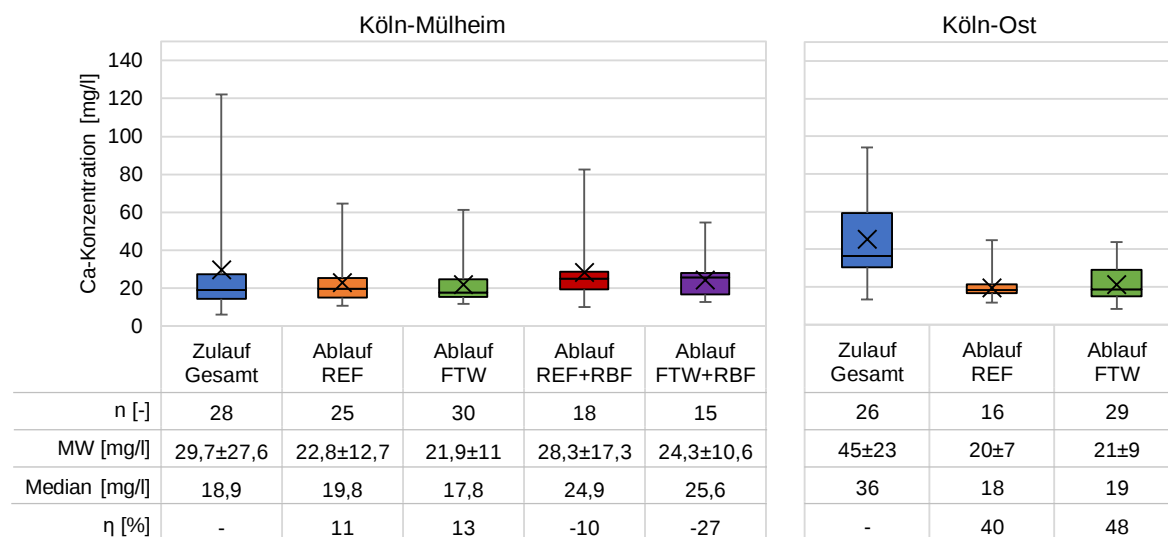


Abbildung E.16: Ca-Konzentrationen im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η)

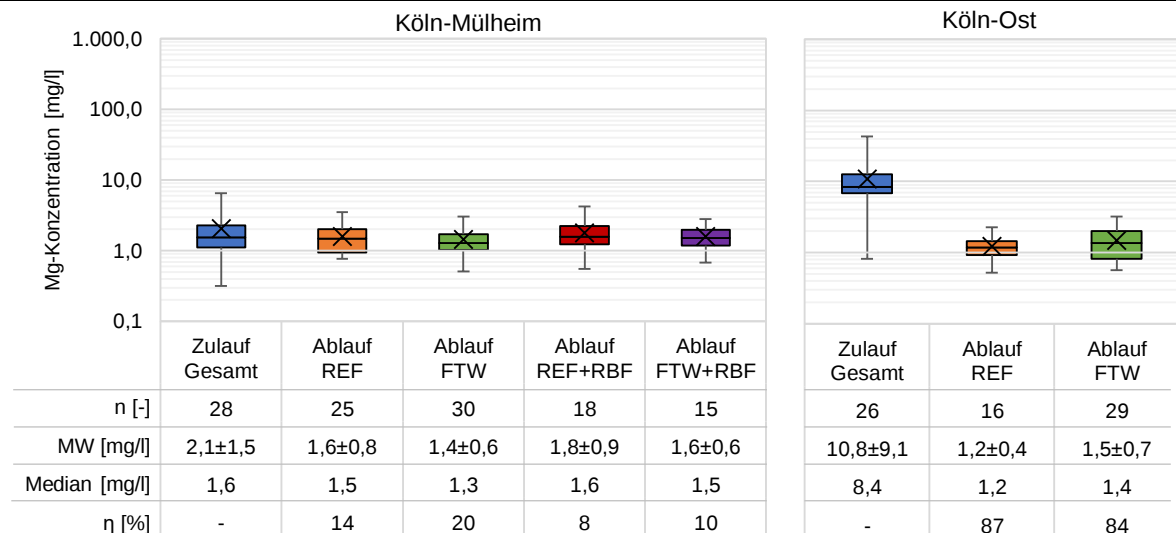


Abbildung E.17: Mg-Konzentrationen im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η)

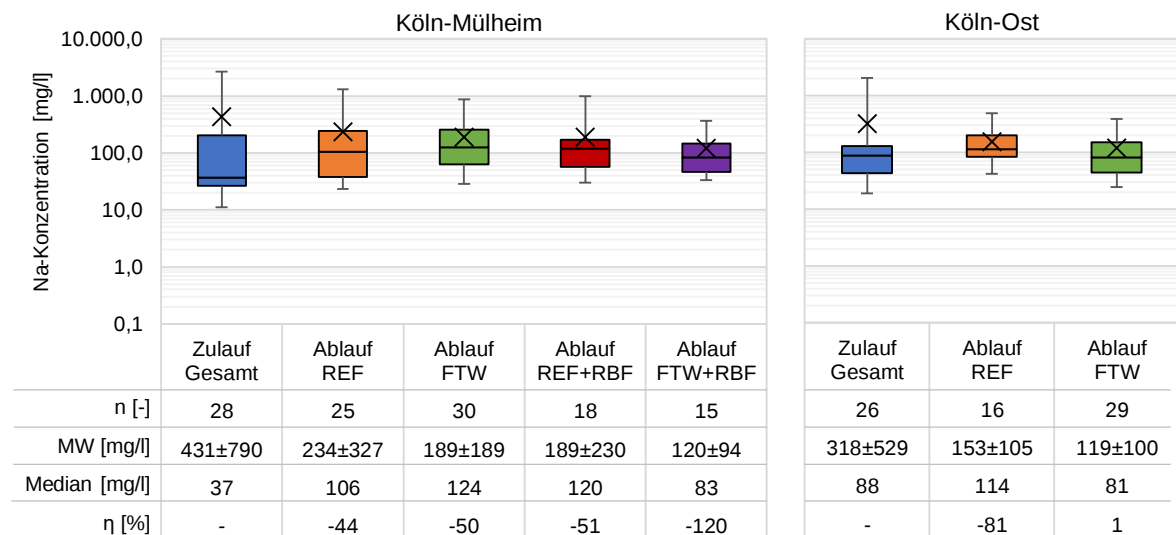


Abbildung E.18: Na-Konzentrationen im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η)

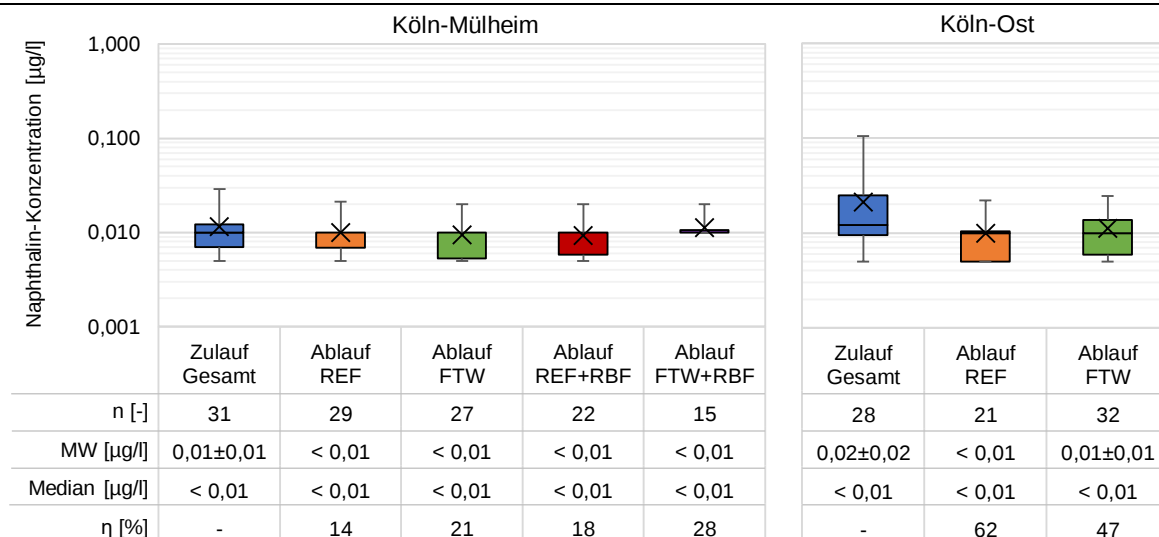


Abbildung E.19: Naphthalin-Konzentrationen im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η)

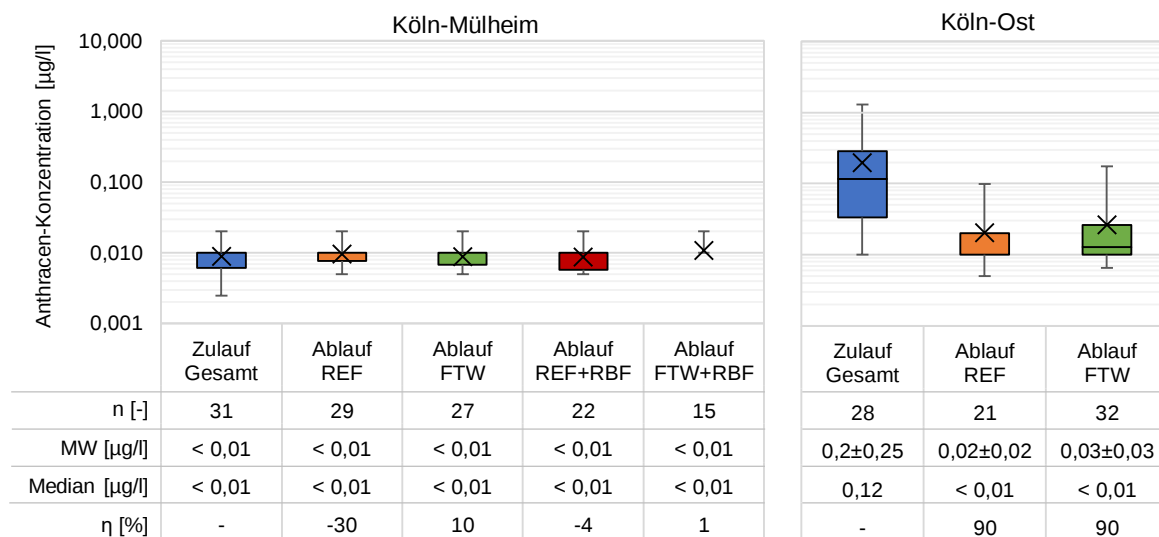


Abbildung E.20: Anthracen-Konzentrationen im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η)

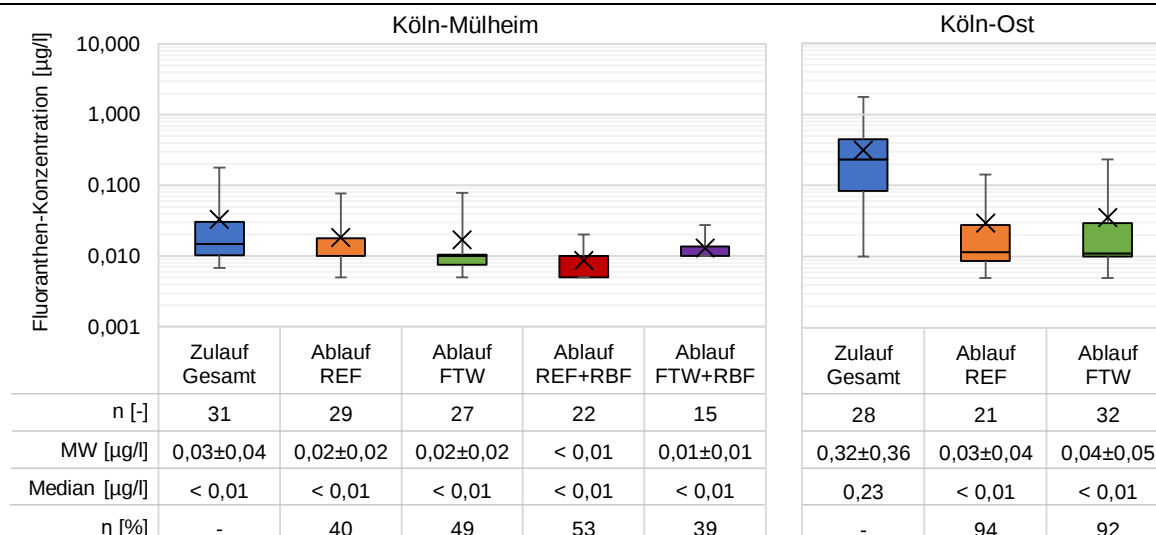


Abbildung E.21: Fluoranthen-Konzentrationen im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η)

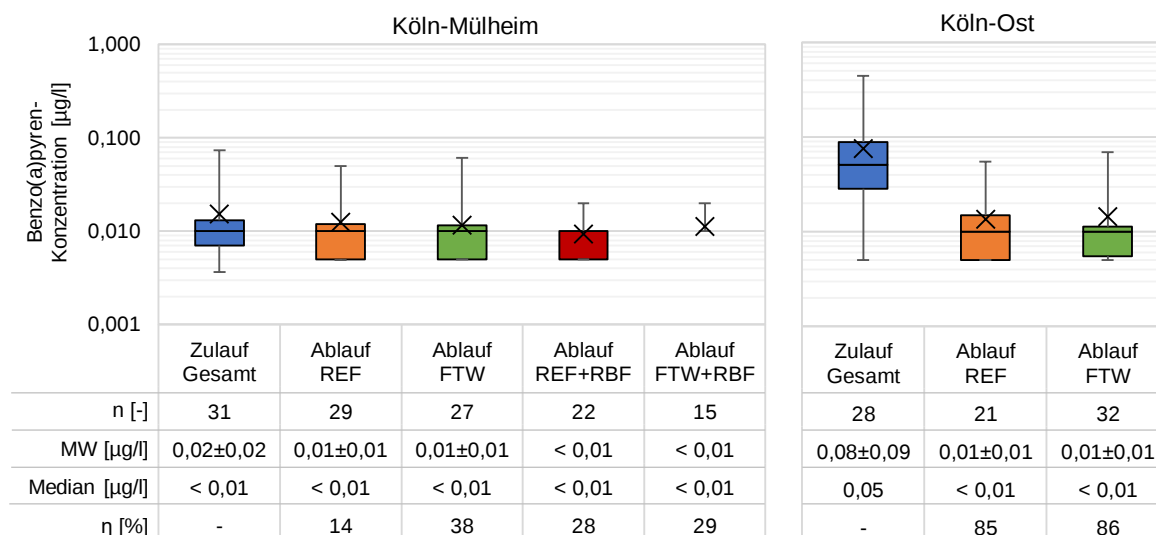


Abbildung E.22: Benzo(a)pyren-Konzentrationen im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η)

