

# Mobilität der Zukunft – Schadstoffrückhalt in Gewässerschutzanlagen MDZ – GSA

Ein Projekt finanziert im Rahmen der  
Verkehrsinfrastrukturforschung 2021  
**VIF 2021**


April 2026



## Impressum:

### Herausgeber und Programmverantwortung:

Bundesministerium für Innovation, Mobilität und Infrastruktur  
Abteilung Mobilitäts- und Verkehrstechnologien  
Radetzkystraße 2, 1030 Wien

 Bundesministerium  
Innovation, Mobilität  
und Infrastruktur

Autobahnen- und Schnellstraßen-Finanzierungs-  
Aktiengesellschaft  
Austro Tower  
Schnirchgasse 17, 1030 Wien



### Für den Inhalt verantwortlich:

Umweltbundesamt GmbH  
Spittelauer Lände 5, 1090 Wien



Der Wasserwirt – Projektmanagement GmbH  
Dellach 59, 9063 Maria Saal



Universität für Bodenkultur  
Institut für Siedlungswasserbau, Industriewasserwirtschaft  
und Gewässerschutz  
Muthgasse 18, 1190 Wien



### Programmmanagement:

Österreichische Forschungsförderungsgesellschaft mbH  
Thematische Programme  
Sensengasse 1, 1090 Wien



# Mobilität der Zukunft – Schadstoffrückhalt in Gewässerschutzanlagen MDZ – GSA

Ein Projekt finanziert im Rahmen der  
Verkehrsinfrastrukturforschung VIF 2021

**Autorinnen und Autoren:**

**Konzeption und Design:** Maria FÜRHACKER, Bernhard MONAI, Katharina LENZ

**Probenahme und Equipment:** Bernhard MONAI, Magdalena PIRKER, Der Wasserwirt –  
Projektmanagement GmbH, BOKU – ISIG

**Laboruntersuchungen:** BOKU ISIG Labor, Umweltbundesamt GmbH

**Datenaufbereitung:** Magdalena PIRKER, Ines STEINWENDER, Bernhard MONAI,  
Claudia HLEDIK, Paul STEIXNER, Julian FRÄNKEL, Maria FÜRHACKER, Birgit  
ZRAUNIG, Oliver GABRIEL, Philipp HOHENBLUM

**Optimierungsvorschläge:** Maria FÜRHACKER, Bernhard MONAI, Birgit ZRAUNIG

**Redaktion:** alle

**Projektleitung:** Katharina LENZ, Philipp HOHENBLUM

**Auftraggeber:**

Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und  
Technologie, Autobahnen- und Schnellstraßen-Finanzierungs-Aktiengesellschaft

**Auftragnehmer:**

Umweltbundesamt GmbH und Der Wasserwirt – Projektmanagement GmbH

**Zitiervorschlag:**

Monai, B., Fürhacker, M., Hohenblum, P. et al. (2026): Schadstoffrückhalt in Gewässer-  
schutzanlagen. Bundesministerium für Innovation, Mobilität und Infrastruktur.

DI Fabian Halper, Autor der Masterarbeit „Status-quo-Analyse von Gewässerschutz-  
anlagen und Untersuchungen an Absetzbecken“, die im Rahmen dieses Projektes  
durchgeführt wurde, stimmt ausdrücklich zu, dass Teile der Masterarbeit in diesen Bericht  
übernommen werden können.

## Inhalt

<b>Verzeichnis der verwendeten Abkürzungen.....</b>	<b>7</b>
<b>Abbildungsverzeichnis .....</b>	<b>10</b>
<b>Tabellenverzeichnis .....</b>	<b>14</b>
<b>1 Hintergrund, Ziele und Zusammenfassung der Kernergebnisse.....</b>	<b>18</b>
1.1 Ziel des Projektes.....	18
1.2 Kurzzusammenfassung der Kernergebnisse .....	20
1.3 Zusammenfassung der Studienergebnisse .....	21
1.3.1 Grundlegende Angaben zur Studie .....	21
1.3.2 Einhaltung rechtlicher Vorgaben: Emissionsgrenzwerte (Vorfluter) und Immissionsdaten (Versickerung) .....	22
1.3.3 Hydraulische Messergebnisse: Potenzial zur Anpassung der Bemessungsvorgaben und Verringerung des Platzbedarfes.....	25
1.3.4 Funktionalität und Wirkung des Absetzbeckens für die Filterstufe .....	27
1.3.5 Relevanz von Mikroplastik und Reifenabrieb.....	28
1.3.6 Chlorid: Validität BMK-Chloridleitfaden und Auswirkungen auf Fließgewässer .....	29
1.3.7 Interpretation als Bemessungsansätze für die RVS 04.04.11.....	30
1.3.8 Abschließende Kernaussagen.....	31
<b>2 Einleitung ins Thema Straßenwässer .....</b>	<b>32</b>
2.1 Verunreinigungen von Straßenwässern .....	32
2.2 Voraussetzung für eine Optimierung von Design, Betrieb und Überwachung der Anlagen .....	34
2.3 Anforderungen an die Probenahme .....	36
2.4 Gewässerschutzanlagen in der Literatur .....	38
2.4.1 GSAs in Österreich (Halper, 2024).....	39
2.4.2 GSAs in Deutschland (Halper, 2024).....	41
2.4.3 Straßenwasserbehandlung in der Schweiz (Halper, 2024).....	42
2.5 Reifenabrieb, PPDs und Mikroplastik .....	45
<b>3 Methodik .....</b>	<b>48</b>
3.1 Auswahl und Beschreibung der zu beprobenden GSAs.....	48
3.2 Einrichtung der Probenahmestellen.....	49
3.2.1 Beschreibung der GSA Sterngasse.....	50
3.2.2 Beschreibung der GSA Gleisdorf West .....	58
3.2.3 Beschreibung der GSA Mühlbach .....	63
3.3 Untersuchung der Sedimente in den Absetzbecken .....	71
3.3.1 Sedimentuntersuchungen Sterngasse.....	72
3.3.2 Sedimentuntersuchungen Gleisdorf.....	72
3.3.3 Sedimentprobenahme Mühlbach .....	74

3.4	Auswahl der zu untersuchenden Schadstoffe .....	74
3.4.1	Beschreibung der Analysenmethoden .....	75
3.5	Auswahl und Beschreibung der Schadstoffgruppen Reifenabrieb, PPDs und Mikroplastik .....	75
3.5.1	Analytik von Reifenabrieb, PPDs und Mikroplastik .....	76
3.6	Methodik zur Bewertung der Chloridkonzentrationen in Hinblick auf die Einleitung chloridbelasteter Straßenwässer in Fließgewässer .....	76
3.6.1	Hintergrund und Zielstellung .....	76
3.6.2	Fragestellung .....	77
3.6.3	Methodik .....	78
<b>4</b>	<b>Durchführung und Ergebnisdarstellung.....</b>	<b>80</b>
4.1	Ergebnisse der 24-monatigen Messkampagne.....	80
4.1.1	Messkampagne GSA Sterngasse.....	80
4.1.2	Messkampagne GSA Gleisdorf West .....	89
4.1.3	Messkampagne GSA Mühlbach.....	95
4.1.4	Vergleich der Probenahmesysteme .....	100
4.2	Analyse von Mikroplastik und Reifenabrieb.....	101
4.3	Bewertung der Hydraulik der GSAs .....	105
4.3.1	Hydraulische Belastung der GSA Sterngasse .....	106
4.3.2	Hydraulische Belastung der GSA Gleisdorf.....	127
4.3.3	Hydraulische Belastung der GSA Mühlbach .....	134
4.4	Verhalten der Belastung des ZL über die Zeit.....	142
4.4.1	Regenereignisse Sterngasse .....	144
4.4.2	Regenereignisse Gleisdorf .....	148
4.4.3	Regenereignisse Mühlbach .....	150
4.5	Vergleich der untersuchten Gewässerschutzanlagen .....	153
4.5.1	Allgemeiner Vergleich der GSAs.....	153
4.6	Bewertung der Chloridkonzentrationen in Hinblick auf die beiden Leitfäden „Versickerung chloridbelasteter Straßenabwässer“ (2019) und „Einleitung chloridbelasteter Straßenabwässer in Fließgewässer“ (2019) .....	155
4.6.1	Durchführung .....	155
4.6.2	Ergebnisse.....	156
4.6.3	Diskussion und Schlussfolgerung Chloridleitfaden.....	161
<b>5</b>	<b>Optimierungsvorschlag zur Berechnung von Absetzbecken (AB) und Filterbecken (FB) .....</b>	<b>163</b>
5.1	Datengrundlage und Wahl des maßgebenden Regenereignisses .....	164
5.1.1	Variante 1: Auslegung auf ein Starkregenereignis mit V <sub>99</sub> -Fracht.....	164
5.1.2	Variante 2: Neue Aufteilung der Beckengröße zwischen AB und FB .....	165
5.1.3	Variante 3: Auslegung auf eine Entleerungszeit in der Zeit des Gesamtereignisses.....	165
5.1.4	Variante 4: Entleerungszeit von 24 Stunden für 99 % der Fracht .....	166

5.1.5	Variante 5: Berechnung ab welcher Filterfläche eine definierte Drossel den Durchfluss begrenzen würde.....	167
5.2	Berechnung der Bemessungsansätze in Bezug zur Filterfläche.....	168
5.2.1	Standort Sterngasse .....	168
5.2.2	Standort Gleisdorf .....	171
5.2.3	Standort Mühlbach.....	174
5.3	Diskussion der Berechnungen .....	178
<b>6</b>	<b>Zusammenfassung und Diskussion der Kernergebnisse .....</b>	<b>180</b>
6.1	Resümee zu den sechs Fragen der Ausschreibung.....	180
6.2	Erkenntnisse bei Beprobungen und Messungen .....	187
6.3	Erfahrungen und Empfehlungen für Bau und Betrieb von GSAs.....	188
<b>7</b>	<b>Anhang.....</b>	<b>191</b>
7.1	Datengrundlage für die hydraulischen Betrachtungen .....	191
7.1.1	Messung der Infiltration – Durchführung und Ergebnisse der GSA Sterngasse (Inzersdorf West).....	191
7.1.2	Betrachtung der Abscheidewirkung des Absetzbeckens mithilfe der Sedimente in der GSA Sterngasse.....	193
7.1.3	Betrachtung der Abscheidewirkung des Absetzbeckens mithilfe der Sedimente in der GSA Gleisdorf .....	200
7.1.4	Betrachtung der Abscheidewirkung des Absetzbeckens mithilfe der Sedimente in der GSA Mühlbach.....	202
7.2	Detailergebnisse der verschiedenen GSAs .....	204
7.2.1	Detailergebnisse der GSA Sterngasse.....	204
7.2.2	Detailergebnisse der GSA Gleisdorf.....	208
7.2.3	Detailergebnisse der GSA Mühlbach .....	211
7.2.4	Gegenüberstellung der Anlagen.....	214
7.3	Regenereignisse bei den verschiedenen GSAs im Messzeitraum .....	219
7.3.1	Regenereignisse und Regenraten der GSA Sterngasse .....	219
7.3.2	Regenereignisse und Regenraten der GSA Gleisdorf .....	221
7.3.3	Regenereignisse und Regenraten der GSA Mühlbach.....	222
7.4	Bemessungsgrundlagen (aus den Einreichunterlagen) der GSAs.....	223
7.4.1	Bemessungsgrundlage Sterngasse .....	223
7.4.2	Bemessungsgrundlagen Gleisdorf .....	235
7.4.3	Dimensionierung der Anlage .....	237
7.4.4	Bemessungsgrundlagen Mühlbach .....	240
<b>8</b>	<b>Literaturverzeichnis .....</b>	<b>245</b>

## VERZEICHNIS DER VERWENDETEN ABKÜRZUNGEN

---

AAEV	Allgemeine Abwasser-Emissionsverordnung BGBl. 186/1996 i.d.g.F.
AB	Absetzbecken
ABM	Autobahnmeisterei
ABS	Absetzbare Stoffe
AFS	Abfiltrierbare Stoffe
AL	Ablauf
Al	Aluminium
AP	Arbeitspaket
ASFINAG	Autobahnen- und Schnellstraßen-Finanzierung-Aktiengesellschaft
BG	Bestimmungsgrenze
BMIMI	Bundesministerium für Innovation, Mobilität und Infrastruktur
BMK	Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie
BMLFUW	Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
BMLUK	Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Klima- und Umweltschutz, Regionen und Wasserwirtschaft
Cd	Cadmium
Cr	Chrom
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
Cu	Kupfer
DTV	Durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke
EMC	Ereigniskonzentration (Chloridleitfaden)
EP	Einzelprobe
EPN	Einzelprobenehmer
FB	Filterbecken
Fe	Eisen
FFG	Österreichische Forschungsförderungsgesellschaft
GP	Gesamtprobe
GPN	Gesamtprobenehmer
GSA	Gewässerschutzanlage
GUS	Gesamte ungelöste Stoffe
JDTV	Jahresdurchschnittliche tägliche Verkehrsstärke, Einheit [Kfz/24 h]

---

---

k <sub>f</sub> -Wert	Durchlässigkeitsbeiwert
KW-Index	Kohlenwasserstoff-Index
LF	Leitfähigkeit
LF1, LF2	Lastfall 1, Lastfall 2 (lt. Chloridleitfaden)
Max	Maximum
MD	Median
Min	Minimum
MQW	Mittelwasser im Fließgewässer
MW	Mittelwert
NG	Nachweisgrenze
Ni	Nickel
NR	Natural rubber, Naturkautschuk
NS	Niederschlag
NTU	Nephelometric Turbidity Unit (Trübungseinheit)
PA	Polyamid
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
Pb	Blei
PC	Polycarbonat
PE	Polyethylen
PET	Polyethylenterephthalat
PMMA	Polymethylmethacrylat
PN	Probenahme
POM	Polyoxymethylen
PP	Polypropylen
PS	Polystyrol
PU	Polyurethan
PVC	Polyvinylchlorid
S/cm	Siemens pro cm (elektr. Leitfähigkeit)
SAC	Jährlicher Schadstofftransport (Chloridleitfaden)
SAT	Standortspezifischer jährlicher Schadstofftransport
SBR	Styrol-Butadien-Rubber (Kautschuk)
SMC	Mittlere Standortkonzentration
T	abflusswirksame Tage
TN	Gesamtstickstoff (total nitrogen)

---

---

TNb	Gesamtstickstoff gebunden (Total Nitrogen bound)
TOC	Total organic carbon, Gesamtkohlenstoffgehalt
TWRL	Trinkwasserrichtlinie (EU) 2020/2184
ÜS	Überschreitung
UWWTD	Abwasserrichtlinie / Urban Wastewater Treatment Directive (EU) 2024/3019
V <sub>99</sub>	Volumen, das 99 % der Schmutzfracht (AFS) enthalten hat
WAWI-FF-GPN	Wasserwirt First-Flush Gesamtprobenehmer
WSP	Wasserspiegel
ZL	Zulauf
Zn	Zink

---

## ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1: Bilddokumentation der GSA Sterngasse (Quelle: B. Monai). .....	51
Abbildung 2: Streckengrafik (ASFINAG, 2012). .....	52
Abbildung 3: Luftbild der Strecke (GoogleMaps, 2023). .....	52
Abbildung 4: Gewässerschutzanlage 1 West (ASFINAG, 2012). .....	53
Abbildung 5: Zulauf Knoten Inzersdorf, GSA Sterngasse am 03.05.2023 (Quelle: B. Monai). .....	55
Abbildung 6: Einrichtung Zulauf Sterngasse (Quelle: B. Monai). .....	56
Abbildung 7: Einrichtung Zulauf Sterngasse (Quelle: B. Monai). .....	56
Abbildung 8: Einrichtung Ablauf Sterngasse (Quelle: B. Monai). .....	57
Abbildung 9: Einrichtung Ablauf AFS Probennehmer Sterngasse (Quelle: B. Monai). .....	57
Abbildung 10: Bilddokumentation der GSA A2 Südautobahn, Ast Gleisdorf West (Quelle: Umweltbundesamt). .....	60
Abbildung 11: Positionierung Wasserstandsensoren im Zulaufschacht vor der GSA Gleisdorf. (Quelle: B. Monai) .....	61
Abbildung 12: GPN im Sammelschacht vor der Anlage Gleisdorf West. (Quelle: B. Monai) .....	62
Abbildung 13: Einrichtung des Zulaufs der GSA Gleisdorf West (Quelle: B. Monai). .....	62
Abbildung 14: Einrichtung des Ablaufs der GSA Gleisdorf West (Quelle: B. Monai). .....	63
Abbildung 15: Bilddokumentation der GSA Mühlbach (Quelle: Umweltbundesamt). .....	64
Abbildung 16: Streckengrafik GSA Mühlbach (ASFINAG, 2018). .....	65
Abbildung 17: Luftbild der Strecke (GoogleMaps, 2023). .....	65
Abbildung 18: Grundriss der Gewässerschutzanlage Mühlbach (Quelle: Asfinag). .....	66
Abbildung 19: Einrichtung des Bypass im Zulauf der GSA Mühlbach (Quelle: B. Monai). .....	68
Abbildung 20: Einrichtung einer Blende für Wasserspiegelmessungen im Zulauf der GSA Mühlbach (Quelle: B. Monai). .....	68
Abbildung 21: EP im Ablauf der GSA Mühlbach (Quelle: B. Monai). .....	69
Abbildung 22: Einrichtung des Zulaufs der GSA Mühlbach (Quelle: B. Monai). .....	69
Abbildung 23: Einrichtung des Zulaufs der GSA Mühlbach (Quelle: B. Monai). .....	70
Abbildung 24: Einrichtung der Probenahmesysteme im Ablauf der GSA Mühlbach (Quelle: B. Monai). .....	70
Abbildung 25: Probenentnahmestellen Absetzbecken Sterngasse. ....	72
Abbildung 26: Probenahmestellen Absetzbecken Gleisdorf (Quelle: Asfinag). .....	73
Abbildung 27: Probenahmestellen Absetzbecken Mühlbach (Quelle: Asfinag). .....	74
Abbildung 28: Gesamte Darstellung der aufgezeichneten Parameter und AFS sowie Probenahmen während der Messkampagne 01.11.2022 bis 21.04.2025 in der GSA Sterngasse (Details dazu finden sich in Kapitel 7.2.1). .....	81
Abbildung 29: Detaillierte Darstellung der online-Parameter, AFS und der Probenahme des Regenereignisses am 05.06.2023. ....	85

Abbildung 30: Detaillierte Darstellung der online-Parameter, AFS und Probenahmen des Regenereignisses in der GSA Sterngasse am 05.06.2023 bis 10.06.2023. ....	85
Abbildung 31: Zeitlicher Verlauf AFS-Konzentration des Ereignisses am 5.6.2023, Vergleich 24 Proben zu zwölf Proben. ....	87
Abbildung 32: Gesamtdarstellung aller aufgezeichneten Parameter und AFS sowie Probenahmen während der Messkampagne 01.03.2023 bis 21.04.2025 in der GSA Gleisdorf (Details dazu finden sich in Kapitel 7.2.2). ....	89
Abbildung 33: Detaillierte Darstellung der online-Parameter, AFS und Probenahmen des Regenereignisses in der GSA Gleisdorf am 13.07.2023. ....	92
Abbildung 34: Gesamtdarstellung aller aufgezeichneten Parameter und AFS sowie Probenahmen während der Messkampagne 01.03.2023–21.04.2025 in der GSA Mühlbach (Details dazu finden sich in Kapitel 7.2.3). ....	95
Abbildung 35: Detaillierte Darstellung der online-Parameter, AFS und Probenahmen des Regenereignisses in der GSA Mühlbach am 16.07.2023. ....	98
Abbildung 36: Ergebnisse der Messung 2024, Anzahl der Kunststoffpartikel im Ablauf der GSAs. ....	103
Abbildung 37: Ergebnisse der Messung im Ablauf 2024 (linke Säulengruppe der GSA) und 2025 (rechte Säulengruppe der GSA), Anzahl der Kunststoffpartikel im Ablauf der GSAs 2025. ....	103
Abbildung 38: Ergebnisse der Messung von 6PPD und 6PPD-Chinon in den GSAs 2024 und 2025. ....	104
Abbildung 39: Aufsummierter Niederschlag vom 07.06.2023 (Halper, 2024). ....	109
Abbildung 40: 90-Sekunden-Intervalle des Zuflusses. ....	110
Abbildung 41: Ablaufkonstruktion Absetzbecken. ....	111
Abbildung 42: Mittlere Konzentrationen von AFS im Zu- und Ablauf der GSA Sterngasse (aus Halper, 2024). ....	112
Abbildung 43: Zulaufkonzentration der abfiltrierbaren Stoffe AFS im Vergleich mit dem Zufluss am 05.06.2023. ....	113
Abbildung 44: Durchfluss und AFS-Fracht für das Niederschlagsereignis am 05.06.2023. ....	113
Abbildung 45: Aufsummierter Niederschlag im Beobachtungszeitraum Juli 2022 bis November 2023. ....	114
Abbildung 46: Gleichmäßig mit Sediment bedeckte Fläche AB Sterngasse. ....	116
Abbildung 47: Grafische Darstellung der berechneten Ergebnisse von Zufluss, Abfluss und Wasserstand während des Niederschlagsereignisses vom 07.06.2023. ....	117
Abbildung 48: Zufluss [l/s] und Geschwindigkeitsverläufe [m/s] im Zulaufbereich. ....	118
Abbildung 49: Berechneter Geschwindigkeitsverlauf im Ablaufbereich. ....	119
Abbildung 50: Grafische Darstellung der Entleerungszeit. ....	120
Abbildung 51: Absetzbecken am 11.06.2023, ca. 17 Stunden nach dem letzten Niederschlagsereignis. ....	121
Abbildung 52: Absetzbecken am 14.06.2023, knapp vier Tage nach dem letzten Niederschlag. ...	122

Abbildung 53: Absetzbecken am 16.06.2023, knapp sechs Tage nach dem letzten Niederschlag..	122
Abbildung 54: Ursache und vorgeschlagene Abhilfe für das Abschwemmen von Sedimenten im Absetzbecken der Gewässerschutzanlage Sterngasse.....	123
Abbildung 55: GSA Sterngasse, Bodenfilterbecken am 19.02.2023, beobachteter Einstau.....	125
Abbildung 56: Schnitt durch die Anlage mit Bemessungswasserspiegel.....	126
Abbildung 57: Schnittbild des Ablaufschachtes mit Wasserständen, Drossel und Wasserstandssensor.....	126
Abbildung 58: Mittlere Konzentration der abfiltrierbaren Stoffe im Zu- und Ablauf der GSA Gleisdorf (aus Halper, 2024).....	129
Abbildung 59: Zulaufkonzentration der abfiltrierbaren Stoffe am 21.07.2023 (Halper, 2024).....	130
Abbildung 60: Schnitt durch die Anlage Mühlbach mit Ruhewasserstand, Bemessungswasserspiegel und max. Wasserstand bei Bemessungsereignis am 26.8.2023.....	135
Abbildung 61: Schnitt durch den ZL-Bereich des Absetzbeckens (Halper, 2024).....	136
Abbildung 62: Niederschlagsereignis am 16/17.07.2023 (Halper, 2024).....	138
Abbildung 63: Zulauf und Geschwindigkeit beim Niederschlagsereignis am 16/17.07.2023 (Halper, 2024).....	139
Abbildung 64: Statistische Verteilung der AFS-Konzentration in Mühlbach (Halper, 2024).....	140
Abbildung 65: Mittlere AFS-Konzentration bei ausgewählten Niederschlagsereignissen in Mühlbach (aus Halper, 2024).....	140
Abbildung 66: Zulaufkonzentration der abfiltrierbaren Stoffe am 12.07.2023 in Mühlbach (Halper, 2024).....	141
Abbildung 67: Zulaufkonzentration der abfiltrierbaren Stoffe im Vergleich mit dem Zufluss am 05.06.2023 in der Sterngasse.....	144
Abbildung 68: Fortgeführte Zeitreihe der spezifischen Chloridstrommenge der ABM Ansfelden 2007/2008–2024/2025. ....	156
Abbildung 69: Ablaufmesswerte zur Berechnung täglicher Chlorid-Ablaufmengen (kg/d) in der GSA Mühlbach.....	158
Abbildung 70: Messgebiet mit Messpunkten im Filterbecken der GSA Sterngasse.....	191
Abbildung 71: Gegenüberstellung Masse und volumetrische Berechnung $k_f$ .....	193
Abbildung 72: Probenahmepunkte zur Korngrößenverteilung der GSA Sterngasse (Halper, 2024).....	197
Abbildung 73: Korngrößenverteilung GSA Sterngasse (Halper, 2024).....	198
Abbildung 74: Planskizze des Absetzbeckens Sterngasse mit Memaßung und Kennzeichnung gleichmäßig mit Sediment bedeckten Fläche (Halper, 2024).....	199
Abbildung 75: Probenahmepunkte der Korngrößenanalyse GSA Gleisdorf (Halper, 2024).....	200
Abbildung 76: Korngrößenverteilung GSA Gleisdorf (Halper, 2024).....	201
Abbildung 77: Probenahmepunkte der Korngrößenanalyse GSA Mühlbach (Halper, 2024).....	202
Abbildung 78: Korngrößenverteilung GSA Mühlbach (Halper, 2024).....	203

Abbildung 79: Anlagenvergleich allgemein chemische Parameter.....	214
Abbildung 80: Anlagenvergleich Schwermetalle.....	215
Abbildung 81: Anlagenvergleich polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (die unterste Abbildung gibt die Messwerte in einem anderen Maßstab wieder). ....	216
Abbildung 82: Anlagenvergleich monatliche Box-Plots Leitfähigkeit und Chloridkonzentration....	218
Abbildung 83: Regenereignisse Sterngasse 9/2022 bis 8/2023.....	219
Abbildung 84: Regenereignisse Sterngasse 2023.....	219
Abbildung 85: Regenereignisse Sterngasse 2024.....	220
Abbildung 86: Regenereignisse Sterngasse 2025.....	220
Abbildung 87: Regenereignisse Gleisdorf 04/2023 bis 02/2024.....	221
Abbildung 88: Regenereignisse Gleisdorf 2024. ....	221
Abbildung 89: Regenereignisse Gleisdorf 2025. ....	221
Abbildung 90: Regenereignisse Mühlbach 03/2023 bis 02/2024. ....	222
Abbildung 91: Regenereignisse Mühlbach 2024.....	222
Abbildung 92: Regenereignisse Mühlbach 2025.....	222
Abbildung 93: Entwässerungslageplan Sterngasse (ASFINAG, 2012). ....	226

## TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1: Zulaufkonzentrationen für alle drei GSAs für verschiedene Parameter in mg/l, gemessen in Laborproben.....	22
Tabelle 2: Gemessene Mittelwerte für Zu- und Ablauf der drei GSAs – für AFS im Zulauf arithmetischer MW und frachtgewichteter MW, Summe der Ereignisse. ....	23
Tabelle 3: Bewertung der Ablaufproben für ausgewählte Parameter (arithmetischer Mittelwert MW, Median MD, Maximalwert Max). ....	24
Tabelle 4: Beispiele aus gemessenen Bemessungsereignissen bezogen auf die AFS-Fracht und zulaufende Volumina V, in dem 50 %, 90 % oder 99 % der Gesamtfracht abgeleitet wurden. Siehe auch Kapitel 4.4.....	26
Tabelle 5: Volumenanteil, der ~99 % der AFS-Fracht enthält, dessen Anteil am Gesamtereignis und Reduktionspotenzial für Filterfläche.....	26
Tabelle 6: Zahlen und Fakten für AFS-Reduktion in den GSAs, nicht frachtgewichtet von MW zu MW.....	27
Tabelle 7: Reifenabrieb-Marker (NR/SBR) – Messwerte in µg/l im Zulauf und Ablauf.....	28
Tabelle 8: Zahlen und Fakten für Chlorid im Abwasser und Vorfluter in mg/l. ....	29
Tabelle 9: Emissionsquellen und Stoffeinträge durch den Verkehr, (Hahn et al., 2000, modifiziert).....	32
Tabelle 10: Schadstoffgehalt in Straßenwässern aus unterschiedlichen Literaturquellen.....	33
Tabelle 11: Bemessungsansätze für ein Absetzbecken (RVS 04.04.11, 2020). ....	40
Tabelle 12: Drei Typen von Behandlungsanlagen (nach Halper, 2024). ....	41
Tabelle 13: Anforderungen bei der Einleitung in ein Gewässer (TROCME et al., 2021). ....	43
Tabelle 14: Beurteilung der Verfahren gemäß Anforderungsstufe (TROCME et al., 2021, modifiziert).....	44
Tabelle 15: Kenndaten der GSA Sterngasse. ....	50
Tabelle 16: Bemessung Absetzbecken Sterngasse (aus Halper, 2024). ....	53
Tabelle 17: Kenndaten der GSA Gleisdorf West.....	58
Tabelle 18: Allgemeine Daten GSA Gleisdorf (aus Halper, 2024).....	59
Tabelle 19: Kenndaten der GSA Mühlbach .....	63
Tabelle 20: Bemessung Mühlbach (aus Halper, 2024).....	66
Tabelle 21: Auflistung der zur Bestimmung der chemischen und physikalischen Parameter angewandten Methoden. ....	75
Tabelle 22: Statistik von Überschreitungen (ÜS) der gesetzlichen Grenzwerte der AAEV (gesamt, um 50 % des GW und um mehr als 50 % des GW) als auch des Bescheids der GSA Sterngasse in Ablaufproben. ....	82
Tabelle 23: Ausgewählte chemische Parameter zur Beschreibung der Abscheideleistung der GSA Sterngasse beim Ereignis vom 05.06.2023, bestimmt aus den zeitproportional gemischten EP im ZL und AL.....	88