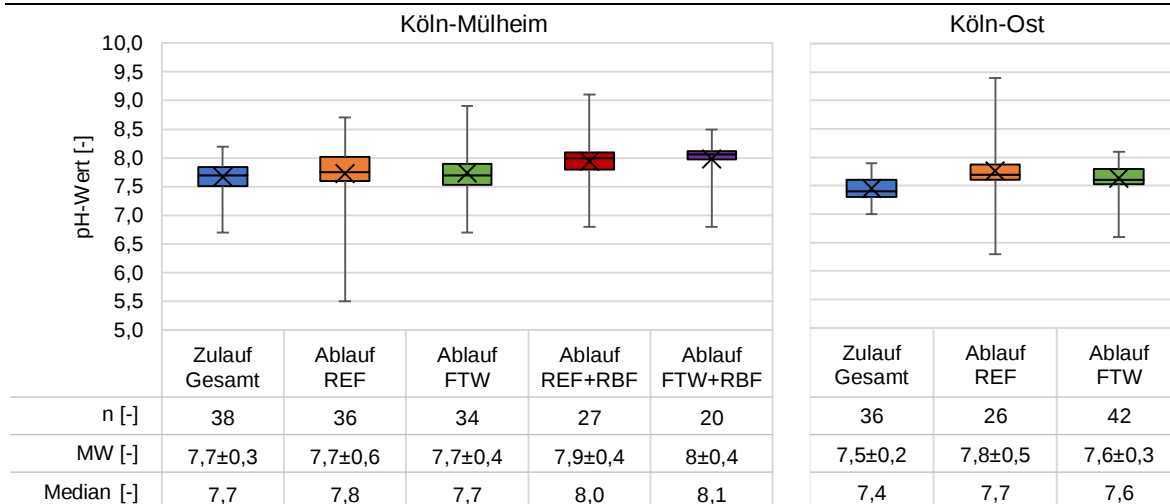


Abbildung E.23: pH-Wert im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η)

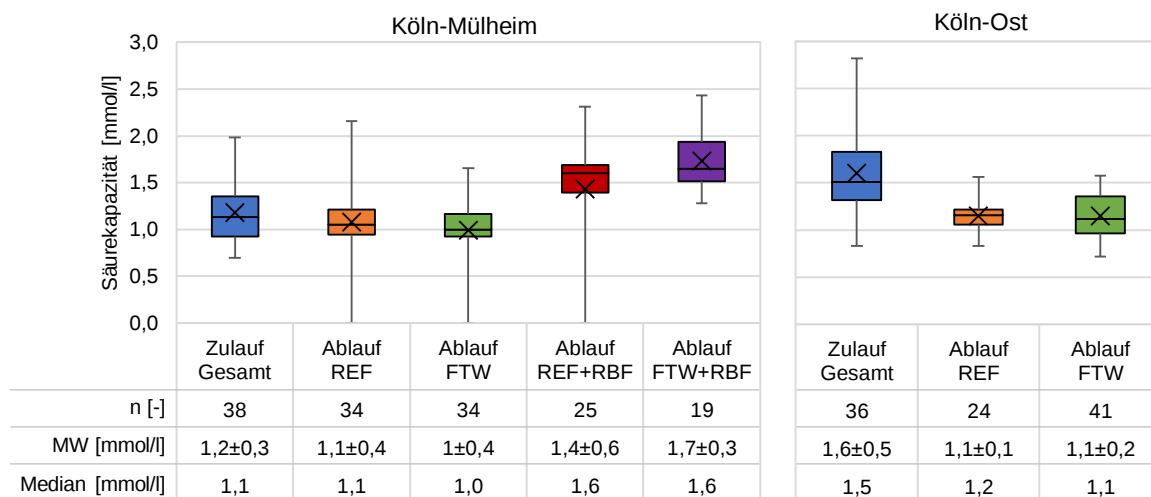


Abbildung E.24: KS 4,3 im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η)

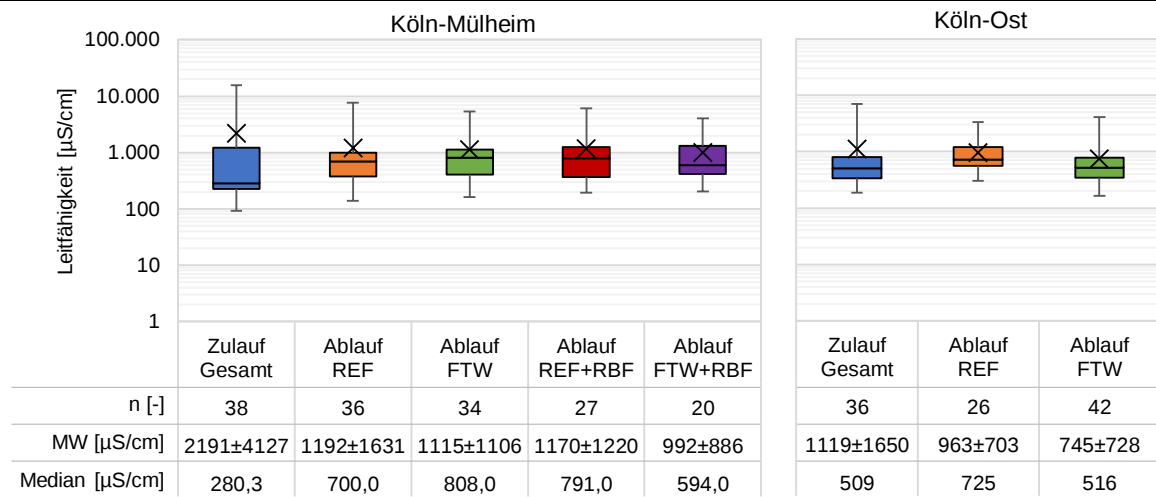


Abbildung E.25: Leitfähigkeit im Zu- und Ablauf in Köln-Mülheim (links) und Köln-Ost (rechts) unter Angabe des Mittelwerts mit Standardabweichung (MW), des Medians der Werte sowie dem Median des Rückhalts (η)

Anhang F: Ergebnisse der Sedimentbeprobung

Tabelle F.1: Ergebnisse der Sedimentbeprobung

				pH	Leitfähig keit	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	Chlorid	Sulfat	TNb	Gesamt- PO ₄ -P	AFS ₆₃	AFS	Säureka pazität 4,3
			-	µS/cm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mmol/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Köln-Mülheim	FTW	vorne	n	6	6	4	6	5	5	6	4	4	2	4	5
			min	6,6	210	0,7	0,01	0,1	13	5	7,9	1	2000	6000	3
			max	7,6	3930	3,7	0,094	1	1200	18	40	19,02	4400	36000	48,412
			Median	7	2197	1,895	0,042	0,55	140	8,3	25	10,563	3200	8450	3,868
		mitte	n	6	6	4	6	6	5	6	4	4	2	4	5
			min	6,8	178	0,72	0,01	0,1	8,4	6,5	6,9	1	1200	1400	2,2
			max	7,9	3910	2,2	0,088	1	1100	19	58	15,54	2700	13000	10,658
			Median	7,15	1881,5	1,2	0,0405	0,53	44	9,4	27,5	4,245	1950	2400	3,144
		hinten	n	6	6	4	6	6	5	6	4	4	2	4	5
			min	6,9	164	0,27	0,01	0,1	8,3	6,8	3,6	1	1700	670	1,7
			max	7,9	3980	0,6	0,097	1,3	940	19	15	4,81	5800	8700	130,21
			Median	7,2	1581,5	0,59	0,048	0,8	50	10,5	8,85	3,312	3750	2000	2,62
	REF	vorne	n	4	4	3	4	4	4	4	3	3	2	3	3
			min	6,8	180	0,31	0,01	0,1	12	5	3,6	1	1200	1500	1,432
			max	7,1	6370	3,9	0,051	1,7	1700	15	67	15,895	1900	6900	70,316
			Median	7	3095	2,9	0,01	0,1	985	6,4	14	2,67	1550	2400	3,13
		mitte	n	4	4	3	4	4	4	4	3	3	2	3	3
			min	6,7	170	0,52	0,01	0,1	12	7,3	4,4	1	2900	3100	2,524
			max	7,3	6560	2,1	0,16	1,3	1700	16	28	11,43	3400	7300	56,564
			Median	7,1	2072,5	1,9	0,0255	0,1	582,5	8,55	16	5,17	3150	4400	3,05
		hinten	n	4	4	3	4	4	4	4	3	3	2	3	3
			min	6,8	160	0,22	0,01	0,1	11	5	6,2	0,27	630	680	1,294
			max	7,4	6150	1,9	0,07	1,6	1600	18	11	5,295	1900	2100	49,021

				pH	Leitfähig keit	NH4-N	NO2-N	NO3-N	Chlorid	Sulfat	TNb	Gesamt- PO4-P	AFS ₆₃	AFS	Säureka pazität ^{4,3}
			-	µS/cm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mmol/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
			Median	7,15	2381,5	1,4	0,0345	0,185	721	7,7	6,5	1,45	1265	2000	2,3
Köln-Ost	FTW	vorne	n	2	2	1	2	2	2	2	1	1	-	1	1
			min	7	3080	3,1	0,0053	0,1	900	5	17	6,66	-	510	33,132
			max	7,1	8810	3,1	0,01	0,1	2400	14	17	6,66	-	510	33,132
			Median	7,05	5945	3,1	0,00765	0,1	1650	9,5	17	6,66	-	510	33,132
		mitte	n	2	2	1	2	2	2	2	1	1	-	1	1
			min	7,1	1880	2,9	0,01	0,1	480	5	5	1	-	130	12,682
			max	7,1	8850	2,9	0,01	0,19	2600	19	5	1	-	130	12,682
			Median	7,1	5365	2,9	0,01	0,145	1540	12	5	1	-	130	12,682
		hinten	n	2	2	1	2	2	2	2	1	1	-	1	1
			min	7,2	6580	2,8	0,01	0,1	1600	5	9,8	2,67	-	520	18,06
			max	7,2	8810	2,8	0,01	0,26	2500	15	9,8	2,67	-	520	18,06
			Median	7,2	7695	2,8	0,01	0,18	2050	10	9,8	2,67	-	520	18,06
	REF	vorne	n	2	2	1	2	2	2	2	1	1	-	1	1
			min	6,9	6320	3,1	0,0057	0,1	0,25	5	12	3,29	-	840	49,8
			max	7,2	11700	3,1	0,01	0,13	3200	20	12	3,29	-	840	49,8
			Median	7,05	9010	3,1	0,00785	0,115	1600	12,5	12	3,29	-	840	49,8
		mitte	n	2	2	1	2	2	2	2	1	1	-	1	1
			min	7,1	6760	3,1	0,0069	0,1	1600	5	15	5	-	1500	10,434
			max	7,2	21100	3,1	0,01	0,1	3200	19	15	5	-	1500	10,434
			Median	7,15	13930	3,1	0,00845	0,1	2400	12	15	5	-	1500	10,434
		hinten	n	2	2	1	2	2	2	2	1	1	-	1	1
			min	7,1	1410	3,1	0,012	0,1	410	10,9	7,6	2,29	-	280	11,974
			max	7,2	12200	3,1	0,02	0,21	3300	21	7,6	2,29	-	280	11,974
			Median	7,15	6805	3,1	0,016	0,155	1855	15,95	7,6	2,29	-	280	11,974

			Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Ca	Mg	Na	Fe
			mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	g/kg	%	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Köln-Mülheim	FTW	vorne	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
			0,001	0,298	1,63	0,165	0,755	5,25	61,4	24,5	19,4	113
			1,51	147	672	61,2	195	2380	18600	11000	7860	44100
			0,01215	0,8545	4,265	0,531	1,585	14,2	147,5	76,6	620,5	336
		mitte	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
			0,001	0,111	0,494	0,063	0,192	1,75	33,1	11,3	13,9	45,2
			1,39	148	583	64,7	183	2010	12100	11900	3500	48800
			0,00618	0,56	2,895	0,346	0,911	9,535	106,2	47,25	617,5	387
		hinten	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
			0,001	0,113	0,577	0,0549	0,14	1,81	51,3	11,4	13,9	44,5
			1,36	141	570	64,8	172	1950	10200	11800	1630	49400
			0,003275	0,343	1,425	0,216	0,4735	4,7	61,9	28,85	509	134,5
	REF	vorne	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
			0,0025	0,183	0,834	0,0985	0,294	2,59	39,3	15,1	15,1	56,5
			1,51	145	675	60,4	183	2430	15600	10400	3040	39800
			0,01164	0,834	4,625	0,4445	1,458	14,025	162,8	75,7	1014	302
		mitte	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
			0,0025	0,269	1,63	0,152	0,448	5,36	103	28,3	21,5	106
			1,48	138	596	62,9	185	2030	11500	11300	2970	45900
			0,009815	0,735	3,87	0,389	1,214	10,925	105,5	63,15	874,5	252
		hinten	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
			0,0025	0,0712	0,364	0,0379	0,104	1,07	39,2	9,42	14,8	34
			1,51	161	641	64,2	182	2130	10500	11700	2200	46900
			0,0025	0,2215	1,155	0,11765	0,3105	3,44	75	19,4	918,5	78

			Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Ca	Mg	Na	Fe
			mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	g/kg	%	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Köln-Ost	FTW	vorne	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
			0,0025	0,425	2,97	0,168	0,533	7,95	112	27	1530	123
			1,49	206	1060	62,8	179	3050	22700	11300	35100	59200
			0,74625	103,2125	531,485	31,484	89,7665	1528,975	11406	5663,5	18315	29661,5
		mitte	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
			0,0025	0,041	0,24	0,0151	0,047	0,795	74,4	6,13	1460	20,3
			1,55	237	1210	70,5	200	3320	16500	12000	21500	58500
			0,77625	118,5205	605,12	35,25755	100,0235	1660,3975	8287,2	6003,065	11480	29260,15
		hinten	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
			0,0025	0,18	1,04	0,0657	0,195	2,92	88,1	12,9	1570	65,7
			1,26	198	1040	60,7	173	2990	19000	10700	48700	47700
			0,63125	99,09	520,52	30,38285	86,5975	1496,46	9544,05	5356,45	25135	23882,85
	REF	vorne	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
			0,0025	0,174	1,08	0,0644	0,191	3,11	97,4	13,7	2080	62,6
			1,35	206	1000	60,3	164	2940	20500	10700	49800	48000
			0,67625	103,087	500,54	30,1822	82,0955	1471,555	10298,7	5356,85	25940	24031,3
		mitte	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
			0,0025	0,266	1,68	0,1	0,291	4,64	108	18,3	2160	94
			1,28	212	1040	63,6	181	3090	20000	11300	30000	48200
			0,64125	106,133	520,84	31,85	90,6455	1547,32	10054	5659,15	16080	24147
		hinten	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
			0,0025	0,0942	0,581	0,0337	0,101	1,66	93,8	9,55	2150	38,1
			1,66	252	1310	70,1	211	3540	14600	11800	20400	61200
			0,83125	126,0471	655,2905	35,06685	105,5505	1770,83	7346,9	5904,775	11275	30619,05