Tabelle 24: Statistik von Überschreitungen (ÜS) der gesetzlichen Grenzwerte der AAEV (gesamt, um 50 % des GW und um mehr als 50 % des GW) als auch des Bescheids GSA Gleisdorf in Ablaufproben. ....	90
Tabelle 25: Ausgewählte chemische Parameter zur Beschreibung der Abscheideleistung der GSA Gleisdorf West beim Ereignis von 13.07.2023.....	94
Tabelle 26: Statistik von Überschreitungen (ÜS) der gesetzlichen Grenzwerte der AAEV (gesamt, um 50 % des GW und um mehr als 50 % des GW) als auch des Bescheids der GSA Mühlbach in Ablaufproben. ....	96
Tabelle 27: Ausgewählte chemische Parameter zur Beschreibung der Abscheideleistung der GSA Mühlbach beim Ereignis von 16.07.2023. ....	100
Tabelle 28: Ergebnisse der Messung von Reifenabrieb in den GSAs 2024 und 2025; Naturkautschuk (NR) und Styrol-Butadienkautschuk (SBR) als Messgrößen sowie deren Bestimmungsgrenze (BG) und Nachweisgrenze (NG). ....	105
Tabelle 29: Ereignisse entsprechend der einjährigen bzw. fünfjährigen, 15-minütigen Regenspende je Standort. ....	106
Tabelle 30: Hydraulisches Verhalten GSA Sterngasse bei einzelnen Ereignissen inkl. vorausgegangener Trockenperioden. ....	107
Tabelle 31: Berechnung der Entleerungszeit bei maximalem Wasserstand, Parametrierung und Berechnungsergebnis.....	120
Tabelle 32: Hydraulisches Verhalten der GSA Gleisdorf. ....	127
Tabelle 33: Vergleich der hydraulisch wichtigsten Bereiche und Parameter (aus Halper, 2024)....	131
Tabelle 34: Hydraulisches Verhalten der GSA Mühlbach.....	134
Tabelle 35: Anzahl der Messtage, Anzahl der Regentage, Dauer der Regenspenden und Anteil der Regendauer an der Gesamtperiode.....	143
Tabelle 36: Gewichtete Frachten über die Messzeit der Regenereignisse. ....	145
Tabelle 37: Gewichtete Frachten und Berechnung der Zulaufvolumina, die 50 %, 90 % und 99 % der Frachten beinhalten, und Volumen des jeweiligen Gesamtereignisses (Sterngasse).....	146
Tabelle 38: Zusammenstellung der letzten gemessenen Konzentrationen für AFS während der Zu- und Ablaufprobenahme, maximale Regenrate, Dauer des Ereignisses und Anzahl der Trockentage. GP wurden als Gesamtprobe gezogen.....	147
Tabelle 39: Aufsummierte Frachten über die Messzeit der Regenereignisse der GSA Gleisdorf....	148
Tabelle 40: Gewichtete Frachten und Volumenangaben für 50 %, 90 % und 99 % der Fracht und Volumen des jeweiligen Gesamtereignisses (Gleisdorf). ....	149
Tabelle 41: Zusammenstellung der letzten gemessenen Konzentrationen für AFS während der Zu- und Ablaufprobenahme der GSA Gleisdorf, NS und maximale Regenraten und Trockentage.....	150
Tabelle 42: Summe der Frachten über die Messzeit der Regenereignisse in der GSA Mühlbach...	151

Tabelle 43: Summe von 50 %, 90 % und 99 % ( $V_{99}$ ) der Frachten je Volumen und Volumen des jeweiligen Gesamtereignisses. ....	151
Tabelle 44: Zusammenstellung der letzten gemessenen Konzentrationen für AFS während der Zu- und Ablaufprobenahme der GSA Mühlbach, NS, Regenrate und Trockentage.....	152
Tabelle 45: AFS ausgewählter Ereignisse in den GSAs (nach Halper, 2024). ....	153
Tabelle 46: Ausgebrachte Streumengen in und außerhalb der Streuperiode in der ABM Ansfelden von 2020/2021–2024/2025. ....	157
Tabelle 47: Lineare Korrelationen der Leitfähigkeit und Chloridkonzentration im Zu- und Ablauf der GSAs. ....	158
Tabelle 48: Ablaufwerte der drei GSAs mit Durchfluss, Leitfähigkeit und Chloridwerten.....	159
Tabelle 49: Kennwerte der Berechnung der Lastfälle aus Einreichprojekten (EP) und Vergleich der resultierenden Chloridaufhöhung mit Messwerten im Vorfluter. ....	160
Tabelle 50: Übersicht der Berechnungsergebnisse für die Fläche des FB GSA Sterngasse. ....	169
Tabelle 51: Variantenanalyse GSA Sterngasse des Einsparungspotenzials der Gesamtfläche bezogen auf Gesamtfläche nach RVS von AB und FB bei Einstauzielen. ....	169
Tabelle 52: Übersicht der Berechnungsergebnisse für die Fläche des FB, errechnet für die verschiedenen Varianten am Standort Gleisdorf West. ....	172
Tabelle 53: Variantenanalyse GSA Gleisdorf West des Einsparungspotenzials der Gesamtfläche bezogen auf Gesamtfläche nach RVS von AB und FB bei Einstauzielen. ....	172
Tabelle 54: Übersicht der Berechnungsergebnisse für die Fläche des FB für die GSA Mühlbach. ..	175
Tabelle 55: Variantenanalyse GSA Mühlbach des Einsparungspotenzials der Gesamtfläche bezogen auf Gesamtfläche nach RVS von AB und FB bei Einstauzielen. ....	175
Tabelle 56: Bodentextur- und -struktur-Kategorien und zuzuordnender Kapillarlängenparameter.....	192
Tabelle 57: Gegenüberstellung Masse und volumetrische Berechnung $k_f$ . ....	192
Tabelle 58: Fracht je Niederschlagsereignis.....	194
Tabelle 59: Fracht je Niederschlagsereignis mit Einbeziehung des Niederschlagsereignisses am 06.06.2023.....	195
Tabelle 60: AFS-Einträge des Ereignisses vom 5.6.2023. ....	196
Tabelle 61: Abgeschätzte Fracht (Halper, 2024). ....	197
Tabelle 62: Analyse der Sedimente auf Schwermetalle in $\mu\text{g/g}$ (aus Halper, 2024).....	199
Tabelle 63: Schwermetallkonzentrationen an den jeweiligen Korngrößen in g (aus Halper, 2024). ....	200
Tabelle 64: Zusammenfassung allgemein chemischer Parameter GSA Sterngasse.....	204
Tabelle 65: Zusammenfassung Ionen GSA Sterngasse.....	204
Tabelle 66: Zusammenfassung Schwermetalle gelöst GSA Sterngasse. ....	205
Tabelle 67: Zusammenfassung Schwermetalle gesamt GSA Sterngasse. ....	205
Tabelle 68: Zusammenfassung polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe PAK, GSA Sterngasse in $\mu\text{g/l}$ .....	206

Tabelle 69: Schwermetalle gesamt in Sedimenten GSA Sterngasse in $\mu\text{g/g}$ .....	207
Tabelle 70: Zusammenfassung allgemein chemische Parameter GSA Gleisdorf West.....	208
Tabelle 71: Zusammenfassung Ionen GSA Gleisdorf West in $\text{mg/l}$ .....	208
Tabelle 72: Zusammenfassung Schwermetalle gelöst GSA Gleisdorf West in $\mu\text{g/l}$ .....	209
Tabelle 73: Zusammenfassung Schwermetalle gesamt GSA Gleisdorf West in $\mu\text{g/l}$ .....	209
Tabelle 74: Zusammenfassung polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe gesamt GSA Gleisdorf West in $\mu\text{g/l}$ .....	210
Tabelle 75: Schwermetalle gesamt in Sedimenten der GSA Gleisdorf West.....	210
Tabelle 76: Zusammenfassung allgemein chemische Parameter GSA Mühlbach.....	211
Tabelle 77: Zusammenfassung Ionen GSA Mühlbach in $\text{mg/l}$ .....	211
Tabelle 78: Zusammenfassung Schwermetalle gelöst GSA Mühlbach in $\mu\text{g/l}$ .....	212
Tabelle 79: Zusammenfassung Schwermetalle gesamt GSA Mühlbach in $\mu\text{g/l}$ .....	212
Tabelle 80: Zusammenfassung polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe GSA Mühlbach in $\mu\text{g/l}$ .....	213
Tabelle 81: Ergebnisse Schwermetalle in Sedimenten GSA Mühlbach.....	213
Tabelle 82: Regenspenden für das Projektgebiet Sterngasse (Gitterpunkt 2976).....	224
Tabelle 83: Abflusswirksame Flächen $A_{\text{red}}$ des Entwässerungsabschnitts Sterngasse.....	225
Tabelle 84: Abflussbeiwerte Sterngasse.....	226
Tabelle 85: Berechnung des Retentionsvolumens mittels Dauerstufe (Sommerbetrieb).....	231
Tabelle 86: Berechnung des Retentionsvolumens mittels Dauerstufe (Winterbetrieb).....	232
Tabelle 87: Durchschnittliche Schadstoffkonzentration in Straßenabflüssen.....	233
Tabelle 88: Abwasseruntersuchung S 1 Ast Rothneusiedl (Becken 2) BAW162D7/5.....	234
Tabelle 89: Immissionswerte Liesingbach durch Einleitung der Straßenabwässer.....	235
Tabelle 90: Regenspenden für das Projektgebiet Gleisdorf (Gitterpunkt 5110, von 1991 bis 2008).....	236
Tabelle 91: Abflusswirksame Flächen des Entwässerungsabschnitts.....	237
Tabelle 92: Abflussbeiwerte.....	237
Tabelle 93: Regenspenden für das Projektgebiet Mühlbach (Gitterpunkt 2740).....	241
Tabelle 94: Abflusswirksame Flächen des Entwässerungsabschnitts Mühlbach.....	242
Tabelle 95: Ergebnisse der Vorfluteruntersuchung (Freindorfer Mühlbach) am 11.1.2017.....	244

## 1 HINTERGRUND, ZIELE UND ZUSAMMENFASSUNG DER KERNERGEBNISSE

Straßenwässer von hochrangigen Straßen mit einer jahresdurchschnittlichen täglichen Verkehrsstärke (JDTV) >15.000 enthalten eine Vielzahl an Schadstoffgruppen, z. B. Kohlenwasserstoffe (Tropfverluste), Verbrennungsrückstände, Schwermetalle (Chrom, Nickel, Kupfer etc.), den Abrieb von Reifen und Bremsbelägen sowie Streusalz.

Die Versickerung bzw. Ableitung des Straßenwassers in ein Oberflächengewässer erfordert eine wasserrechtliche Bewilligung sowie eine Reinigung, um die stoffliche Belastung der aquatischen Umwelt zu minimieren. In Österreich gelten die Richtlinien und Vorschriften für das Straßenwesen (RVS). Die RVS 04.04.11 (2020) gilt als Stand der Technik bezüglich Gewässerschutz an Straßen mit einer JDTV von über 15.000 Kfz/24 h. Gewässerschutzanlagen (GSA) sind zweistufig aufgebaut. In der ersten Stufe sollen Feststoffe im Absetzbecken durch Sedimentation zurückgehalten und der erste Spülstoß gedämpft werden (Haile et al., 2014). Hydraulisch komplexe Vorgänge lassen sich kaum mit Modellansätzen berechnen, weswegen es keine Musterlösung für Absetzbecken gibt. Die zweite Stufe der Reinigung erfolgt über einen natürlichen oder technischen Filter im Filterbecken. Mit der Veröffentlichung der RVS 04.04.11 in der Erstausgabe im Jahr 2011 wurden zahlreiche Gewässerschutzanlagen (GSAs) bei Neubau und Sanierungen von hochrangigen Straßen nach den Vorgaben der RVS 04.04.11 errichtet. Bei der Errichtung von GSAs ist ein Kompromiss zwischen Kosten, Flächenverbrauch und Retention zur Erzielung der erforderlichen Reinigungsleistung notwendig. Aus den Erfahrungen des Betriebes der zahlreichen RVS-konformen GSAs kann nun eine Optimierung von Bemessung und Bauvorgaben der RVS 04.04.11 vorgenommen werden.

### 1.1 Ziel des Projektes

Ziel des Projektes war die Prüfung einer möglichen Optimierung des Platzbedarfes für GSAs bei gleichzeitiger Einhaltung der rechtlichen Vorgaben an die Qualität des gereinigten Straßenwassers. Durch ein umfangreiches Messprogramm des Zu- und Ablaufs von GSAs sowie innerhalb der GSA im Zulauf zum Filterbecken (in Stichproben bzw. durch Untersuchung der Sedimente) wurde die erforderliche Datenbasis geschaffen, um das bemessungstechnische Optimierungspotenzial zu bewerten.

Im vorliegenden Projekt wurden drei RVS-konforme GSAs in einem 24-monatigen Messprogramm stofflich (abfiltrierbare Stoffe, KW-Index, Metalle, 6-PAK, LF und pH,

Mikroplastik in Stichproben) und hydraulisch untersucht. Anhand der ermittelten Messdaten beurteilte das Projektteam das bemessungstechnische Optimierungspotenzial der Anlagen bei gleichzeitiger Einhaltung der Vorgaben des Gewässerschutzes für Fließgewässer, aber in Einzelaspekten auch für Grundwasser. Die Ergebnisse wurden detailliert in diesem Forschungsbericht zusammengefasst.

Zentrale Fragen des Projektes waren:

1. Erfüllen RVS-konforme GSAs die rechtlichen Vorgaben an den Gewässerschutz (Emissionsgrenzwerte für Vorflutgewässer)?
2. Gibt es aufgrund der hydraulischen Messergebnisse Potenzial für eine Anpassung der Bemessungsvorgaben und somit für eine Verringerung des Platzbedarfes für GSAs?
3. Wie sind Funktionalität und Wirkung des Absetzbeckens für die nachgeschaltete Filterstufe zu bewerten?
4. Stellt Mikroplastik bei Emissionen aus GSAs ein relevantes Problem für den Gewässerschutz dar?
5. Bestätigen die Zulaufmessdaten für Chlorid die Bemessungsansätze der BMK-Leitfäden „Versickerung chlorid-belasteter Straßenwässer“ und „Einleitung chlorid-belasteter Straßenwässer in Fließgewässer“ (2019)?
6. Welche Interpretation lassen die Messergebnisse in Hinblick auf die Reinigungsleistung der Beckenanlagen (Korrelation von Zu- und Abflurraten über den gesamten Messzeitraum) zu?

Die Proben wurden mit zwei unterschiedlichen Probenahmesystemen gezogen, um ihre Anwendbarkeit miteinander zu vergleichen. Ein Probenahmesystem bestand aus konventionellen Probenehmern, die zeitproportional nach einem externen Startsignal als 12- bzw. 24-Einzelproben entnommen wurden. Das andere System bestand aus einem einfach einzubauenden System (Gesamtprobenehmer GPN), das sich selbständig bei Erreichen einer definierten Füllhöhe im Rohr oder Schacht füllt und ein Signal sendet. Zusätzlich wurden Sedimentproben aus den Absetzbecken an verschiedenen Stellen entnommen und auf ihre Korngrößenverteilung und Zusammensetzung untersucht.

Das Projekt hatte eine Laufzeit von drei Jahren und wurde zwischen 01.06.2022 und 31.12.2025 durch ein Konsortium von Umweltbundesamt GmbH und das Ingenieurbüro „Der Wasserwirt – Projektmanagement GmbH“ unter Mitwirkung der Universität für Bodenkultur, Department für Landschaft, Wasser und Infrastruktur erarbeitet.

## 1.2 Kurzzusammenfassung der Kerneergebnisse

- Untersucht wurden drei RVS-konforme GSAs mit Absetzbecken und nachgeschalteter Filterstufe (1× Bodenfilter, 2× technischer Filter). Es ist davon auszugehen, dass die Einzugsgebiete der GSAs nicht oder nur gering vom umliegenden Gelände (Böschungen, Einschnitte) beeinflusst sind.
- Messzeitraum: Sterngasse 01.11.2022–21.04.2025, Gleisdorf 17.02.2023–21.04.2025, Mühlbach 01.03.2023–21.04.2025.
- Datenbasis: 1.130 Proben, 246 Ausfahrten; 48 berechnungsrelevante Ereignisse ausgewertet (mindestens acht Ereignisse je Standort vollständig).
- Die Ablaufqualität erfüllt die Emissionsanforderungen in der Regel – Überschreitungen treten vor allem in der hoch belasteten Anfangsphase („First-Flush“) und punktuell bei der GSA Sterngasse auf. Diesbezüglich wird auf die detaillierten Ausführungen im Kapitel 1.3.2 und Kapitel 4.1 verwiesen. Die Konzentrationen an Schwermetallen wie Pb, Cd, Cu, Cr, Ni und Zn liegen bereits in den Zuläufen weit unter den Grenzwerten der AAEV.
- Bei der hydraulischen Untersuchung zeigt sich, dass der Großteil der Stofffracht sehr früh erfolgt. Je nach Standort reichen ~42–75 % des Zulaufvolumens, um 99 % der gemessenen AFS-Fracht zu erfassen ( $V_{99}$ -Prinzip).
- Damit besteht ein hohes Potenzial, Beckenvolumina bzw. Filterflächen zu reduzieren, ohne die Reinigungswirkung bezogen auf Stofffrachten zu verschlechtern.
- Das Absetzbecken ist eine zentrale Schutzstufe für die Filter. Es hält einen großen Teil der Feststoffe zurück und reduziert die Filterbelastung deutlich.
- Mikroplastik und Reifenabrieb sind nachweisbar, liegen im Ablauf aber in sehr geringen Partikelzahlen (bis wenige Partikel pro Liter) vor und sind messmethodisch mit Unsicherheiten behaftet.
- Chlorid ist wasserlöslich und wird in der GSA praktisch nicht zurückgehalten. Entscheidend ist die Verdünnung im Vorfluter. Der BMK-Chloridleitfaden wird durch Messdaten grundsätzlich bestätigt.
- Die standardisierte Probenahme (Ereignisprobenahme + First-Flush-Gesamtprobenahme, intern: WAWI-FF-GPN) hat sich als entscheidend erwiesen, um vergleichbare und repräsentative Aussagen zu Ablaufqualitäten und Frachten zu erhalten.

## 1.3 Zusammenfassung der Studienergebnisse

### 1.3.1 Grundlegende Angaben zur Studie

Kernziel der Studie war die Untersuchung der Reinigungsleistung und der hydraulischen Funktion von RVS-konformen GSAs, diese belastbar zu bewerten und Optimierungspotenziale abzuleiten.

#### Kurzbeschreibung der Untersuchungsstandorte

- **GSA Sterngasse** (Einzugsgebiet 3,67 ha; Absetzfläche 335 m<sup>2</sup>; Filterbecken (FB) 606 m<sup>2</sup>, Filtertyp: Bodenfilter; 23 Probenereignisse).
- **GSA Gleisdorf West** (Einzugsgebiet 1,74 ha; Absetzfläche 137 m<sup>2</sup>; FB 87,4 m<sup>2</sup> Filtertyp: technischer Filter; 15 Probenereignisse).
- **GSA Mühlbach** (Einzugsgebiet 2,86 ha; Absetzfläche 260 m<sup>2</sup>; FB 75 m<sup>2</sup>, Filtertyp: technischer Filter; 12 Probenereignisse).

#### Mess- und Probenahmekonzept

- EP: ereignisbezogene Proben (für Grenzwert- und Qualitätsdiskussionen besonders wichtig).
- GPN First-Flush: automatische Probenahme mit Fokus auf die hoch belastete Anfangsphase. Diese standardisierte Vorgehensweise (intern: WAWI-FF-GPN) war wesentlich, um vergleichbare Daten über Standorte und Zeiträume zu erhalten.
- Bewertete Parameter (Auszug): AFS/Trübung, organische Summenparameter (TOC/DOC), KW, Schwermetalle (z. B. As, Pb, Cd, Cu, Cr, Ni, Zn, zusätzlich Fe und Al), Ionen inkl. Chlorid, ausgewählte Spurenstoffe (u. a. 6PPD/6PPD-Chinon), Mikroplastik/Reifenabrieb-Marker (NR, SBR).

Wichtiger Interpretationspunkt ist, dass die bewusst gewählten First-Flush-Ablaufproben eine konservative Beurteilungsstrategie darstellen. Sie zeigen die „kritische“ Phase eines Ereignisses und nicht den über das gesamte Ereignis gemittelten Ablauf.

#### Zulaufqualität – was kommt überhaupt in die Anlage?

Damit die Ablaufwerte richtig eingeordnet werden können, hilft ein Blick auf typische Zulaufbelastungen. Angegeben sind Mittelwerte (MW), Mediane (MD) und Maxima.

Tabelle 1: Zulaufkonzentrationen für alle drei GSAs für verschiedene Parameter in mg/l, gemessen in Laborproben.

Parameter	Sterngasse	Gleisdorf	Mühlbach
AFS (MW / MD / Max)	225 / 120 / 1.500	91 / 27 / 720	127 / 91 / 1.000
TOC (MW / MD / Max)	33 / 31 / 58	47 / 40 / 159	26 / 26 / 48
Chlorid (MW / MD / Max)	1.160 / 75 / 23.000	433 / 12 / 3.000	801 / 15 / 11.000

Einfach gesagt können in der Anfangsphase von Regenereignissen sehr hohe Feststoff- und Salzspitzen auftreten. Genau diese Phase wurde mit der GPN als First-Flush-Probenahme gezielt erfasst.

### 1.3.2 Einhaltung rechtlicher Vorgaben: Emissionsgrenzwerte (Vorfluter) und Immissionsdaten (Versickerung)

*„Kann mit den RVS-konform errichtet und betriebenen Beckenanlagen den rechtlichen Vorgaben an den Gewässerschutz Rechnung getragen werden?“*

- Für die untersuchten Einleitungen im Vorfluter werden die Emissionsgrenzwerte in der Regel eingehalten.
- Einzelne Überschreitungen treten vor allem an der GSA Sterngasse (Bodenfilter) auf – v. a. bei AFS/TOC sowie fallweise Al/Fe – und sind stark vom First-Flush und der konservativen Beprobung geprägt.
- Hinweis: Versickerungsfälle wurden nicht als eigener Standort untersucht; Aussagen zu Immissionsdaten bei Versickerung sind daher nur indirekt möglich.

#### Wichtige Klarstellung zur Diskussion um AFS

- In behördlichen Bewertungen stehen oft gelöste bzw. toxikologisch relevante Stoffe (z. B. Schwermetalle, KW, Spurenstoffe) im Vordergrund.
- AFS ist dennoch ein zentraler Betriebs- und Trägerparameter, da viele Schadstoffe partikelgebunden sind. Außerdem ist AFS auch als Emissionsparameter in der AAEV geregelt und kann als solcher gut verglichen werden.
- Daher wird AFS hier – trotz des Fokus auf Schadstoffe – bewusst mit ausgewiesen. Bei den untersuchten GSAs ist aufgrund der Geländesituation davon auszugehen, dass die Straßenwässer nicht oder nur im geringen Ausmaß durch Abschwemmungen des angrenzenden Geländes (Böschungen, Einschnitte) beeinflusst sind (Ausnahme Gleisdorf, wo eine Einschwemmung beschrieben wurde).

Tabelle 2: Gemessene Mittelwerte für Zu- und Ablauf der drei GSAs – für AFS im Zulauf arithmetischer MW und frachtgewichteter MW, Summe der Ereignisse.

Parameter	Einheit	Sterngasse		Gleisdorf		Mühlbach	
		Zulauf MW	Ablauf MW	Zulauf MW	Ablauf MW	Zulauf MW	Ablauf MW
AFS (arithm.)	mg/l	225	34	91	7,1	127	15
AFS (frachtgew. MW)*	mg/l	148 (bzw. 175***)	–	40	–	123	–
AFS-Fracht ( $\Sigma$ ausgewertete Ereignisse)	kg	566	–	60	–	191	–
Trübung**	NTU	208	41	104	12	47	24
DOC	mg/l	22	18	12	5,0	10	8,7
TNb	mg/l	4,6	2,8	3,0	1,7	3,1	2,6
TOC	mg/l	63	24	47	6,3	23	11
Leitfähigkeit**	$\mu$ S/cm	2.670	3.730	987	1.620	1.190	443
Chlorid	mg/l	1.160	2.050	433	423	801	428
KW (Kohlenwasserstoffe)	mg/l	4,0	0,47	2,4	0,10	0,13	0,10

\*Hinweis zur Mittelwertbildung: Zulauf = frachtgewogener Mittelwert der Konzentration (mg/l = Gesamtfracht/Gesamtvolumen). Ablauf = arithmetischer Mittelwert der Einzelproben. Volumenbasis für die Zulauf-Frachten/Volumina:  $V = P \cdot A_{red}$  (Niederschlag  $\times$  abgeminderte Einzugsfläche). Frachtberechnung:  $F [kg] = c [mg/l] \cdot V [m^3] / 1.000$ .

\*\*Ergebnisse der Laborproben dieser Parameter wurden zusätzlich teilweise auch online gemessen.

\*\*\*Berechnung siehe Erklärungen zu Tabelle 37 in Kapitel 4.1.1

Tabelle 3: Bewertung der Ablaufproben für ausgewählte Parameter (arithmetischer Mittelwert MW, Median MD, Maximalwert Max).

Parameter	AAEV-Grenzwert	Stern gasse (Ablauf MW/MD/Max)	Gleisdorf (Ablauf MW/MD/Max)	Mühlbach (Ablauf MW/MD/Max)
AFS in mg/l	30	34/27/160	7,1/5/37	15/11/270
TOC in mg/l	25	24/17/96,4	6,3/6,1/11	11/9,1/37
Kohlenwasserstoffe (KW) in mg/l	10	0,47/0,41/0,68	0,1/0,1/0,12	0,1/0,1/0,11
Fe* (gesamt, EP) in µg/l	2.000	1.760/1.580/2.860	393/418/604	799/686/2.510
Zn* (gesamt, EP) in µg/l	2.000	324/235/907	40/41/54	115/57/291
Cu* (gesamt, EP) in µg/l	500	59/62/84	10/9,5/16	40/31/89
Pb (gesamt, EP) in µg/l	500	13/5,8/74	5,5/4,0/11	16/4,0/133
Ni (gesamt, EP) in µg/l	500	12/8,1/34	12/6,0/48	12/3,3/50
Cr (gesamt, EP) in µg/l	500	9,6/6,2/39	2,6/2,5/3	5,7/4,7/15

#### Überschreitungsrate n bei Einleitung des Ablaufes aus der GSA in Fließgewässer (konservativ, First-Flush-Ablaufproben; gerundet):

- Stern gasse: AFS ~44 %, TOC ~33 %, Al ~19 %, Fe ~31 %.
- Gleisdorf: AFS ~2 %, Zn ~6 %.
- Mühlbach: AFS ~5 %, TOC ~5 %, Al ~10 %, Fe ~20 %.

Es ist zu beachten, dass die First-Flush Betrachtung einen Worst Case darstellt; gemäß den Bestimmungen der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung AAEV BGBl. Nr. 186/1996 i.d.g.F. § 7 ist die Grenzwerteinhaltung auch bei Einzelüberschreitungen („4-von-5-Regel“) gegeben.

Die hohen Überschreitungsrate n der GSA Stern gasse sind aus den Ergebnissen der bescheidgemäß vorgeschriebenen Fremdüberwachung von vielen GSAs als nicht repräsentativ einzustufen. Diese hohen Überschreitungsrate n sind vielmehr auf bauliche oder betriebliche Mängel zurückzuführen.

#### Überschreitungsrate n bei hypothetischer Versickerung des Ablaufes aus der GSA ins Grundwasser:

- Stern gasse: -
- Gleisdorf: -
- Mühlbach: -

Bei keiner der GSAs werden Richtwerte der QZV Chemie Grundwasser BGBl. II Nr. 461/2010 i.d.g.F. überschritten.

### **Interpretation der Ablaufergebnisse**

- Die meisten Ablaufwerte liegen deutlich unter den Grenzwerten. Kritische Werte treten typischerweise direkt am Beginn eines Ereignisses auf (First-Flush).
- Die Gesamtgehalte der Schwermetalle As, Pb, Cd, Cu, Cr, Ni lagen bereits im Zulauf zum Teil um Größenordnungen unter den Grenzwerten der AAEV; die gelösten Konzentrationen sind zumeist geringer als die Richtwerte der QZV Chemie GW.
- Zu Überschreitungen der AAEV-Grenzwerte für Metalle kam es nur bei Fe, Al und Zn, die in der QZV Chemie GW nicht begrenzt sind.
- Bei hypothetischer Versickerung des Ablaufs würde keines der gelösten Schwermetalle den jeweiligen Richtwert der QZV Chemie GW überschreiten.
- Die Anlagen mit technischem Filter (Gleisdorf, Mühlbach) zeigen sehr niedrige AFS- und TOC-Ablaufwerte. Beim Bodenfilter (Sterngasse) sind AFS/TOC im Ablauf höher und überschreiten den Grenzwert häufiger; bauliche bzw. betriebliche Mängel werden als Ursache dafür vermutet.
- Wird statt der ersten Minuten der gesamte Ereignisablauf betrachtet (ereignismittelt), sind die Konzentrationen in der Regel niedriger als die konservativen First-Flush-Werte.

### **1.3.3 Hydraulische Messergebnisse: Potenzial zur Anpassung der Bemessungsvorgaben und Verringerung des Platzbedarfes**

*„Gibt es Potenzial für eine Verringerung des Platzbedarfes (Optimierung der Beckenflächen bei Einhaltung RVS/Bescheid)?“*

#### **Kurzantwort**

- Ja – die Messungen zeigen ein deutliches Optimierungspotenzial.
- Das entspricht inhaltlich dem Vorschlag „Zulauf nach dem Spülstoß abschlagen“. Dabei wird die hoch belastete Anfangsphase gezielt behandelt und der deutlich geringer belastete Restabfluss kontrolliert vorbeigeleitet.

## Zentrale Messaussage: Wann kommt die Fracht?

Tabelle 4: Beispiele aus gemessenen Bemessungsereignissen bezogen auf die AFS-Fracht und zulaufende Volumina  $V$ , in dem 50 %, 90 % oder 99 % der Gesamtfracht abgeleitet wurden. Siehe auch Kapitel 4.4.

Standort / Ereignis	$V_{50}$ in $m^3$	$V_{90}$ in $m^3$	$V_{99}$ in $m^3$	$V_{99}$ -Anteil am Gesamtvolumen
Sterngasse 05.06.2023	118	296	411	42 %
Gleisdorf 13.07.2023	120	230	295	46 %
Mühlbach 26.08.2023	330	600	707	75 %

Bereits nach ~6–20 Minuten sind ~50 % der AFS-Fracht in der GSA angekommen, nach ~17–34 Minuten sind es rund 90 %. Dies zeigt die Bedeutung der „First-Flush“-Probenahme wegen des Eintrags der Schmutzfracht in relativ kurzer Zeit. 99 % der AFS-Gesamtfracht werden in 42–75 % des Gesamtvolumens eingetragen. Durch die Lage der untersuchten GSAs im Gelände ist anzunehmen, dass fast ausschließlich Straßenwässer aus dem Straßeneinzugsgebiet erfasst wurden.

## Optimierungspotenzial über $V_{99}$ für Bemessungsereignisse

Tabelle 5: Volumenanteil, der ~99 % der AFS-Fracht enthält, dessen Anteil am Gesamtereignis und Reduktionspotenzial für Filterfläche.