			MKW	Naphthalin	Acenaphthylen	Acenaphthen	Fluoren	Phenanthren	Anthracen	Fluoranthren	Pyren	Benz(a)anthracen	Chrysen	Benzo(b)fluoranthren	Benzo(k)fluoranthren	Benzo(a)pyren	Indeno(1,2,3,c,d)pyren	Dibenz(a,h)anthracen	Benzo(g,h,i)perylene
			µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l							
Köln-Mülheim	FTW	vorne	6,000	5,000	5,000	5,000	6,000	6,000	6,000	6,000	6,000	6,000	6,000	6,000	6,000	6,000	6,000	6,000	6,000
			0,050	0,010	0,009	0,010	0,010	0,015	0,010	0,027	0,042	0,010	0,016	0,022	0,010	0,017	0,010	0,010	0,023
			5,900	0,060	0,018	0,034	0,124	0,903	0,201	2,380	2,800	1,030	0,971	1,530	0,470	0,760	0,528	0,374	0,717
			3,200	0,020	0,010	0,019	0,067	0,246	0,038	0,469	0,542	0,145	0,171	0,232	0,101	0,163	0,171	0,089	0,069
		mitte	6,000	5,000	5,000	5,000	6,000	6,000	6,000	6,000	6,000	6,000	6,000	6,000	6,000	6,000	6,000	6,000	6,000
			0,350	0,010	0,006	0,009	0,024	0,080	0,011	0,142	0,159	0,040	0,046	0,057	0,026	0,045	0,050	0,012	0,011
			7,200	0,059	0,014	0,016	0,071	0,517	0,147	1,320	1,510	0,954	0,795	1,180	0,252	0,456	0,284	0,228	0,362
			4,450	0,010	0,010	0,011	0,034	0,123	0,028	0,363	0,431	0,123	0,158	0,201	0,090	0,141	0,096	0,045	0,164
		hinten	6,000	5,000	5,000	5,000	6,000	6,000	6,000	6,000	6,000	6,000	6,000	6,000	6,000	6,000	6,000	6,000	6,000
			0,050	0,010	0,010	0,010	0,010	0,021	0,006	0,062	0,074	0,018	0,027	0,032	0,013	0,025	0,013	0,010	0,010
			50,000	1,090	0,224	0,739	3,000	11,500	1,660	21,800	31,000	5,820	7,570	11,300	5,390	7,470	6,330	2,080	10,100
			3,300	0,010	0,010	0,010	0,037	0,125	0,021	0,310	0,299	0,100	0,133	0,168	0,072	0,115	0,134	0,076	0,054
	REF	vorne	4,000	4,000	4,000	4,000	4,000	4,000	4,000	4,000	4,000	4,000	4,000	4,000	4,000	4,000	4,000	4,000	4,000
			0,050	0,010	0,010	0,014	0,045	0,118	0,017	0,193	0,210	0,052	0,058	0,068	0,032	0,056	0,055	0,026	0,013
			6,900	0,037	0,012	0,022	0,066	0,291	0,040	0,680	0,873	0,218	0,284	0,293	0,148	0,213	0,267	0,190	0,167
			2,400	0,031	0,011	0,017	0,053	0,182	0,027	0,375	0,455	0,094	0,115	0,143	0,086	0,092	0,097	0,039	0,107
		mitte	4,000	4,000	4,000	4,000	4,000	4,000	4,000	4,000	4,000	4,000	4,000	4,000	4,000	4,000	4,000	4,000	4,000
			0,050	0,010	0,010	0,010	0,011	0,038	0,010	0,070	0,079	0,023	0,026	0,033	0,016	0,025	0,028	0,010	0,010
			5,500	0,049	0,016	0,034	0,129	0,471	0,055	0,869	1,030	0,329	0,444	0,502	0,238	0,322	0,382	0,256	0,331
			3,750	0,024	0,012	0,016	0,044	0,169	0,033	0,425	0,491	0,132	0,147	0,242	0,099	0,168	0,136	0,049	0,104
		hinten	4,000	4,000	4,000	4,000	4,000	4,000	4,000	4,000	4,000	4,000	4,000	4,000	4,000	4,000	4,000	4,000	4,000
			0,050	0,010	0,010	0,010	0,010	0,011	0,010	0,027	0,042	0,014	0,020	0,028	0,010	0,019	0,010	0,010	0,010
			4,800	0,035	0,014	0,031	0,117	0,402	0,065	0,814	0,952	0,329	0,449	0,527	0,242	0,321	0,404	0,310	0,188
			1,950	0,021	0,010	0,013	0,040	0,127	0,026	0,301	0,343	0,090	0,103	0,129	0,062	0,102	0,090	0,044	0,076

			MKW	Naphthalin	Acenaphthylen	Acenaphthen	Fluoren	Phenanthren	Anthracen	Fluoranthen	Pyren	Benz(a)anthracen	Chrysen	Benzo(b)fluoranthen	Benzo(k)fluoranthen	Benzo(a)pyren	Indeno(1,2,3,c,d)pyren	Dibenz(a,h)anthracen	Benzo(g,h,i)perylen
			µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l							
Köln-Ost	FTW	vorne	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000
			0,310	0,010	0,010	0,010	0,024	0,161	0,019	0,264	0,313	0,051	0,063	0,079	0,035	0,049	0,037	0,010	0,056
			5,100	0,025	0,010	0,013	0,052	0,173	0,023	0,371	0,373	0,063	0,095	0,153	0,071	0,101	0,048	0,020	0,084
			2,705	0,017	0,010	0,011	0,038	0,167	0,021	0,318	0,343	0,057	0,079	0,116	0,053	0,075	0,043	0,015	0,070
		mitte	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000
			0,700	0,010	0,010	0,010	0,010	0,077	0,015	0,150	0,164	0,034	0,055	0,074	0,024	0,052	0,024	0,010	0,046
			3,500	0,019	0,010	0,013	0,054	0,173	0,027	0,355	0,413	0,086	0,113	0,130	0,060	0,084	0,068	0,030	0,102
		hinten	2,100	0,014	0,010	0,011	0,032	0,125	0,021	0,253	0,289	0,060	0,084	0,102	0,042	0,068	0,046	0,020	0,074
			2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000
			1,700	0,010	0,010	0,026	0,057	0,565	0,061	1,280	1,310	0,269	0,379	0,604	0,286	0,440	0,245	0,074	0,342
			13,000	0,050	0,015	0,037	0,127	0,646	0,110	1,340	1,430	0,464	0,543	0,689	0,291	0,554	0,442	0,128	0,488
			7,350	0,030	0,013	0,031	0,092	0,606	0,085	1,310	1,370	0,367	0,461	0,647	0,289	0,497	0,344	0,101	0,415
	REF	vorne	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000
			3,900	0,010	0,010	0,010	0,016	0,152	0,020	0,339	0,346	0,065	0,081	0,113	0,046	0,063	0,045	0,010	0,078
			5,400	0,042	0,010	0,025	0,095	0,283	0,034	0,388	0,469	0,067	0,095	0,149	0,058	0,087	0,063	0,023	0,093
			4,650	0,026	0,010	0,017	0,056	0,218	0,027	0,364	0,408	0,066	0,088	0,131	0,052	0,075	0,054	0,017	0,085
		mitte	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000
			1,400	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,025	0,010	0,015	0,015	0,010	0,014	0,010	0,010	0,014
			1,600	0,041	0,012	0,027	0,109	0,363	0,045	0,583	0,691	0,112	0,144	0,176	0,079	0,119	0,114	0,032	0,139
			1,500	0,026	0,011	0,018	0,060	0,187	0,028	0,297	0,358	0,061	0,080	0,095	0,044	0,067	0,062	0,021	0,077
		hinten	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000
			2,200	0,010	0,010	0,017	0,041	0,270	0,040	0,559	0,660	0,130	0,179	0,181	0,088	0,125	0,094	0,010	0,167
			10,000	0,025	0,011	0,020	0,089	0,386	0,041	0,848	0,863	0,168	0,244	0,406	0,166	0,244	0,141	0,040	0,207
			6,100	0,018	0,010	0,019	0,065	0,328	0,041	0,704	0,762	0,149	0,212	0,294	0,127	0,185	0,118	0,025	0,187

Anhang G: Ergebnisse der statistischen Auswertung

Tabelle G.1: Ergebnisse des Shapiro-Wilk-Tests auf Normalverteilungen für OST. Blau hinterlegt: Signifikanz $p > 0,05$ (normalverteilt)

	ZU	REF	η REF	FTW	η FTW
pH	0,184	0,000	0,020	0,001	0,367
Leitfähigkeit	0,000	0,000	0,002	0,000	0,005
NH ₄ -N	0,000	0,000	0,006	0,015	0,045
NO ₂ -N	0,834	0,137	0,000	0,000	0,000
NO ₃ -N	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000
Chlorid	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Sulfat	0,000	0,002	0,055	0,000	0,332
TNb	0,026	0,553	0,000	0,117	0,000
Gesamt-PO ₄ -P	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
AFS ₆₃	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
AFS	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Säurekapazität 4,3	0,091	0,397	0,431	0,181	0,001
Cd	0,000				
Cr	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000
Cu	0,000	0,025	0,000	0,000	0,000
Ni	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Pb	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Zn	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000
Ca	0,024	0,000	0,000	0,069	0,143
Mg	0,000	0,839	0,000	0,036	0,000
Na	0,000	0,004	0,252	0,000	0,003
Fe	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000
TR	0,008	0,000	0,000	0,000	0,000
GV zu TR	0,000	0,382	0,801	0,163	0,275
MKW	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Naphthalin	0,000	0,002	0,000	0,006	0,000
Acenaphthylen	0,000	0,000	0,699	0,000	0,714
Acenaphthen	0,000	0,000	0,433	0,000	0,001
Fluoren	0,000	0,007	0,012	0,001	0,001
Phenanthren	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Anthracen	0,000	0,001	0,019	0,000	0,018
Fluoranthren	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Pyren	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Benz(a)anthracen	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Chrysen	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Benzo(b)fluoranthren	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Benzo(k)fluoranthren	0,000	0,001	0,004	0,000	0,003
Benzo(a)pyren	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Indeno(1,2,3,c,d)pyren	0,000	0,000	0,016	0,000	0,000
Dibenz(a,h)anthracen	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Benzo(g,h,i)perylene	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
ΣPAK	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000

Tabelle G.2: Ergebnisse des Shapiro-Wilk-Tests auf Normalverteilungen für MH. Blau hinterlegt: Signifikanz $p > 0,05$ (normalverteilt)

	ZU	REF	η_{REF}	FTW	η_{FTW}	REF+ RBF	η_{REF+R} BF	FTW+ RBF	η_{FTW+R} BF
pH	0,052	0,000	0,000	0,020	0,000	0,002	0,052	0,001	0,537
Leitfähigkeit	0,000	0,000	0,007	0,000	0,015	0,000	0,101	0,000	0,189
NH ₄ -N	0,000	0,001	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000
NO ₂ -N	0,035	0,053	0,000	0,028	0,000	0,007	0,020	0,000	0,000
NO ₃ -N	0,389	0,112	0,000	0,004	0,000	0,720	0,000	0,004	0,000
Chlorid	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,017
Sulfat	0,000	0,000	0,000	0,019	0,000	0,043	0,200	0,355	0,324
TNb	0,019	0,497	0,221	0,077	0,225	0,115	0,503	0,008	0,114
Gesamt-PO ₄ -P	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,205	0,000	0,615
AFS ₆₃	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
AFS	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Säurekapazität 4,3	0,003	0,001	0,024	0,004	0,051	0,182	0,620	0,356	0,010
Cd	0,000	0,000							
Cr	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,636	0,000	0,955
Cu	0,005	0,000	0,000	0,021	0,022	0,040	0,540	0,003	0,652
Ni	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,206	0,000	0,473
Pb	0,000	0,000	0,000	0,000	0,050	0,000	0,891	0,000	0,437
Zn	0,036	0,000	0,000	0,011	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000
Ca	0,000	0,001	0,714	0,000	0,002	0,001	0,029	0,023	0,955
Mg	0,000	0,000	0,000	0,036	0,439	0,064	0,056	0,358	0,644
Na	0,000	0,000	0,203	0,000	0,072	0,000	0,688	0,010	0,856
Fe	0,000	0,017	0,000	0,000	0,000	0,002	0,007	0,001	0,052
		0,392							
TR	0,000	0,000	0,055	0,000	0,000	0,001	0,001	0,000	0,000
GV zu TR	0,011	0,021	0,000	0,000	0,002	0,230	0,000	0,407	0,001
MKW	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,002	0,003	0,132
Naphthalin	0,000	0,000	0,775	0,006	0,055	0,001	0,923	0,000	0,410
Acenaphthylen	0,000	0,000	0,593	0,000	0,430	0,000	0,533	0,000	
Acenaphthen	0,000	0,000	0,208	0,000	0,753	0,000	0,305	0,000	
Fluoren	0,000	0,000	0,604	0,000	0,288	0,000	0,845	0,000	
Phenanthren	0,000	0,000	0,005	0,000	0,021	0,000	0,628	0,000	0,035
Anthracen	0,000	0,000	0,005	0,000	0,201	0,000	0,236	0,000	
Fluoranthren	0,000	0,000	0,001	0,000	0,081	0,000	0,514	0,000	0,018
Pyren	0,000	0,000	0,000	0,000	0,472	0,001	0,439	0,000	0,003
Benz(a)anthracen	0,000	0,000	0,002	0,000	0,759	0,001	0,941	0,000	0,676
Chrysen	0,000	0,000	0,025	0,000	0,529	0,000	0,369	0,000	0,178
Benzo(b)fluoranthren	0,000	0,001	0,000	0,000	0,421	0,000	0,337	0,000	0,000
Benzo(k)fluoranthren	0,000	0,000	0,000	0,000	0,816	0,000	0,082	0,000	
Benzo(a)pyren	0,000	0,000	0,000	0,000	0,367	0,001	0,306	0,000	0,392
Indeno(1,2,3,c,d)pyren	0,000	0,000	0,000	0,000	0,063	0,000	0,053	0,000	
Dibenz(a,h)anthracen	0,000	0,000	0,000	0,000	0,200	0,000	0,021	0,000	
Benzo(g,h,i)perylene	0,000	0,001	0,000	0,000	0,999	0,001	0,691	0,000	0,005
ΣPAK	0,000	0,000	0,003	0,000	0,020	0,002	0,054	0,000	0,675

Tabelle G.3: Ergebnisse des Shapiro-Wilk-Tests auf Normalverteilungen für den Niederschlag und hydraulische Parameter. Blau hinterlegt: Signifikanz $p > 0,05$ (normalverteilt)

	MH	OST
Niederschlagshöhe [mm]	5,9827E-11	3,3882E-07
Niederschlagsdauer [h]	1,2393E-07	2,2547E-06
Trockenzeit davor [h]	6,1463E-09	5,7527E-08
Niederschlagsvolumen [m ³]	5,9827E-11	3,3882E-07
Zufluss [m ³ /h]	1,0249E-12	6,5738E-12
Niederschlagsintensität [mm/h]	1,0249E-12	6,5738E-12
Oberflächenbeschickung [m ³ /(m ² *h)] (pro Kammer)	1,0249E-12	6,5738E-12
Flow Ratio [m ³ /m ³]	5,9827E-11	3,3882E-07