Standort	NS-volumen	$V_{99}$ -Volumen	$V_{99}$ -Anteil	Bestehende Filterfläche (RVS)	Filterfläche in $m^2$ lt. Szenarien ( $V_{99}/24$ h)	Reduktion für FB
	$m^3$	$m^3$	%	$m^2$		%
Sterngasse	990	411	42	606	95	84
Gleisdorf	646	295	46	87	2,3–7,1	92–97
Mühlbach	938	707	75	75	5,2–16,4	78–93

## Was bedeutet das für den Platzbedarf der Anlagen (Absetzbecken und Filterbecken), heruntergebrochen für die Beispiele aus der Studie?

- Sterngasse: rechnerisch von 941  $m^2$  auf ~294  $m^2$  reduzierbar.
- Gleisdorf: rechnerisch von 224  $m^2$  auf ~82  $m^2$  reduzierbar.
- Mühlbach: rechnerisch von 335  $m^2$  auf ~232  $m^2$  reduzierbar.

### Hinweis zur Vergleichbarkeit „Niederschlag → Ablauf“

- Am Standort Sterngasse lag der Anteil des Niederschlags, der tatsächlich die GSA erreicht (ereignisbezogen), zwischen ca. 20 % und 98 %.
- Bei kleinen Ereignissen sind solche Abschätzungen unsicher (Ereignisdefinition, räumliche Niederschlagsvariabilität, Abflusswege).
- Für eine Übernahme in Regelwerke ist daher ein Bemessungsrahmen sinnvoll, der Niederschlags-Bandbreiten zulässt, lokal kalibriert werden kann und kurze Starkregenereignisse umfasst.

### 1.3.4 Funktionalität und Wirkung des Absetzbeckens für die Filterstufe

„Welche Funktion hat das Absetzbecken für die Filterstufe – und was bedeutet das für Auslegung und Betrieb?“

#### Kurzantwort:

- Das Absetzbecken ist eine zentrale Retentions-, Vorreinigungs- und Schutzstufe.
- Es reduziert die Feststofffracht deutlich und schützt damit die Filterstufe vor schneller Verschlammung.
- Ein Absetzbecken allein ersetzt die Filterstufe jedoch nicht (Feinanteile/gelöste Stoffe).

Tabelle 6: Zahlen und Fakten für AFS-Reduktion in den GSAs, nicht frachtgewichtet von MW zu MW.

Standort	AFS im Zulauf (MW)	AFS im Ablauf (MW)	Rechnerische AFS-Reduktion (MW→MW)
Sterngasse	225 mg/l	34 mg/l	~85 %
Gleisdorf	91 mg/l	7,1 mg/l	~92 %
Mühlbach	127 mg/l	14,5 mg/l	~89 %

#### Beispielhafte Abschätzung der Feststoffrückhaltung im Absetzbecken (Sterngasse, Kap. 4.3.1)

- Sedimentmächtigkeit: ~8 mm auf ~200 m<sup>2</sup> → ca. 4,3 Tonnen Sediment.
- Abgeschätzter frachtgewichteter Eintrag ungelöster Partikel: ca. 4,9–5,3 Tonnen.
- Näherung: ca. 81–88 % Rückhalt der ungelösten Partikel im Absetzbecken.

### Praxisbedeutung

- Das Absetzbecken nimmt der Filterstufe die „grobe“ Arbeit ab, stabilisiert den Betrieb und reduziert den Wartungsdruck.
- Der langfristige Nutzen hängt stark von der Sedimenträumung ab (Betriebskonzept).

### 1.3.5 Relevanz von Mikroplastik und Reifenabrieb

„Wie relevant sind Mikroplastik und Reifenabrieb im Straßenabfluss – und was zeigen die Messungen im Rahmen des Projekts dazu?“

#### Kurzantwort

- Mikroplastik und Reifenabrieb sind grundsätzlich nachweisbar. Es muss aber zwischen Mikroplastik aus Massenkunststoffen, Reifenabrieb und Markerstoffen (PPDs) unterschieden werden.
- Die gemessenen Partikelzahlen im Ablauf liegen im niedrigen Bereich (bis wenige Partikel pro Liter) und weisen methodische Streuung auf. Ein Rückhalt der Partikel in den GSAs findet statt.
- Für eine belastbare, abschließende Bewertung fehlen derzeit standardisierte Messmethoden und regulatorische Grenzwerte.

#### Zahlen und Fakten

- Mikroplastik im Ablauf 5–0,05 mm: <5–20 µg/l bzw. <0,005–4,1 Partikel/l.
- 6PPD im Zulauf: max. 4,1 µg/l; im Ablauf: n.n. bis 0,52 µg/l (NG: 0,015 µg/l).
- 6PPD-Chinon im Ablauf: n.n. bis 0,17 µg/l (Median ~0,11 µg/l).

Tabelle 7: Reifenabrieb-Marker (NR/SBR) – Messwerte in µg/l im Zulauf und Ablauf.

Standort	Jahr	NR Zulauf	NR Ablauf	SBR Zulauf	SBR Ablauf
Sterngasse	2024	<30	<30	2.000	74
Sterngasse	2025	<30	<30	<21	68
Gleisdorf	2024	<30	<30	250	<20
Gleisdorf	2025	<30	<30	<21	<20
Mühlbach	2024	<30	<30	2.700	28
Mühlbach	2025	120	<30	190	57

#### Interpretation

- Der Hauptbestandteil von Reifen ist Kautschuk in der Form von NR (Naturkautschuk) oder SBR (modifizierter Kautschuk). SBR wird häufiger und in höheren Konzentrationen gefunden als NR (plausibel aufgrund der Reifenmaterialien).
- Ein Teil der Streuung ist wahrscheinlich methodisch bedingt (Agglomeration bzw. Homogenisierung).
- Trotz Unsicherheiten zeigen die Daten, dass Reifenabrieb und zugehörige Spurenstoffe im Straßenabwasser auftreten. Vor allem Partikel, aber auch gelöste Schadstoffe (PPDs) werden durch Absetz- und Filterstufen teilweise zurückgehalten.
- Sowohl die Konzentrationen von Mikroplastik im Ablauf der GSAs (Massenkunststoffe) als auch die Abwassermengen sind jedenfalls niedriger als aus kommunalen Kläranlagen; aufgrund des Fehlens von Grenzwerten und Ergebnissen aus anderen Studien sowie von Standardmethoden kann die Relevanz der Emissionen für den Gewässerschutz nicht abschließend bewertet werden.

### 1.3.6 Chlorid: Validität BMK-Chloridleitfaden und Auswirkungen auf Fließgewässer

„Ist der BMK-Chloridleitfaden durch die Messdaten bestätigt, und welche Auswirkungen hat Chlorid auf Fließgewässer?“

#### Kurzantwort:

- Der BMK-Ansatz wird durch die Messdaten grundsätzlich bestätigt (tendenziell konservativ).
- Chlorid ist wasserlöslich und wird in der GSA nicht zurückgehalten. Der Schutz des Gewässers erfolgt über Verdünnung im Vorfluter.
- In den untersuchten Fällen liegen die berechneten und gemessenen Vorfluter-Konzentrationen deutlich unter den Qualitätsziel-Werten (150 mg/l Jahresmittel, 600 mg/l als 72-Stunden-Mittel).

Tabelle 8: Zahlen und Fakten für Chlorid im Abwasser und Vorfluter in mg/l.

Standort	CI Zulauf (MW/MD/Max)	CI Ablauf (MW/MD/Max)	Vorfluter oberhalb	Vorfluter unterhalb	Berechnet (LF1/LF2)
Gleisdorf	433 / 12 / 3.000	423 / 23 / 1.300	18,4	18,7	18,7 / 18,4
Mühlbach	801 / 14,5 / 11.000	428 / 20 / 9.400	38,7	39,0	40,0 / 42,7

## Interpretation

- Sehr hohe Chlorid-Maxima treten bei Salzspitzen auf. Diese können die Anlage durchlaufen.
- In den untersuchten Fällen bleibt die Erhöhung im Vorfluter jedoch gering.
- Für Planungen ist die Abschätzung über den BMK-Chloridleitfaden sinnvoll – idealerweise ergänzt durch lokale Vorflut-Abflussdaten.
- Absetzbecken mit Dauerstau können offensichtlich durch eine Schichtung des dichteren Salzwassers eine Salzretention herbeiführen.

### 1.3.7 Interpretation als Bemessungsansätze für die RVS 04.04.11

*„Welche Schlussfolgerungen lassen sich daraus für die Bemessungsansätze der RVS 04.04.11 ableiten?“*

#### Kurzantwort

- Aus den Messergebnissen lassen sich leitfadentaugliche Prinzipien ableiten.
- Statt pauschal des gesamte Volumen zu behandeln sollte eine frachtorientierte Bemessung ( $V_{99}$ ) und damit einhergehend die Behandlung des hoch belasteten Abflussanteils im Fokus stehen.
- Ergänzend sind hydraulisch saubere Drossel-/Bypass-Konzepte und eine standardisierte Erfolgskontrolle (Monitoring) erforderlich.

#### Vorschlag für Bemessungsansätze

- $V_{99}$  beschreibt den Abflussanteil, der ~99 % der partikelgebundenen Fracht trägt (jedoch nur für große bzw. Bemessungsereignisse relevant).
- Behandlung plus Bypass: Einleitung und Behandlung von  $V_{99}$ , danach kontrollierter Bypass (entspricht „Abschlagen nach Spülstoß“).
- Filterfläche über Entleerungszeit: Filter so dimensionieren, dass  $V_{99}$  innerhalb von 24 Stunden entleert werden kann. Im AB wird  $V_{99}$  bis zur vollständigen Versickerung zurückgehalten.
- Absetzbecken als Schutzstufe: Verteilung des Zulaufes möglichst über die gesamte Absetzbeckenbreite, Einlauf in das Filterbecken ebenfalls möglichst breit verteilt.
- Drosseln werden eingesetzt, um chloridhaltiges Straßenwasser schonend in den Vorfluter zu emittieren, was jedoch oft zu Rückstau im Filterbecken führt. Die Strömungsführung sollte so gestaltet werden, dass der Filter weder unter- noch überlastet wird.
- Monitoring standardisieren: EP plus WAWI-FF-GPN als kombiniertes Konzept (kritische Phase plus ereignisbezogene Mittelwerte).

### **Konkrete Größenordnungen aus der Studie (siehe Kapitel 4.4)**

- Für die drei Beispielergebnisse ergibt sich folgende  $V_{99}$ -Anteile am Volumen des jeweiligen Gesamtereignisses: Sterngasse ~42 %, Gleisdorf ~46 %, Mühlbach ~75 %.
- Damit ergibt sich eine mögliche Reduktion der Filterflächen ( $V_{99}/24$  h) in der Sterngasse um ~84 %, in Gleisdorf um ~92–97 % und Mühlbach um ~78–93 %.
- Wichtig: Diese Potenziale sind standortabhängig. Für eine Regelwerksübernahme empfiehlt sich daher ein Bemessungsrahmen (Bandbreiten) statt eines einzigen Fixwertes.

### **1.3.8 Abschließende Kernaussagen**

- Die untersuchten GSAs erfüllen ihre vorgesehene Wirkung und besonders für partikelgebundene Stoffe ist die Reinigungswirkung klar nachweisbar. Bei GSAs, deren Einzugsgebiet in Geländeeinschnitten liegt, ist mit zusätzlichen AFS-Belastungen durch Abschwemmungen des angrenzenden Geländes (Böschungen, Einschnitte) zu rechnen.
- Überschreitungen von AFS Grenzwerten sind auf die eher konservative First-Flush-Beprobung und die Spezifität einzelner Standorte (v. a. Sterngasse) zurückzuführen.
- Der  $V_{99}$ -Ansatz ist die wichtigste Schlussfolgerung für künftige platzsparende Bemessung.
- Standardisierte Probenahme (z. B. durch automatische Einzelprobenehmer für den Verlauf bzw. WAWI-FF-GPN) ist ein Schlüssel, um die Reinigungswirkung von GSAs verlässlich und vergleichbar zu zeigen.

## 2 EINLEITUNG INS THEMA STRAßENWÄSSER

### 2.1 Verunreinigungen von Straßenwässern

Da der Rückhalt von Niederschlag auf Fahrflächen gering ist, besteht neben dem Gehalt potenziell gefährlicher Stoffe bei Starkniederschlagsereignissen auch ein Hochwasserrisiko. Die Abflusscharakteristik bei Starkniederschlagsereignissen ist durch kurze, schnelle Abflusswellen mit hohen Spitzenabflüssen gekennzeichnet (Uhl et al., 2006). Beim Abfluss eines gering belasteten Niederschlags über verunreinigte Flächen kommt es zur Aufnahme von einerseits natürlichen Stoffen wie Laub, Mähgut oder Pollen, die die Kohlenstoff-, Stickstoff- oder Phosphorfracht erhöhen können, und andererseits verkehrsbedingter anthropogener Stoffe im Straßenwasser und damit zu einer Verunreinigung des Straßenwassers (Hahn et al., 2000) (Tabelle 9).

Tabelle 9: Emissionsquellen und Stoffeinträge durch den Verkehr, (Hahn et al., 2000, modifiziert).

<b>Emissionsquelle</b>	<b>Stoffe</b>
Kraftstoffverbrennung	Ruß, Öle, PAKs, aromatische Kohlenwasserstoffe (Phenole, Benzole)
Kfz-Tropfverluste	Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW), Benzin, Diesel, Öle, Fette, Unterbodenschutz, Bremsflüssigkeit, Frostschutzmittel, Wasch- und Konservierungsmittel
Reifenabrieb	Kautschuk, Ruß, Schwermetalloxide
Abrieb von Bremsbelägen und Bremsteilen	Schwermetalle (Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Fe)
Fahrbahnabrieb und -auswaschungen	Mineralische Partikel, Si, Ca, Schwermetalle (Ti, Ni, Mn, Pb, Cr, Cu, Zn), organische Stoffe und u. a. PAKs (Bitumen, Asphalt)
Streugut (Winterdienst) Straßenunterhaltung	Mineralische Stoffe, Na, Cl, SO <sub>4</sub> , Ca, K, Mg, Tenside, Phthalate, Herbizide (Pflanzenschutzmittel)
Korrosionsprodukte	Fe, Cd, Zn, Cu, Pd, Pt

Die Verunreinigungen der Straßenwässer weisen eine teilweise hohe Variabilität auf, die durch Faktoren wie z. B. Verkehrsbelastung (JDTV), Geschwindigkeit, Fahrbahnmaterial,

Straßenreinigung, Längsneigung der Straße und seitliche Bauwerke, atmosphärische Deposition, Oberflächenverunreinigungen, Niederschlagsgeschehen (z. B. Ereignisdynamik, Intensität, Trockenzeit) und Jahreszeit (z. B. Winterdienst) beeinflusst werden (Schmitt und Welker, 2006).

Tabelle 10: Schadstoffgehalt in Straßenwässern aus unterschiedlichen Literaturquellen.

Parameter JDTV	Einheit Kfz/d	Kapstadt (Südafrika) (2019) <sup>1)</sup>		München (Deutschland) (2013) <sup>2)</sup>		Sammelstudie (2007) <sup>3)</sup>		AAEV (1996)
		Spannweite	MW	Spannweite	MW	Spannweite	MW	Emissions- grenzwert
		0–354	146±60	3–405	67,4	66–937	153	30
pH	-	-	-	6–8	7,6	6–8	7,4	6,5–8,5
Pb	µg/l	32–316	80±45	5–59	14	11–525	224	500
Cu	µg/l	67–389	143±50	11–390	94,9	10–104	65	500
Cr	µg/l	14–250	50±37	-	-	6–50	13	500
Zn	µg/l	232–2.826	698±399	50–1.520	349	120–2.000	345	2.000
Ni	µg/l	5–50	14±7	-	-	4–70	27	500

1) Quelle: Robertson et al., 2019, modifiziert 2) Quelle: Hilliges et al., 2013, modifiziert, 3) Quelle: Göbel et al., 2007, modifiziert; Daten aus mehreren Staaten

Besonders hohe Konzentrationen weisen die abfiltrierbaren Stoffe (AFS) auf. Diese setzen sich aus mineralischen und organischen Stoffen zusammen und ein Teil lässt sich mittels Sedimentation bzw. Filtration abtrennen. Dies ist auch anzustreben, da sich gefährdende Stoffe (Schwermetalle, PAK) an Partikeln anlagern. Die Messung vieler Schadstoffe ist allerdings mit hohem Aufwand verbunden, deswegen wird empfohlen, die Korrelation mit leicht messbaren Schadstoffen zu prüfen (Mooselu et al., 2022). Das spart Kosten und ermöglicht eine kontinuierliche Datenaufzeichnung. Es sollte zwischen zwei Parametern ein Bestimmtheitsmaß ( $R^2$ ) von mindestens 0,8 vorliegen (Kayhanian et al., 2012). Das ist zwischen AFS/Trübung (0,8) und AFS und partikulären Schwermetallen (0,85) gegeben. Außerdem belegen Studien, dass bei Straßenwasser ein „First-Flush-Effekt“ besteht, wobei die höchsten Schadstoffkonzentrationen zu Beginn auftreten (Kayhanian et al., 2012) und dadurch der Probenahmezeitpunkt für die Interpretation der Ergebnisse entscheidend ist. Die Konzentrationen an Schwermetallen waren immer ein wichtiges Argument für die Notwendigkeit der Reinigung von Straßenabläufen, vor allem auch von hochrangigen Straßen. Besonders die Substanzen Pb, Cd, Cu, Cr, Ni und Zn standen im Fokus. In der Literatur ist zu finden, dass Schwermetalle wie Cu, Ni, Zn und Cd häufig in gelöster Phase zu finden sind,

während Cr und Pb meist partikelgebunden sind (Huber et al., 2016). Die Zn-Konzentrationen im Abfluss von Verkehrsflächen sind im Vergleich zu anderen Schwermetallen sehr variabel, da Zn in verzinkten Strukturen und im Reifenabrieb vorkommt. Die Median- bzw. Mittelwerte für Gesamt-Zn liegen bei 200–300 µg/l mit Maximalwerten von >2.000 µg/l und bei Zn<sub>gel</sub> bei einem Median von ca. 60 µg/l und Maximalwerten von >700 µg/l (Huber et al., 2016). Für Fe und Al sind in der verfügbaren Literatur wenige Werte zu finden. Eine Studie fand in untersuchten Autobahnwässern mittlere Al-Konzentrationen von >10.000 µg/l und mittlere Zn-Konzentrationen von ca. 800 µg/l mit korrespondierenden Sedimentbelastungen von Al von >3.000 µg/g und Zn von 200 µg/g (Robertson et al., 2019). Einige wenige Fe-Konzentrationen finden sich in einem Reviewartikel (Kayhanian et al., 2012), wobei die erfassten Fe-Konzentrationen entweder sehr gering waren oder bei >3.500 g/l lagen.

## **2.2 Voraussetzung für eine Optimierung von Design, Betrieb und Überwachung der Anlagen**

Zurzeit sind für die Auslegung von Gewässerschutzanlagen verschiedene Vorschriften und Richtlinien gültig und einzuhalten. Da Aussagen über die notwendige Größe der Anlage sehr von den Messwerten abhängen, wurde in der vorliegenden Untersuchung großer Wert auf die Probenahme und die Erfassung des Pollutografen in Verbindung mit dem Hydrografen gelegt. Dadurch unterscheidet sich die gegenständliche Studie von vielen anderen Studien, die diese Verbindungen zwischen Intensität des Regenereignisses und gemessener Belastung zumeist nicht beleuchten.

In dieser Studie wurden Vorschläge erarbeitet, die sich ausschließlich an der notwendigen Reinigung der stark verunreinigten Volumenanteile der Straßenabläufe orientieren und über die abzuscheidenden Frachten die zu reinigenden Volumina errechnen. Die bisher gängigen Flächenverhältnisse für Bodenfilter und technische Filter wurden nicht berücksichtigt, weil sich herausgestellt hat, dass die Annahmen in Hinblick auf die Schwermetalle und deren gelöste Anteile, die der ÖNORM B2506 Teil 3 zugrunde liegen (wie 50 µg/l Pb, 100 µg/l Cu und 400 µg/l Zn), zu hoch sind und nur die gelöste Fraktion von Zn eine Rolle spielt. Das wichtigste Kriterium für die Funktion der GSAs ist die Entfernung der abfiltrierbaren Stoffe, was in ähnlicher Form auch in der Literatur beschrieben ist (z. B. Winston et al., 2023, Grotehusmann et al., 2006). Durch die Probenahme direkt aus dem Zulaufrohr mit automatischen Geräten konnte der Konzentrationsverlauf verschiedener Regenereignisse während des ersten Spülstoßes gut erfasst werden. Die Konzentration an AFS ist besonders nach langen Trockenperioden und bei heftigen Regenfällen, wie z. B. am 05.06.2023 in der Sterngasse mit

1.500 mg/l, sehr hoch, sinkt aber rasch wieder ab. Es wird darauf hingewiesen, dass nur ein Teil der jeweiligen Regenereignisse probenahmetechnisch erfasst werden konnte. Bei den meisten Regenereignissen gibt es einen Konzentrationspeak an AFS. Um die Annahmen für die Frachtberechnungen zu rechtfertigen, werden die zuletzt gemessenen Zulauf- und Ablaufkonzentrationen in Kapitel 4.4 dargestellt. Durch die Erfassung der Niederschläge und teilweise der Zulauf- und Ablaufvolumina über die Zeit ist es möglich, die volumengewichteten Frachten auszurechnen und jene Volumina, die 50 %, 90 % und 99 % der Frachten beinhalten, auszuweisen. Diese Daten werden detailliert im Kapitel 4.4 dargestellt. Die Frachtvolumina von 99 % liegen für die Ereignisse, die annähernd den Auslegungsereignissen entsprechen, bei 42 % für die Sterngasse, bei 46 % für Gleisdorf und bei 75 % für Mühlbach. Dadurch ergibt sich für die jeweiligen Annahmen über die Durchlässigkeit des Filtermaterials und die notwendige Retention im Absetzbecken ein deutliches Potenzial für Reduktionen der Beckenflächen; kleinere Ereignisse werden in ihrer Gesamtheit über die Anlage erfasst. Da es immer wieder Befürchtungen gibt, dass es während der Regenereignisse zu Ölunfällen kommt, sollte für diesen Fall eventuell der Einbau eines Ölabscheiders im abzuschlagenden Zulaufwasser überlegt werden. Sollte eine Retention erforderlich sein, wäre es jedenfalls zielführender, diese Volumina im Absetzbecken vorzusehen, weil das Filterbecken relativ rasch durchflossen wird und dadurch bei kleineren Regenereignissen immer nur ein Teil des Beckens im Zulaufbereich benetzt wird, was in der Sterngasse gut beobachtet werden konnte. Bei den technischen Filtern ist die Nutzung des gesamten Filters durch die Verteilrohre besser gegeben. Aber auch in diesem Fall kann die Kubatur der Filterbecken angepasst werden – vor allem, wenn die Ableitung gedrosselt erfolgt. Diese Größen können in weiterer Folge als Auslegungsgrundlagen dienen.

Die Studienergebnisse zeigen, dass besonders die beiden GSAs mit technischen Filtermaterialien besonders gute Ablaufergebnisse liefern. In diesem Fall wird empfohlen, dass die eingebauten Filtermaterialien nach ÖNORM B2506 Teil 3 überprüft werden, um herauszufinden, ob die momentane Prüfung für die Vorhersage der Standzeit tauglich ist oder ob die ÖNORM betreffend „Weiterverwendung der Materialien“ an die Praxis angepasst werden soll. Es ist auch zu überlegen, ob einfachere Filtermaterialien, die vor allem die AFS entfernen, für diese Zwecke eingesetzt werden können, wie z. B. Sandfilter, wie sie in der Schweiz verwendet werden. Allerdings werden in der Schweiz zurzeit mögliche Anpassungen überlegt, um auch „zukünftig relevante“ Spurenstoffe, die z. B. aus dem Reifenabrieb herrühren, entfernen zu können (mündliche Mitteilung Vermeirssen/ Ökozentrum CH, 2025).

Jedenfalls ist es notwendig, durch eine jährliche Begehung die Kolmation der Feinfiltermatte oder des Filterbeckens festzustellen und im Bedarfsfall einen notwendigen Tausch zu veranlassen. Bei intakter Feinfiltermatte ist eine effiziente Entfernung der Spurenstoffe (inkl. partikulär gebundener Schadstoffe wie PAK oder Schwermetalle) und AFS mit hoher Wahrscheinlichkeit anzunehmen und auch eine gute Reinigungsleistung der Filterbecken sehr wahrscheinlich.

Durch die Messungen konnte auch gezeigt werden, dass sich sowohl im Zulauf als auch im Ablauf im ersten Spülstoß die höchsten Konzentrationen an AFS finden und diese relativ rasch abnehmen. Am Ende der Probenahmezeit, d. h. nach 36 oder 72 Minuten, waren im Zulauf bereits relativ geringe Konzentrationen an AFS zu messen, die zumeist schon unter dem AAEV-Grenzwert von 30 mg/l AFS lagen. Diese Werte wurden aus Einzelproben ermittelt, die Konzentrationen der Spurenstoffe aus volumengleich zusammengesetzten Einzelproben über die jeweilige Probenahmezeit. Bezogen auf das Gesamtereignis über die Gesamtdauer würde dies noch geringere Rechenwerte – und deutlichere Unterschreitungen der Grenzwerte – ergeben. Das erklärt auch, warum in Schöpfproben, die bei Trockenwetter entnommen wurden, weder im Zu- noch im Ablauf repräsentative Belastungen gemessen werden konnten. Daher wird empfohlen, die Art der Probenahme und Überwachung entsprechend vorzuschreiben bzw. zu standardisieren, damit die tatsächliche Funktionsweise der GSAs beurteilt werden kann.

### **2.3 Anforderungen an die Probenahme**

In jüngerer Zeit widmet sich die Literatur verstärkt den Eigenschaften des Autobahnabflusses (Lee et al., 2011; Kayhanian et al., 2012; Gan et al., 2008; Barrett et al., 1998; Mangani et al., 2005; Kayhanian et al., 2007; Nie et al., 2008; Lee, 2012; Hilliges et al., 2016; Winston und Hunt, 2016; Q. Wang et al., 2017, alle zitiert bei Huber et al., 2016).

Die korrekte Charakterisierung der Zu- und Abflüsse von Gewässerschutzanlagen hängt von der Probenahmestrategie und den Analysemethoden ab. Da Straßenabfluss mit Niederschlagsereignissen verbunden ist, muss die Probenahme aufgrund der Vorgaben während solcher Ereignisse erfolgen. Eine Probenahme nach Regenereignissen bei Trockenwetter zeigt, dass die Daten zumeist sehr niedrige, möglicherweise nicht relevante Konzentrationen der verschiedenen Parameter – sowohl im Zu- als auch im Ablauf – enthalten (mündliche Mitteilung Berghold, 2022; und Untersuchungsberichte Zederhaus 2023, 2024 interne Mitteilung ASFINAG im Juli 2024). Eine Probenahme bei zunehmendem Durchfluss, bei Höchstdurchfluss und am Ende des Ereignisses kann die mittleren

Ereigniskonzentrationen (EMC) ergeben. Die Dauer der Probenahme beeinflusst somit das Ergebnis durch die Mittelung über die Zeit, je nachdem ob eine, zwölf oder 24 Proben gezogen und gemittelt werden, wie in Abbildung 31 zu sehen ist. Da sich nach einem Spülstoß mit hohen Konzentrationen zumeist eine geringe Konzentration im Zulauf findet, hängt die mittlere Konzentration von der Dauer der Probenahme bzw. der Anzahl der zu befüllenden Probeflaschen ab. Die Ablaufprobenahme ist von diesem Problem kaum betroffen.

Es wird empfohlen, die Daten verschiedener Ereignisse zu mitteln, um die mittlere Standortkonzentration (SMC) zu erhalten (Huber et al., 2016). Die SMC kann wiederum mit dem jährlichen Abfluss multipliziert werden, um den standortspezifischen jährlichen Schadstofftransport (SAT) zu erhalten. Mit diesem Ansatz lassen sich Standorte leichter vergleichen und auch Reinigungsleistungen beurteilen. Da die Spitze des Pollutografen jener des Hydrografen vorläuft (siehe auch Abbildung 83), kommt es bei der Berechnung von mittleren Konzentrationen zu einer Überschätzung der Frachten. Daher ist bei Vorhandensein von Volumendaten und Belastungsdaten eine präzisere Berechnung möglich, indem die zeitlichen Messdaten miteinander multipliziert werden.

Zu den Hauptbedenken im Zusammenhang mit dem Eintrag von Partikeln aus Autobahnwässern in die Umwelt zählen die zunehmende Wassertrübung, die Veränderung von Lebensräumen, ästhetische Probleme und Probleme im Freizeitbereich. Aber mit den Partikeln werden auch andere adsorbierte Stoffe, wie Schwermetalle oder auch PAK, transportiert, weshalb eine gute Abscheidung der Partikel in den GSAs wesentlich zur Reduktion der Gesamtbelastung beiträgt.

Die Leitfähigkeit (LF) ist ein Parameter, der leicht auch online messbar ist. Durch die Messung der LF kann zwischen Winter- und Sommerwässern unterschieden werden. Im Winter kann es aufgrund der hohen Salzkonzentrationen in Absetzbecken im Dauerstau zu Dichteunterschieden und durch Temperaturunterschiede zu einer Schichtung der Wassersäule im Absetzbecken zwischen Zulauf und Wasservolumen kommen. Das kann zu ungünstigen Strömungsverhältnissen und kürzeren Verweilzeiten im System führen, was die Abscheideleistung von Sedimentationsanlagen erheblich beeinträchtigen kann (Rommel und Helmreich, 2018).

In der Literatur sind unterschiedliche Daten zur Belastung der Sedimente zu finden (Kayhanian et al., 2012). Entweder sind an den Feinstpartikeln deutlich höhere Werte zu finden als an den größeren oder die Konzentrationen werden auch für größere (<250 µm) und kleinere (<63 µm) homogen angegeben. Etwa 50 % der anorganischen Schadstoffe sind an Partikeln mit einem Durchmesser zwischen 60 und 200 µm adsorbiert. Die Konzentration der an die Partikel

gebundenen Schwermetalle (Metallmasse pro Partikelmasse) ist im Partikelgrößenbereich von 63 bis 250 µm nahezu gleich. Der Hauptunterschied liegt in der Partikelgrößenverteilung im Autobahnabfluss, wo die meisten Schwebstoffe kleiner als 63 µm sind (Baum et al., 2021). Darüber hinaus ist die Entfernung feiner Partikel (<63 µm), die 30–40 % der gesamten Sedimentmasse (<2 mm) ausmachen, von entscheidender Bedeutung (Kayhanian et al., 2012). Die Verteilung der Schwermetallbelastungen zwischen Sedimenten und Rückhalt in einer GSA mit technischem Filter ist in Haile et al. (2016) beschrieben. An den Partikeln adsorbieren sich auch organische Spurenstoffe wie auch PAK, die möglicherweise die Ursache sind, dass Sedimentuntersuchungen leicht genotoxische Wirkungen ergeben haben (Haile et al., 2015).