Tabelle G.4: Mittelwertvergleich der Ablaufkonzentrationen. Blau hinterlegt: Signifikanz < 0,05 (signifikant unterschiedlich)

	MH AB						OST AB	
	REF vs FTW	Test	REF vs REF+RBF	Test	FTW vs REF+RBF	Test	REF vs FTW	Test
pH	0,575	U-Test	0,036	U-Test	0,004	U-Test	0,175	U-Test
Leitfähigkeit	0,533	U-Test	0,550	U-Test	0,965	U-Test	0,027	U-Test
NH ₄ -N	0,187	U-Test	0,000	U-Test	0,000	U-Test	0,086	U-Test
NO ₂ -N	0,017	U-Test	0,000	U-Test	0,009	U-Test	0,032	U-Test
NO ₃ -N	0,401	U-Test	0,001	T-Test	0,001	U-Test	0,356	U-Test
Chlorid	0,516	U-Test	0,702	U-Test	0,820	U-Test	0,066	U-Test
Sulfat	0,687	U-Test	0,047	U-Test	0,045	U-Test	0,766	U-Test
o-PO ₄ -P	1,000		1,000		1,000			
TNb	0,010	T-Test	0,533	T-Test	0,078	T-Test	0,061	T-Test
Gesamt-PO ₄ -P	0,211	U-Test	0,194	U-Test	0,905	U-Test	0,771	U-Test
AFS ₆₃	0,164	U-Test	0,002	U-Test	0,076	U-Test	0,677	U-Test
AFS	0,361	U-Test	0,034	U-Test	0,161	U-Test	0,835	U-Test
Säurekapazität 4,3	0,690	U-Test	0,000	U-Test	0,000	U-Test	0,993	T-Test
Cd	0,273		0,396		1,000	U-Test	1,000	
Cr	0,013	U-Test	0,009	U-Test	0,451	U-Test	0,662	U-Test
Cu	0,436	U-Test	0,026	U-Test	0,065	U-Test	0,260	U-Test
Ni	0,059	U-Test	0,003	U-Test	0,133	U-Test	0,832	U-Test
Pb	0,475	U-Test	0,299	U-Test	0,641	U-Test	0,988	U-Test
Zn	0,315	U-Test	0,000	U-Test	0,001	U-Test	0,275	U-Test
Ca	0,926	U-Test	0,157	U-Test	0,123	U-Test	0,840	U-Test
Mg	0,618	U-Test	0,460	U-Test	0,176	U-Test	0,420	U-Test
Na	0,583	U-Test	0,844	U-Test	0,617	U-Test	0,107	U-Test
Fe	0,056	U-Test	0,002	U-Test	0,053	U-Test	0,822	U-Test
P								U-Test
TR	0,052	U-Test	0,268	U-Test	0,326	U-Test	0,015	U-Test
GV zu TR	0,139	U-Test	0,828	U-Test	0,065	U-Test	0,028	T-Test
MKW	0,391	U-Test	0,724	U-Test	0,635	U-Test	0,413	U-Test

	MH AB						OST AB	
	REF vs FTW	Test	REF vs REF+RBF	Test	FTW vs REF+RBF	Test	REF vs FTW	Test
Naphthalin	0,791	U-Test	0,640	U-Test	0,794	U-Test	0,324	U-Test
Acenaphthylen	0,627	U-Test	0,683	U-Test	0,948	U-Test	0,626	U-Test
Acenaphthen	0,971	U-Test	0,592	U-Test	0,631	U-Test	0,388	U-Test
Fluoren	0,600	U-Test	0,445	U-Test	0,676	U-Test	0,558	U-Test
Phenanthren	0,432	U-Test	0,019	U-Test	0,049	U-Test	0,452	U-Test
Anthracen	0,613	U-Test	0,678	U-Test	0,991	U-Test	0,886	U-Test
Fluoranthren	0,125	U-Test	0,003	U-Test	0,144	U-Test	0,667	U-Test
Pyren	0,215	U-Test	0,002	U-Test	0,032	U-Test	0,560	U-Test
Benz(a)anthracen	0,543	U-Test	0,424	U-Test	0,855	U-Test	0,662	U-Test
Chrysen	0,504	U-Test	0,196	U-Test	0,552	U-Test	0,682	U-Test
Benzo(b)fluoranthren	0,316	U-Test	0,101	U-Test	0,617	U-Test	0,569	U-Test
Benzo(k)fluoranthren	0,257	U-Test	0,239	U-Test	0,974	U-Test	0,697	U-Test
Benzo(a)pyren	0,516	U-Test	0,251	U-Test	0,735	U-Test	0,752	U-Test
Indeno(1,2,3,c,d)pyren	0,288	U-Test	0,323	U-Test	0,948	U-Test	0,439	U-Test
Dibenz(a,h)anthracen	0,406	U-Test	0,859	U-Test	0,535	U-Test	0,424	U-Test
Benzo(g,h,i)perylene	0,408	U-Test	0,196	U-Test	0,621	U-Test	0,543	U-Test
ΣPAK	0,200	U-Test	0,030	U-Test	0,237	U-Test	0,445	U-Test

Tabelle G.5: Mittelwertvergleich der Zulaufkonzentrationen MH vs. OST (Entwässerungssystem). Blau hinterlegt: Signifikanz < 0,05 (signifikant unterschiedlich)

Parameter	Signifikanz	Test	signifikant unterschiedlich?
pH	0,001	T-Test	ja
Leitfähigkeit	0,144	U-Test	nein
NH ₄ -N	0,000	U-Test	ja
NO ₂ -N	0,007	U-Test	ja
NO ₃ -N	0,000	U-Test	ja
Chlorid	0,148	U-Test	nein
Sulfat	0,000	U-Test	ja
TNb	0,000	U-Test	ja
Gesamt-PO ₄ -P	0,000	U-Test	ja
AFS ₆₃	0,000	U-Test	ja
AFS	0,000	U-Test	ja
Säurekapazität 4,3	0,000	U-Test	ja
Cd	0,542	U-Test	nein
Cr	0,000	U-Test	ja
Cu	0,000	U-Test	ja
Ni	0,000	U-Test	ja
Pb	0,000	U-Test	ja
Zn	0,000	U-Test	ja
Ca	0,001	U-Test	ja
Mg	0,000	U-Test	ja
Na	0,128	U-Test	nein
Fe	0,000	U-Test	ja
TR	0,000	U-Test	ja
GV zu TR	0,190	U-Test	nein
MKW	0,000	U-Test	ja
Naphthalin	0,082	U-Test	nein
Acenaphthylen	0,179	U-Test	nein
Acenaphthen	0,001	U-Test	ja
Fluoren	0,000	U-Test	ja
Phenanthren	0,000	U-Test	ja
Anthracen	0,000	U-Test	ja
Fluoranthren	0,000	U-Test	ja
Pyren	0,000	U-Test	ja
Benz(a)anthracen	0,000	U-Test	ja
Chrysen	0,000	U-Test	ja
Benzo(b)fluoranthren	0,000	U-Test	ja
Benzo(k)fluoranthren	0,000	U-Test	ja
Benzo(a)pyren	0,000	U-Test	ja
Indeno(1,2,3,c,d)pyren	0,000	U-Test	ja
Dibenz(a,h)anthracen	0,001	U-Test	ja
Benzo(g,h,i)perylene	0,000	U-Test	ja
ΣPAK	0,000	U-Test	ja

Tabelle G.6: Spearman-p-Korrelationsanalyse zum Einfluss der Niederschlagsseigenschaften auf die Zulaufkonzentration in MH. Blau hinterlegt: $R_{sp} > 0,5$; $p < 0,05$

		Niederschlags- dauer [h]	Niederschlags- höhe [mm]	Niederschlags- intensität [mm/h]	Trockenzeit [h]
pH	Korrelationskoeffizient	0,079	-0,102	-0,107	-0,029
	Sig. (2-seitig)	0,644	0,547	0,529	0,866
	n	37	37	37	36
Leitfähigkeit	Korrelationskoeffizient	0,234	-0,157	-,431**	-0,014
	Sig. (2-seitig)	0,164	0,353	0,008	0,934
	n	37	37	37	36
NH4-N	Korrelationskoeffizient	0,121	0,038	-0,107	0,065
	Sig. (2-seitig)	0,490	0,829	0,541	0,716
	n	35	35	35	34
NO2-N	Korrelationskoeffizient	-0,084	0,095	0,072	0,178
	Sig. (2-seitig)	0,616	0,571	0,666	0,292
	n	38	38	38	37
NO3-N	Korrelationskoeffizient	-0,047	-0,147	-0,074	0,002
	Sig. (2-seitig)	0,781	0,380	0,657	0,990
	n	38	38	38	37
Chlorid	Korrelationskoeffizient	0,178	-0,194	-,344*	0,063
	Sig. (2-seitig)	0,284	0,243	0,034	0,712
	n	38	38	38	37
Sulfat	Korrelationskoeffizient	0,057	-0,049	-0,113	0,078
	Sig. (2-seitig)	0,738	0,774	0,505	0,651
	n	37	37	37	36
TNb	Korrelationskoeffizient	-0,168	-0,051	0,028	0,234
	Sig. (2-seitig)	0,368	0,786	0,882	0,214
	n	31	31	31	30
Gesamt-PO4-P	Korrelationskoeffizient	-0,039	,348*	0,321	0,288
	Sig. (2-seitig)	0,829	0,047	0,069	0,110
	n	33	33	33	32
AFS ₆₃	Korrelationskoeffizient	0,084	0,248	0,119	0,286
	Sig. (2-seitig)	0,629	0,152	0,495	0,101
	n	35	35	35	34
AFS	Korrelationskoeffizient	0,159	0,235	0,026	0,222
	Sig. (2-seitig)	0,361	0,175	0,881	0,207
	n	35	35	35	34
Säurekapazität KS 4,3	Korrelationskoeffizient	0,066	-0,222	-0,262	-0,021
	Sig. (2-seitig)	0,697	0,187	0,117	0,902
	n	37	37	37	36
Cd	Korrelationskoeffizient	0,050	-0,151	-0,201	0,253
	Sig. (2-seitig)	0,803	0,451	0,314	0,212
	n	27	27	27	26
Cr	Korrelationskoeffizient	0,283	,413*	-0,045	0,126
	Sig. (2-seitig)	0,152	0,032	0,825	0,541
	n	27	27	27	26
Cu	Korrelationskoeffizient	-0,056	,386*	0,193	0,219
	Sig. (2-seitig)	0,780	0,047	0,336	0,283
	n	27	27	27	26
Ni	Korrelationskoeffizient	0,217	0,260	-0,054	-0,134
	Sig. (2-seitig)	0,277	0,191	0,788	0,515
	n	27	27	27	26
Pb	Korrelationskoeffizient	0,249	,483*	0,072	0,230
	Sig. (2-seitig)	0,211	0,011	0,719	0,258
	n	27	27	27	26
Zn	Korrelationskoeffizient	0,274	0,339	-0,132	0,114
	Sig. (2-seitig)	0,167	0,084	0,510	0,580
	n	27	27	27	26
Ca	Korrelationskoeffizient	,392*	-0,030	-,571**	-0,012
	Sig. (2-seitig)	0,043	0,880	0,002	0,954
	n	27	27	27	26
Mg	Korrelationskoeffizient	,502**	0,148	-,517**	-0,026
	Sig. (2-seitig)	0,008	0,461	0,006	0,901
	n	27	27	27	26
Na	Korrelationskoeffizient	0,211	-0,217	-,411*	0,018
	Sig. (2-seitig)	0,292	0,277	0,033	0,930
	n	27	27	27	26
Fe	Korrelationskoeffizient	0,289	,408*	-0,026	0,202
	Sig. (2-seitig)	0,144	0,035	0,897	0,322
	n	27	27	27	26
TR	Korrelationskoeffizient	0,104	0,029	-0,026	-0,109
	Sig. (2-seitig)	0,606	0,885	0,898	0,596

		Niederschlags- dauer [h]	Niederschlags- höhe [mm]	Niederschlags- intensität [mm/h]	Trockenzeit [h]
	n	27	27	27	26
GV zu TR	Korrelationskoeffizient	-0,032	0,334	0,335	0,055
	Sig. (2-seitig)	0,875	0,095	0,094	0,795
	n	26	26	26	25
MKW	Korrelationskoeffizient	-0,024	-0,003	0,100	0,145
	Sig. (2-seitig)	0,900	0,986	0,600	0,453
	n	30	30	30	29
Naphthalin	Korrelationskoeffizient	-0,008	0,112	0,049	0,246
	Sig. (2-seitig)	0,968	0,557	0,798	0,198
	n	30	30	30	29
Acenaphthylen	Korrelationskoeffizient	0,150	0,257	0,097	0,130
	Sig. (2-seitig)	0,429	0,171	0,609	0,500
	n	30	30	30	29
Acenaphthen	Korrelationskoeffizient	0,101	0,240	0,137	0,074
	Sig. (2-seitig)	0,596	0,201	0,471	0,702
	n	30	30	30	29
Fluoren	Korrelationskoeffizient	0,070	0,091	-0,020	0,110
	Sig. (2-seitig)	0,712	0,631	0,918	0,570
	n	30	30	30	29
Phenanthren	Korrelationskoeffizient	0,045	0,122	-0,117	0,362
	Sig. (2-seitig)	0,814	0,519	0,540	0,054
	n	30	30	30	29
Anthracen	Korrelationskoeffizient	0,122	0,236	0,139	0,007
	Sig. (2-seitig)	0,520	0,209	0,464	0,973
	n	30	30	30	29
Fluoranthren	Korrelationskoeffizient	0,241	,393*	0,041	0,245
	Sig. (2-seitig)	0,200	0,032	0,831	0,200
	n	30	30	30	29
Pyren	Korrelationskoeffizient	0,181	0,222	-0,031	0,282
	Sig. (2-seitig)	0,339	0,238	0,871	0,138
	n	30	30	30	29
Benz(a)anthracen	Korrelationskoeffizient	0,110	0,178	0,051	0,149
	Sig. (2-seitig)	0,564	0,348	0,789	0,440
	n	30	30	30	29
Chrysen	Korrelationskoeffizient	0,100	0,190	0,082	0,243
	Sig. (2-seitig)	0,601	0,315	0,666	0,205
	n	30	30	30	29
Benzo(b)fluoranthren	Korrelationskoeffizient	0,097	0,221	0,109	0,181
	Sig. (2-seitig)	0,610	0,241	0,566	0,347
	n	30	30	30	29
Benzo(k)fluoranthren	Korrelationskoeffizient	0,145	0,177	-0,028	0,189
	Sig. (2-seitig)	0,443	0,348	0,884	0,327
	n	30	30	30	29
Benzo(a)pyren	Korrelationskoeffizient	0,124	0,254	0,113	0,233
	Sig. (2-seitig)	0,514	0,175	0,554	0,224
	n	30	30	30	29
Indeno(1,2,3,c,d)pyren	Korrelationskoeffizient	0,167	0,063	-0,048	0,019
	Sig. (2-seitig)	0,378	0,741	0,801	0,921
	n	30	30	30	29
Dibenz(a,h)anthracen	Korrelationskoeffizient	0,014	0,177	0,239	-0,013
	Sig. (2-seitig)	0,941	0,349	0,203	0,945
	n	30	30	30	29
Benzo(g,h,i)perylene	Korrelationskoeffizient	0,139	0,172	0,052	0,171
	Sig. (2-seitig)	0,463	0,364	0,784	0,376
	n	30	30	30	29
ΣPAK	Korrelationskoeffizient	0,130	0,223	0,045	0,328
	Sig. (2-seitig)	0,501	0,245	0,815	0,088
	n	29	29	29	28