## 2.4 Gewässerschutzanlagen in der Literatur

Gewässerschutzanlagen bestehen zumeist aus Absetzbecken und Filterbecken. Auch wenn die Auswahl einer geeigneten Behandlungsanlage wegen der komplexen Vorgänge, die sich durch die unterschiedlichen Gegebenheiten darstellen, schwierig ist und „Musterlösungen“ nicht praktikabel sind, gibt es dennoch wichtige Anhaltspunkte, wie z. B.

- ausreichende Grundflächen
- Vorhandensein wasserwirtschaftlich relevanter Bereiche
- Einleitung in ein Oberflächengewässer oder
- Durchlässigkeit des Untergrundes bei Versickerung.

Absetzbecken dienen der Abtrennung von fein- bis mittelkörnigen mineralischen Partikeln durch Sedimentation zum Schutz des Filterbeckens vor Kolmation und zum Schadstoffrückhalt. Je länger die Aufenthaltszeit im Absetzbecken und je größer der Dichteunterschied zwischen dem Teilchen und dem Fluid, desto kleinere Partikel können sich absetzen (Haile et al., 2014). Zur Optimierung der Absetzleistung des Absetzbeckens sind eine möglichst lange Aufenthaltszeit und eine laminare, gleichmäßige Strömung anzustreben (Haile et al., 2014, Fürhacker et al., 2011, Haile et al., 2018). Eine turbulente Strömung ist kontraproduktiv, da diese das Absetzen erschwert oder sogar zu einer Re-suspension führt (Armstrong, 2023). Als weitere wichtige Einflussgrößen der Reinigungsleistung gelten das Längen-Breiten-Verhältnis (L:B), da es die Aufenthaltsdauer beeinflusst (Armstrong, 2023), und die Wassertiefe. Es zeigt sich, dass in Becken mit dem L:B-Verhältnis von 2:1 verglichen mit einem Becken mit dem L:B-Verhältnis von 10:1 bei gleichem Zufluss die

Fließgeschwindigkeiten im schmälere Becken wesentlich höher sind, was zur Resuspension bereits sedimentierter Partikel führt (Armstrong, 2023). Der Vorteil des längeren Fließweges wurde demnach durch den engeren Querschnitt und höhere Fließgeschwindigkeiten eliminiert. Die Mindestgröße der Partikel muss etwa 0,5 µm betragen, sonst verhindert die Brown'sche Molekularbewegung ein Absetzen im Schwerefeld (Christen, 2010). Es ist außerdem eine gleichmäßige laminare Strömung anzustreben.

In AB mit Dauerstau ist die Wassertiefe bzw. der Abstand der Sedimentoberkante zum dauerhaften Wasserstand für den Partikelrückhalt entscheidend. Bei einem Abstand von 1,8 Meter wurden 66 % der Partikel (Ø 0,003–0,01 mm) zurückgehalten, während bei einem Abstand von 1,5 Meter gar eine Resuspension und ein Austrag dieser Partikel (Rückhalt: - 84 %) bei gleichen Randbedingungen (Längen-Breitenverhältnis 3,7:1) erfolgte (Grotehusmann et al., 2006). Ebenso verringert ein getauchter oder zumindest teil-eingestauter Zulauf die Vertikalgeschwindigkeit und erhöht die Reinigungsleistung stark. Die Vertikalgeschwindigkeit ist die wesentlichste Einflussgröße in Hinblick auf eine Re-suspension. Der Abstand zwischen der Unterkante des Zulaufrohrs und der Oberkante des Sediments sollte mehr als 1,0 Meter und der Abstand zwischen Sedimentoberkante und Dauerwasserstand mehr als 1,8 Meter betragen (Grotehusmann et al., 2006).

Durch den Einbau von Lamellenabscheidern können die effektive Absetzfläche und die Oberflächenbeschickung um das Fünf- bis Zehnfache erhöht werden. Die aufwärtsgerichtete Zwangsströmung führt zum Absetzen der ungelösten Partikel auf den geneigten Platten bzw. Röhren und zum Absinken zum Beckenboden. Der optimale Neigungswinkel dieser Lamellen liegt zwischen 45° und 60° und der Lamellenabstand soll etwa 40–85 mm betragen (Fuchs et al., 2010).

#### **2.4.1 GSAs in Österreich (Halper, 2024)**

Absetzbecken müssen wasserdicht sein und können entweder mit Dauerstau als ständig wassergeführtes, langsam durchströmtes Becken oder ohne Dauerstau als Becken mit tiefer liegendem Ausfluss, das sich entleert, ausgeführt sein. Als Bemessungsregeln gelten folgende Grundsätze (Tabelle 11):

Tabelle 11: Bemessungsansätze für ein Absetzbecken (RVS 04.04.11, 2020).

Volumen/Dimensionierung	Einjährliches, 15-minütiges Niederschlagsereignis, aus <a href="https://ehyd.gv.at">https://ehyd.gv.at</a>
Maximale Horizontalgeschwindigkeit	0,5 m/s
Maximale Oberflächenbeschickung	10 m/h
Schlammraum	Zusätzlich 10 % Speichervolumen im AB

Die RVS 04.04.11 (2020) fordert, dass die Einläufe bautechnisch so zu gestalten sind, dass eine Energieumwandlung und eine gleichmäßige Verteilung sichergestellt sind. Eine längere Aufenthaltszeit im Absetzbecken bewirkt, dass sich auch kleinere Partikel absetzen können (Haile et al., 2014). Nach RVS 04.04.11 (2020) sind auch folgende weitere Punkte in der Planung und Ausführung zu beachten:

- Ein Tiefpunkt für Wartung und Reinigung ist vorzusehen. Die Sohle des Absetzbeckens ist mit einem Gefälle zum Tiefpunkt auszubilden und eine wasserdichte Ausführung ist sicherzustellen.
- Für den Rückhalt von Schwimmstoffen und Ölverunreinigungen ist eine Tauchwand oder Gleichwertiges vorzusehen.
- Die Rohrsohle der Ablaufleitung ist auf Höhe der Oberkante des Schlammraumes zu setzen.
- Ein Schlammraum im Absetzbecken hat zumindest 10 % des Absetzbeckenvolumens gemäß der in Punkt 5.2.3 (der RVS) beschriebenen Bemessung zu betragen.
- Die Tiefe des Durchflusstraumes bei Absetzbecken soll maximal 1,5 Meter betragen.
- Das Verhältnis von Länge zu Breite darf den Wert 1,5:1 nicht unterschreiten. Zwischen Ein- und Auslauf ist ein möglichst langer Fließweg auszubilden.
- Bei Beckenanlagen mit Vorfluteinleitung ist im Zulauf in das Absetzbecken eine Entlastung in den Vorfluter vorzusehen.
- Der Beckenablauf und die Entlastung sind mit Absperrschieber auszustatten (Störfall und Wartung).
- Der Einsatz von technischen Abscheideanlagen (z. B. Lamellenabscheider) ist zulässig.

Die zweite Reinigungsstufe erfolgt im Filterbecken. Dabei wird das vorgereinigte Straßenwasser über eine bewachsene Bodenpassage versickert und durch Filtrations- und Adsorptionsprozesse gereinigt. Hierbei können Bodenfilter oder technische Filter verwendet werden. Nach derzeitigem Wissensstand beträgt die Wirksamkeit von Bodenfiltern 15 bis 20 Jahre (RVS 04.04.11, 2020).

## 2.4.2 GSAs in Deutschland (Halper, 2024)

In Deutschland stehen die Schadstofffrachten, die auf Straßen anfallen, in Abhängigkeit der Verkehrsstärke (DTV). Abwässer von Straßen ab einem DTV von 15.000 Kfz/d gelten als stark belastet und sollen vor der Einleitung in ein Oberflächengewässer behandelt werden. Als Parameter zur Beurteilung der Belastung sowie der Wirksamkeit der Behandlungsanlagen dienen Partikel mit einer Größe von 0,45–63 µm. Diese werden als AFS63 bezeichnet. Auf Straßen der Kategorie III ist damit zu rechnen, dass jährlich rund 550 kg/(ha×a) AFS63 anfallen. Gemäß DWA-A 102 2/BWK-A 3-2 soll maximal eine Schadstofffracht 280 kg/(ha×a) AFS63 von Straßen in Gewässer eingeleitet werden (Grotehusmann et al., 2017). Daraus folgt, dass der erforderliche Wirkungsgrad von Behandlungsanlagen der Kategorie III mindestens 50 % betragen muss.

Ist die Versickerung von Straßenoberflächenwasser über eine bewachsene Bodenzone (Böschungflächen, Mulden etc.) nicht möglich, ist ein zusätzliches Behandlungsverfahren notwendig. Folgende drei Behandlungsanlagen kommen dazu in Frage (siehe Tabelle 12).

Tabelle 12: Drei Typen von Behandlungsanlagen (nach Halper, 2024).

Behandlungsanlage	Wirkungsgrad AFS63
Flächenversickerung und Versickerungsanlagen	>95 %
Retentionsbodenfilteranlagen	95 %
Absetzbecken	70 %

In Deutschland werden Absetzbecken immer mit Dauerstau und oftmals als alleinige Behandlungsstufe gebaut. Ziel ist die Abscheidung möglichst vieler Partikel und der Rückhalt von Schwimmstoffen bzw. Leichtflüssigkeiten. Ist eine Retention notwendig, werden Regenrückhaltebecken nachgeschaltet. Es wird davon ausgegangen, dass etwa 70 % der AFS63 zurückgehalten werden. Vor Retentionsbodenfilterbecken oder Versickerungsanlagen werden meist sogenannte Geschiebeschächte vorgeschaltet. Diese sind Absetzbecken baulich ähnlich, jedoch kleiner und sollen die gröberen Partikel durch Sedimentation zurückhalten. Geschiebeschächte dienen immer als Vorreinigung und müssen keine Retentionswirkung haben (REwS, 2021).

In Absetzbecken werden Feststoffpartikel durch Sedimentation aus dem Wasser abgetrennt. Absetzbecken können als Vorstufe oder zur alleinigen Behandlung der Straßenoberflächenwässer verwendet werden.

Folgende Punkte gilt es zu beachten:

- Die Bemessung von Absetzbecken erfolgt über die Oberflächenbeschickung  $q_A=9$  m/h beim Bemessungszufluss  $r_{15,n=1}(Q)$ . Daraus ergibt sich die Oberfläche des Absetzbeckens (A):
- $A = Q \text{ (l/s)} \times 3,6/q_A \text{ (m/h)} = 0,4 \times Q$
- Absetzbecken werden stets im Dauerstau betrieben. Der Wasserstand über der Oberkante des Schlammammelraumes sollte mindestens 1,80 Meter betragen, bei einer Gesamtbeckentiefe von mindestens 2 Meter. Hohe Durchflüsse führen bei geringeren Dauerstautiefen zu einem großen Austrag bereits sedimentierter Stoffe.
- Der Zulauf ist so auszubilden, dass der zuführende Kanal zur Hälfte durch den Dauerstau eingestaut ist. Dafür eignet sich ein vorgelagerter Absturzschart (REwS, 2021).
- Das Seitenverhältnis von Absetzbecken sollte Länge zu Breite  $\geq 3:1$  betragen. Bei Erdbecken sind die Maße auf Höhe der Tauchwandunterkante anzusetzen.
- Eine Tauchwand dient dem Rückhalt von Leichtflüssigkeiten und Schwimmstoffen und wird im Regelfall vor dem Ablauf angeordnet. Die Unterkante der Tauchwand sollte dabei mindestens 0,40 Meter in den Dauerstau eintauchen. Insgesamt sollten im Havariefall  $5 \text{ m}^3$  Leichtflüssigkeit zurückgehalten werden können.
- Unter der Tauchwand des Beckenablaufes ist die Fließgeschwindigkeit auf  $0,05 \text{ m/s}$  zu begrenzen.
- Für den Ablauf ist eine Überlaufschwelle zu errichten, sodass Wasser über die gesamte Breite des Bauwerks abfließt. Getauchte Abflussrohre werden nicht empfohlen, diese könnten zu höheren Fließgeschwindigkeiten und damit einhergehender Resuspension der Sedimente führen.
- Die Häufigkeit der Schlammensorgung richtet sich nach dem Sedimentanfall und der Größe des Schlammammelraums. Als Erfahrungswert für den Sedimentanfall gilt  $1 \text{ m}^3/(h \times a)$ , wobei der Schlammammelraum auf Räumungsintervalle von  $\geq 10 \text{ a}$  bemessen werden sollte (REwS, 2021).

### 2.4.3 Straßenwasserbehandlung in der Schweiz (Halper, 2024)

In der Schweiz dienen Absetzbecken der Vor- oder Hauptbehandlung. Dabei sollen Absetzbecken Schwimmstoffe bzw. Leichtflüssigkeiten und je nach Anforderung möglichst viele Partikel zurückhalten. Es muss keine Retentionswirkung erfüllt werden. Zusätzlich können Retentionsbecken der Vorbehandlung dienen. Deren primäre Funktion ist die Retention, die Reinigungsfunktion ist sekundär (Trocme et al., 2021).

Im Absetzbecken erfolgt die Abscheidung gröberer Partikel durch Sedimentation. Um eine optimale Reinigungsleistung zu erreichen, gilt es jedenfalls eine möglichst langsame, ruhige

Strömung zu schaffen, die Aufenthaltszeit zu maximieren, aber gleichzeitig einen Kompromiss zwischen Flächenbedarf und Bau- und Betriebskosten zu erreichen.

In der Schweiz werden Anlagen, die Straßenabwasser behandeln, als Straßenabwasserbehandlungsanlagen (SABA) bezeichnet. Die Entfernung der Schadstoffe soll dabei möglichst wirksam, robust, einfach in der Handhabung und kostensparend sein (TROCME et al., 2021).

Tabelle 13 veranschaulicht die unterschiedlichen Anforderungsstufen verschieden hoher Wirkungsgrade dieser SABA.

Tabelle 13: Anforderungen bei der Einleitung in ein Gewässer (TROCME et al., 2021).

Bezugsgröße	GUS	m <sup>3</sup>	GUS
Anforderungsstufe	Gesamtwirkungsgrad $\eta_{\text{tot}}$	Hydraulischer Wirkungsgrad $\eta_{\text{hydr}}$	Wirkungsgrad der SABA $\eta_{\text{SABA}}$
Erhöht	mind. 80 %	90 %	90 %
Standard	mind. 70 %	90 %	80 %
Erleichtert	mind. 60 %	90 %	70 %

Als GUS werden die gesamten ungelösten Stoffe mit einem Durchmesser größer als 0,45  $\mu\text{m}$  bezeichnet; in Österreich werden diese Stoffe als abfiltrierbare Stoffe (AFS) bezeichnet.

Die Wirkungsgrade zielen dabei auf folgende Funktionen ab:

- hydraulischer Wirkungsgrad  $\eta_{\text{hydr}}$ : Behandlung des erfassten Straßenabwassers
- Wirkungsgrad der SABA  $\eta_{\text{SABA}}$ : Rückhalt der GUS in der SABA
- Gesamtwirkungsgrad  $\eta_{\text{tot}}$ : Rückhalt der GUS im Entwässerungssystem

Es werden folgende Verfahren für die Behandlung von Straßenabwasser für die jeweilige Anforderungsstufe empfohlen; sie gelten zugleich als Stand der Technik (TROCME et al., 2021). Die kursiven Verfahren werden nur teilweise empfohlen (Tabelle 14).

Tabelle 14: Beurteilung der Verfahren gemäß Anforderungsstufe (TROCME et al., 2021, modifiziert).

Stufe	Verfahren
Erhöht	Böschungsschulter, Mulden, Rigol
	Bewachsene Sandfilter
	<i>Bewachsene Bodenfilter</i>
Standard	Split-Kiesfilter
Erleichtert	Absetzbecken Dauerstau
	<i>Polstofffilter</i>

### Anforderungsstufe „Erhöht“

Auch in der Schweiz gilt die dezentrale Versickerung über das Bankett bzw. die Böschung als das geeignetste Verfahren zur Behandlung von Straßenabwasser. Ist das nicht oder nur teilweise möglich, so ist eine zentrale Behandlung notwendig. In erster Linie werden dabei bewachsene Sandfilter empfohlen. Diese erfüllen die Anforderungen an Wirksamkeit, Flächenbedarf, Handhabung und Kosten am besten. Die Reinigung erfolgt durch Sedimentfiltration in der Deckschicht.

Es wird empfohlen, einem bewachsenen Sandfilter ein kleines Absetzbecken, betrieben im Dauerstau, vorzuschalten. Dadurch sollen insbesondere Grobstoffe und größere Partikel zurückgehalten werden. Dies verringert den Flächenbedarf der gesamten Anlage auf etwa ein Fünftel.

Es gilt als zweckmäßig, ein vorgeschaltetes Absetzbecken wie folgt zu dimensionieren:

- Oberflächenbelastung bei maximalem Durchfluss 10–20 m/h
- Spezifisches Volumen (Wasser) 10–30 m<sup>3</sup>/ha

Obwohl bei kleinen Absetzbecken der Rückhalt von Havariegut teilweise im Filterbecken erfolgt, konnten deswegen bisher keine nachteiligen Auswirkungen auf den Sandfilter erkannt werden.

### Anforderungsstufe „Standard“

Ein Splitt-Kiesfilter gilt für die Anforderungsstufe „Standard“ als zweckmäßig. Dieser besteht aus einer Splitt- und einer Kiesschicht. Nach und nach bildet sich auf der Splittschicht eine Deckschicht aus, in welcher die Schadstoffentfernung durch Sedimentfiltration erfolgt.

### **Anforderungsstufe „Erleichtert“**

Für die Anforderungsstufe „Erleichtert“ erfüllt ein Absetzbecken im Dauerstau die Anforderungen (Reinigungsleistung, Flächenbedarf, Handhabung und Kosten) am besten. Die Reinigung erfolgt dabei ausschließlich durch Sedimentation. Dabei ist die Absetzzeit zwischen zwei Niederschlagsereignissen entscheidend. Je größer diese ist, desto besser können sich Partikel absetzen.

Für die Dimensionierung gelten die folgenden Werte:

- Oberflächenbelastung bei  $Q_{\max}$  (Z=1) 10–20 m/h
- Spezifisches Volumen (Dauerstau) 50–70 m<sup>3</sup>/ha

Weiters ist eine optimale Durchflussverteilung über den Beckenquerschnitt anzustreben. Absetzbecken im Dauerstau haben zwar ein Rückhaltevolumen für Leichtstoffe, aber keinen Retentionsraum. Dieser ist auch nicht notwendig. Um zu verhindern, dass bei Starkniederschlag abgesetzte Stoffe ausgetragen werden, ist allerdings eine Vorentlastung notwendig.

Neben Absetzbecken im Dauerstau gibt es bewirtschaftete Absetzbecken, welche nach einem Niederschlagsereignis (teilweise) entleert bzw. ausgepumpt werden. Zwar haben diese einen Retentionsraum, allerdings auch den Nachteil, dass vor allem die Zulaufgestaltung wesentlich anspruchsvoller und die Wirksamkeit geringer ist (TROCME et al., 2021).

In der Norm VSS-40361 Strassenentwässerung Behandlungsanlagen, welche neben Nationalstraßen auch für alle anderen Straßen gilt, finden sich weitere technische Empfehlungen für Absetzbecken. Neben einem Längen-Breiten Verhältnis zwischen 4:1 und 6:1 und einem Sohlgefälle von 3 % entgegen der Fließrichtung wird ein Mindestabstand von 1,0 Meter zwischen der Unterkante des Zulaufs und der Oberkante des Sediments empfohlen.

## **2.5 Reifenabrieb, PPDs und Mikroplastik**

Mikroplastik als Umweltschadstoff steht seit mehr als zehn Jahren hoch auf der politischen Agenda. Große Mengen an Kunststoffabfällen gelangen permanent über unterschiedliche Wege in die Umwelt und können aufgrund ihrer Beständigkeit dort kaum bis gar nicht abgebaut werden. Unter dem Einfluss von mechanischer Belastung, Sonnenlicht oder aufgrund von chemischen Einflüssen zerfallen große Kunststoffteile mit der Zeit in Mikroplastik. Begleitstoffe wie Weichmacher und Mikroplastik selbst können negative Auswirkungen auf Organismen entwickeln.

Grundsätzlich umfasst der Begriff „Mikroplastik“ Kunststoffpartikel mit einer Abmessung kleiner 5 mm, jedoch ohne festgelegte Untergrenze. Es wird weiters zwischen primärem – also direkt hergestelltem oder durch Anwendung entstehendem Mikroplastik – und sekundärem Mikroplastik unterschieden, welches durch Alterung und Zerfall entstanden ist. Der Anfall an primärem Mikroplastik wird global auf rund 1,5 Mio. Tonnen pro Jahr (IUCN, 2017) geschätzt. Hauptanteil sind Textilien und Reifenabrieb, welche über Abwasser und Straßenabläufe in die Umwelt gelangen. Andere Studien (Fraunhofer, 2018), welche auch Makroplastik >5 mm mituntersucht haben, reihen Reifenabrieb vor Verlust von Pellets und Abfällen aus der Abfallentsorgung, von Kunstrasenplätzen, Baustellen und der Landwirtschaft als bedeutende Quellen.

Für Reifenabrieb wird geschätzt, dass pro gefahrenem Kilometer und Fahrzeug rund 200 mg Abrieb entstehen. Dies ergibt für die gesamte EU ein Jahresaufkommen zwischen 0,5 und 1,3 Mio. Tonnen (Wagner et al., 2018; Jekel, 2019). Für Österreich liegen die Schätzungen zwischen 7.000 und 21.000 Tonnen pro Jahr (Umweltbundesamt, 2015; ÖWAV, 2022). Eine Modellrechnung in Deutschland beziffert den Reifenabrieb auf 80.000 bis 130.000 Tonnen pro Jahr (Wagner et al., 2018), wobei nach einem Modell (Conversio, 2023) maximal 10.000 Tonnen in Gewässern landen und maximal 5.000 Tonnen schließlich ins Meer transportiert werden. Alle Studien weisen unterschiedliche Ergebnisse auf, da sie auf verschiedenen Datengrundlagen und Schätzungen beruhen.

Kommunale Kläranlagen dienen als Barriere für Mikroplastik aus Abwässern. Quellen beziffern die Reinigungsleistung auf bis zu 99 % bezogen auf die Eingangsfracht. Bereits nach der Vorklärung in der Kläranlage werden zwischen 50 % und 98 % des Mikroplastiks aus dem Abwasser entfernt, weitere Entfernung erfolgt partikulär über den Klärschlamm (Sun et al., 2019). Um einen ersten Eindruck der Funktion von GSAs bezüglich Mikroplastik zu bekommen, wurde Mikroplastik und Reifenabrieb in Stichproben untersucht.

Während die Bestimmung von Mikroplastik aus den Massenkunststoffen durch Infrarotspektroskopie relativ einfach durchgeführt werden kann, muss für Reifenabrieb ein hochinnovatives Verfahren herangezogen werden. Für beide Stoffgruppen gilt außerdem, dass derzeit noch keine Normverfahren für Probenahme und Messung zur Verfügung stehen und Ergebnisse oft kaum miteinander verglichen werden können. Für Trinkwasser wurde aber in einem delegierten Beschluss der EK (2024) eine Messmethode angenommen, welche Mikroplastik größer 20 µm Flächendurchmesser in Trinkwasser mittels spektroskopischer Methoden bestimmt. Aufgrund der erwartbaren niedrigen Konzentrationen im Trinkwasser wird ein Probevolumen von mindestens 1.000 Litern vorgegeben. Die UWWTD sieht die

Entwicklung einer Messmethode für Abwasser bis 2027 durch einen Durchführungsrechtsakt vor. Abhängig von den gewählten Methoden ergeben sich Resultate entweder als Massenkonzentration (mg/l) oder Stückzahl (Stk./l).

Alternativ wurde zur Bestimmung von Reifenabrieb auch die Messung von Additiven im Reifenmaterial durchgeführt. Hierbei werden Antioxidantien, welche die Versprödung des Reifengummis vermeiden, gemessen. Auch dieses Verfahren weist Einschränkungen auf, da die gemessenen Stoffe wie 6PPD oder 6PPD-Chinon relativ rasch in der Umwelt abgebaut werden und daher weitere Kompromisse im Beprobungskonzept eingegangen werden müssen.

Es gibt eine Reihe von Publikationen, die Wirkungen von Mikroplastik auf verschiedene Organismen nachweisen. Eine Vielzahl von Studien beschreibt die Wirkungen von Makroplastik durch Strangulation, Verletzung oder Verwechslung mit Nahrung bis zur Wirkung von Mikroplastik im untersten Mikrometerbereich auf Zellen und Organe. Eine abschließende Bewertung benötigt weiterhin Forschung.

Um den Eintrag von Plastik und Mikroplastik zu reduzieren, wurden auf unterschiedlichen Ebenen Aktionspläne erlassen (European Union 2016, BML, 2022) und Maßnahmen gesetzt, sodass Mikroplastik bereits in einigen Richtlinien (UWWTD, TWRL) als relevanter Parameter berücksichtigt wird und das Inverkehrbringen von Produkten, die Mikroplastik enthalten, verboten wird.

Grenzwerte für die Emission in Vorfluter oder andere Umweltmedien liegen bislang aber nicht vor.

### 3 METHODIK

#### 3.1 Auswahl und Beschreibung der zu beprobenden GSAs

Das Team der ASFINAG nahm eine Vorauswahl der für das Projekt in Frage kommenden GSAs vor. Eine Begehung von insgesamt elf möglichen GSAs durch das Team der ASFINAG und das Projektteam erfolgte am 19. Juli 2022 und die ASFINAG stellte dem Projektteam die Planungsunterlagen der GSAs zur Verfügung. Folgende GSAs wurden auf ihre Tauglichkeit für dieses Projekt bewertet:

- GSA 1: (Freindorfer) Mühlbach (A1, km 166,06)
- GSA 2: Wambach (A1, km 167,51)
- GSA 3: Pöchlarn 1 (A1, km 90,65)
- GSA 4: Pöchlarn 2
- GSA 5: Wolfsgraben
- GSA 6: Auhof 1
- GSA 7: Auhof 2
- GSA 8: Knoten Inzersdorf (GSA 2/ Ost)
- GSA 9: Sterngasse (Knoten Inzersdorf, GSA 1/ West)
- GSA 10: Fischamend (A4, km 18,8)
- GSA 11: Gleisdorf (West)

In einem Treffen am 1. August 2022 wurden gemeinsam mit den Auftraggebern die folgenden GSAs zur Untersuchung ausgewählt. Voraussetzungen waren z. B. das Vorhandensein einer Anprallwand, RVS-Konformität, gute Zugänglichkeit, ein schon an mehreren Standorten erbauter Anlagentyp, trockenfallendes AB bzw. AB im Dauerstau, Bodenfilter und technisches Filtermaterial:

- GSA 9: Sterngasse (Knoten Inzersdorf, GSA / West)
- GSA 11: Gleisdorf (West)
- GSA 1: (Freindorfer) Mühlbach (A1, km 166,06)

Im Zuge der Projektarbeit wurde klar, dass GSAs, deren Einzugsgebiet in Geländeeinschnitten liegt, andere Belastungsstrukturen aufweisen können. Abschwemmungen aus dem umliegenden Gelände können v. a. bei Starkregen eine deutliche Belastungskomponente darstellen.

### 3.2 Einrichtung der Probenahmestellen

Die GSAs wurde mit folgenden Probenahmearmaturen und Datenerfassungen ausgestattet (Details siehe in den Beschreibungen der einzelnen GSAs):

- Einzelprobenehmer (EPN)
- Gesamtbenehmer (GPN)
- Wasserstandssensor
- Leitfähigkeit
- Durchflussmessgerät (Nivus)
- Wetterstation
- Benachrichtigungssysteme bzw. Kommunikationsschnittstellen
- Videokamera (nicht über den gesamten Zeitraum)
- Trübungssonde (nur in der Sternergasse)

Um sicherzustellen, dass im Projekt relevante Regenereignisse beprobt werden, wurde versucht, sehr kleine Ereignisse mit geringen Füllgraden im Zulaufrohr auszublenzen. Die Probenahmesysteme wurden so eingestellt, dass sie ab Erreichen einer bestimmten Höhe im Rohr oder Schacht (z. B. ab 6 cm) die Probennahme starteten und in den kürzest möglichen Intervallen die Proben zogen. Das bedeutet, dass es sich um „Worst Case“-Proben handelte, die während des ersten Spülstoßes im Konzentrationspeak gezogen wurden. Das sollte bei der Interpretation der Daten immer berücksichtigt werden.

Es wurden Probenahmearmaturen und Datenerfassungen an mehreren Stellen der GSAs installiert. Diese lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- **Einzelprobenehmer (EPN):** Die Probenahmearmaturen wurden so eingestellt, dass 24 bzw. zwölf Flaschen während eines Regenereignisses zeitproportional befüllt wurden, um den AFS-Verlauf aufzuzeichnen. Der EP wurde bei Wasserkontakt durch einen LF-Sensor gestartet und benötigte für 24 Flaschen ca. 72 Minuten. Die EPs wurden im ZL und AL der Anlagen installiert.
- **Gesamtbenehmer (GPN):** Ein bis vier Flaschen wurden im ZL und AL installiert, um belastete Proben aus dem Spülstoß zu entnehmen. Die Probenahme startete automatisch bei einer definierten Durchflusshöhe und sendete einen Zeitstempel per SMS.
- **Wasserstandssensor (inkl. LF):** Ein Wasserstandssensor erfasste den Wasserstand im ZL und AL, kombiniert mit einer LF-Sonde zur Messung der Salzkonzentration.
- **Durchflussmessgerät (Nivus):** Zu Beginn der Messkampagne wurden Durchflussmessgeräte installiert, die die Wasserstandhöhe und den Durchfluss messen.

- **Wetterstation:** Zur Aufzeichnung der Niederschlagsdaten vor Ort wurden Wetterstationen direkt auf den Standorten der Gewässerschutzanlagen- platziert.
- **Benachrichtigungssysteme bzw. Kommunikationsschnittstellen:** Elektronische Benachrichtigungssysteme informierten über Probenahmezeitpunkte und ermöglichten die Abholung der Proben nach Regenereignissen.
- **Videokameras:** An der GSA Sterngasse wurden zwei Kameras, bei den GSAs Mühlbach und Gleisdorf über einen kurzen Zeitraum jeweils eine Kamera installiert, um Sedimentations- und Filterbecken zu filmen. Die Kameras wurden manuell aktiviert, um aufzuzeichnen.
- **Trübungssonde:** Am Standort Sterngasse wurde eine Trübungssonde installiert, um eine mögliche Korrelation zwischen AFS- und Trübstoffkonzentrationen zu untersuchen und so die Messmethode zu vereinfachen.

Die im Folgenden angeführten Kenndaten stammen aus den vorliegenden Planungs- bzw. Kollaudierungsunterlagen der ASFINAG bzw. aus Halper (2024).

### 3.2.1 Beschreibung der GSA Sterngasse

Tabelle 15: Kenndaten der GSA Sterngasse.

Einzugsgebietsfläche	36.713 m <sup>2</sup> (3,67 ha)
Art der GSA	Bodenfilter (trockenfallendes Absetzbecken plus Filterbecken)
Bemessung	Fünffährliches 15-Minuten-Starkregenereignis (213,9 l/s×ha) = 706,5 m <sup>3</sup>
Absetzbecken	Retentionsvolumen: etwa 417 m <sup>3</sup> , 335 m <sup>2</sup> Beckenfläche
Filterbecken	Retentionsvolumen: etwa 867 m <sup>3</sup> , 606 m <sup>2</sup> Filterfläche
Gesamtanlage	Retentionsvolumen: 1.284 m <sup>3</sup> (Sommerbetrieb, sechs Stunden) Max. Ausleitungsmenge: 28 l/s = 607 m <sup>3</sup> (bei 360-Minuten-Regenereignis) im Sommerbetrieb, Entleerungszeit: 16,2 h
Einleitung	Liesingbach (Gewässer-km 10,05): MQ 0,51 m <sup>3</sup> /s
Chlorid-Aufstockung	Einleitung von Chlorid in Liesingbach nicht zulässig, daher wird im Winter in den öffentlichen Kanal eingeleitet



Abbildung 1: Bilddokumentation der GSA Sternngasse (Quelle: B. Monai).

### 3.2.1.1 Allgemeine Beschreibung

Die Anlage wurde 2015 errichtet. Behandelt werden Straßenwässer der A23 im Bereich A23 Betriebs-km 1,9 + 65 bis A23 Betriebs-km 3,9 + 75 inklusive der Rampenfahrbahnen im Knoten Inzersdorf (Abbildung 2). Die Gesamtlänge je Richtungsfahrbahn beträgt ca. 2.010 Meter. Aufgrund des in der Projektmitte liegenden Hochpunktes sind im Projektgebiet zwei Beckenanlagen (GSA 1 – West und GSA 2 – Ost) erforderlich. Beide Anlagen werden als Bodenfilterbecken ausgeführt und leiten in den Liesingbach aus (Abbildung 3).



Abbildung 2: Streckengrafik (ASF|IN|AG, 2012).

Im Projekt wurde die GSA 1 (West) ausgewählt. Der Grund dafür war, dass die GSA 2 (Ost) über zwei Absetzbecken verfügt und eine Beprobung daher immer beide Absetzbecken berücksichtigen hätte müssen.

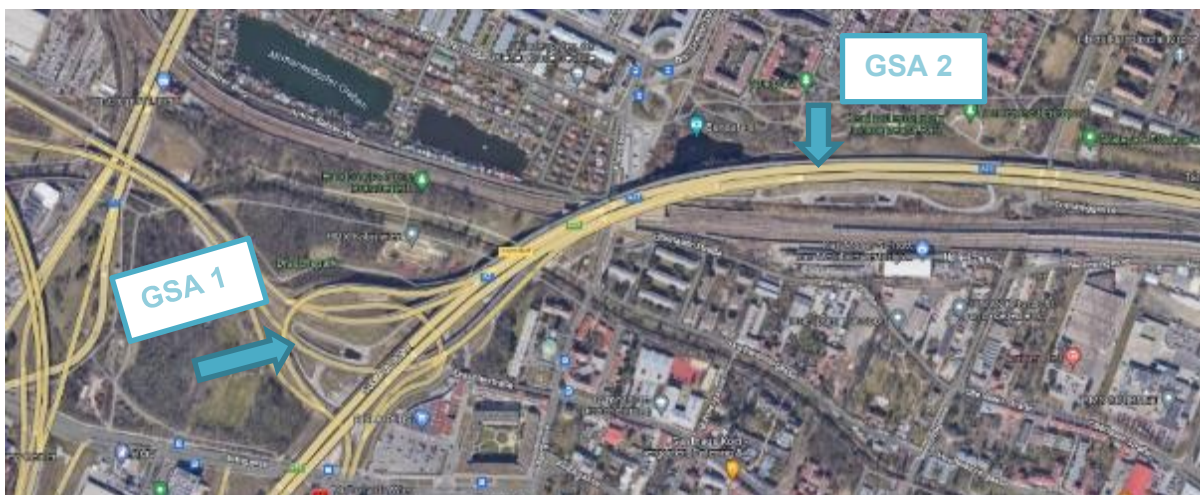


Abbildung 3: Luftbild der Strecke (GoogleMaps, 2023).

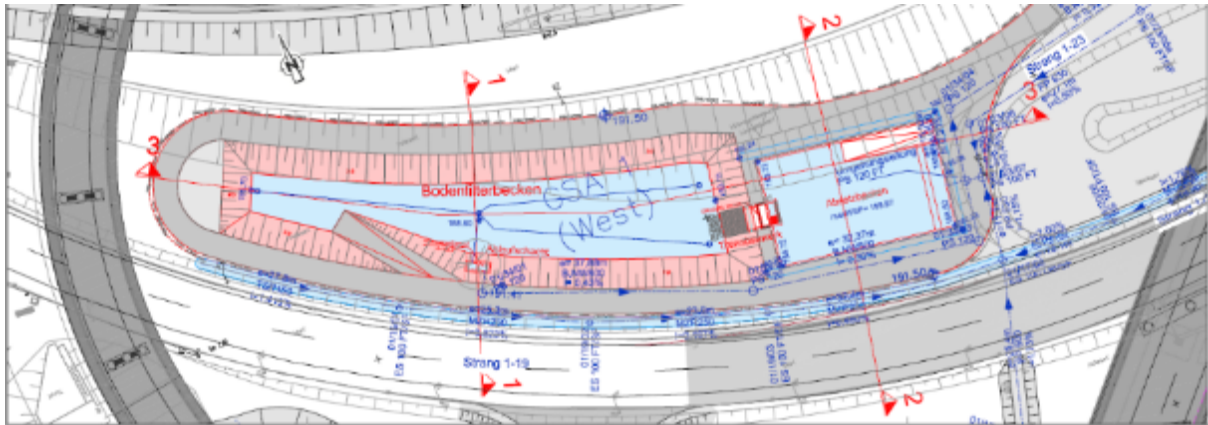


Abbildung 4: Gewässerschutzanlage 1 West (ASFINAG, 2012).

Tabelle 16: Bemessung Absetzbecken Sternegasse (aus Halper, 2024).

Geometrie Absetzbecken	
Länge (m)	24,9
Breite (m)	15
Verhältnis L:B	Ca 5:3
Höhe (m)	2
Absetzfläche (m <sup>2</sup> )	335
Retentionsvolumen (m <sup>3</sup> )	335
Verhältnis Einzugsfläche:Absetzfläche	Ca. 110:1
Zulauf	
DN Zulauf (mm)	800
Einlaufhöhe (mm)	750
Lage Zulaufkanal zu Becken	Parallel zur Beckenachse, aber nicht mittig
Tauchwand	Nein
Prallwand	Ja, mit 10 Einströmöffnungen
Abstand Prallwand zu Zulauf (m)	2,9
Besonderheiten	Schacht vor Einlauf
Ablauf	
Drossel	Ja
Durchmesser Drossel (mm)	100
Abstand Drossel – Überlaufschwelle (m)	0,95 (bezogen auf Drosselachse)
Abstand Unterkante Abflusstauwand unter Ablaufhöhe (mm)	250

### 3.2.1.2 Eingebaute Messinstrumente und Adaptionen in der GSA Sterngasse

Eine erste Test-Einrichtung der Probenahmestelle erfolgte am 02.11.2022. Dabei konnten nur jene Geräte eingebaut werden, die zu diesem Zeitpunkt vollständig funktionsfähig waren. Getestet wurde vor allem die Funktionsfähigkeit des Benachrichtigungssystems. Die Probenahme erfolgte zu diesem Zeitpunkt aus dem vorgelagerten Zulaufschacht.

Eine Adaption der Probenahmestelle erfolgte am 30.01.2023 sowie am 17.02.2023. Es wurde das folgende Equipment eingebaut:

- Wasserstandsensoren inkl. LF → Zulauf und Ablauf
- Nivus (Durchflussmesser) → Zulauf und Ablauf
- Gesamtprobenehmer (GPN) → Zulauf und Ablauf
- Einzelprobenehmer inkl. Sensor → Zulauf und Ablauf (inkl. LF)
- Wetterstation
- Trübungssonde → Zulauf
- Kamera bei Zulauf in das Absetzbecken und bei Übergang in das Filterbecken (nicht über den gesamten Zeitraum)

Die EPs wurden über Kontaktsensoren ausgelöst, welche im Zulaufrohr auf einer definierten Höhe angebracht wurden und durch Kontakt mit Wasser die Probenahme starteten. Die Probenehmer im Zulauf wurden zu Beginn so eingestellt, dass die Probenahmen bei einem Wasserspiegel von 5–7 cm erfolgten. Im Ablauf wurden die Entnahmehöhen vorerst mit 2 cm eingestellt.

Die Wetterstation wurde gleich zu Beginn der Messkampagne aufgebaut. Das Intervall wurde auf zehn Minuten umgestellt. Die EPs im Ablauf wurden mit zusätzlichen externen Akkus sowie einer LF-Sonde ausgestattet, welche die Probenahme startete und während der Probenahme aufzeichnete. Die Probenahme der GPN erfolgte ebenfalls bei einer Erhöhung des Wasserspiegels um ca. 6 cm.

Als weiterer Schritt wurden die Probenehmer im Zulauf mit Dämmplatten ausgestattet, um eine Überhitzung der Geräte und der Proben zu verhindern. Um den Ablaufprobenehmer mit der Probenahme im Zulauf abzustimmen, wurde der Sensor für eine Probenahme im Ablauf auf ca. 5 cm über dem Ruhewasserspiegel angebracht. Der Saugschlauch, welcher die Probe entnimmt, wurde anschließend knapp über dem ruhenden Wasserspiegel platziert, da die ersten Analysen keinen Verlauf zeigten, weil als Probe das bereits im Schacht vorhandene

Wasser entnommen wurde, welches durch frisches NS-Wasser aufgewirbelte Sedimente enthielt.



Abbildung 5: Zulauf Knoten Inzersdorf, GSA Sterngasse am 03.05.2023 (Quelle: B. Monai).

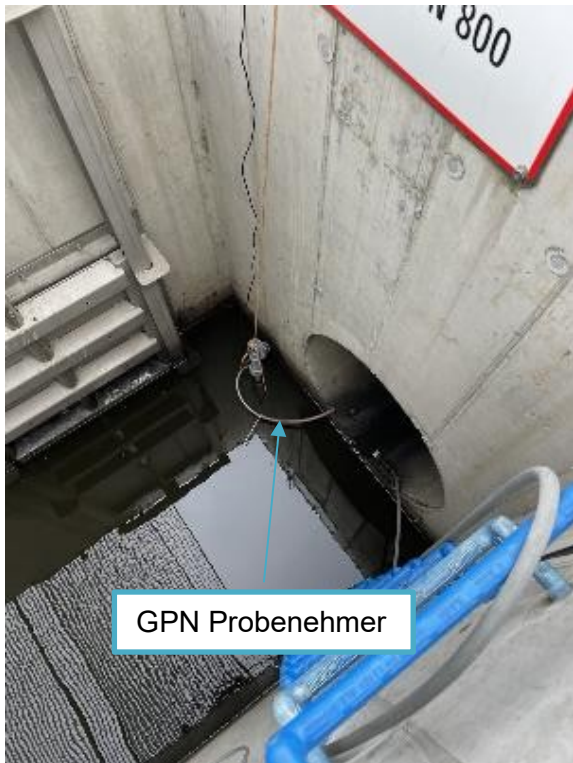


Abbildung 6: Einrichtung Zulauf Sterngasse (Quelle: B. Monai).

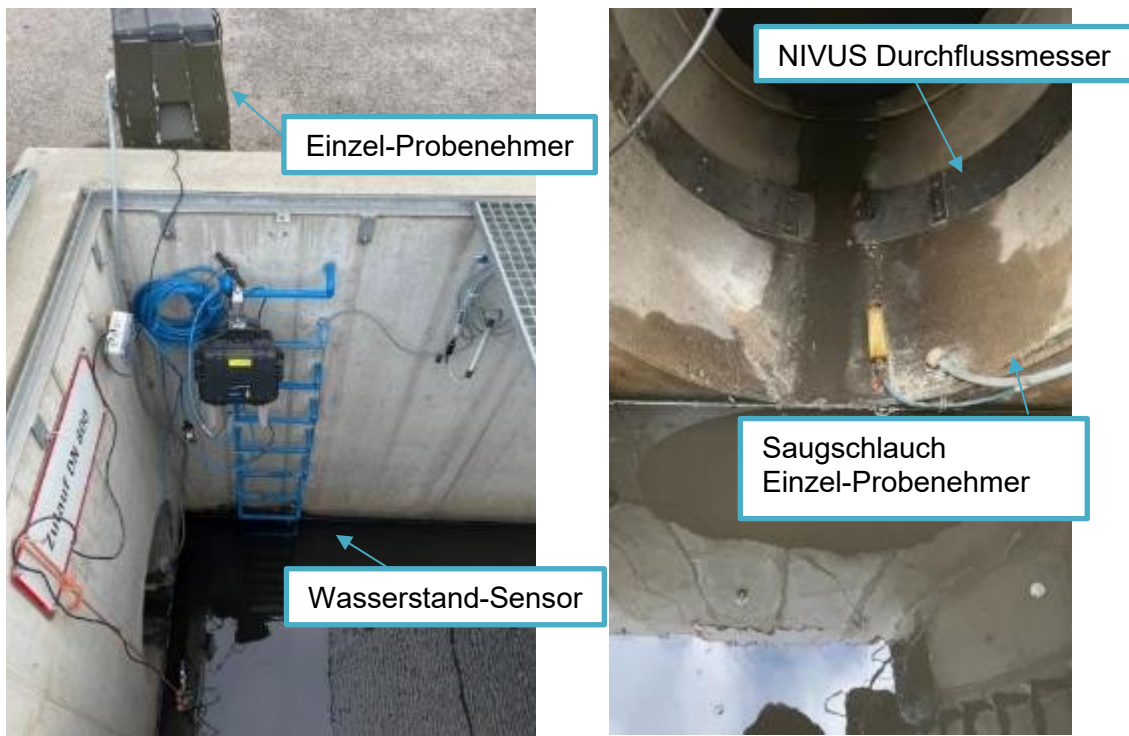


Abbildung 7: Einrichtung Zulauf Sterngasse (Quelle: B. Monai).



Abbildung 8: Einrichtung Ablauf Sterngasse (Quelle: B. Monai).



Abbildung 9: Einrichtung Ablauf AFS Probenehmer Sterngasse (Quelle: B. Monai).

### 3.2.2 Beschreibung der GSA Gleisdorf West

Tabelle 17 und Tabelle 18 zeigen die wichtigsten Eigenschaften des Absetzbeckens.

Tabelle 17: Kenndaten der GSA Gleisdorf West.

Einzugsgebietsfläche	17.375 m <sup>2</sup> (1,74 ha)
Art der GSA	Technischer Filter (eingestautes Absetzbecken plus Filterbecken)
Bemessung	Regenwasserkanal: Fünffährliches 15-Minuten-Starkregenereignis (268 l/s×ha) = 419 m <sup>3</sup> Retentions-/ Filterbecken: Einjährliches 15-Minuten-Starkregenereignis (148 l/s×ha) = 231 m <sup>3</sup> Gesamtanlage: Zweijährliches 60-Minuten-Starkregenereignis (79,7 l/s×ha) = 499 m <sup>3</sup>
Absetzbecken	Nutzbares Retentionsvolumen: 185 m <sup>3</sup> Schlammraum: 105 m <sup>3</sup> Fläche: 136,6 m <sup>2</sup>
Filterbecken	Stärke technischer Filter: 0,3 m Nutzbares Überstau-Speichervolumen: 126,15 m <sup>3</sup> Max. Ausleitungsmenge: 43,5 l/s = 39,2 m <sup>3</sup> (Bemessungsgrundlage Filterbecken) bzw. 156,6 m <sup>3</sup> (Bemessungsgrundlage Gesamtanlage) Entleerungszeit bei Vollfüllung: 1,99 h Fläche: 87,4 m <sup>2</sup> (lt. Bauwerksplan)
Gesamtanlage	Retentionsvolumen: 311 m <sup>3</sup> Max. Ausleitungsmenge: 52,1 l/s = 187,6 m <sup>3</sup> /h
Einleitung	Rabnitz (Gewässer-km 08): MQ 3,52 m <sup>3</sup> /s
Chlorid-Aufstockung	Chloridaufstockung von 1,5 %. Resultierende Konzentration im Gewässer: 18,7 mg/l, Wert unter Grenzwert laut QZV Ökologie Oberflächengewässer (150 mg/l)

Tabelle 18: Allgemeine Daten GSA Gleisdorf (aus Halper, 2024).

<b>Allgemeines</b>	
Bundesland	Steiermark
Autobahn	A2
Baujahr	2019
Verkehrsstärke (2022) JDTV (Anzahl Fahrzeuge)	25.000
Schwerverkehrsanteil %	12,4
Einzugsfläche ha	1,73
Bauweise Absetzbecken	Stahlbeton
Betriebsart Absetzbecken	mit Dauerstau
Absetzfläche m <sup>2</sup>	136,5
Bauweise Filterbecken	Stahlbeton
Filtertyp	technischer Filter
Filterfläche m <sup>2</sup>	87,4
Einleitung	Rabnitzbach
<b>Zulauf</b>	
DN Zulauf mm	600
Einlaufhöhe cm	140
Lage Zulaufkanal zum Becken	normal zur Beckenachse
Einströmöffnung	parallel zur Beckenachse
Tauchwand	nein
Prallwand	ja
Dauerwasserstand cm	74
Abstand Prallwand zum Zulauf cm	80
Besonderheiten	Einlaufhöhe = Mindestwasserstand
<b>Ablauf</b>	
Ablauf	breitflächig über Überfallswand
Drossel	ja
Durchmesser Drossel mm	250



Abbildung 10: Bilddokumentation der GSA A2 Südbahn, Ast Gleisdorf West (Quelle: Umweltbundesamt).

### 3.2.2.1 Eingebaute Messinstrumente und Adaptionen in der GSA Gleisdorf

Die Einrichtung des Equipments erfolgte am 15.02.2023 und erneut am 06.03.2023:

- Wasserstandsensoren inkl. LF → Zulauf und Ablauf
- Gesamprobenehmer (GPN) → Zulauf und Ablauf
- Einzelprobenehmer inkl. Sensor (EPN) → Zulauf und Ablauf (inkl. LF)
- Wetterstation
- Kommunikationsschnittstellen
- Nivus (Durchflussmesser) → Ablauf
- Kamera (nicht über den gesamten Zeitraum)

Die Probenehmer wurden im Zulauf auf eine Entnahmehöhe von ca. 5 cm (ab Zulaufrohr Unterkante) eingestellt. Im Ablauf wurde der Sensor für den EP zuerst auf 1 cm gestellt. Am 5.4.2023 wurde auch im Ablauf der Wasserstandsensoren installiert. Anzumerken ist hier, dass am 02.06.2023 bemerkt wurde, dass der Wasserstandsensoren im Ablauf durch äußere Einflüsse kaputtgegangen war. Deshalb musste er ausgetauscht werden. Aufgrund von Lieferschwierigkeiten der Firma Seba konnte der Sensor erst am 03.10.2023 wieder eingebaut werden.

Erste Beobachtungen haben gezeigt, dass die Probenahmestartpunkte zwischen Zu- und Ablauf noch angeglichen werden mussten. Der Abfluss wurde gedrosselt abgegeben. Dies

fürte zu einem raschen Einstauen des Schachtes und infolgedessen zu einer früheren Probenahme im Ablauf als im Zulauf. Folglich wurde der Sensor im Ablauf auf einer Höhe von 6 cm über dem Wasserspiegel angebracht.

Am 27.04.2023 wurde die Wasserstandsonde in den Zulaufschacht vor der GSA positioniert (Abbildung 11). Die Zulaufprobenahmestelle wurde zudem komplett umgebaut und ebenso in den Sammelshacht vor der Anlage eingebaut, um eine repräsentative Probe zu gewährleisten. Die Entnahmehöhe wurde auf 6 cm eingestellt (Abstand Ruhewasserspiegel zu Sensor für Entnahmebeginn).



Abbildung 11: Positionierung Wasserstandsensor im Zulaufschacht vor der GSA Gleisdorf.  
(Quelle: B. Monai)



Abbildung 12: GPN im Sammelschacht vor der Anlage Gleisdorf West. (Quelle: B. Monai)



Abbildung 13: Einrichtung des Zulaufs der GSA Gleisdorf West (Quelle: B. Monai).



Abbildung 14: Einrichtung des Ablaufs der GSA Gleisdorf West (Quelle: B. Monai).

### 3.2.3 Beschreibung der GSA Mühlbach

Tabelle 19: Kenndaten der GSA Mühlbach

Einzugsgebietsfläche	28.640 m <sup>2</sup> (2,86 ha)
Art der GSA	Technischer Filter (trockenfallendes Absetzbecken plus Filterbecken)
Bemessung	Einjährlicher 15-Minuten-Starkregenereignis (101,1 l/s×ha) = 261 m <sup>3</sup>
Absetzbecken	s.u., Absetzfläche: 260 m <sup>2</sup>
Filterbecken	s.u., Filterfläche 75 m <sup>2</sup>
Gesamtanlage	Retentionsvolumen: 606,1 m <sup>3</sup> (neun Stunden)
Einleitung	Freindorfer Mühlbach: Abflussmenge Winter 1,45 m <sup>3</sup> /s Q1 = 17 l/s, Q10 = 22 l/s
Chloridaufstockung	Resultierende Konzentration im Gewässer 40 mg/l (Lastfall 1) bzw. 42,7 mg/l Cl <sup>-</sup> (Lastfall 2). Beide Werte liegen unter dem Grenzwert laut QZV Ökologie Oberflächengewässer (150 mg/l)



Abbildung 15: Bilddokumentation der GSA Mühlbach (Quelle: Umweltbundesamt).

### 3.2.3.1 Allgemeine Beschreibung

Im Abschnitt St. Florian – Linz (km 159,68 – km 169,6) der A1 befinden sich neun Entwässerungssysteme (siehe Abbildung 16 und Abbildung 17). Für das vorliegende Projekt wurde die Anlage bei km 166,05 ausgewählt. Dabei handelt es sich um eine zweistufige Anlage, die ursprünglich als Bodenfilter mit einem Durchlässigkeitsbeiwert von  $1 \times 10^{-3,5}$  m/s bemessen war. Nachdem das nicht mehr dem Stand der Technik entsprach, wurde das Becken 2019 mit einem technischen Filter mit einem Durchlässigkeitsbeiwert von  $5 \times 10^{-4}$  m/s ausgestattet. Im Zuge des Umbaus wurde das Absetzbecken von dauernass auf trockenfallend umgestaltet.

Das gereinigte Straßenabwasser wird über den Ziegelhubwegkanal in den Freindorfer Mühlbach eingeleitet.



Abbildung 16: Streckengrafik GSA Mühlbach (ASFINAG, 2018).

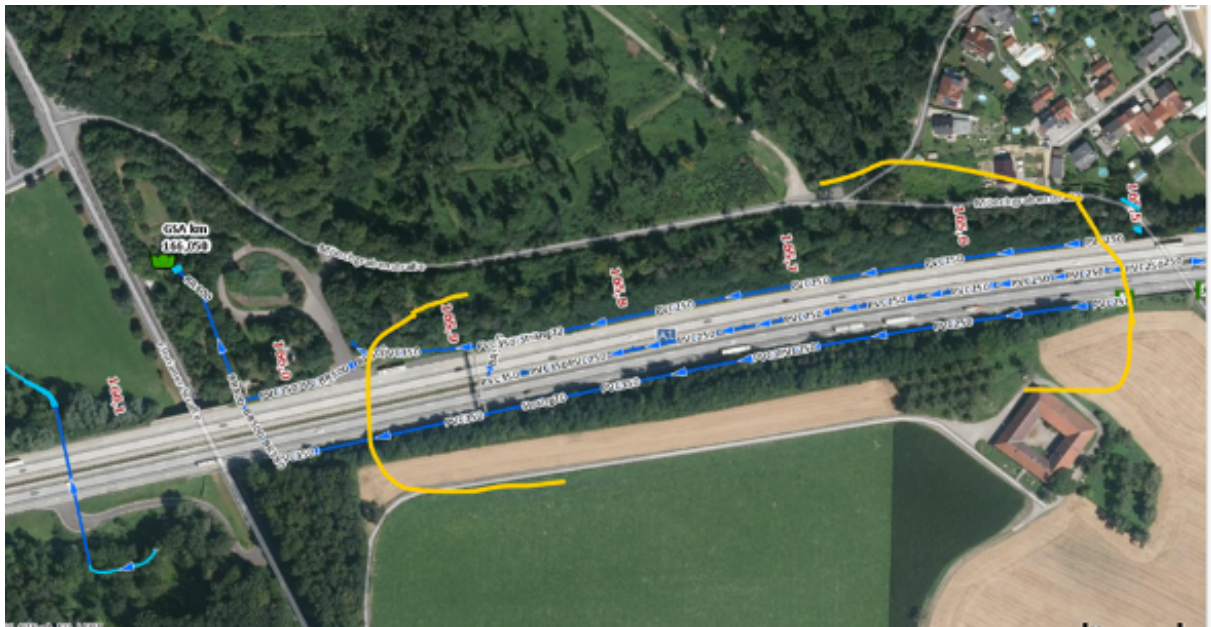


Abbildung 17: Luftbild der Strecke (GoogleMaps, 2023)

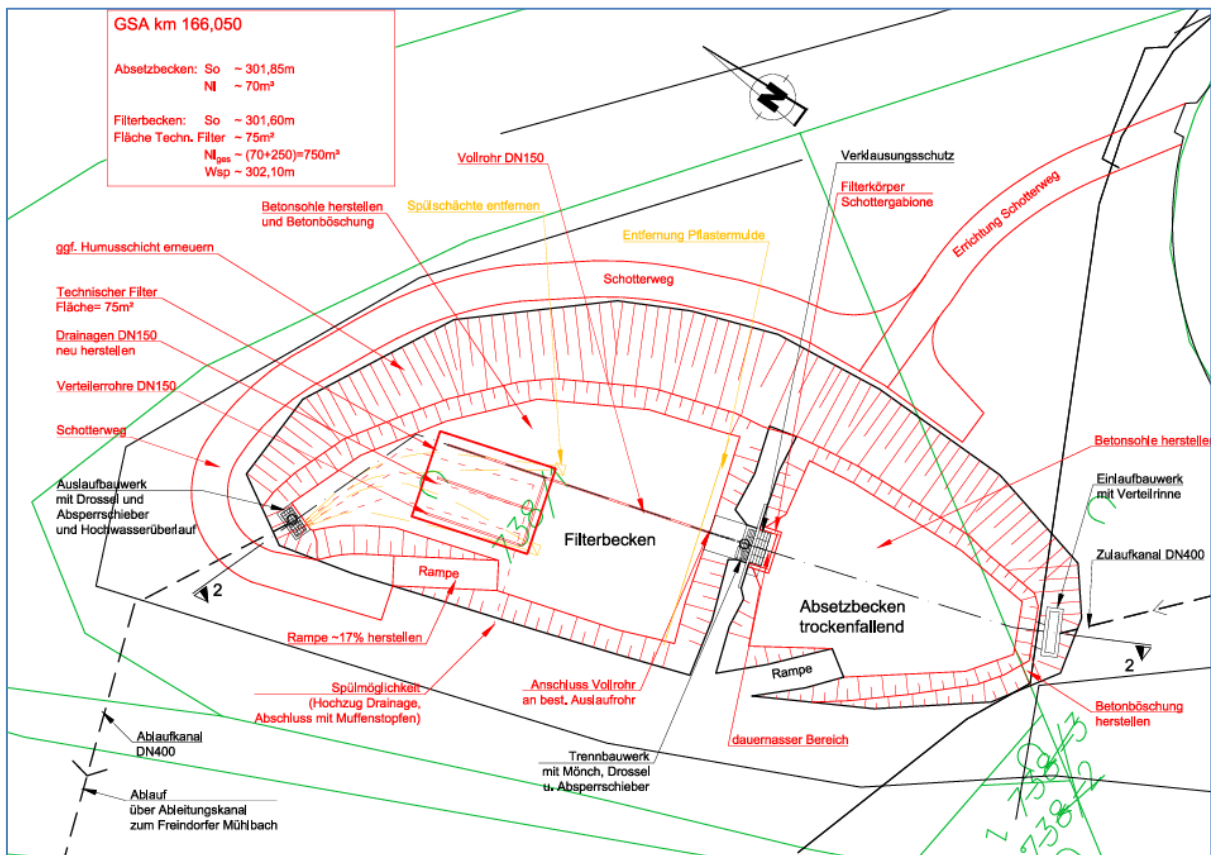


Abbildung 18: Grundriss der Gewässerschutzanlage Mühlbach (Quelle: Asfinag)

Tabelle 20: Bemessung Mühlbach (aus Halper, 2024).