Tabelle G.7: Spearman-p-Korrelationsanalyse zum Einfluss der Niederschlags-eigenschaften auf die Zulaufkonzentration in OST. Blau hinterlegt: $R_{sp} > 0,5$; $p < 0,05$

		Niederschlags- dauer [h]	Niederschlags- höhe [mm]	Niederschlags- intensität [mm/h]	Trockenzeit davor [h]
pH	Korrelationskoeffizient	-0,116	-0,241	-0,149	-0,061
	Sig. (2-seitig)	0,500	0,156	0,385	0,726
	n	36	36	36	35
Leitfähigkeit	Korrelationskoeffizient	0,198	0,036	-0,221	-0,171
	Sig. (2-seitig)	0,246	0,835	0,194	0,326
	n	36	36	36	35
NH4-N	Korrelationskoeffizient	0,108	-0,252	-,367*	0,040
	Sig. (2-seitig)	0,523	0,133	0,026	0,815
	n	37	37	37	36
NO2-N	Korrelationskoeffizient	0,017	0,001	0,095	-0,107
	Sig. (2-seitig)	0,918	0,996	0,569	0,527
	n	38	38	38	37
NO3-N	Korrelationskoeffizient	0,029	,335*	0,295	-0,114
	Sig. (2-seitig)	0,862	0,040	0,072	0,501
	n	38	38	38	37
Chlorid	Korrelationskoeffizient	0,008	-0,145	-0,173	-0,137
	Sig. (2-seitig)	0,963	0,385	0,299	0,418
	n	38	38	38	37
Sulfat	Korrelationskoeffizient	-0,166	-0,048	0,020	0,005
	Sig. (2-seitig)	0,320	0,775	0,905	0,976
	n	38	38	38	37
TNb	Korrelationskoeffizient	0,180	,386*	0,067	0,095
	Sig. (2-seitig)	0,332	0,032	0,719	0,619
	n	31	31	31	30
Gesamt-PO4-P	Korrelationskoeffizient	0,049	0,223	0,153	0,058
	Sig. (2-seitig)	0,783	0,204	0,388	0,749
	N	34	34	34	33
AFS ₆₃	Korrelationskoeffizient	-0,123	0,035	0,153	0,269
	Sig. (2-seitig)	0,480	0,843	0,381	0,124
	N	35	35	35	34
AFS	Korrelationskoeffizient	-0,278	-0,065	0,292	0,318
	Sig. (2-seitig)	0,106	0,712	0,089	0,067
	N	35	35	35	34
Säurekapazität KS 4,3	Korrelationskoeffizient	0,285	0,176	-0,243	0,040
	Sig. (2-seitig)	0,092	0,304	0,153	0,821
	N	36	36	36	35
Cd	Korrelationskoeffizient	-0,280	-0,333	0,093	0,280
	Sig. (2-seitig)	0,166	0,096	0,650	0,166
	N	26	26	26	26
Cr	Korrelationskoeffizient	0,293	,515**	0,203	,395*
	Sig. (2-seitig)	0,146	0,007	0,320	0,046
	N	26	26	26	26
Cu	Korrelationskoeffizient	0,238	,518**	0,283	0,345
	Sig. (2-seitig)	0,242	0,007	0,161	0,084
	N	26	26	26	26
Ni	Korrelationskoeffizient	0,281	,481*	0,140	0,375
	Sig. (2-seitig)	0,164	0,013	0,496	0,059
	N	26	26	26	26
Pb	Korrelationskoeffizient	0,265	,528**	0,252	0,348
	Sig. (2-seitig)	0,191	0,006	0,214	0,081
	N	26	26	26	26
Zn	Korrelationskoeffizient	0,218	,496**	0,276	0,368
	Sig. (2-seitig)	0,285	0,010	0,173	0,064
	N	26	26	26	26
Ca	Korrelationskoeffizient	0,082	-0,002	-0,166	-0,013
	Sig. (2-seitig)	0,692	0,992	0,416	0,951
	N	26	26	26	26
Mg	Korrelationskoeffizient	0,198	,449*	0,215	0,323
	Sig. (2-seitig)	0,332	0,021	0,291	0,107
	N	26	26	26	26
Na	Korrelationskoeffizient	-0,127	-0,328	-0,333	-0,191
	Sig. (2-seitig)	0,537	0,102	0,096	0,350
	N	26	26	26	26
Fe	Korrelationskoeffizient	0,184	,400*	0,159	0,373
	Sig. (2-seitig)	0,368	0,043	0,437	0,061
	N	26	26	26	26
TR	Korrelationskoeffizient	0,117	0,121	-0,074	0,175
	Sig. (2-seitig)	0,571	0,555	0,721	0,402

		Niederschlags- dauer [h]	Niederschlags- höhe [mm]	Niederschlags- intensität [mm/h]	Trockenzeit davor [h]
	N	26	26	26	25
GV zu TR	Korrelationskoeffizient	0,396	0,269	-0,183	-0,132
	Sig. (2-seitig)	0,050	0,194	0,382	0,539
	N	25	25	25	24
MKW	Korrelationskoeffizient	-0,106	0,073	0,134	0,166
	Sig. (2-seitig)	0,577	0,703	0,480	0,389
	N	30	30	30	29
Naphthalin	Korrelationskoeffizient	-0,146	-0,030	0,135	0,238
	Sig. (2-seitig)	0,459	0,880	0,492	0,233
	N	28	28	28	27
Acenaphthylen	Korrelationskoeffizient	-,388 [*]	0,131	,435 [*]	0,068
	Sig. (2-seitig)	0,041	0,508	0,021	0,736
	N	28	28	28	27
Acenaphthen	Korrelationskoeffizient	-0,260	0,090	0,357	0,117
	Sig. (2-seitig)	0,182	0,647	0,062	0,561
	N	28	28	28	27
Fluoren	Korrelationskoeffizient	-0,277	0,037	0,280	0,272
	Sig. (2-seitig)	0,154	0,851	0,149	0,170
	N	28	28	28	27
Phenanthren	Korrelationskoeffizient	-0,162	0,197	0,262	0,269
	Sig. (2-seitig)	0,411	0,314	0,178	0,175
	N	28	28	28	27
Anthracen	Korrelationskoeffizient	-0,340	0,084	,454 [*]	0,262
	Sig. (2-seitig)	0,076	0,673	0,015	0,187
	N	28	28	28	27
Fluoranthren	Korrelationskoeffizient	-0,319	0,059	0,337	0,262
	Sig. (2-seitig)	0,098	0,766	0,079	0,187
	N	28	28	28	27
Pyren	Korrelationskoeffizient	-0,310	0,071	0,335	0,251
	Sig. (2-seitig)	0,108	0,719	0,081	0,207
	N	28	28	28	27
Benz(a)anthracen	Korrelationskoeffizient	-0,349	0,018	0,333	0,242
	Sig. (2-seitig)	0,069	0,927	0,083	0,224
	N	28	28	28	27
Chrysen	Korrelationskoeffizient	-0,315	0,040	0,329	0,273
	Sig. (2-seitig)	0,102	0,839	0,087	0,168
	N	28	28	28	27
Benzo(b)fluoranthren	Korrelationskoeffizient	-0,302	0,091	0,319	0,204
	Sig. (2-seitig)	0,118	0,645	0,098	0,308
	N	28	28	28	27
Benzo(k)fluoranthren	Korrelationskoeffizient	-,381 [*]	-0,063	0,335	0,307
	Sig. (2-seitig)	0,046	0,752	0,082	0,120
	N	28	28	28	27
Benzo(a)pyren	Korrelationskoeffizient	-0,272	0,090	0,335	0,171
	Sig. (2-seitig)	0,162	0,648	0,081	0,394
	N	28	28	28	27
Indeno(1,2,3,c,d)pyren	Korrelationskoeffizient	-0,332	-0,044	0,247	0,193
	Sig. (2-seitig)	0,084	0,822	0,204	0,335
	N	28	28	28	27
Dibenz(a,h)anthracen	Korrelationskoeffizient	-0,335	0,085	,393 [*]	0,213
	Sig. (2-seitig)	0,082	0,667	0,038	0,286
	N	28	28	28	27
Benzo(g,h,i)perylene	Korrelationskoeffizient	-0,354	-0,002	0,318	0,276
	Sig. (2-seitig)	0,065	0,992	0,099	0,164
	N	28	28	28	27
ΣPAK	Korrelationskoeffizient	-0,288	0,093	0,326	0,253
	Sig. (2-seitig)	0,137	0,640	0,091	0,202
	N	28	28	28	27

Tabelle G.8: Korrelationsanalyse zur Feststellung des Einflusses des Transports von Schwermetallen und PAK mit AFS₆₃. Blau hinterlegt: $R_{sp} > 0,5$; $p < 0,05$

		MH	OST
AFS	Korrelationskoeffizient	,944**	,786**
	Sig. (2-seitig)	0,000	0,000
	N	36	35
Cd	Korrelationskoeffizient	,397*	0,166
	Sig. (2-seitig)	0,036	0,439
	N	28	24
Cr	Korrelationskoeffizient	,515**	,529**
	Sig. (2-seitig)	0,005	0,008
	N	28	24
Cu	Korrelationskoeffizient	,381*	,517**
	Sig. (2-seitig)	0,046	0,010
	N	28	24
Ni	Korrelationskoeffizient	,419*	,581**
	Sig. (2-seitig)	0,026	0,003
	N	28	24
Pb	Korrelationskoeffizient	,682**	,517**
	Sig. (2-seitig)	0,000	0,010
	N	28	24
Zn	Korrelationskoeffizient	,721**	,529**
	Sig. (2-seitig)	0,000	0,008
	N	28	24
Ca	Korrelationskoeffizient	0,030	,404*
	Sig. (2-seitig)	0,879	0,050
	N	28	24
Mg	Korrelationskoeffizient	0,347	,631**
	Sig. (2-seitig)	0,070	0,001
	N	28	24
Na	Korrelationskoeffizient	0,005	-0,274
	Sig. (2-seitig)	0,981	0,195
	N	28	24
Fe	Korrelationskoeffizient	,792**	,579**
	Sig. (2-seitig)	0,000	0,003
	N	28	24
MKW	Korrelationskoeffizient	0,343	,666**
	Sig. (2-seitig)	0,059	0,000
	N	31	30
Naphthalin	Korrelationskoeffizient	,472**	,384*
	Sig. (2-seitig)	0,007	0,044
	N	31	28
Acenaphthylen	Korrelationskoeffizient	0,328	,386*
	Sig. (2-seitig)	0,071	0,043
	N	31	28
Acenaphthen	Korrelationskoeffizient	0,154	,457*
	Sig. (2-seitig)	0,409	0,015
	N	31	28
Fluoren	Korrelationskoeffizient	0,211	,452*
	Sig. (2-seitig)	0,254	0,016
	N	31	28
Phenanthren	Korrelationskoeffizient	0,314	,458*
	Sig. (2-seitig)	0,085	0,014
	N	31	28
Anthracen	Korrelationskoeffizient	,469**	0,362
	Sig. (2-seitig)	0,008	0,059
	N	31	28
Fluoranthren	Korrelationskoeffizient	,653**	,390*
	Sig. (2-seitig)	0,000	0,040
	N	31	28
Pyren	Korrelationskoeffizient	,622**	,374*
	Sig. (2-seitig)	0,000	0,050
	N	31	28
Benz(a)anthracen	Korrelationskoeffizient	,636**	0,329
	Sig. (2-seitig)	0,000	0,088
	N	31	28
Chrysen	Korrelationskoeffizient	,669**	0,301
	Sig. (2-seitig)	0,000	0,120
	N	31	28
Benzo(b)fluoranthren	Korrelationskoeffizient	,684**	0,372
	Sig. (2-seitig)	0,000	0,051
	N	31	28

		MH	OST
Benzo(k)fluoranthren	Korrelationskoeffizient	,523**	0,315
	Sig. (2-seitig)	0,003	0,103
	N	31	28
Benzo(a)pyren	Korrelationskoeffizient	,660**	0,345
	Sig. (2-seitig)	0,000	0,072
	N	31	28
Indeno(1,2,3,c,d)pyren	Korrelationskoeffizient	,596**	0,340
	Sig. (2-seitig)	0,000	0,077
	N	31	28
Dibenz(a,h)anthracen	Korrelationskoeffizient	,418 [†]	0,217
	Sig. (2-seitig)	0,019	0,267
	N	31	28
Benzo(g,h,i)perylene	Korrelationskoeffizient	,631**	,387 [†]
	Sig. (2-seitig)	0,000	0,042
	N	31	28
ΣPAK	Korrelationskoeffizient	,629**	,389 [†]
	Sig. (2-seitig)	0,000	0,041
	N	30	28