Geometrie Absetzbecken	
Absetzfläche (Sohle) m <sup>2</sup>	260
Verhältnis Einzugsfläche: Absetzfläche	Ca. 84:1
Volumen bei 0,25m Wasserstand m <sup>3</sup>	70
Maximaler Wasserstand m	1,8
Retentionsvolumen m <sup>3</sup>	243
Maximale Horizontalgeschwindigkeit m/s	0,083
Oberflächenbeschickung m/h	4,0
Zulauf	
DN Zulauf mm	600
Einlaufhöhe cm	188 über Sohle
Lage Zulaufkanal zu Becken	Normal zu Beckenachse

Geometrie Absetzbecken	
Einströmöffnung	Parallel zu Beckenachse
Tauchwand	Nein
Prallwand	Ja
Dauerwasserstand cm	Nein
Besonderheiten	Einlauf über Böschung 1:1
Ablauf	
Drossel	Ja
Durchmesser Drossel mm	100

### 3.2.3.2 Eingebaute Messinstrumente und Adaptionen in der GSA Mühlbach

Eine erste Einrichtung der GSA erfolgte am 04.03.2023. Folgendes Equipment wurde installiert:

- Wasserstandsensoren inkl. LF → Zulauf und Ablauf
- Gesamtprobenehmer (GPN) → Zulauf und Ablauf
- Einzelprobenehmer (EPN) → Zu- und Ablauf
- Wetterstation
- Kommunikationsschnittstellen
- Nivus (Durchflussmesser) → Zu- und Ablauf
- Videokamera (nicht über den gesamten Zeitraum)

Erste Ergebnisse der Anlage haben gezeigt, dass die Vorrichtungen weitere Adaptierungen benötigen. Der Einbau einer Blende im Zulauf war notwendig, um die Wasserstandhöhen messen zu können. Ein Bypass für eine repräsentative AFS-Probenahme wurde gelegt. Die Entnahmehöhe liegt seither bei ca. 2–3 cm Einstau. Im Ablauf wurde die Entnahmehöhe auf ca. 9 cm eingestellt. Dies soll die Beprobung größerer Regenereignisse gewährleisten. Diese Arbeiten erfolgten am 01.05.2023. Die folgenden Abbildungen zeigen die Positionierung der Geräte nach den Adaptierungsarbeiten.



Abbildung 19: Einrichtung des Bypass im Zulauf der GSA Mühlbach (Quelle: B. Monai).



Abbildung 20: Einrichtung einer Blende für Wasserspiegelmessungen im Zulauf der GSA Mühlbach (Quelle: B. Monai).



Abbildung 21: EP im Ablauf der GSA Mühlbach (Quelle: B. Monai).

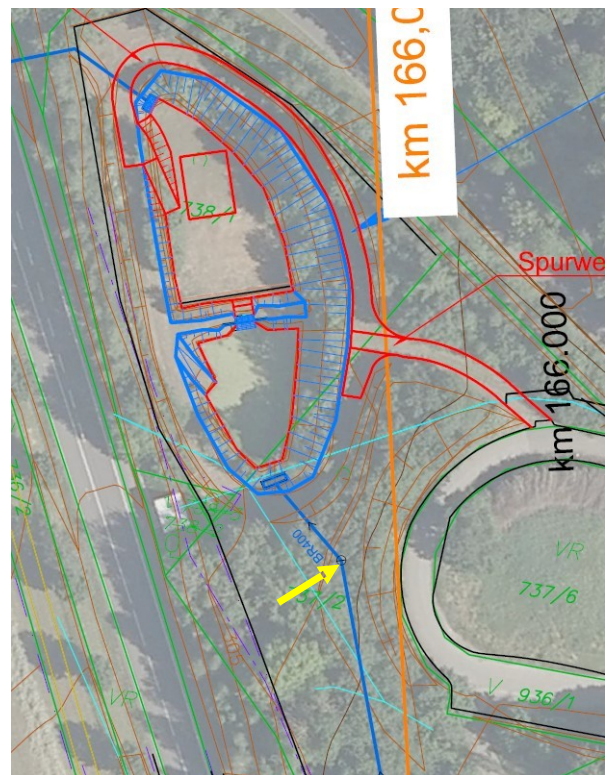


Abbildung 22: Einrichtung des Zulaufs der GSA Mühlbach (Quelle: B. Monai).



Abbildung 23: Einrichtung des Zulaufs der GSA Mühlbach (Quelle: B. Monai).



Abbildung 24: Einrichtung der Probennahmesysteme im Ablauf der GSA Mühlbach (Quelle: B. Monai).

### 3.3 Untersuchung der Sedimente in den Absetzbecken

Da eine Probenahme zwischen Absetzbecken und Filterbecken technisch schwierig und auch nicht zielführend erschien, wurde entschieden, Sedimentproben aus den AB zu entnehmen und zu charakterisieren. Dazu wurde die Sediment- und Korngrößenverteilung in den Becken charakterisiert. Das war bei den trockenfallenden Becken relativ einfach, beim AB mit Dauerstau allerdings sehr schwierig. Außerdem wurden die Schwermetallgehalte verschiedener Siebfractionen ermittelt, um herauszufinden, bei welchen Partikelgrößen sich Schwermetalle vermehrt anlagern. Die Bestimmung der Schwermetalle erfolgte mittels induktiv gekoppelter Plasma-Massenspektrometrie (ICP-MS). Zuvor wurden die Proben mittels Mikrowellenaufschluss aufgearbeitet. Die abfiltrierbaren Stoffe werden mithilfe eines Filters bestimmt, der Partikel  $<0,45\ \mu\text{m}$  zurückhält. Die Masse des Filterrückstandes wird gewogen und in [mg/l] angegeben.

An den trockenfallenden AB wurden an verschiedenen Stellen Sedimentproben mithilfe eines Holzkochlöffels entnommen und anschließend bis zur weiteren Analyse in separaten Gefrierbeuteln aufbewahrt.

Die Korngrößen in den Sedimentproben wurden im bodenphysikalischen Labor bestimmt. Der Anteil der jeweiligen Kornfraktionen im Größenbereich von 2 mm bis  $63\ \mu\text{m}$  wurde mithilfe von Siebungen ermittelt. Zur Bestimmung der Anteile der feineren Komponenten ( $63\text{--}2\ \mu\text{m}$ ) wurde das Pipettierverfahren nach Kubiena verwendet.

Es werden 100 g der Probe für die Siebanalyse bzw. 20 g für das Pipettierverfahren nach Kubiena mit 200 ml bzw. 50 ml tetra-Natriumdiphosphat-Decahydrat vermischt. Dadurch sollen Verkittungen aufgelöst werden. Dann soll die Suspension mindestens acht Stunden ruhen. Anschließend werden die Proben mindestens acht Stunden geschüttelt und anschließend mit Wasser weiter verdünnt. Die Siebung erfolgt nass – das bedeutet, dass die Suspension über das größte Sieb geleert und anschließend gewaschen wird. Die Siebgrößen sind: 2 mm, 1 mm,  $630\ \mu\text{m}$ ,  $200\ \mu\text{m}$ ,  $125\ \mu\text{m}$ ,  $63\ \mu\text{m}$ .

Beim Pipettierverfahren nach Kubiena wird die Suspension nach dem Schütteln in einen Zylinder gegeben und mit Wasser aufgefüllt, sodass genau ein Liter Suspension entsteht. Danach wirbelt der Automat die Probe auf und nimmt vier Proben. Die erste Probenahme erfolgt nach 27 Sekunden, die zweite nach 4:32 Minuten, die dritte nach 50:19 Minuten und die vierte nach 07:32:50 Stunden. Entnommen wird die Probe in einer Tiefe von 10 cm. Das Verfahren beruht dabei auf dem Stokes'schen Gesetz, wonach sich Partikel abhängig vom Durchmesser unterschiedlich schnell absetzen. Die Proben werden dann im Trockenschrank

bis zur Massenkonstanz getrocknet und anschließend gewogen. Dadurch wird wiederum auf den prozentuellen Anteil der jeweiligen Fraktion geschlossen.

### 3.3.1 Sedimentuntersuchungen Sterngasse

Abbildung 25 zeigt die gewählten Probenentnahmestellen im Absetzbecken.

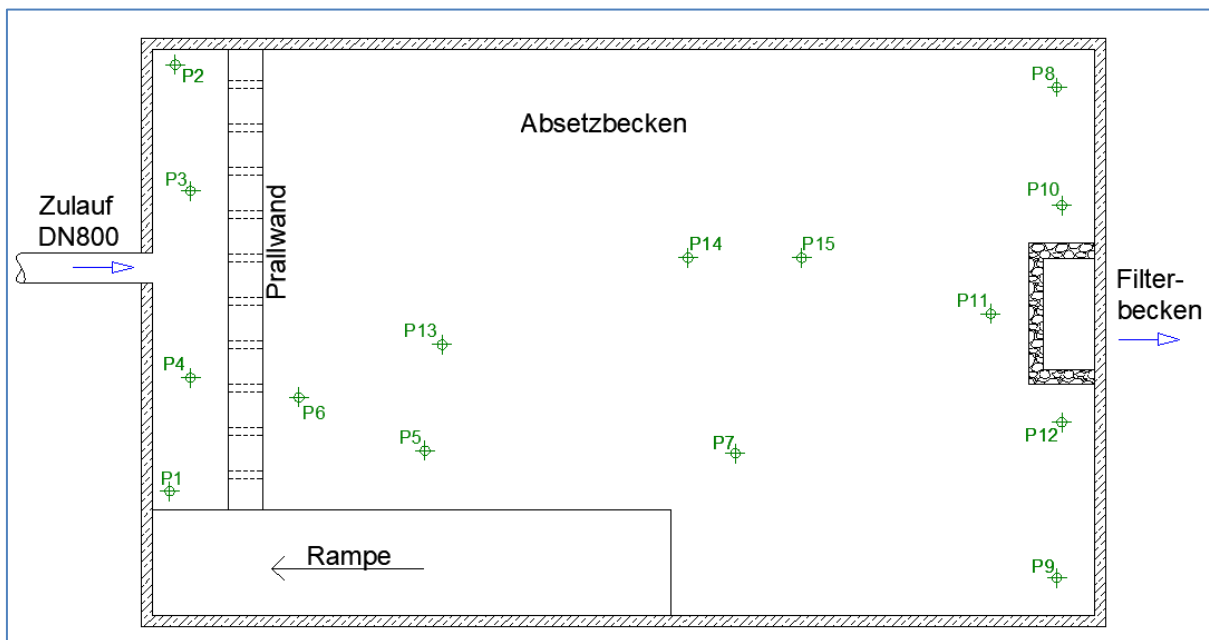


Abbildung 25: Probenentnahmestellen Absetzbecken Sterngasse.

### 3.3.2 Sedimentuntersuchungen Gleisdorf

Bei der GSA Gleisdorf musste aufgrund des Dauerstaus das Sediment bzw. der wässrige Schlamm aus dem Absetzbecken gepumpt werden. Wegen der mangelnden Zugänglichkeit konnten nur drei Proben (zwei Proben vor der Staumauer und eine Probe in der Mitte des Absetzbeckens) (Abbildung 26) genommen werden. Hinter der Prallwand lagerte sich kein Sediment ab. Es wurden jeweils etwa fünf Liter in Kanister gefüllt.

Zur Bestimmung der Korngrößen wurden vier Liter dieses Schlammes mit dem Siebturm gesiebt bzw. gewaschen und ein Liter der Probe für das Pipettierverfahren nach Kubiena verwendet. Eine übliche Verdünnung bzw. Mischung mit tetra-Natriumdiphosphat-Decahydrat erfolgte nicht. Durch die ständige Benetzung mit Wasser ist nicht davon auszugehen, dass es

Verkittungen gibt. Auf den Schüttelvorgang wurde verzichtet. Ansonsten erfolgten die Beprobungen ident zu den anderen Absetzbecken. Nach der Siebung und Trocknung der Proben konnte der prozentuelle Anteil der jeweiligen Korngröße ermittelt werden. Beim Pipettierverfahren nach Kubiena wird ein Volumen von 20 ml genommen. Durch Division der Massen vom Siebturm durch vier und Multiplikation der Massen nach dem Pipettierverfahren mit 50, ergibt sich die Masse der jeweiligen Korngröße pro Liter.

Ein weiterer Parameter, der in den Schlammproben gemessen wurde, ist die Konzentration der abfiltrierbaren Stoffe.

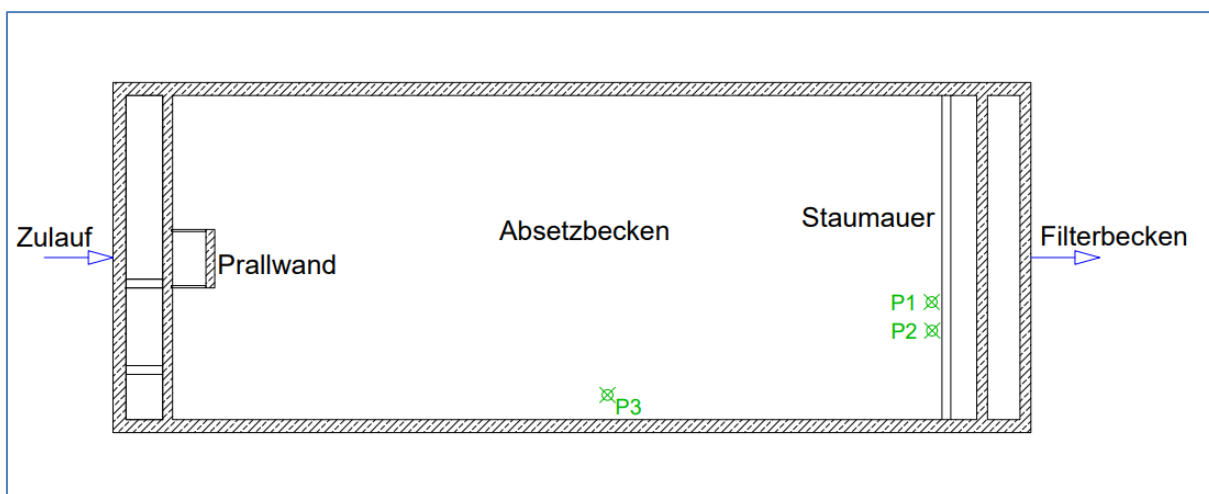


Abbildung 26: Probenahmestellen Absetzbecken Gleisdorf (Quelle: Asfinag).

### 3.3.3 Sedimentprobenahme Mühlbach

Die Probenahmestellen der Beprobung der Sedimente in Mühlbach sind in Abbildung 27 zu sehen.

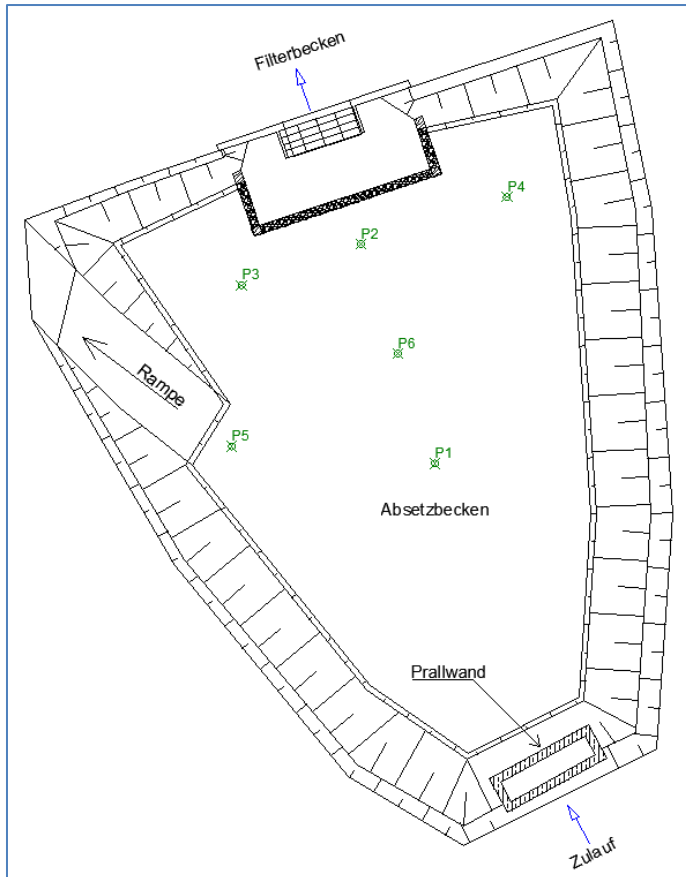


Abbildung 27: Probenahmestellen Absetzbecken Mühlbach (Quelle: Asfinag).

### 3.4 Auswahl der zu untersuchenden Schadstoffe

Im Kick-off-Meeting mit den Auftraggebern am 5. Juli 2022 wurden die im Projekt zu untersuchenden Stoffe besprochen. Die Ausschreibungsunterlagen legen den Umfang der zu untersuchenden Parameter eindeutig fest: Cd, Cu, Zn, Ni, Pb, Cr-gesamt, 16-PAK, KW-Index, AFS, LF, pH-Wert, Mikroplastik (MP) in Stichproben. Von den angegebenen Parametern wurde AFS in den EP und in den GP untersucht, während die anderen Parameter in volumengleichen Mischproben der EP und den GP analysiert wurden.

Um einen besseren Überblick über die tatsächliche Funktionsweise der GSAs zu bekommen, wurden zusätzliche Beprobungen und Parameter, wie z. B. konventionelle Abwasserparameter, untersucht. Auch die Schwermetallanalysen wurden erweitert und

umfassen nun: Al, As, Pb, Cd, Cr, Fe, Cu, Li, Mn, Ni und Zn, jeweils in gelöster und gesamter Form. Bei 16-PAK wurden alle Einzelsubstanzen analysiert. Weitere im Labor untersuchte Parameter umfassen Trübung, TOC, TNb, NO<sub>3</sub>-N sowie Ionen wie Br<sup>-</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Cl<sup>-</sup>, F<sup>-</sup>, K<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup>, PO<sub>4</sub>-P und SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>. Die Trübung wurde in einer Anlage auch online gemessen. In den Sedimenten der Absetzbecken wurden die Partikelgrößenverteilung sowie die Zusammensetzung der Schwermetalle analysiert.

### 3.4.1 Beschreibung der Analysemethoden

Tabelle 21 listet die zur Anwendung gekommenen Analysemethoden auf.

Tabelle 21: Auflistung der zur Bestimmung der chemischen und physikalischen Parameter angewandten Methoden.

Parameter	Methode
pH-Wert	DIN EN ISO 10523: 2012-04 <sup>a</sup>
LF	DIN EN 27888 (C8): 1993-11 <sup>a</sup>
Schwermetalle gesamt: Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn	DIN EN ISO 17294-2: 2017-01 <sup>a</sup>
Schwermetalle gelöst: Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn	DIN EN ISO 17294-2: 2017-01 <sup>a</sup>
Ionen: Br <sup>-</sup> , Ca <sup>2+</sup> , Cl <sup>-</sup> , F <sup>-</sup> , K <sup>+</sup> , Mg <sup>2+</sup> , Na <sup>+</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	DIN EN ISO 10304-1: 2009-07 <sup>a</sup>
KW-Index	DIN EN ISO 9377-2
TOC und DOC	DIN EN 1484: 2019-04 <sup>a</sup>
Abfiltrierbare Stoffe	DIN 38409-H2-2/3: 1987-03 <sup>a</sup>
Summe PAH (EPA) und Einzelsubstanzen	DIN 38407-39: 2011-09 <sup>a</sup>
TNb	DIN EN 12260 (H34): 2003
Trübung	DIN EN ISO 7027-1:

### 3.5 Auswahl und Beschreibung der Schadstoffgruppen Reifenabrieb, PPDs und Mikroplastik

In dieser Studie wurden zur Erfassung von Mikroplastik (Massenkunststoffe), Reifenabrieb und 6PPD und 6PPD-Chinon zwei Beprobungskampagnen im Winter 2024 und 2025 durchgeführt. 2024 wurden manuelle Schöpfproben gewonnen. 2025 wurde über die automatischen Gesamtprobenehmer beprobt, um eine bessere hydraulische Vergleichbarkeit zwischen Zu- und Ablauf herzustellen. Ziel war es, in Stichproben einen ersten Überblick über die Belastung von GSAs zu ermitteln.

### **3.5.1 Analytik von Reifenabrieb, PPDs und Mikroplastik**

Die Bestimmung des partikulären Reifenabriebs erfolgte durch Aufreinigung der Probe und Messung von NR (Natural Rubber, Naturkautschuk) und SBR (Styrol-Butadien-Kautschuk). Die Messung erfolgte mittels TED-GC/MSMS (Thermo-Extraktion-Desorption Gaschromatografie-Mikrospektroskopie). Diese Methode stellt eine Innovation dar und ist derzeit die einzige Methode, mit der Reifenabrieb in der Umwelt gemessen werden kann. Proben zur Bestimmung von Mikroplastik wurden durch selektives chemisches Lösen von störenden Matrixbestandteilen und Auftrennung durch Siebung über Edelstahlsiebe in einer Reinraumbank aufbereitet. Das Screening im Größenbereich 0,005–0,05 mm sowie die Identifizierung im Größenbereich von 0,05–5 mm erfolgte mittels FTIR-Mikrospektroskopie. Die Proben für die PPDs wurden über 0,45 µm Spritzenaufsatzfilter filtriert, verdünnt und mittels Direktinjektion in ein Flüssigchromatografie-Tandemmassenspektrometer (LC-MS/MS) injiziert. Die Auswertung erfolgte über interne Kalibration bei 6-PPD und 6-PPD-Quinon (isotopenmarkierter Standard vorhanden) sowie über externe Kalibration bei den sonstigen PPD-Verbindungen (kein isotopenmarkierter Standard vorhanden). Bei den extern kalibrierten Substanzen wurden Matrixeffekte in den Proben mittels Standardaddition verifiziert und gegebenenfalls wiederfindungskorrigiert.

## **3.6 Methodik zur Bewertung der Chloridkonzentrationen in Hinblick auf die Einleitung chloridbelasteter Straßenwässer in Fließgewässer**

### **3.6.1 Hintergrund und Zielstellung**

Da Gebiete mit erhöhten Hintergrundbelastungen lokal eng begrenzt sind und sich nicht in den Fließgewässertypen widerspiegeln, wird der Salzgehalt typunabhängig für die allgemeinen Bedingungen der physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten mit einem österreichweit einheitlichen Richtwert für Chlorid geregelt (BMLFUW, 2015). Zur Erhebung der chronischen Belastung ist ein Jahresmittelwert von 150 mg Cl pro Liter vorgegeben. Als zulässige Höchstkonzentration (als Mittelwert über 72 Stunden, die eine akute Belastung regelt), sind 600 mg Cl pro Liter angegeben (Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer, BGBl. II Nr. 99/2010, i.d.g.F.).

Eine Einleitung von Straßenwässern darf zu keiner Überschreitung der festgelegten Richtwerte führen. Die Vorgehensweise zur Abschätzung der Belastungen ist im

Chloridleitfaden (BMVIT, 2019) beschrieben und wird über zwei immissionsseitige Lastfallberechnungen in der Salzstreuperiode (01.11.–31.03.) abgeschätzt:

- Lastfall 1 (LF1): durchschnittlichen Chloridbelastung
- Lastfall 2 (LF2): Spitzenchloridbelastung (unter Berücksichtigung aller abflusswirksamen Tage)

Ein wichtiger Eingangsparameter für die Berechnung der Lastfälle ist die spezifische Chloridstreuemenge (Tabelle 1 in BMVIT, 2019), die für alle Autobahnmeistereien (ABM) Österreichs aufgrund einer elfjährigen Reihe von 2007 bis 2018 aus den Streusalzmengen berechnet wird.

### 3.6.2 Fragestellung

Die wesentlichen Fragestellungen zum Chloridleitfaden behandeln a) die Erhebung und Validität der spezifischen Chloridstreuemenge und die Ausweisung eines möglichen Anpassungsbedarfes:

- Ist die Winterperiode ausreichend bemessen oder muss der Zeitraum ausgeweitet werden?
- Liegen die spezifischen Chloridstreuemengen aktuell noch in einem vergleichbaren Bereich mit früheren Aufzeichnungen?
- Sind die jahreszeitlichen Schwankungen für die spezifischen Chloridstreuemengen ausreichend abgebildet?
- Führen optimierte Aufbringungsmethoden zu einer Reduktion der Chloridstreuemengen?

sowie b) der Lastfallabschätzungen:

- Erbringen die Berechnungsansätze (LF1, LF2) für die Chloridaufhöhung über den Ablauf der GSAs valide Ergebnisse und wie relevant sind die Abweichungen?

### 3.6.3 Methodik

#### ***Spezifische Chloridstreuemenge***

Für die Evaluierung der spezifischen Chloridstreuemengen wurden für die ABM Ansfelden die Streusalzmengen für die Salzstreuereperioden 2021/2022–2024/2025 in hoher zeitlicher Auflösung dokumentiert. Dabei wurden auch Salzstreuungen vor und nach dem definierten Zeitraum erfasst, um mögliche relevante Verschiebungen der Salzstreuereperiode aufzuzeigen. Ein Abgleich der Streuzeitpunkte und -mengen mit der definierten Salzstreuereperiode und den dokumentierten Streusalzmengen gibt einen Hinweis darauf, ob eine Ausweitung der Winterperiode nötig ist.

Ein Vergleich der bestehenden elfjährigen Zeitreihe mit den im Rahmen der Untersuchung hinzugewonnenen Daten (Abbildung 68) bietet die Möglichkeit, die Validität der bestehenden Zeitreihe zu überprüfen und erste Empfehlungen bezüglich eines Anpassungsbedarfes abzuleiten (für allgemeingültige Aussagen wäre eine österreichweite Betrachtung notwendig). Zur Ermittlung der spezifischen Chloridstreuemengen [ $\text{kg Cl}/(\text{m}^2 \times \text{d})$ ] müssen zunächst die dokumentierten Salzstreuemengen umgerechnet werden, wobei folgende Punkte berücksichtigt werden:

- das molare Verhältnis von Natrium zu Chlorid,
- die Reinheit des Salzes,
- die Einzugsgebietsgröße,
- ein statistischer Kennwert (85-Perzentil) und
- diffuse Verluste bei der Aufbringung (10 %).

#### **Lastfälle LF1, LF2**

Aus den in den GSA-Abläufen aus Echtdateen ermittelten Chlorid-Tagesfrachten sollen der LF1 und LF2 in der Salzstreuereperiode evaluiert werden. Dazu wird die ermittelte Chloridfracht der GSA und die daraus resultierende Chloridaufhöhung im Vorfluter berechnet und mit jener aus den Einreichunterlagen der GSA, in der die Lastfälle berechnet worden sind (ASFINAG, 2018a und ASFINAG, 2018b), verglichen.

Die Lastfälle sowie eine notwendige Verdünnung des Vorfluters MQerf zur Einhaltung der Richtwerte werden nach folgenden Formeln berechnet:

LF1 ermittelt die mittlere Chloridkonzentration im Vorfluter über die Streusalzperiode

$$Cl_{LF1} = \frac{A * Cl_s + MQ_w * 12,96 * Cl_H}{MQ_w * 12,96}$$

mit

- MQ<sub>w</sub> (l/s) Mittelwasser im Fließgewässer im Betrachtungszeitraum
- A (m<sup>2</sup>) mit Streusalz beaufschlagtes Einzugsgebiet
- Cl<sub>s</sub> (kg/m<sup>2</sup>\*p) spezifische Chloridstrommenge nach Chloridleitfaden
- Cl<sub>H</sub> (mg/l) Hintergrundkonzentration im Gewässer

Darüber hinaus kann die notwendige Verdünnung des Vorfluters MQ<sub>erf</sub> berechnet werden:

$$MQ_{erf} = \frac{A * Cl_s}{12,96 * (150 - Cl_H)}$$

LF2 ermittelt die maximale Chloridkonzentration im Vorfluter über die Streusalzperiode

$$Cl_{LF2} = \frac{(A * Cl_s * 10^3) + (MQ_w * 86,4 * t * Cl_H)}{MQ_w * 86,4 * t}$$

mit

- Eingangsdaten siehe oben und
- t(-) Anz abflusswirksamer Tage aus Schmelzereignissen in der Streusalzperiode (Summe auf T>0°C mit Niederschlag)

Darüber hinaus kann die notwendige Verdünnung des Vorfluters MQ<sub>erf</sub> berechnet werden:

$$MQ_{erf} = \frac{A * Cl_s * 10^3}{(86,4 * (600 - Cl_H) * t)}$$

Aus der Differenz von CL<sub>LF1</sub> oder CL<sub>LF2</sub> mit Cl<sub>H</sub> ergibt sich die Aufhöhung der Cl-Konzentration im Fließgewässer unterhalb der Einleitung.

## 4 DURCHFÜHRUNG UND ERGEBNISDARSTELLUNG

### 4.1 Ergebnisse der 24-monatigen Messkampagne

Die Messkampagne umfasste die Beprobung von mindestens acht Regenereignissen pro GSA, mit insgesamt 1.130 Proben, verteilt auf 246 Anfahrten und 48 Regenereignisse. Die zusammengehörigen Proben werden als „Probensets“ bezeichnet, die aus unterschiedlich vielen Einzelproben bestehen können. Die Ergebnisse werden in den folgenden Kapiteln detailliert analysiert, einschließlich einer Zusammenfassung der Fortschritte und Herausforderungen, wie Kälteeinflüsse auf Akkus, Sondenzuverlässigkeit und Datenkonsistenz.

Zwischen November 2022 und März 2025 wurden die Proben in allen drei GSAs entnommen und auf allgemein chemische Parameter, Ionen, Schwermetalle und PAK analysiert und mit Referenzwerten aus der AAEV bzw. den Bescheiddaten verglichen. Die Konzentrationen für bestimmte Schwermetalle in der QZV Chemie OG und GW wurden nur angeführt, um zu zeigen, dass die Ablaufkonzentrationen verglichen mit den Immissionsdaten bereits sehr gering sind.

#### 4.1.1 Messkampagne GSA Sterngasse

##### 4.1.1.1 Ergebnisse über den gesamten Projektzeitraum

Die gesamte Messkampagne (01.11.2022–21.04.2025) in der GSA Sterngasse ist überblicksmäßig in Abbildung 28 dargestellt.

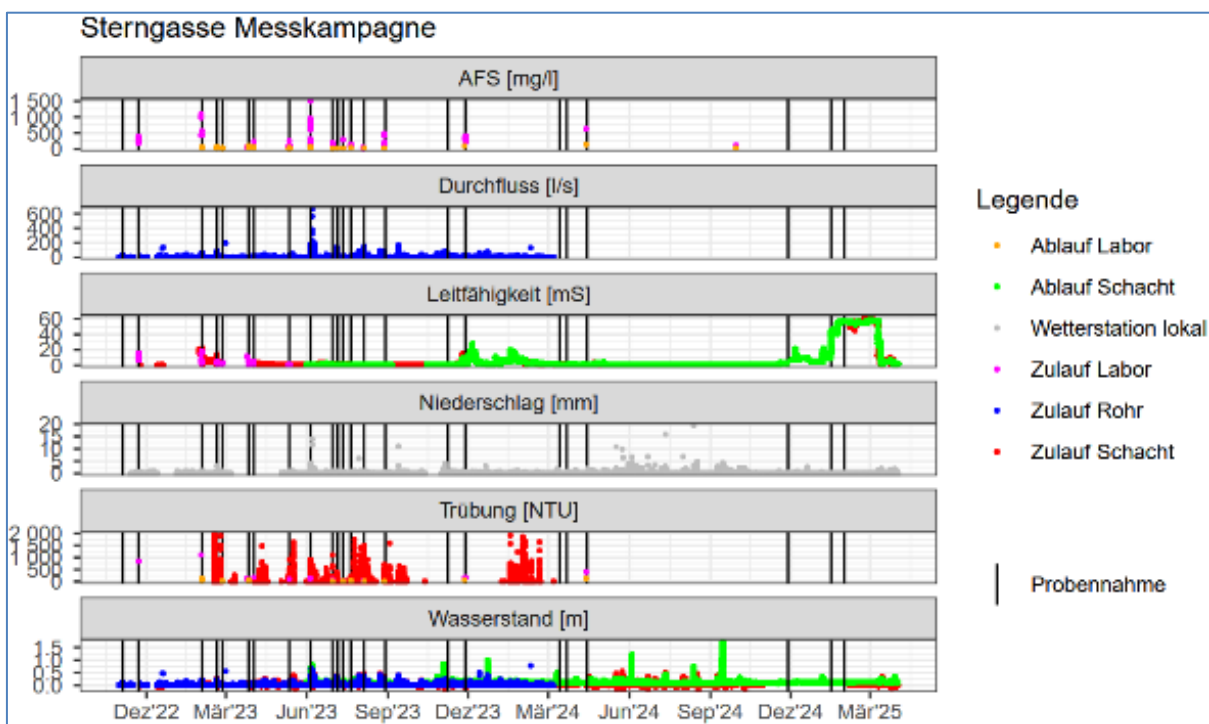


Abbildung 28: Gesamte Darstellung der aufgezeichneten Parameter und AFS sowie Probenahmen während der Messkampagne 01.11.2022 bis 21.04.2025 in der GSA Sternegasse (Details dazu finden sich in Kapitel 7.2.1).

Insgesamt wurden 23 Probensets entnommen. Die Grafik zeigt die Entnahmezeitpunkte der 24 bzw. zwölf EP und GP sowie die AFS-Mengen. LF und Trübung wurden zusätzlich im Labor analysiert. Aufgrund des Hochwassers (09.–17.9.2024, ca. 200 mm) fiel die Höhenstandmessung im ZL aus; im AL wurde bei dem Ereignis ein maximaler Wasserstand von 1,73 Meter gemessen, was im Filterbecken einen Einstau von 0,7 Meter ergab. Details zu Regenereignissen sind im Kapitel 7.2.1 zu finden.

Gemäß RVS 04.04.11 sollen Absetzbecken auf ein einjähriges, 15-minütiges Starkregenereignis ausgelegt werden, die GSA Sternegasse ist jedoch auf ein fünfjähriges Ereignis (20 l/m<sup>2</sup>) dimensioniert. Die Starkregen am 07.06.2023 (29 mm) und 13.08.2024 (24 mm) entsprachen dieser Häufigkeit.

Eine Zusammenstellung der Daten und Anzahl der Überschreitungen der Grenzwerte sind in Tabelle 22 dargestellt.

Tabelle 22: Statistik von Überschreitungen (ÜS) der gesetzlichen Grenzwerte der AAEV (gesamt, um 50 % des GW und um mehr als 50 % des GW) als auch des Bescheids der GSA Sternngasse in Ablaufproben.

Parameter	GW	Einheit	Anzahl Proben	ÜS ges.	ÜS ≤50 % GW	ÜS >50 % GW	ÜS % ≤50 % GW	ÜS % >50 % GW	ÜS % gesamt
AFS	30	mg/l	124	55	26	29	21	23	44
pH	8,5	-	118	0	0	0	0	0	0
Al ges.	2.000	µg/l	32	6	2	4	6,2	13	19
As ges.	100	µg/l	32	0	0	0	0	0	0
Pb ges.	500	µg/l	32	0	0	0	0	0	0
Cd ges.	100	µg/l	30	0	0	0	0	0	0
Cr ges.	500	µg/l	32	0	0	0	0	0	0
Fe ges.	2.000	µg/l	32	10	4	6	13	19	31
Cu ges.	500	µg/l	32	0	0	0	0	0	0
Ni ges.	500	µg/l	32	0	0	0	0	0	0
Zn ges.	5.000	µg/l	32	0	0	0	0	0	0
F	10	mg/l	47	0	0	0	0	0	0
TOC	25	mg/l	30	10	5	5	17	17	33
KW	10	mg/l	3	0	0	0	0	0	0
<i>Im Bescheid ohne Überschreitungen</i>									
<i>Im Bescheid mit Überschreitungen</i>									
<i>AAEV mit Überschreitungen</i>									

Für die Einleitung in den Liesingbach gibt es einen Bescheid mit Grenzwerten, die sich größtenteils mit denen der AAEV (1996 i.d.g.F.) decken, nur Zn ist mit 5 mg/l begrenzt (keine Überschreitung beobachtet) und Fe ist nicht begrenzt.

**AFS und Trübung:** Im Zulauf wurden in 168 Proben mittlere AFS-Konzentrationen von 225 mg/l und ein Maximum von 1.500 mg/l (05.06.2023) gemessen. Im Ablauf lagen bei 124 gemessenen Proben die mittleren Konzentrationen bei 34,3 mg/l, mit einem Maximum von 160 mg/l (10.03.2025). Die GSA trennte im Durchschnitt 85 % der AFS ab, jedoch wurden die AAEV-Grenzwerte von 30 mg/l in 55 von 124 Proben überschritten. Es ist zu beachten, dass die Proben jeweils zu Beginn mittlerer bzw. starker Regenereignisse gezogen wurden und es sich zumeist um Ereignisse handelte, bei denen der Pollutograf dem Hydrografen vorlief und nach relativ kurzer Zeit wenig belastetes Wasser in die Anlage kam. Auch im Ablauf war – besonders bei höheren Konzentrationen – eine Ganglinie zu beobachten. Das bedeutet, dass

bei Betrachtung des gesamten Ereignisses die mittleren Konzentrationen auch im Ablauf mit hoher Wahrscheinlichkeit unter dem Grenzwert lagen.

**Leitfähigkeit:** Die Messwerte beziehen sich auf online-Messungen in der Anlage, nicht auf Laborproben (wie z. B. die Ionen). Im Winter 2022/2023 lagen die Zulaufwerte bei 20–30 mS/cm, stiegen 2025 jedoch auf bis zu 60 mS/cm. Die Chloridwerte reichten bis 23.000 mg/l, wurden allerdings im Labor aus Einzelproben bestimmt. Nach Regenfällen im März 2025 blieb die LF im Zu- und Ablauf konstant hoch, fiel jedoch im April auf 2,1 mS/cm (Zulauf) und 1,7–5 mS/cm (Ablauf) ab. Schichtungen in den Schächten könnten aber den Salzaustrag überschätzt haben.

**Schwermetalle:** Die mittleren Gesamtgehalte im Zulauf betragen für Cd 0,27 µg/l, Pb 25,9 µg/l, Ni 20 µg/l und Cu 139 µg/l. Sie lagen damit schon weit unter den Grenzwerten der AAEV und waren im Ablauf deutlich reduziert. Zn zeigte schwankende Konzentrationen bei Mittelwerten von 776 µg/l im Zulauf und 324 µg/l im Ablauf, wobei gelöste Anteile im Ablauf zum Teil höher als im Zulauf waren (MW 157 µg/l), was eventuell auf die verzinkten Drähte der Gabionen zurückzuführen sein könnte. Fe und Al wiesen hohe mittlere Gesamtgehalte im Zulauf auf (Fe: 8.500 µg/l, Al: 4.600 µg/l), während gelöste Konzentrationen gering blieben (Fe: 300 µg/l, Al: 26 µg/l). Im Ablauf wurden alle Schwermetalle gut zurückgehalten und wiesen Mittelwerte von 1.800 µg/l (Fe) und 915 µg/l (Al) auf. Eisen überschritt in zehn von 32 Proben die AAEV-Grenzwerte. Sedimentanalysen zeigten hohe Konzentrationen von Fe, Al und Zn. Die gelösten Anteile der sonstigen Schwermetalle wie Pb, Cu, Cd, Ni und Cr lagen weit unter den in der QZV-Chemie GW gelisteten Werten.

**Allgemeine chemische Parameter:** TOC-Konzentrationen erreichten Spitzen von 252 mg/l (Mittelwert Zulauf: 62 mg/l, Ablauf: 24 mg/l). Gesamtstickstoff (TNb) war im Zulauf gering und lag hauptsächlich als Nitrat vor. KW-Konzentrationen betragen im Zulauf: 4 mg/l, Spitze: 11 mg/l und im Ablauf <1 mg/l.

PAK wurden viermal bestimmt und bei einem Sommerereignis ergab eine Summe der 16 EPA PAK von 2,04 µg/l. PAKs wurden effektiv reduziert und wiesen im Ablauf eine Konzentration von 0,23 µg/l auf. Hauptkomponenten waren Phenanthren, Fluoranthren, Pyren und Beno(a)anthracen. Letztes ist gemeinsam mit Indeno[1,2,3-cd]pyren, welches nicht über der BG gemessen wurde, ein Indikator für Verkehrsemissionen.

**Ionen:** Streusalz führte zu hohen  $\text{Cl}^-$ - und  $\text{Na}^+$ -Konzentrationen, die die LF im Ablauf erhöhten. Die Ionen wurden allerdings im Labor aus Einzelproben bestimmt und sind mit den online-Messungen der LF nur bedingt vergleichbar. Andere Ionen wurden in der GSA zurückgehalten, Orthophosphat lag meist unter der Bestimmungsgrenze.

**Sedimentanalyse:** Sedimente zeigten hohe Anteile an Fe, Al (5.400–17.800  $\mu\text{g/g}$ ) und Zn (max. 2.000  $\mu\text{g/g}$ ). Partikelgrößen beeinflussten die Konzentrationen kaum, jedoch war die Probenahmestelle entscheidend. Laborversuche zeigten, dass ca. 1 % der Schwermetallmasse von Al, Fe und Zn in Lösung gehen kann.

Die Ergebnisse zeigen, dass die GSA Schwermetalle und AFS effektiv zurückhält, jedoch bei Fe vereinzelt Grenzwerte überschritten werden. Details sind im Anhang 7.2.1 dokumentiert.

#### **4.1.1.2 Diskussion des ausgewählten Ereignisses vom 05.06.2023 bis 07.06.2023**

In den folgenden Abbildungen sind Messergebnisse verschiedener Probenahmen der GSA Sternegasse zusammengefasst.

Zur genaueren Darstellung der aufgezeichneten Parameter sowie der Probenahmen ist in Abbildung 29 das Regenereignis vom 05.06.2023 bis 07.06.2023 als Beispiel detailliert abgebildet.

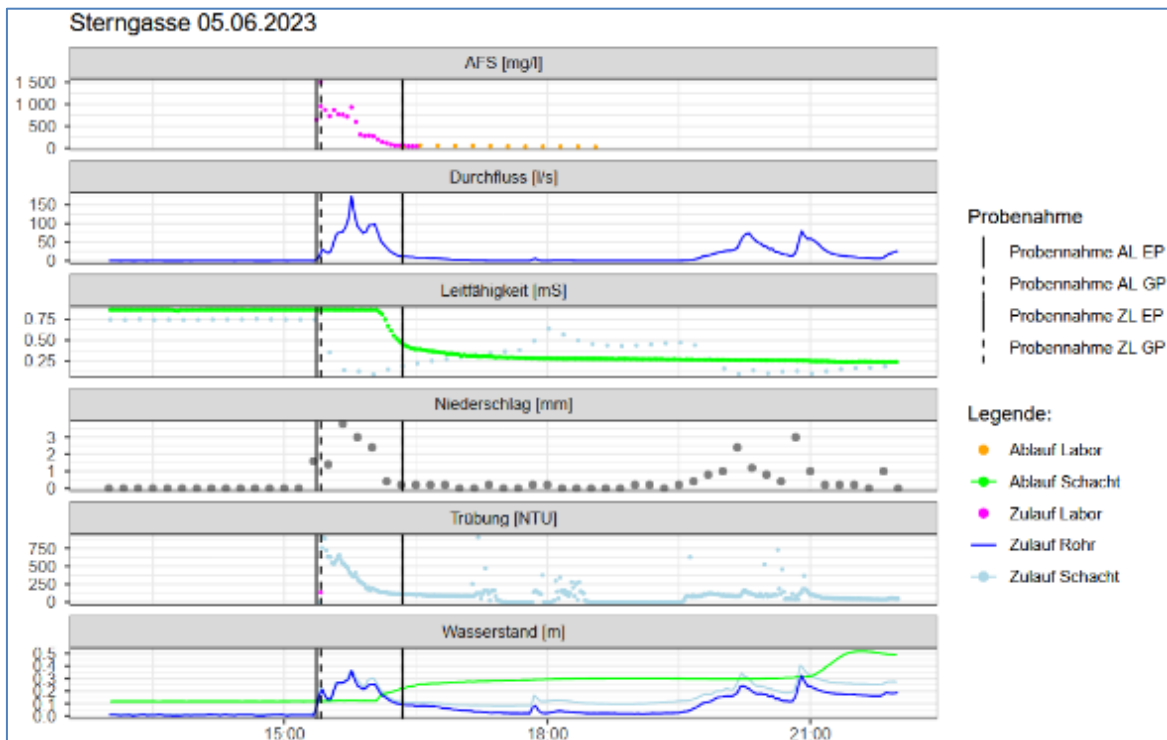


Abbildung 29: Detaillierte Darstellung der online-Parameter, AFS und der Probenahme des Regenereignisses am 05.06.2023.

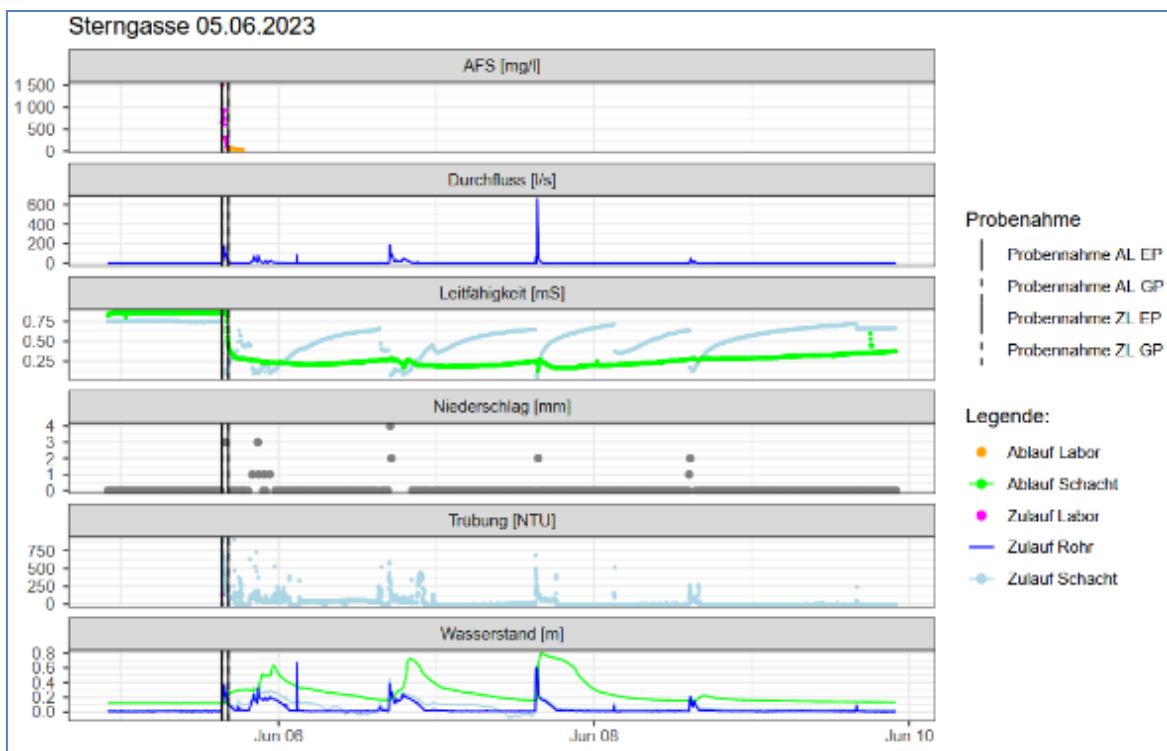


Abbildung 30: Detaillierte Darstellung der online-Parameter, AFS und Probenahmen des Regenereignisses in der GSA Sternegasse am 05.06.2023 bis 10.06.2023.

Die erste Zeile der Abbildung 29 zeigt die AFS-Werte der zum Regenereignis proportionalen 24 Einzelproben im Zulaufschacht (Probenahme ZL EP) sowie der zwölf Einzelproben im Ablaufschacht (Probenahme AL EP). Die Grafik zeigt, dass die Entnahme der Einzelproben im Zulauf (schwarzer durchgehender Strich) zu Beginn des Anstiegs von Durchfluss, Niederschlag und Wasserstand startet. Die strichlierte schwarze Linie zeigt den Zeitpunkt, bei dem die Gesamtprobe im Zulauf (Probenahme ZL GP) sich zu füllen beginnt. Die Einzel- sowie Gesamtprobenahmen im Ablauf starten zeitgleich, daher überlappen die Linien in der Grafik und es ist nur eine durchgehende grüne Linie zu sehen. Es zeigt sich, dass die Probenahmen im Ablauf mit dem Anstieg des Wasserstandes im Ablauf beginnen (letzte Zeile in der Grafik).

**AFS und Trübung:** Der Graph der AFS in Abbildung 29 zeigt einen typischen Verlauf. Zu Beginn des Niederschlagsereignisses erreicht die AFS-Konzentration mit 1.500 mg/l einen Peak und nimmt über den Verlauf des Ereignisses zuerst schnell und dann langsam ab. Einen ähnlichen Verlauf lässt auch der Graph der Trübung erkennen. Ein Problem bei der Messung der Online-Trübung ergibt sich aus der Verunreinigung des Messfensters, wodurch die Trübungswerte auch nach Ende des Niederschlags hoch bleiben. Bei den online-Trübungsdaten ist erkennbar, dass es nach der Spitze des ersten Regenereignisses zu einem langsamen Abfall der Trübung kommt. Die Regenereignisse an den folgenden Tagen führen zwar zu hohen Spitzen, die aber sehr rasch wieder zurückgehen. Im Ablauf wird ein Maximum von 100 mg/l AFS gemessen. Im Mittel wurde bei diesem Ereignis ein Wert von 45 mg/l gemessen.

Aus den Datenreihen ist sehr gut zu sehen, dass der Pollutograf dem Hydrografen deutlich vorläuft, sodass die Hauptlast mit 1.500 mg/l AFS zu Beginn des Regenereignisses bei noch relativ geringem Abfluss kommt. Ein Vergleich der AFS, die durch den Gesamtprobenehmer gewonnen wurden, zeigt, dass diese in den stark schwankenden Zuläufen im Bereich der Werte liegen, die durch den Einzelprobenehmer gewonnen wurden. Im Ablauf sind die Konzentrationen homogener, zeigen in diesem Fall aber auch einen Peak von kurzzeitig bis zu 100 mg/l, der allerdings schnell abfällt. Bei Vergleich der Probenahmesysteme zeigt sich, dass im Ablauf beide üblicherweise vergleichbare Werte liefern.

**Leitfähigkeit:** Durch die Aufzeichnung der LF lässt sich sehr leicht verfolgen, wie lange es dauert, bis der Zulauf den Ablaufschacht erreicht. Außerdem zeigt sich, dass es im Zulaufschacht nach Beendigung des jeweiligen kurzzeitigen Ereignisses zu einem Anstieg der

LF kommt, was wahrscheinlich auf eine Salzlast im Zulaufschacht zurückzuführen ist (Memoryeffekt).

**Wasserstände** im Rohr im Zulaufschacht und im Ablaufschacht und Mengenmessung: Aus den Wasserständen lässt sich auch die Zulauf- und Ablaufcharakteristik verfolgen und auf die Intensität und Charakteristik des Ereignisses schließen.

Bei dem erfassten **Regenereignis** vom 05.06.2023 handelt es sich um ein insgesamt sehr großes Ereignis mit 27 mm und einer Regenrate von 90 mm/h. Das Ereignis erfolgte nach einer 14-tägigen Trockenzeit, dauerte vier Tage und lieferte insgesamt 88 mm Niederschlag. Am 07.06.2023 ereignete sich ein Starkniederschlagsereignis, bei dem innerhalb von 15 Minuten beinahe 20 l/m<sup>2</sup> gefallen sind, was einem fünfjährlichen 15-Minuten-Ereignis entspricht. Die Probenehmer im Zulauf wurden beim ersten Anstieg im Rohr zeitgleich gestartet und der EP war für ca. 72 Minuten im Einsatz, der GPN füllte die Flaschen und der EP im Ablauf wurde eine Stunde später durch den Anstieg des Wasserspiegels im Ablaufschacht gestartet. Die Wetterdaten des Regenereignisses sind in Abbildung 29 dargestellt.

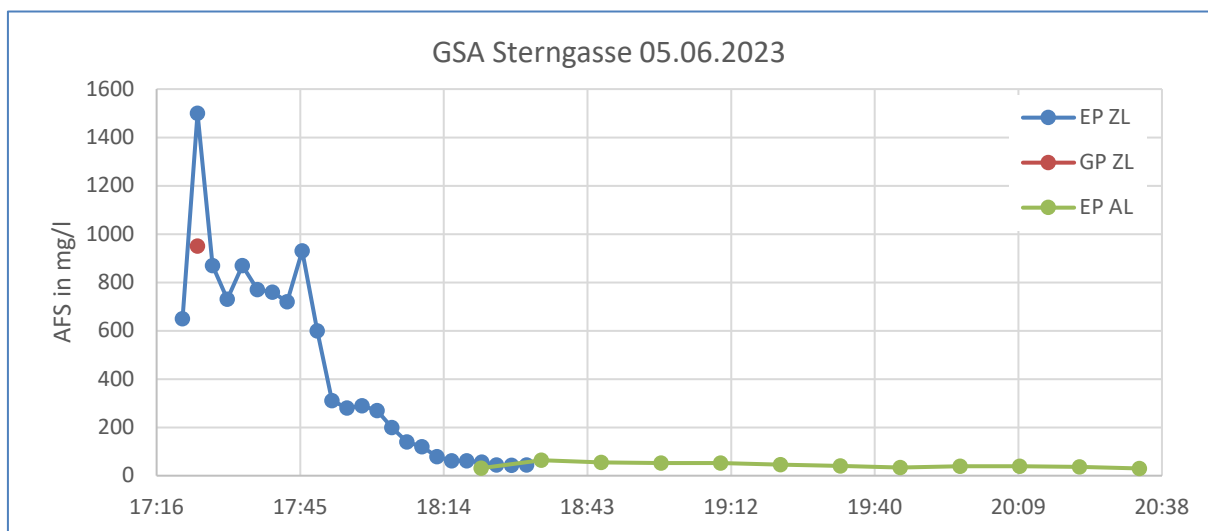


Abbildung 31: Zeitlicher Verlauf AFS-Konzentration des Ereignisses am 5.6.2023, Vergleich 24 Proben zu zwölf Proben.

Wie sehr die durchschnittliche Konzentration von der Art der Probenahme abhängig ist, zeigt die folgende Überlegung: Wenn ein Probenehmer mit zwölf oder 24 Flaschen verwendet würde, würden sich durch die unterschiedliche Probenahmedauer erhebliche

Konzentrationsunterschiede für die AFS im Zulauf mit entweder 433 mg/l (24 Flaschen) oder 749 mg/l (12 Flaschen) ergeben, wodurch sich auch unterschiedliche Entfernungsraten errechnen würden. Die Ablaufprobenahme ist weniger kritisch, weil die Ganglinie nicht sehr ausgeprägt ist.

### Diskussion chemische Parameter

Die Schwermetalle gesamt wurden in einer Mischprobe gemessen und zeigen bei diesem Ereignis durchwegs eine effiziente Reduktion zwischen Zulauf und Ablauf (siehe Tabelle 23). Bis auf Eisen liegen die Messwerte aller Schwermetalle teilweise deutlich unter den Grenzwerten der AAEV oder des Bescheids. Die Konzentrationen von TOC und KW wurden ebenfalls stark reduziert und liegen unter den Grenzwerten. Die Summe der PAK betrug im Zulauf 2,04 µg/l und wurde im Ablauf auf 0,23 µg/l reduziert.

Tabelle 23: Ausgewählte chemische Parameter zur Beschreibung der Abscheideleistung der GSA Sterngasse beim Ereignis vom 05.06.2023, bestimmt aus den zeitproportional gemischten EP im ZL und AL.

Parameter	Einheit	Zulauf	Ablauf	GW AAEV bzw. Bescheid
Al ges.	µg/l	10.300	1.480	2.000
As ges.	µg/l	5,4	1,3	100
Pb ges.	µg/l	48,2	7,1	500
Cd ges.	µg/l	0,87	<0,10	100
Cr ges.	µg/l	67,1	12,6	500
Fe ges.	µg/l	19.400	2.700	2.000
Cu ges.	µg/l	262	61,5	500
Ni ges.	µg/l	33,5	5,9	500
Zn ges.	µg/l	1.530	271	5.000
F	mg/l	<0,10	<0,10	10
TOC	mg/l	44,3	15,6	25
KW	mg/l	11	0,31	10
Summe 16-PAK	µg/l	2,04	0,23	-

## 4.1.2 Messkampagne GSA Gleisdorf West

### 4.1.2.1 Ergebnisse über den gesamten Projektzeitraum

Die gesamte Messkampagne (01.03.2023–21.04.2025) der GSA Gleisdorf ist überblicksmäßig in Abbildung 32 dargestellt.

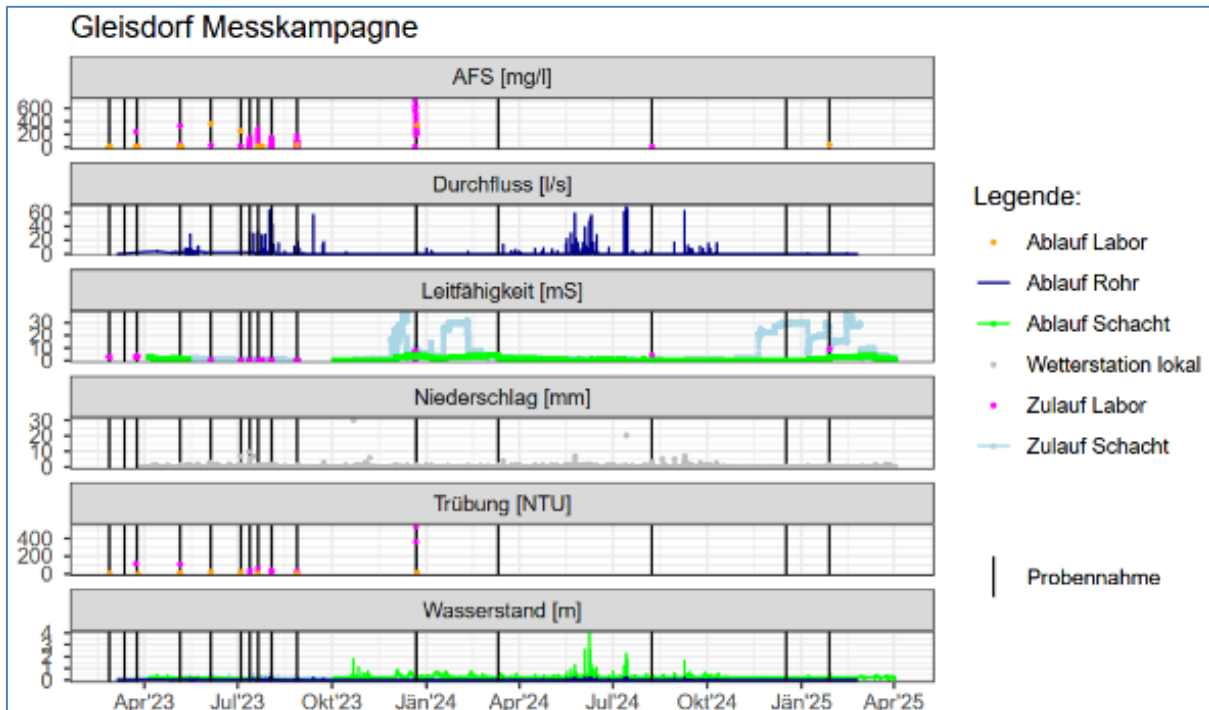


Abbildung 32: Gesamtdarstellung aller aufgezeichneten Parameter und AFS sowie Probenahmen während der Messkampagne 01.03.2023 bis 21.04.2025 in der GSA Gleisdorf (Details dazu finden sich in Kapitel 7.2.2).

Während der Messperiode wurden 15 Probensets entnommen. Eine Zusammenstellung der Daten und 50 % Überschreitungen sind in Tabelle 24 dargestellt. Im Juni 2024 kam es aufgrund von intensiven Regenfällen zu einem Überstau der Anlage, wie auch aus dem Wasserstand im Ablaufschacht zu erkennen ist. Leider ist der Wasserstandmesser im Zulauf ausgefallen. Während dieses Ereignisses wurden erhebliche Mengen an Bodenmaterialien aus der Umgebung über die kleine Begrenzungsmauer auch ins Filterbecken eingetragen, wodurch die Anlage, insbesondere die Feinfiltermatte, verschlammte wurde.

Tabelle 24: Statistik von Überschreitungen (ÜS) der gesetzlichen Grenzwerte der AAEV (gesamt, um 50 % des GW und um mehr als 50 % des GW) als auch des Bescheids GSA Gleisdorf in Ablaufproben.