Tabelle G.9: Korrelationsanalyse zur Feststellung des Einflusses des pH-Werts auf die Ablaufkonzentrationen. Blau hinterlegt: $R_{sp} > 0,5$; $p < 0,05$

		pH				Leitfähigkeit			
		MH REF	MH FTW	OST REF	OST FTW	MH REF	MH FTW	OST REF	OST FTW
pH	Korrelationskoeffizient	1,000	1,000	1,000	1,000	-0,145	-0,311	-0,050	-0,120
	Sig. (2-seitig)					0,400	0,073	0,807	0,448
	N	36	34	26	42	36	34	26	42
Leitfähigkeit	Korrelationskoeffizient	-0,145	-0,311	-0,050	-0,120	1,000	1,000	1,000	1,000
	Sig. (2-seitig)	0,400	0,073	0,807	0,448				
	N	36	34	26	42	36	34	26	42
NH4-N	Korrelationskoeffizient	-0,307	-0,211	0,014	0,123	0,087	,420*	0,181	0,201
	Sig. (2-seitig)	0,078	0,238	0,947	0,442	0,623	0,015	0,388	0,209
	N	34	33	25	41	34	33	25	41
NO2-N	Korrelationskoeffizient	-0,219	-0,090	0,141	0,096	0,204	0,337	-0,202	0,270
	Sig. (2-seitig)	0,206	0,611	0,493	0,547	0,240	0,051	0,322	0,084
	N	35	34	26	42	35	34	26	42
NO3-N	Korrelationskoeffizient	-0,042	-0,293	0,058	-0,054	,467**	0,168	0,004	-,350*
	Sig. (2-seitig)	0,811	0,092	0,780	0,736	0,005	0,342	0,983	0,023
	N	35	34	26	42	35	34	26	42
Chlorid	Korrelationskoeffizient	-0,085	-,383*	-0,070	-0,265	,936**	,946**	,696**	,832**
	Sig. (2-seitig)	0,627	0,026	0,734	0,089	0,000	0,000	0,000	0,000
	N	35	34	26	42	35	34	26	42
Sulfat	Korrelationskoeffizient	-0,227	-0,215	-0,155	-0,229	,685**	,577**	,615**	,611**
	Sig. (2-seitig)	0,197	0,230	0,451	0,145	0,000	0,000	0,001	0,000
	N	34	33	26	42	34	33	26	42
TNb	Korrelationskoeffizient	-0,027	-,424*	-0,102	0,040	0,270	0,242	0,232	0,223
	Sig. (2-seitig)	0,886	0,019	0,643	0,820	0,141	0,198	0,286	0,197
	N	31	30	23	35	31	30	23	35
Gesamt-PO4-P	Korrelationskoeffizient	-0,267	-0,133	-0,216	-0,073	-0,073	-0,024	0,328	0,185
	Sig. (2-seitig)	0,153	0,483	0,310	0,666	0,703	0,900	0,117	0,272
	N	30	30	24	37	30	30	24	37
AFS ₆₃	Korrelationskoeffizient	-0,064	0,073	-0,073	-0,179	0,256	0,011	0,396	0,276
	Sig. (2-seitig)	0,726	0,701	0,742	0,290	0,158	0,953	0,061	0,099
	N	32	30	23	37	32	30	23	37
AFS	Korrelationskoeffizient	-0,077	-0,109	-0,112	-0,061	0,314	0,015	0,322	,336*
	Sig. (2-seitig)	0,674	0,568	0,612	0,722	0,080	0,936	0,134	0,042
	N	32	30	23	37	32	30	23	37
Säurekapazität	Korrelationskoeffizient	0,145	0,286	0,033	-0,030	-0,023	0,274	0,185	,494**
	Sig. (2-seitig)	0,413	0,101	0,877	0,854	0,898	0,117	0,386	0,001
	N	34	34	24	40	34	34	24	40
Cr	Korrelationskoeffizient	0,066	0,118	-0,249	-0,189	0,393	0,106	0,438	0,011
	Sig. (2-seitig)	0,760	0,543	0,352	0,335	0,058	0,583	0,090	0,954
	N	24	29	16	28	24	29	16	28
Cu	Korrelationskoeffizient	-,458*	-0,104	0,064	-0,161	-0,148	-0,176	-0,177	0,152
	Sig. (2-seitig)	0,025	0,591	0,814	0,414	0,491	0,362	0,513	0,440
	N	24	29	16	28	24	29	16	28
Ni	Korrelationskoeffizient	-0,023	0,038	-0,369	-,427*	,562**	0,117	,589*	,506**
	Sig. (2-seitig)	0,917	0,845	0,159	0,024	0,004	0,547	0,016	0,006
	N	24	29	16	28	24	29	16	28
Pb	Korrelationskoeffizient	0,039	0,355	-0,351	-0,163	0,140	0,184	,607*	0,158
	Sig. (2-seitig)	0,856	0,059	0,182	0,406	0,513	0,339	0,013	0,423
	N	24	29	16	28	24	29	16	28
Zn	Korrelationskoeffizient	-0,383	-0,280	-0,318	-0,312	,506*	,387*	,659**	,541**
	Sig. (2-seitig)	0,065	0,141	0,229	0,106	0,012	0,038	0,005	0,003
	N	24	29	16	28	24	29	16	28
Ca	Korrelationskoeffizient	-,431*	-0,247	-0,220	-0,360	,557**	,508**	,773**	,889**
	Sig. (2-seitig)	0,035	0,196	0,412	0,060	0,005	0,005	0,000	0,000
	N	24	29	16	28	24	29	16	28

		pH				Leitfähigkeit			
		MH REF	MH FTW	OST REF	OST FTW	MH REF	MH FTW	OST REF	OST FTW
Mg	Korrelationskoeffizient	-,504*	-0,200	-0,138	-,383*	,432*	,423*	,620*	,812**
	Sig. (2-seitig)	0,012	0,298	0,609	0,044	0,035	0,022	0,010	0,000
	N	24	29	16	28	24	29	16	28
Na	Korrelationskoeffizient	-0,035	-,467*	-0,228	-,428*	,955**	,949**	,937**	,957**
	Sig. (2-seitig)	0,869	0,011	0,396	0,023	0,000	0,000	0,000	0,000
	N	24	29	16	28	24	29	16	28
Fe	Korrelationskoeffizient	-,427*	-0,100	-0,341	-0,186	0,023	0,322	,650**	0,334
	Sig. (2-seitig)	0,037	0,605	0,196	0,343	0,913	0,088	0,006	0,082
	N	24	29	16	28	24	29	16	28
TR	Korrelationskoeffizient	-0,140	-0,197	-0,207	-0,022	,936**	,814**	,836**	,932**
	Sig. (2-seitig)	0,513	0,287	0,409	0,917	0,000	0,000	0,000	0,000
	N	24	31	18	26	24	31	18	26
GV zu TR	Korrelationskoeffizient	0,157	,376*	-0,083	-0,078	-,678**	-,644**	-0,393	-,598**
	Sig. (2-seitig)	0,464	0,037	0,742	0,711	0,000	0,000	0,106	0,002
	N	24	31	18	25	24	31	18	25
MKW	Korrelationskoeffizient	-0,216	-0,072	0,042	-,472**	0,277	0,174	0,286	0,089
	Sig. (2-seitig)	0,269	0,712	0,855	0,006	0,154	0,365	0,210	0,624
	N	28	29	21	33	28	29	21	33
Naphthalin	Korrelationskoeffizient	0,065	-0,046	-0,387	-0,207	-0,023	0,093	0,415	,604**
	Sig. (2-seitig)	0,743	0,823	0,083	0,265	0,909	0,652	0,061	0,000
	N	28	26	21	31	28	26	21	31
Acenaphthylen	Korrelationskoeffizient	-0,026	0,099	0,170	0,150	-0,176	-0,127	0,390	,477**
	Sig. (2-seitig)	0,894	0,632	0,461	0,420	0,369	0,536	0,081	0,007
	N	28	26	21	31	28	26	21	31
Acenaphthen	Korrelationskoeffizient	0,029	0,230	0,179	0,066	-0,158	-0,049	,448*	,457**
	Sig. (2-seitig)	0,885	0,259	0,438	0,725	0,421	0,811	0,042	0,010
	N	28	26	21	31	28	26	21	31
Fluoren	Korrelationskoeffizient	0,120	0,119	0,018	-0,044	-0,068	-0,113	,560**	,641**
	Sig. (2-seitig)	0,543	0,562	0,940	0,816	0,730	0,583	0,008	0,000
	N	28	26	21	31	28	26	21	31
Phenanthren	Korrelationskoeffizient	-0,343	-0,262	-0,241	-,379*	0,239	0,294	0,364	,513**
	Sig. (2-seitig)	0,074	0,196	0,292	0,035	0,221	0,144	0,105	0,003
	N	28	26	21	31	28	26	21	31
Anthracen	Korrelationskoeffizient	0,041	0,092	0,022	-0,074	-0,125	-0,044	,568**	,626**
	Sig. (2-seitig)	0,838	0,654	0,924	0,693	0,527	0,833	0,007	0,000
	N	28	26	21	31	28	26	21	31
Fluoranthren	Korrelationskoeffizient	-0,264	-0,051	-0,123	-,411*	0,123	0,247	,479*	,489**
	Sig. (2-seitig)	0,175	0,804	0,596	0,021	0,534	0,225	0,028	0,005
	N	28	26	21	31	28	26	21	31
Pyren	Korrelationskoeffizient	-0,219	-0,153	-0,073	-,376*	0,325	0,348	,472*	,508**
	Sig. (2-seitig)	0,263	0,457	0,754	0,037	0,091	0,081	0,031	0,004
	N	28	26	21	31	28	26	21	31
Benz(a)anthracen	Korrelationskoeffizient	0,026	-0,002	0,006	-0,143	0,114	0,185	,518*	,569**
	Sig. (2-seitig)	0,895	0,992	0,979	0,442	0,563	0,367	0,016	0,001
	N	28	26	21	31	28	26	21	31
Chrysen	Korrelationskoeffizient	0,055	-0,072	-0,042	-0,279	0,144	0,236	0,418	,480**
	Sig. (2-seitig)	0,781	0,726	0,857	0,128	0,466	0,246	0,059	0,006
	N	28	26	21	31	28	26	21	31
Benzo(b)fluoranthren	Korrelationskoeffizient	-0,039	-0,009	0,044	-0,008	0,006	0,120	0,383	,626**
	Sig. (2-seitig)	0,844	0,967	0,849	0,964	0,975	0,561	0,087	0,000
	N	28	26	21	31	28	26	21	31
Benzo(k)fluoranthren	Korrelationskoeffizient	-0,052	-0,039	-0,021	-0,151	0,214	0,257	,519*	,619**
	Sig. (2-seitig)	0,793	0,848	0,928	0,417	0,273	0,205	0,016	0,000
	N	28	26	21	31	28	26	21	31
Benzo(a)pyren	Korrelationskoeffizient	-0,098	0,004	0,009	-0,161	0,105	0,064	,466*	,485**
	Sig. (2-seitig)	0,620	0,985	0,970	0,386	0,595	0,756	0,033	0,006

		pH				Leitfähigkeit			
		MH REF	MH FTW	OST REF	OST FTW	MH REF	MH FTW	OST REF	OST FTW
	N	28	26	21	31	28	26	21	31
Indeno(1,2,3,c,d)pyren	Korrelationskoeffizient	0,060	0,033	0,037	-0,176	0,035	0,077	,468*	,519**
	Sig. (2-seitig)	0,760	0,871	0,874	0,342	0,859	0,708	0,032	0,003
	N	28	26	21	31	28	26	21	31
Dibenz(a,h)anthracen	Korrelationskoeffizient	0,049	0,108	-0,037	-0,042	-0,162	0,029	,499*	,531**
	Sig. (2-seitig)	0,803	0,600	0,873	0,821	0,409	0,887	0,021	0,002
	N	28	26	21	31	28	26	21	31
Benzo(g,h,i)perylene	Korrelationskoeffizient	0,027	-0,015	0,019	-0,175	0,166	0,173	,457*	,546**
	Sig. (2-seitig)	0,890	0,942	0,934	0,346	0,397	0,398	0,037	0,001
	N	28	26	21	31	28	26	21	31
ΣPAK	Korrelationskoeffizient	-0,092	0,028	-0,056	-0,300	0,110	0,110	,457*	,605**
	Sig. (2-seitig)	0,648	0,893	0,808	0,101	0,585	0,602	0,037	0,000
	N	27	25	21	31	27	25	21	31

Tabelle G.10: Korrelationsanalyse zur Feststellung des Einflusses der Oberflächenbeschickung auf die Ablaufkonzentrationen. Blau hinterlegt: $R_{sp} > 0,5$; $p < 0,05$

		MH REF	MH FTW	OST REF	OST FTW
pH	Korrelationskoeffizient	-0,164	-0,038	-0,049	-0,011
	Sig. (2-seitig)	0,346	0,834	0,812	0,946
	N	35	33	26	42
Leitfähigkeit	Korrelationskoeffizient	-0,267	-0,203	0,213	-0,029
	Sig. (2-seitig)	0,121	0,257	0,297	0,856
	N	35	33	26	42
NH ₄ -N	Korrelationskoeffizient	0,051	-0,005	0,343	0,194
	Sig. (2-seitig)	0,776	0,978	0,094	0,219
	N	34	33	25	42
NO ₂ -N	Korrelationskoeffizient	0,162	0,052	0,029	0,128
	Sig. (2-seitig)	0,353	0,768	0,889	0,413
	N	35	34	26	43
NO ₃ -N	Korrelationskoeffizient	-0,082	-0,152	-0,012	0,113
	Sig. (2-seitig)	0,641	0,392	0,955	0,469
	N	35	34	26	43
Chlorid	Korrelationskoeffizient	-0,320	-0,113	,416*	0,084
	Sig. (2-seitig)	0,061	0,525	0,035	0,594
	N	35	34	26	43
Sulfat	Korrelationskoeffizient	-0,289	0,144	0,199	0,016
	Sig. (2-seitig)	0,097	0,424	0,330	0,918
	N	34	33	26	43
TNb	Korrelationskoeffizient	-0,161	-0,022	0,328	,501**
	Sig. (2-seitig)	0,388	0,910	0,127	0,002
	N	31	30	23	36
Gesamt-PO ₄ -P	Korrelationskoeffizient	0,146	0,231	0,281	,489**
	Sig. (2-seitig)	0,443	0,220	0,184	0,002
	N	30	30	24	38
AFS ₆₃	Korrelationskoeffizient	-0,128	0,166	,481*	0,288
	Sig. (2-seitig)	0,485	0,382	0,020	0,080
	N	32	30	23	38
AFS	Korrelationskoeffizient	-0,203	0,098	,534**	,377*
	Sig. (2-seitig)	0,264	0,607	0,009	0,020
	N	32	30	23	38
Säurekapazität KS 4,3	Korrelationskoeffizient	0,050	0,086	0,078	-0,265
	Sig. (2-seitig)	0,779	0,630	0,716	0,094
	N	34	34	24	41
Cd	Korrelationskoeffizient	0,316			
	Sig. (2-seitig)	0,132			
	N	24	29	16	29
Cr	Korrelationskoeffizient	-0,315	-0,140	0,439	0,354
	Sig. (2-seitig)	0,134	0,468	0,089	0,059
	N	24	29	16	29
Cu	Korrelationskoeffizient	-0,017	-0,118	0,182	0,332
	Sig. (2-seitig)	0,939	0,544	0,499	0,078
	N	24	29	16	29
Ni	Korrelationskoeffizient	-0,358	-0,049	0,408	0,259
	Sig. (2-seitig)	0,085	0,799	0,117	0,175
	N	24	29	16	29

		MH REF	MH FTW	OST REF	OST FTW
Pb	Korrelationskoeffizient	0,113	-,407*	0,440	0,317
	Sig. (2-seitig)	0,598	0,028	0,088	0,094
	N	24	29	16	29
Zn	Korrelationskoeffizient	-0,117	-0,145	0,409	0,189
	Sig. (2-seitig)	0,588	0,453	0,116	0,326
	N	24	29	16	29
Ca	Korrelationskoeffizient	-0,401	-0,052	0,303	-0,188
	Sig. (2-seitig)	0,052	0,788	0,254	0,330
	N	24	29	16	29
Mg	Korrelationskoeffizient	-0,233	-0,199	0,318	-0,120
	Sig. (2-seitig)	0,273	0,300	0,231	0,536
	N	24	29	16	29
Na	Korrelationskoeffizient	-,447*	-,445*	0,371	-0,149
	Sig. (2-seitig)	0,029	0,016	0,158	0,440
	N	24	29	16	29
Fe	Korrelationskoeffizient	0,239	0,058	0,293	,423*
	Sig. (2-seitig)	0,261	0,765	0,271	0,022
	N	24	29	16	29
TR	Korrelationskoeffizient	-0,270	-0,206	0,246	0,204
	Sig. (2-seitig)	0,192	0,257	0,311	0,297
	N	25	32	19	28
GV zu TR	Korrelationskoeffizient	0,244	0,057	-0,294	-0,210
	Sig. (2-seitig)	0,251	0,760	0,236	0,304
	N	24	31	18	26
MKW	Korrelationskoeffizient	0,059	-0,192	0,056	0,058
	Sig. (2-seitig)	0,767	0,319	0,809	0,747
	N	28	29	21	34
Naphthalin	Korrelationskoeffizient	-0,087	-0,112	,470*	0,004
	Sig. (2-seitig)	0,661	0,587	0,032	0,982
	N	28	26	21	32
Acenaphthylen	Korrelationskoeffizient	0,010	0,041	0,362	0,161
	Sig. (2-seitig)	0,959	0,844	0,107	0,380
	N	28	26	21	32
Acenaphthen	Korrelationskoeffizient	0,106	0,019	0,419	0,145
	Sig. (2-seitig)	0,591	0,925	0,059	0,428
	N	28	26	21	32
Fluoren	Korrelationskoeffizient	0,038	0,057	,574**	0,265
	Sig. (2-seitig)	0,847	0,783	0,006	0,143
	N	28	26	21	32
Phenanthren	Korrelationskoeffizient	-,435*	-,414*	0,363	0,223
	Sig. (2-seitig)	0,021	0,035	0,106	0,219
	N	28	26	21	32
Anthracen	Korrelationskoeffizient	0,066	0,094	,549**	0,219
	Sig. (2-seitig)	0,738	0,647	0,010	0,229
	N	28	26	21	32
Fluoranthren	Korrelationskoeffizient	-0,312	-0,215	0,382	0,238
	Sig. (2-seitig)	0,106	0,292	0,088	0,189
	N	28	26	21	32
Pyren	Korrelationskoeffizient	-0,270	-0,234	0,399	0,275
	Sig. (2-seitig)	0,164	0,250	0,073	0,128
	N	28	26	21	32
Benz(a)anthracen	Korrelationskoeffizient	-0,049	-0,041	,513*	0,277
	Sig. (2-seitig)	0,805	0,841	0,017	0,124
	N	28	26	21	32
Chrysen	Korrelationskoeffizient	0,025	-0,083	,489*	0,289
	Sig. (2-seitig)	0,900	0,686	0,025	0,109
	N	28	26	21	32
Benzo(b)fluoranthren	Korrelationskoeffizient	0,016	0,006	,562**	0,311
	Sig. (2-seitig)	0,938	0,976	0,008	0,083
	N	28	26	21	32
Benzo(k)fluoranthren	Korrelationskoeffizient	0,039	-0,115	,514*	0,280
	Sig. (2-seitig)	0,844	0,576	0,017	0,121
	N	28	26	21	32
Benzo(a)pyren	Korrelationskoeffizient	0,107	-0,034	,518*	0,243
	Sig. (2-seitig)	0,589	0,868	0,016	0,181
	N	28	26	21	32
Indeno(1,2,3,c,d)pyren	Korrelationskoeffizient	0,247	0,075	,537*	0,184
	Sig. (2-seitig)	0,205	0,716	0,012	0,313
	N	28	26	21	32
Dibenz(a,h)anthracen	Korrelationskoeffizient	0,289	0,076	,549**	0,227
	Sig. (2-seitig)	0,136	0,712	0,010	0,211
	N	28	26	21	32

		MH REF	MH FTW	OST REF	OST FTW
Benzo(g,h,i)perylene	Korrelationskoeffizient	0,151	0,029	,498*	0,241
	Sig. (2-seitig)	0,442	0,887	0,022	0,184
	N	28	26	21	32
ΣPAK	Korrelationskoeffizient	-0,024	-0,196	,479*	0,238
	Sig. (2-seitig)	0,904	0,347	0,028	0,190
	N	27	25	21	32

Tabelle G.11: Korrelationsanalyse zur Feststellung des Einflusses des Zufluss/Volumen-Verhältnisses auf die Ablaufkonzentrationen. Blau hinterlegt: $R_{sp} > 0,5$; $p < 0,05$

		MH REF	MH FTW	1OST REF	OST FTW
pH	Korrelationskoeffizient	-0,260	-0,073	-0,083	-0,120
	Sig. (2-seitig)	0,132	0,686	0,687	0,448
	N	35	33	26	42
Leitfähigkeit	Korrelationskoeffizient	-0,282	-0,075	0,119	-0,128
	Sig. (2-seitig)	0,101	0,678	0,562	0,419
	N	35	33	26	42
NH4-N	Korrelationskoeffizient	0,204	0,192	0,138	0,071
	Sig. (2-seitig)	0,246	0,285	0,510	0,654
	N	34	33	25	42
NO2-N	Korrelationskoeffizient	0,224	0,243	-0,028	-0,008
	Sig. (2-seitig)	0,196	0,166	0,892	0,959
	N	35	34	26	43
NO3-N	Korrelationskoeffizient	-0,182	0,096	0,159	0,188
	Sig. (2-seitig)	0,296	0,587	0,437	0,228
	N	35	34	26	43
Chlorid	Korrelationskoeffizient	-0,292	-0,096	0,012	-0,118
	Sig. (2-seitig)	0,089	0,587	0,954	0,452
	N	35	34	26	43
Sulfat	Korrelationskoeffizient	-0,005	0,151	0,122	-0,014
	Sig. (2-seitig)	0,979	0,403	0,552	0,928
	N	34	33	26	43
TNb	Korrelationskoeffizient	-0,081	-0,108	0,394	,371*
	Sig. (2-seitig)	0,666	0,570	0,063	0,026
	N	31	30	23	36
Gesamt-PO4-P	Korrelationskoeffizient	0,268	0,343	0,153	,453**
	Sig. (2-seitig)	0,152	0,064	0,474	0,004
	N	30	30	24	38
AFS fein	Korrelationskoeffizient	0,023	0,215	,416*	0,258
	Sig. (2-seitig)	0,899	0,254	0,049	0,118
	N	32	30	23	38
AFS	Korrelationskoeffizient	-0,025	0,205	0,340	0,178
	Sig. (2-seitig)	0,891	0,276	0,113	0,284
	N	32	30	23	38
Säurekapazität KS 4,3	Korrelationskoeffizient	0,021	0,049	0,030	-0,272
	Sig. (2-seitig)	0,907	0,784	0,889	0,085
	N	34	34	24	41
Cd	Korrelationskoeffizient	0,256			
	Sig. (2-seitig)	0,227			
	N	24	29	16	29
Cr	Korrelationskoeffizient	-0,078	-0,008	0,394	,401*
	Sig. (2-seitig)	0,717	0,968	0,131	0,031
	N	24	29	16	29
Cu	Korrelationskoeffizient	,435*	0,168	0,462	0,276
	Sig. (2-seitig)	0,034	0,384	0,072	0,148
	N	24	29	16	29
Ni	Korrelationskoeffizient	-0,122	0,192	0,300	0,352
	Sig. (2-seitig)	0,571	0,318	0,258	0,061
	N	24	29	16	29
Pb	Korrelationskoeffizient	0,187	-0,328	0,143	,392*
	Sig. (2-seitig)	0,381	0,082	0,597	0,035
	N	24	29	16	29
Zn	Korrelationskoeffizient	0,314	0,226	0,479	0,071
	Sig. (2-seitig)	0,135	0,238	0,060	0,714
	N	24	29	16	29
Ca	Korrelationskoeffizient	0,124	0,087	0,076	-0,185
	Sig. (2-seitig)	0,563	0,653	0,778	0,336
	N	24	29	16	29
Mg	Korrelationskoeffizient	0,232	-0,012	0,124	0,015
	Sig. (2-seitig)	0,276	0,949	0,649	0,938
	N	24	29	16	29

		MH REF	MH FTW	1OST REF	OST FTW
Na	Korrelationskoeffizient	-0,284	-0,279	0,221	-0,059
	Sig. (2-seitig)	0,179	0,142	0,412	0,762
	N	24	29	16	29
Fe	Korrelationskoeffizient	,517**	0,228	,678**	,480**
	Sig. (2-seitig)	0,010	0,235	0,004	0,008
	N	24	29	16	29
TR	Korrelationskoeffizient	-0,159	-0,014	0,447	0,162
	Sig. (2-seitig)	0,449	0,937	0,055	0,412
	N	25	32	19	28
GV zu TR	Korrelationskoeffizient	0,117	-0,010	-0,112	0,180
	Sig. (2-seitig)	0,586	0,957	0,657	0,378
	N	24	31	18	26
MKW	Korrelationskoeffizient	-0,107	-0,140	0,258	,376*
	Sig. (2-seitig)	0,589	0,470	0,258	0,028
	N	28	29	21	34
Naphthalin	Korrelationskoeffizient	0,154	0,087	0,228	0,067
	Sig. (2-seitig)	0,433	0,672	0,319	0,715
	N	28	26	21	32
Acenaphthylen	Korrelationskoeffizient	0,320	0,273	0,402	0,235
	Sig. (2-seitig)	0,096	0,178	0,071	0,196
	N	28	26	21	32
Acenaphthen	Korrelationskoeffizient	,382*	0,313	0,310	0,175
	Sig. (2-seitig)	0,045	0,119	0,171	0,339
	N	28	26	21	32
Fluoren	Korrelationskoeffizient	0,231	0,198	0,247	0,172
	Sig. (2-seitig)	0,237	0,332	0,280	0,347
	N	28	26	21	32
Phenanthren	Korrelationskoeffizient	0,257	0,185	,458*	0,322
	Sig. (2-seitig)	0,186	0,365	0,037	0,072
	N	28	26	21	32
Anthracen	Korrelationskoeffizient	0,294	0,216	0,251	0,097
	Sig. (2-seitig)	0,129	0,289	0,272	0,597
	N	28	26	21	32
Fluoranthren	Korrelationskoeffizient	0,294	0,112	0,375	,405*
	Sig. (2-seitig)	0,129	0,586	0,094	0,022
	N	28	26	21	32
Pyren	Korrelationskoeffizient	0,216	0,066	0,376	,363*
	Sig. (2-seitig)	0,271	0,750	0,093	0,041
	N	28	26	21	32
Benz(a)anthracen	Korrelationskoeffizient	0,166	0,106	0,347	0,247
	Sig. (2-seitig)	0,398	0,607	0,124	0,172
	N	28	26	21	32
Chrysen	Korrelationskoeffizient	0,196	0,111	0,339	,382*
	Sig. (2-seitig)	0,317	0,590	0,133	0,031
	N	28	26	21	32
Benzo(b)fluoranthren	Korrelationskoeffizient	0,278	0,235	0,278	0,169
	Sig. (2-seitig)	0,152	0,247	0,223	0,355
	N	28	26	21	32
Benzo(k)fluoranthren	Korrelationskoeffizient	0,041	0,064	0,372	0,226
	Sig. (2-seitig)	0,837	0,758	0,096	0,214
	N	28	26	21	32
Benzo(a)pyren	Korrelationskoeffizient	0,197	0,216	0,395	0,272
	Sig. (2-seitig)	0,315	0,290	0,076	0,132
	N	28	26	21	32
Indeno(1,2,3,c,d)pyren	Korrelationskoeffizient	0,236	0,194	0,327	0,238
	Sig. (2-seitig)	0,226	0,342	0,148	0,189
	N	28	26	21	32
Dibenz(a,h)anthracen	Korrelationskoeffizient	0,150	0,154	0,053	0,183
	Sig. (2-seitig)	0,446	0,453	0,821	0,316
	N	28	26	21	32
Benzo(g,h,i)perylene	Korrelationskoeffizient	0,185	0,212	0,329	0,303
	Sig. (2-seitig)	0,345	0,300	0,145	0,092
	N	28	26	21	32
ΣPAK	Korrelationskoeffizient	0,203	0,124	0,368	0,300
	Sig. (2-seitig)	0,311	0,555	0,100	0,096
	N	27	25	21	32

Tabelle G.12: Kruskal-Wallis-Test zur Feststellung des Einflusses der Jahreszeiten auf die Reinigungsleistung. Grün hinterlegt: asymptotische Signifikanz <0,05

		MH REF	MH FTW	OST REF	OST FTW
pH	Asympt. Sign.	0,215	0,044	0,038	0,107
Leitfähigkeit	Asympt. Sign.	0,000	0,000	0,715	0,002
NH ₄ -N	Asympt. Sign.	0,028	0,006	0,240	0,036
NO ₂ -N	Asympt. Sign.	0,116	0,024	0,575	0,046
NO ₃ -N	Asympt. Sign.	0,007	0,039	0,226	0,344
Chlorid	Asympt. Sign.	0,000	0,000	0,417	0,005
Sulfat	Asympt. Sign.	0,022	0,000	0,132	0,147
TNb	Asympt. Sign.	0,106	0,002	0,140	0,055
Gesamt-PO ₄ -P	Asympt. Sign.	0,846	0,776	0,621	0,279
AFS ₆₃	Asympt. Sign.	0,780	0,264	0,740	0,795
AFS	Asympt. Sign.	0,435	0,166	0,012	0,059
Säurekapazität 4,3	Asympt. Sign.	0,535	0,048	0,370	0,017
Cr	Asympt. Sign.	0,124	0,607	0,855	0,421
Cu	Asympt. Sign.	0,254	0,065	0,273	0,027
Ni	Asympt. Sign.	0,364	0,508	0,201	0,419
Pb	Asympt. Sign.	0,741	0,158	1,000	0,079
Zn	Asympt. Sign.	0,495	0,536	0,935	0,044
Ca	Asympt. Sign.	0,009	0,009	0,570	0,823
Mg	Asympt. Sign.	0,016	0,010	0,570	0,060
Na	Asympt. Sign.	0,003	0,004	0,465	0,004
Fe	Asympt. Sign.	0,067	0,271	0,088	0,521
TR	Asympt. Sign.	0,193	0,155	0,409	0,592
GV zu TR	Asympt. Sign.	0,104	0,171	0,308	0,169
MKW	Asympt. Sign.	0,791	0,160	0,220	0,674
Naphthalin	Asympt. Sign.	0,225	0,044	0,195	0,047
Acenaphthylen	Asympt. Sign.	0,480	1,000	0,837	0,598
Acenaphthen	Asympt. Sign.	0,675	0,287	0,765	0,336
Fluoren	Asympt. Sign.	0,530	0,211	0,993	0,949
Phenanthren	Asympt. Sign.	0,109	0,032	0,721	0,945
Anthracen	Asympt. Sign.	0,134	0,905	0,428	0,291
Fluoranthren	Asympt. Sign.	0,277	0,103	0,204	0,515
Pyren	Asympt. Sign.	0,829	0,151	0,241	0,567
Benz(a)anthracen	Asympt. Sign.	0,297	0,478	0,309	0,230
Chrysen	Asympt. Sign.	0,393	0,247	0,364	0,299
Benzo(b)fluoranthren	Asympt. Sign.	0,678	0,331	0,328	0,484
Benzo(k)fluoranthren	Asympt. Sign.	0,717	0,273	0,329	0,126
Benzo(a)pyren	Asympt. Sign.	0,455	0,493	0,272	0,589
Indeno(1,2,3,c,d)pyren	Asympt. Sign.	0,418	0,184	0,329	0,163
Dibenz(a,h)anthracen	Asympt. Sign.	0,526	0,180	0,491	0,076
Benzo(g,h,i)perylene	Asympt. Sign.	0,744	0,101	0,195	0,230
ΣPAK	Asympt. Sign.	0,608	0,216	0,291	0,447

Tabelle G.13: Korrelationsanalyse zur Feststellung des Einflusses der Betriebszeit auf die Reinigungsleistung. Blau hinterlegt: $R_{sp} > 0,5$; $p < 0,05$

		MH WG FTW	OST WG FTW
pH	Korrelationskoeffizient	0,208	-0,029
	Sig. (2-seitig)	0,287	0,872
	N	28	34
Leitfähigkeit	Korrelationskoeffizient	-0,255	0,194
	Sig. (2-seitig)	0,151	0,258
	N	33	36
NH4-N	Korrelationskoeffizient	-0,043	,358*
	Sig. (2-seitig)	0,817	0,030
	N	31	37
NO2-N	Korrelationskoeffizient	0,204	-0,052
	Sig. (2-seitig)	0,240	0,758
	N	35	38
NO3-N	Korrelationskoeffizient	0,276	-0,102
	Sig. (2-seitig)	0,114	0,541
	N	34	38
Chlorid	Korrelationskoeffizient	-0,145	0,016
	Sig. (2-seitig)	0,406	0,925
	N	35	37
Sulfat	Korrelationskoeffizient	0,122	0,154
	Sig. (2-seitig)	0,498	0,378
	N	33	35
TNb	Korrelationskoeffizient	0,289	0,190
	Sig. (2-seitig)	0,135	0,306
	N	28	31
Gesamt-PO4-P	Korrelationskoeffizient	-0,261	-0,146
	Sig. (2-seitig)	0,280	0,435
	N	19	31
AFS fein	Korrelationskoeffizient	-0,143	0,241
	Sig. (2-seitig)	0,444	0,163
	N	31	35
AFS	Korrelationskoeffizient	-,356*	,479**
	Sig. (2-seitig)	0,049	0,004
	N	31	35
Säurekapazität KS 4,3	Korrelationskoeffizient	-0,038	-0,019
	Sig. (2-seitig)	0,827	0,915
	N	35	35
Cr	Korrelationskoeffizient	-0,257	0,359
	Sig. (2-seitig)	0,303	0,078
	N	18	25
Cu	Korrelationskoeffizient	-0,272	0,264
	Sig. (2-seitig)	0,210	0,203
	N	23	25
Ni	Korrelationskoeffizient	-0,238	0,060
	Sig. (2-seitig)	0,358	0,776
	N	17	25
Pb	Korrelationskoeffizient	-0,107	0,299
	Sig. (2-seitig)	0,819	0,146
	N	7	25
Zn	Korrelationskoeffizient	0,040	0,156
	Sig. (2-seitig)	0,849	0,446
	N	25	26
Ca	Korrelationskoeffizient	0,248	-0,113
	Sig. (2-seitig)	0,233	0,582
	N	25	26
Mg	Korrelationskoeffizient	0,178	0,135
	Sig. (2-seitig)	0,393	0,511
	N	25	26
Na	Korrelationskoeffizient	-0,009	0,089
	Sig. (2-seitig)	0,965	0,665
	N	25	26
Fe	Korrelationskoeffizient	-,480*	,440*
	Sig. (2-seitig)	0,015	0,024
	N	25	26
TR	Korrelationskoeffizient	-0,130	0,149
	Sig. (2-seitig)	0,546	0,468
	N	24	26
GV zu TR	Korrelationskoeffizient	,513*	-0,037
	Sig. (2-seitig)	0,012	0,865
	N	23	24

		MH WG FTW	OST WG FTW
MKW	Korrelationskoeffizient	-0,193	-0,094
	Sig. (2-seitig)	0,443	0,640
	N	18	27
Naphthalin	Korrelationskoeffizient	-,626*	-0,328
	Sig. (2-seitig)	0,022	0,158
	N	13	20
Acenaphthylen	Korrelationskoeffizient	-1,000**	-0,032
	Sig. (2-seitig)		0,909
	N	3	15
Acenaphthen	Korrelationskoeffizient	0,143	-0,365
	Sig. (2-seitig)	0,787	0,124
	N	6	19
Fluoren	Korrelationskoeffizient	-,650*	-0,125
	Sig. (2-seitig)	0,022	0,568
	N	12	23
Phenanthren	Korrelationskoeffizient	-,558*	-0,109
	Sig. (2-seitig)	0,016	0,596
	N	18	26
Anthracen	Korrelationskoeffizient	0,000	0,045
	Sig. (2-seitig)	1,000	0,829
	N	9	25
Fluoranthren	Korrelationskoeffizient	-0,108	0,265
	Sig. (2-seitig)	0,623	0,191
	N	23	26
Pyren	Korrelationskoeffizient	-0,148	0,354
	Sig. (2-seitig)	0,491	0,070
	N	24	27
Benz(a)anthracen	Korrelationskoeffizient	-0,600	,386*
	Sig. (2-seitig)	0,067	0,047
	N	10	27
Chrysen	Korrelationskoeffizient	-0,124	0,347
	Sig. (2-seitig)	0,649	0,076
	N	16	27
Benzo(b)fluoranthren	Korrelationskoeffizient	0,302	0,315
	Sig. (2-seitig)	0,223	0,117
	N	18	26
Benzo(k)fluoranthren	Korrelationskoeffizient	-0,200	0,219
	Sig. (2-seitig)	0,606	0,329
	N	9	22
Benzo(a)pyren	Korrelationskoeffizient	0,300	0,357
	Sig. (2-seitig)	0,259	0,087
	N	16	24
Indeno(1,2,3,c,d)pyren	Korrelationskoeffizient	-0,214	-0,042
	Sig. (2-seitig)	0,610	0,852
	N	8	22
Dibenz(a,h)anthracen	Korrelationskoeffizient	-0,200	0,282
	Sig. (2-seitig)	0,800	0,273
	N	4	17
Benzo(g,h,i)perylene	Korrelationskoeffizient	,569*	,443*
	Sig. (2-seitig)	0,034	0,030
	N	14	24
ΣPAK	Korrelationskoeffizient	-0,052	0,297
	Sig. (2-seitig)	0,802	0,132
	N	26	27

Tabelle G.14: Korrelationsanalyse zur Feststellung des Einflusses des Rückhalts mit AFS₆₃. Blau hinterlegt: R_{sp}>0,5; p<0,05

		MH REF	MH FTW	OST REF	OST FTW
pH	Korrelationskoeffizient	-0,064	0,073	-0,073	-0,179
	Sig. (2-seitig)	0,726	0,701	0,742	0,290
	N	32	30	23	37
Leitfähigkeit	Korrelationskoeffizient	0,256	0,011	0,396	0,276
	Sig. (2-seitig)	0,158	0,953	0,061	0,099
	N	32	30	23	37
NH4-N	Korrelationskoeffizient	,368*	0,271	0,326	0,043
	Sig. (2-seitig)	0,041	0,148	0,139	0,800
	N	31	30	22	37
NO2-N	Korrelationskoeffizient	,366*	,407*	-,551**	0,186
	Sig. (2-seitig)	0,040	0,023	0,006	0,264
	N	32	31	23	38
NO3-N	Korrelationskoeffizient	-0,031	-0,063	0,110	0,209
	Sig. (2-seitig)	0,867	0,738	0,617	0,209
	N	32	31	23	38
Chlorid	Korrelationskoeffizient	0,165	-0,031	,436*	0,318
	Sig. (2-seitig)	0,367	0,870	0,038	0,052
	N	32	31	23	38
Sulfat	Korrelationskoeffizient	0,264	0,258	0,397	,409*
	Sig. (2-seitig)	0,152	0,169	0,061	0,011
	N	31	30	23	38
TNb	Korrelationskoeffizient	0,347	0,083	,501*	,444**
	Sig. (2-seitig)	0,055	0,663	0,018	0,007
	N	31	30	22	35
Gesamt-PO4-P	Korrelationskoeffizient	,412*	,462*	,744**	,516**
	Sig. (2-seitig)	0,024	0,010	0,000	0,001
	N	30	30	23	37
AFS ₆₃	Korrelationskoeffizient	1,000	1,000	1,000	1,000
	Sig. (2-seitig)				
	N	33	31	23	38
AFS	Korrelationskoeffizient	,910**	,834**	,929**	,854**
	Sig. (2-seitig)	0,000	0,000	0,000	0,000
	N	33	31	23	38
Säurekapazität 4,3	Korrelationskoeffizient	-0,041	0,090	0,021	-0,086
	Sig. (2-seitig)	0,823	0,629	0,925	0,608
	N	32	31	23	38
Cd	Korrelationskoeffizient	0,057			
	Sig. (2-seitig)	0,788			
	N	25	29	15	28
Cr	Korrelationskoeffizient	0,346	0,203	,521*	,489**
	Sig. (2-seitig)	0,091	0,290	0,046	0,008
	N	25	29	15	28
Cu	Korrelationskoeffizient	0,305	,369*	0,503	,684**
	Sig. (2-seitig)	0,139	0,049	0,056	0,000
	N	25	29	15	28
Ni	Korrelationskoeffizient	0,234	0,116	,710**	,486**
	Sig. (2-seitig)	0,261	0,548	0,003	0,009
	N	25	29	15	28
Pb	Korrelationskoeffizient	0,223	0,186	,614*	,631**
	Sig. (2-seitig)	0,284	0,334	0,015	0,000
	N	25	29	15	28
Zn	Korrelationskoeffizient	,620**	,453*	,671**	,692**
	Sig. (2-seitig)	0,001	0,014	0,006	0,000
	N	25	29	15	28
Ca	Korrelationskoeffizient	0,269	,408*	0,378	0,320
	Sig. (2-seitig)	0,194	0,028	0,165	0,097
	N	25	29	15	28
Mg	Korrelationskoeffizient	,457*	,481**	0,312	,467*
	Sig. (2-seitig)	0,022	0,008	0,258	0,012
	N	25	29	15	28
Na	Korrelationskoeffizient	0,107	-0,061	0,358	0,346
	Sig. (2-seitig)	0,612	0,753	0,190	0,071
	N	25	29	15	28
Fe	Korrelationskoeffizient	,497*	,426*	,769**	,503**
	Sig. (2-seitig)	0,011	0,021	0,001	0,006
	N	25	29	15	28
TR	Korrelationskoeffizient	0,135	0,150	0,398	0,284
	Sig. (2-seitig)	0,528	0,422	0,102	0,152
	N	24	31	18	27

		MH REF	MH FTW	OST REF	OST FTW
GV zu TR	Korrelationskoeffizient	0,018	-0,058	-0,060	-0,150
	Sig. (2-seitig)	0,935	0,758	0,813	0,465
	N	24	31	18	26
MKW	Korrelationskoeffizient	,728**	,486**	0,265	,649**
	Sig. (2-seitig)	0,000	0,007	0,246	0,000
	N	29	30	21	34
Naphthalin	Korrelationskoeffizient	,479**	,614**	0,365	0,206
	Sig. (2-seitig)	0,009	0,001	0,104	0,258
	N	29	27	21	32
Acenaphthylen	Korrelationskoeffizient	0,232	,403*	,615**	,376*
	Sig. (2-seitig)	0,226	0,037	0,003	0,034
	N	29	27	21	32
Acenaphthen	Korrelationskoeffizient	0,192	0,260	,698**	0,317
	Sig. (2-seitig)	0,318	0,190	0,000	0,077
	N	29	27	21	32
Fluoren	Korrelationskoeffizient	,446*	,453*	,752**	,590**
	Sig. (2-seitig)	0,015	0,018	0,000	0,000
	N	29	27	21	32
Phenanthren	Korrelationskoeffizient	0,292	0,084	,625**	,548**
	Sig. (2-seitig)	0,125	0,676	0,002	0,001
	N	29	27	21	32
Anthracen	Korrelationskoeffizient	0,254	,582**	,797**	,567**
	Sig. (2-seitig)	0,184	0,001	0,000	0,001
	N	29	27	21	32
Fluoranthren	Korrelationskoeffizient	,518**	,643**	,649**	,557**
	Sig. (2-seitig)	0,004	0,000	0,001	0,001
	N	29	27	21	32
Pyren	Korrelationskoeffizient	,737**	,616**	,690**	,594**
	Sig. (2-seitig)	0,000	0,001	0,001	0,000
	N	29	27	21	32
Benz(a)anthracen	Korrelationskoeffizient	,652**	,694**	,809**	,705**
	Sig. (2-seitig)	0,000	0,000	0,000	0,000
	N	29	27	21	32
Chrysen	Korrelationskoeffizient	,693**	,702**	,815**	,739**
	Sig. (2-seitig)	0,000	0,000	0,000	0,000
	N	29	27	21	32
Benzo(b)fluoranthren	Korrelationskoeffizient	,617**	,784**	,834**	,624**
	Sig. (2-seitig)	0,000	0,000	0,000	0,000
	N	29	27	21	32
Benzo(k)fluoranthren	Korrelationskoeffizient	,543**	,673**	,830**	,526**
	Sig. (2-seitig)	0,002	0,000	0,000	0,002
	N	29	27	21	32
Benzo(a)pyren	Korrelationskoeffizient	,594**	,746**	,844**	,708**
	Sig. (2-seitig)	0,001	0,000	0,000	0,000
	N	29	27	21	32
Indeno(1,2,3,c,d)pyren	Korrelationskoeffizient	,439*	,649**	,829**	,617**
	Sig. (2-seitig)	0,017	0,000	0,000	0,000
	N	29	27	21	32
Dibenz(a,h)anthracen	Korrelationskoeffizient	0,276	,594**	,684**	,522**
	Sig. (2-seitig)	0,147	0,001	0,001	0,002
	N	29	27	21	32
Benzo(g,h,i)perylene	Korrelationskoeffizient	,638**	,775**	,865**	,736**
	Sig. (2-seitig)	0,000	0,000	0,000	0,000
	N	29	27	21	32
ΣPAK	Korrelationskoeffizient	,596**	,672**	,780**	,619**
	Sig. (2-seitig)	0,001	0,000	0,000	0,000
	N	28	26	21	32