Parameter	GW	Einheit	Anzahl Proben	ÜS ges.	ÜS ≤50 % GW	ÜS >50 % GW	ÜS % ≤50 % GW	ÜS % >50 % GW	ÜS % gesamt
AFS	30	mg/l	112	2	2	0	1,8	0	1,8
pH	8,5	-	111	0	0	0	0	0	0
Al ges.	2.000	µg/l	17	0	0	0	0	0	0
As ges.	100	µg/l	16	0	0	0	0	0	0
Pb ges.	500	µg/l	16	0	0	0	0	0	0
Cd ges.	100	µg/l	16	0	0	0	0	0	0
Cr ges.	500	µg/l	16	0	0	0	0	0	0
Fe ges.	2.000	µg/l	17	0	0	0	0	0	0
Cu ges.	500	µg/l	17	0	0	0	0	0	0
Ni ges.	500	µg/l	16	0	0	0	0	0	0
Zn ges.	2.000	µg/l	17	1	1	0	6,2	0	6,2
F	10	mg/l	25	0	0	0	0	0	0
TOC	25	mg/l	17	0	0	0	0	0	0
KW	5	mg/l	4	0	0	0	0	0	0
<i>Im Bescheid ohne Überschreitungen</i>									
<i>Im Bescheid mit Überschreitungen</i>									
<i>Nicht im Bescheid mit Überschreitungen</i>									

**AFS:** Die mittleren AFS-Konzentrationen lagen im Zulauf bei 91 mg/l (max. 720 mg/l bei 188 Proben) und im Ablauf bei 7,1 mg/l (max. 37 mg/l bei 112 Proben). Es kam zu zwei Überschreitungen des AAEV-Grenzwertes. Der Rückhalt betrug 92 %.

**Leitfähigkeit:** Die Messwerte beziehen sich auf online-Messungen in der Anlage, nicht auf Laborproben (wie z. B. die Ionen). Im Zulauf wurden maximale Werte von 40 mS/cm gemessen, im Ablauf blieben die Werte bei maximal 4,63 mS/cm. Auch über den Sommer wurden keine sehr hohen LF gemessen – z. B. wurden im Juni Ablaufwerte von ca. 600 µS/cm festgestellt. Die Salzkonzentrationen könnten längere Zeit benötigen, um ausgewaschen zu werden, da das Absetzbecken im Dauerstau steht und das Salz über die gesamte Messzeit in der Anlage verbleibt. Es wurden aber trotz online-LF-Messung im Ablauf im Gegensatz zum Zulauf über die gesamte Messzeit keine LF-Peaks festgestellt. Es stellt sich aber die Frage,

wie sich die Salzfracht im Becken tatsächlich verhält und welche Auswirkungen die höhere Dichte der Salzsichten auf die Absetzeigenschaften hat.

**Schwermetalle:** Die Gesamtkonzentrationen von As, Pb und Cd lagen im Zulauf im Mittel bei <math><10\ \mu\text{g/l}</math>, von Cr, Cu und Ni bei <math><50\ \mu\text{g/l}</math> und damit weit unter den Grenzwerten der AAEV, mit gelösten Konzentrationen von je Parameter <math><2\ \mu\text{g/l}</math>, wodurch auch die Werte der QZV Chemie GW bereits im Zulauf eingehalten wurden. Zn war mit 508  $\mu\text{g/l}$  (MW) und 2.180  $\mu\text{g/l}$  (max.) im Zulauf am höchsten, wurde aber effektiv reduziert (Ablauf: 40  $\mu\text{g/l}$  MW, max. 54  $\mu\text{g/l}$ ).  $\text{Zn}_{\text{ges}}$  überschritt im Ablauf einmal den AAEV-Grenzwert mit 2.000  $\mu\text{g/l}$ . Gelöste Zn-Konzentrationen sanken von 40  $\mu\text{g/l}$  (MW) und 127  $\mu\text{g/l}$  (max.) im Zulauf auf 14  $\mu\text{g/l}$  (MW) und 30,8  $\mu\text{g/l}$  (max.) im Ablauf. Al und Fe wiesen im Zulauf hohe Gesamtgehalte auf (MW Al: 3.080  $\mu\text{g/l}$ , MW Fe: 5.674  $\mu\text{g/l}$ ), wurden aber gut zurückgehalten und die Grenzwerte der AAEV wurden im Ablauf eingehalten. Im Ablauf waren die gelösten Konzentrationen niedrig und lagen bei Al zu einem großen Teil unter der BG von 5  $\mu\text{g/l}$  (Al: 8  $\mu\text{g/l}$  MW), bei Eisen im MW bei 17  $\mu\text{g/l}$ . Für den Fall einer Versickerung der gereinigten Wässer würden die Werte der QZV-Chemie GW nicht überschritten.

**Allgemeine chemische Parameter:** TOC wurde bei 20 und KW bei vier Ereignissen gemessen. Bei TOC wurde im Zulauf ein Mittelwert von 46 mg/l und bei KW ein Mittelwert von 2,4 mg/l bei einem Maximalwert von 5,6 mg/l im Zulauf bestimmt. Im Ablauf wurde der TOC auf 6,3 mg/l (MW) und der KW auf unter die BG reduziert und der AAEV-Grenzwert (TOC und KW) in keinem Fall überschritten.

16-PAK wurden von im Mittelwert von 1,8  $\mu\text{g/l}$  (max. 5,5  $\mu\text{g/l}$ ) im Zulauf gemessen und im Ablauf unter die BG gesenkt. Die Messungen erfolgten bei vier Ereignissen. Die höchste Summe PAK wurde im Winter (22.12.2023, 5,5  $\mu\text{g/l}$ ) bestimmt und lag typischerweise über den Messwerten im Sommerhalbjahr (0,62  $\mu\text{g/l}$  am 05.06.2023). Die bedeutendsten Einzelkomponenten waren Phenanthren, Fluoranthen und Pyren. Indeno[1,2,3-cd]pyren und Benzo(a)anthracen als gute Indikatoren für Verkehrsemissionen wurden nur in der kalten Jahreszeit über der BG erfasst.

**Ionen:** Streusalz-Ionen wie  $\text{Cl}^-$  und  $\text{Na}^+$  wurden nicht entfernt, was die hohe LF erklärt.  $\text{Cl}^-$ -Konzentrationen von max. 3.000 mg/l im Zulauf wurden auf 1.300 mg/l im Ablauf verdünnt. Orthophosphat lag meist unter der BG. Die Ergebnisse der Ionen beziehen sich allerdings auf

Laborproben und sind nur bedingt mit den Ergebnissen der online-LF-Messungen vergleichbar.

**Sedimentanalyse:** Die höchsten Schwermetallgehalte im Sediment waren Fe (10.000–20.000 µg/g), Al (10.000–15.000 µg/g) und Zn (max. 4.000 µg/g). Die Probenahme im Dauerstau war schwierig. Die Konzentrationen an anderen Schwermetallen (siehe Tabelle 75) in den Sedimenten lassen auf einen sehr geringen Eintrag in die Anlage schließen.

#### 4.1.2.2 Diskussion des ausgewählten Ereignisses vom 13.07.2023

Eine detaillierte Darstellung eines Extremereignisses vom 13.07.2023 ist in Abbildung 33 dargestellt.

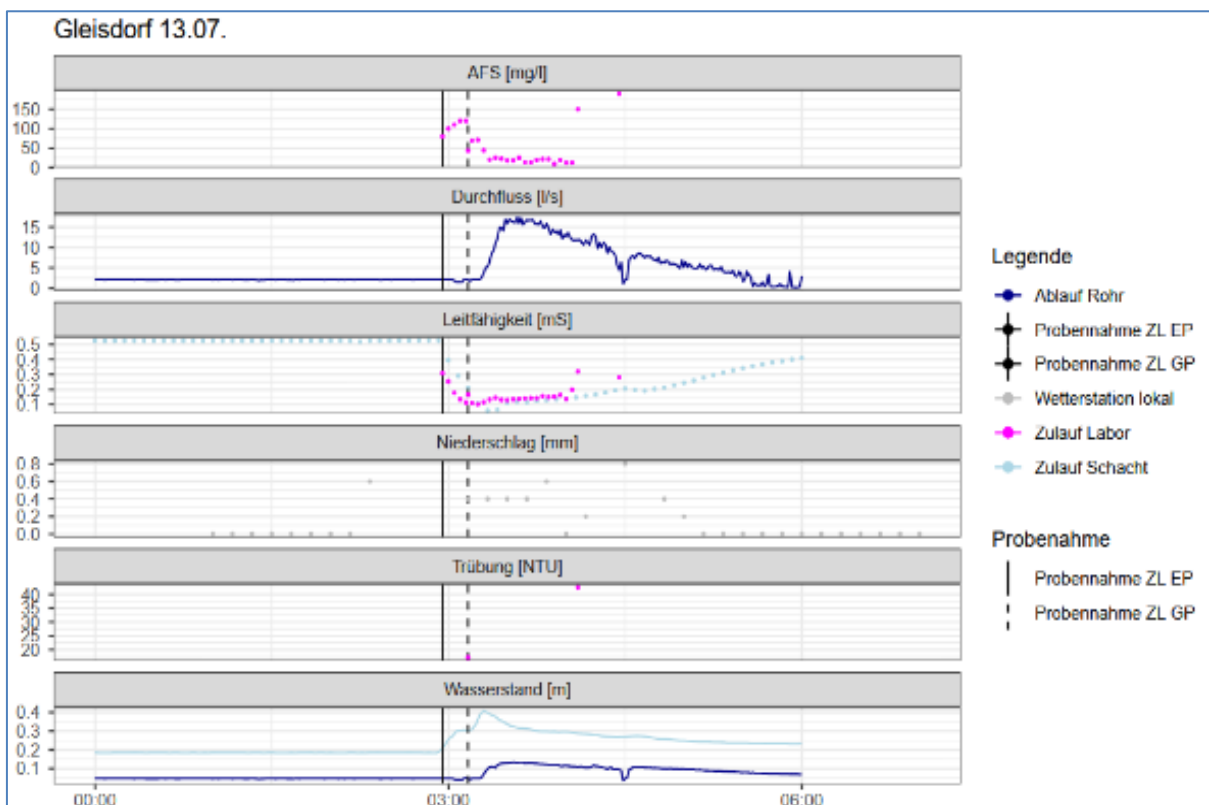


Abbildung 33: Detaillierte Darstellung der online-Parameter, AFS und Probenahmen des Regenereignisses in der GSA Gleisdorf am 13.07.2023.

Diesem Regenereignis vom 13.7.2023 von 39 mm und einer Regenrate von max. 150 mm/h ging eine Trockenperiode von sechs Tagen voraus. Davor gab es kleinere Ereignisse von 2 mm bis 8 mm.

Die Entnahme von EPs im Zulauf begann mit dem Anstieg des Wasserstandes auf 0,2 Meter im Zulaufschacht. Der GPN startet ab einem Wasserstand von 0,3 Meter im Zulaufschacht. Die Darstellung zeigt den Durchfluss im Ablaufrohr. Anhand des Wasserstandes ist die Zulaufcharakteristik abschätzbar. Der Ablauf wird durch das Absetzbecken im Dauerstau um ca. 25 Minuten verzögert und nimmt nach einem Peak kontinuierlich ab. Während der Probenahme wurden zwei Ereignisse beprobt, wobei vom zweiten nur der Beginn erfasst wurde und es im Verlauf zu einem Anstieg der LF kam.

**AFS:** Die AFS zeigen einen typischen Gang. Nach einem Peak von bis zu 120 mg/l kommt es zu einem Rückgang. In diesem Fall hat ein nachfolgendes NS-Ereignis zu einem neuerlichen noch höheren Peak (150 mg/l AFS) geführt. Im Ablauf wurde nur eine GP (25 mg/l AFS) während des ersten Ereignisses gezogen. Auch in diesem Fall wurden die AFS gut eliminiert.

**Leitfähigkeit:** Wegen eines defekten Messgerätes konnte in dieser Zeit die LF im Ablauf nicht direkt online erfasst werden. Durch den Dauerstau im Becken kommt es aber zu keinem unmittelbaren Anstieg der LF im Ablauf, wie die Messung in der Laborprobe zeigt (GP 237  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ).

**Wasserstände:** Der Verlauf der Wasserstände lässt erkennen, dass die Zeit zwischen Anspringen des Zulaufs und des Ablaufs ca. 25 Minuten betrug.

### **Diskussion chemische Parameter**

Die Schwermetalle gesamt wurden als GP gemessen und zeigen bei diesem Ereignis eine effiziente Reduktion zwischen Zulauf und Ablauf (siehe Tabelle 25 und Tabelle 73). Es liegen die Messwerte aller Schwermetalle außer für Al und Fe bereits im Zulauf deutlich unter den Grenzwerten der AAEV oder des Bescheids. Die Konzentration von TOC wurde reduziert und liegt im Ablauf unter dem Grenzwert von 25 mg/l. Für TOC und Summe der PAK liegen für dieses Ereignis keine Messwerte vor.

Tabelle 25: Ausgewählte chemische Parameter zur Beschreibung der Abscheideleistung der GSA Gleisdorf West beim Ereignis von 13.07.2023.

<b>Parameter</b>	<b>Einheit</b>	<b>Zulauf</b>	<b>Ablauf</b>	<b>GW AAEV bzw. Bescheid</b>
Al ges.	µg/l	3.180	795	2.000
As ges.	µg/l	2,4	1,2	100
Pb ges.	µg/l	8,4	8,7	500
Cd ges.	µg/l	0,1	<0,1	100
Cr ges.	µg/l	19,4	<2,5	500
Fe ges.	µg/l	5.770	1.200	2.000
Cu ges.	µg/l	156	68	500
Ni ges.	µg/l	16,5	5	500
Zn ges.	µg/l	691	171	5.000
F	mg/l	<0,10	<0,10	10
TOC	mg/l	42,6	21,3	25
KW	mg/l	-	-	10
Summe 16-PAK	µg/l	-	-	-

### 4.1.3 Messkampagne GSA Mühlbach

#### 4.1.3.1 Ergebnisse über den gesamten Projektzeitraum

Die gesamte Messkampagne (01.03.2023–21.04.2025) der GSA Mühlbach ist Abbildung 34 dargestellt.

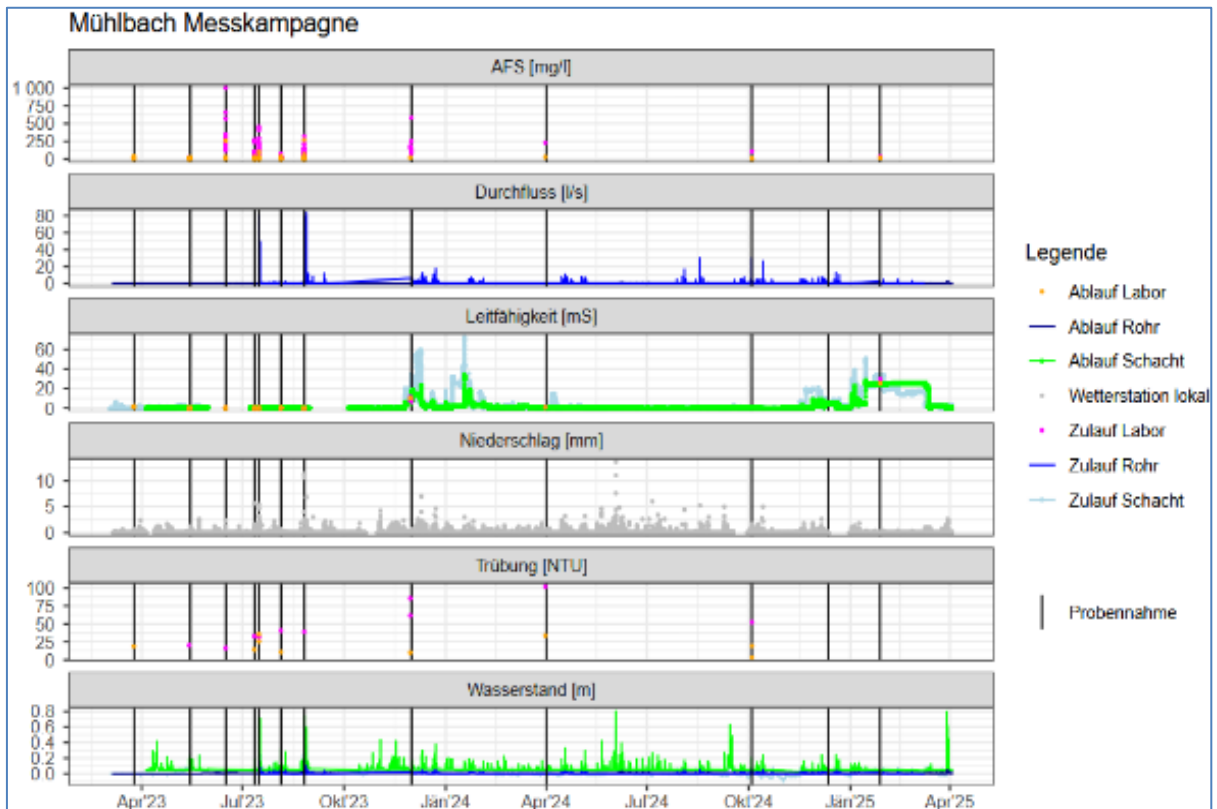


Abbildung 34: Gesamtdarstellung aller aufgezeichneten Parameter und AFS sowie Probenahmen während der Messkampagne 01.03.2023–21.04.2025 in der GSA Mühlbach (Details dazu finden sich in Kapitel 7.2.3).

Während der Messperiode fanden zwölf Probenahmen statt. Eine Zusammenstellung der Daten und der 50 % Überschreitungen sind in Tabelle 26 dargestellt.

Tabelle 26: Statistik von Überschreitungen (ÜS) der gesetzlichen Grenzwerte der AAEV (gesamt, um 50 % des GW und um mehr als 50 % des GW) als auch des Bescheids der GSA Mühlbach in Ablaufproben.

Parameter	GW	Einheit	Anzahl Proben	ÜS ges.	ÜS ≤50 % GW	ÜS >50 % GW	ÜS% ≤50 % GW	ÜS% >50 % GW	ÜS % gesamt
AFS	30	mg/l	192	11	7	4	3,5	2,0	5,5
pH	8,5	-	193	16	7	9	3,5	4,5	8,0
Al ges.	2.000	µg/l	8	2	0	2	0	10	10
As ges.	100	µg/l	18	0	0	0	0	0	0
Pb ges.	500	µg/l	18	0	0	0	0	0	0
Cd ges.	100	µg/l	18	0	0	0	0	0	0
Cr ges.	500	µg/l	18	0	0	0	0	0	0
Fe ges.	2.000	µg/l	8	4	2	2	10	10	20
Cu ges.	500	µg/l	8	1	1	0	5,0	0	5,0
Ni ges.	500	µg/l	18	0	0	0	0	0	0
Zn ges.	2.000	µg/l	18	2	1	1	5	5,0	10
F	10	mg/l	33	0	0	0	0	0	0
TOC	25	mg/l	21	1	0	1	0	4,8	4,8
KW	10	mg/l	4	0	0	0	0	0	0
<i>Im Bescheid ohne Überschreitungen</i>									
<i>Im Bescheid mit Überschreitungen</i>									
<i>Nicht im Bescheid mit Überschreitungen</i>									

**AFS:** Am 16.06.2023 (gesamt 8 mm Regenrate 50 l/h) sowie am 26.08.2023 (33 mm) wurden die höchsten Konzentrationen im Ablauf mit 260 mg/l und 270 mg/l gemessen. Die auftretenden Höchstwerte wurden jeweils bei den ersten EPs verzeichnet, gefolgt von jeweils niedrigen zweiten EP (ca. 30 mg/l). Dies könnte auf einen indirekten Eintrag durch Algenwachstum zurückzuführen sein, das nur in dieser GSA im Zwischenraum zwischen AB und Filterbecken beobachtet wurde. Bei diesen Proben war auch ein relativ hoher pH-Wert zu messen, was auch durch Algen verursacht worden sein könnte.

**Leitfähigkeit:** Die Messwerte beziehen sich auf online-Messungen in der Anlage, nicht auf Laborproben (wie z. B. die Ionen). Das trockenfallende Absetzbecken retiniert die LF nur kurz. Spitzenwerte von bis zu 34 mS/cm wurden im Ablauf gemessen, bedingt durch kleine Regenereignisse (Nov. 2023–Feb. 2024).

### **Chemische Parameter:**

TOC wurde bei 17 Ereignissen im Zulauf bestimmt und wies ein Maximum von 70 mg/l (MW 23 mg/l) auf. Die Ablaufwerte reichten bis maximal 37,6 mg/l (MW 11 mg/l) bei 21 Ablaufproben. Der Maximalwert im Ablauf stellt auch die Überschreitung des AAEV-Grenzwertes dar. Der korrespondierende Zulaufwert ist das erwähnte Maximum von 70 mg/l. Sowohl TOC als DOC weisen verglichen mit den anderen GSAs niedrige Konzentrationen auf. Kohlenwasserstoffe konnten in zwei von fünf Proben größer der BG mit einem Maximum von 0,26 mg/l im Zulauf bestimmt werden. Eine Ablaufprobe wies 0,11 mg/l aus und keine der vier Proben überschritt den AAEV-Grenzwert.

Die Summe der 16 EPA-PAK betrug im Maximum in einer Winterprobe (01.12.2023) 0,75 µg/l im Zulauf, die korrespondierende Ablaufprobe wies 0,02 µg/l auf. Im Vergleich dazu wies eine Sommerprobe (26.08.2023) eine Summe von 0,22 µg/l auf, der Wert im Ablauf betrug 0,02 µg/l. In der Winterprobe waren v. a. Benzo(b)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Pyren und Indeno[1,2,3-cd]pyren dominant.

**Ionen:** Streusalz-Ionen wie Cl<sup>-</sup> und Na<sup>+</sup> wurden nicht zurückgehalten und führten im Ablauf zu hohen LF (>20 mS/cm). Siehe dazu auch die Diskussion des Chloridleitfadens unter Kapitel 3.6 und 4.6.

### **Schwermetalle:**

Bei den Schwermetallen gesamt wurde in den Zuläufen vor allem Al mit einem Mittelwert von 2.600 µg/l (Maximum: 8.190 µg/l) gemessen. Fe erreichte einen Mittelwert von 5.900 µg/l (Max. 21.300 µg/l). Die Ablaufwerte blieben im Mittel bei 327 µg/l (Al) und 799 µg/l (Eisen). Al überschritt in zwei Proben, Fe in vier Proben den Grenzwert der AAEV. Zn verzeichnete einen Mittelwert im Zulauf von 400 µg/l (max. 1.300 µg/l) und wies im Mittel einen Ablaufwert von 115 µg/l auf. Zwei Proben überschritten den Grenzwert der AAEV, ein Wert entsprach exakt dem Grenzwert.

Pb, As, Cu, Cr, Ni und Cd wiesen im Vergleich zu den anderen GSAs vergleichbare Messwerte auf, wobei die Konzentrationen der Gesamtgehalte bereits im Zulauf um Größenordnungen unter den Grenzwerten der AAEV und die gelösten Gehalte weit unter den Werten der QZV Chemie GW lagen. Auch die Reduktion der jeweiligen Gesamtkonzentrationen im Ablauf war entsprechend gut.

**Sediment:** Fe (13.000–37.000 µg/g), Al (4.300–16.500 µg/g) und Zn (max. 2.200 µg/g) waren die wichtigen Bestandteile. Sonstige SM-Konzentrationen blieben gering.

#### 4.1.3.2 Diskussion des ausgewählten Ereignisses vom 16.07.2023

In Abbildung 35 ist das extreme Regenereignis vom 16.07.2023 detailliert dargestellt.

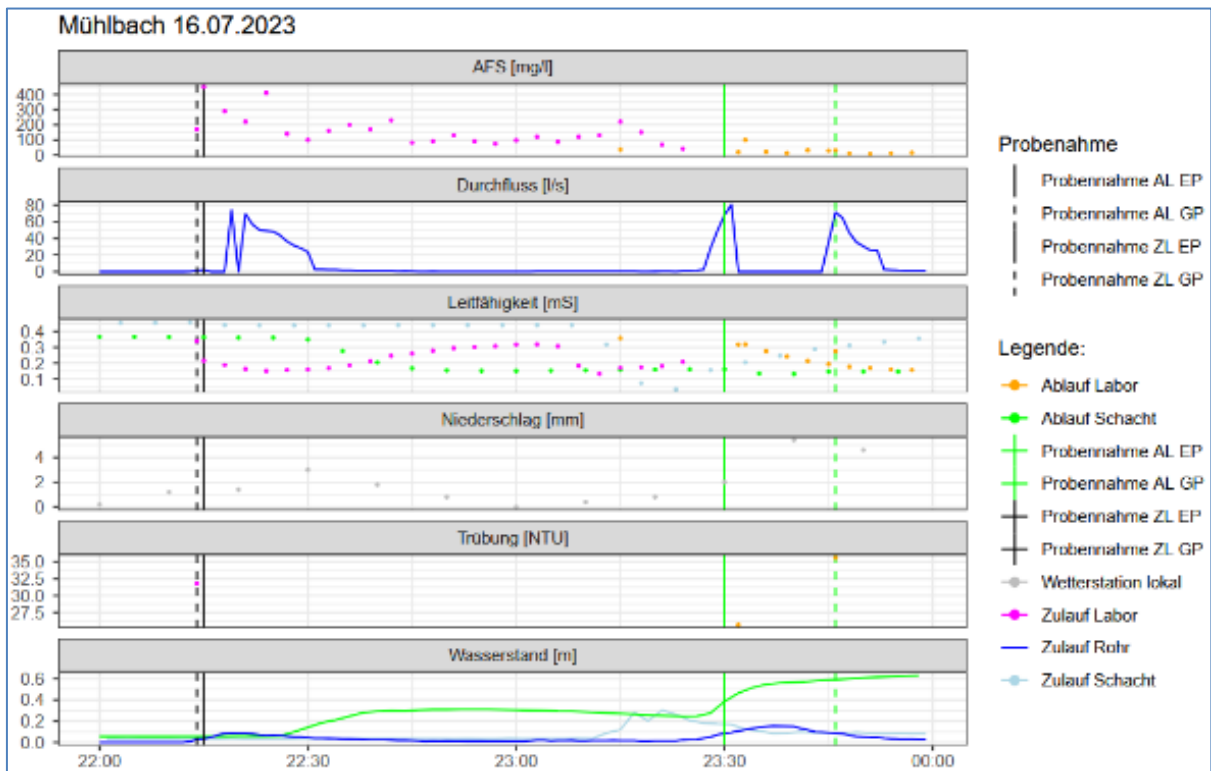


Abbildung 35: Detaillierte Darstellung der online-Parameter, AFS und Probenahmen des Regenereignisses in der GSA Mühlbach am 16.07.2023.

Bei diesem Ereignis betrug der Gesamtniederschlag 25 mm. Die erste Zeile der Grafik lässt wieder sehr gut den Verlauf der AFS während des ersten Spülstoßes erkennen. Die Konzentration an AFS nimmt ab. Im Ablauf ist die AFS-Konzentration in den zwölf EP nach einem kurzen Peak wieder gering. Die Wasserstände im Zu- und Ablaufschacht zeigen, dass es ca. 85 Minuten dauert, bis das Wasser den Ablaufschacht erreicht und die gesamte Anlage durchflossen hat.

Am 26.08.2023 kam es zu einem Regenereignis mit 32,8 mm Niederschlag, was einem Volumen von 938 m<sup>3</sup> insgesamt, aufgeteilt auf zwei Niederschlagsgaben, entspricht. Bei

diesem Event betrug der höchstgemessene Wasserstand im Ablaufschacht 0,85 Meter. Durch die erste Gabe erfolgte ein Wasserstand von 0,4 Meter im Ablaufschacht, das Ablaufverhalten war im Gleichgewicht und das Abwasser floss konstant ab. Durch die zweite Gabe erfolgte ein Wasserstand von 0,85 Meter. Es kam daher nicht zu einem Einstau des Filterbeckens über den Filter hinaus und nicht zu einem Anspringen des Überlaufs.

**AFS:** Die obere Grafik zeigt einen typischen Verlauf der AFS im Zulauf, der nach einem Peak wieder absinkt. Im Ablauf sind die Werte insgesamt geringer, zeigen aber auch einen Gang mit einem Maximum von 100 mg/l und im Mittel 25 mg/l.

**LF:** Die LF im Schacht wird durch Verwirbelung länger konstant gehalten als im Zulaufrohr. Im Ablauf bleiben die Werte der LF bei 150  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

Die Wasserstände im Zulaufschacht spiegeln den Durchfluss nicht sehr gut wider. Aufgrund des Wasserstands im Ablaufschacht kann auf das Verhalten im Absetzbecken geschlossen werden.

### **Diskussion chemische Parameter**

Die Schwermetalle gesamt wurden als GP gemessen und zeigen bei diesem Ereignis eine effiziente Reduktion zwischen Zulauf und Ablauf (siehe Tabelle 27). Die Messwerte aller Schwermetalle liegen teilweise deutlich unter den Grenzwerten der AAEV oder des Bescheids. Bei Zn gesamt wurde im Ablauf eine höhere Konzentration als im Zulauf bestimmt. Die Konzentration von TOC wurde von 18,7 mg/l auf 12,5 mg/l reduziert und liegt unter dem Grenzwert von 25 mg/l. Für KW und Summe der PAK liegen für dieses Ereignis keine Messwerte vor.

Tabelle 27: Ausgewählte chemische Parameter zur Beschreibung der Abscheideleistung der GSA Mühlbach beim Ereignis von 16.07.2023.

Parameter	Einheit	Zulauf	Ablauf	GW AAEV bzw. Bescheid
Al ges.	µg/l	1.310	434	2.000
As ges.	µg/l	1,5	1,4	100
Pb ges.	µg/l	4,8	<4,0	500
Cd ges.	µg/l	<0,10	<0,10	100
Cr ges.	µg/l	14	5,1	500
Fe ges.	µg/l	2.680	1.550	2.000
Cu ges.	µg/l	60	40	500
Ni ges.	µg/l	13	2,7	500
Zn ges.	µg/l	201	759	2.000
F	mg/l	<0,10	<0,10	10
TOC	mg/l	18,7	12,5	25
KW	mg/l	-	-	10
Summe 16-PAK	µg/l	-	-	-

#### 4.1.4 Vergleich der Probenahmesysteme

Die Wahl des Probenahmesystems, der PN-Stelle und der PN-Zeit beeinflusst die Datenqualität und die Aussagen zur GSA-Funktion entscheidend. Die Probenahme aus dem ZL-Schacht bei Trockenwetter hat ergeben, dass gegen Ende von Regenereignissen hauptsächlich unbelastetes Wasser im Schacht verbleibt und dass sich Partikel auch noch über die Zeit absetzen. Allerdings hat sich die Probenahme aus dem ZL-Schacht während eines Regenereignisses als ungeeignet erwiesen, da die Sedimente aufgewirbelt und mit den ZL-Konzentrationen vermischt wurden und über die Zeit keine Ganglinie erkennbar war. Daher sollten ZL-Proben direkt aus dem ZL-Rohr entnommen werden.

Die EP-Systeme erfassten die zeitlichen AFS-Verläufe gut und ließen eine Ganglinie erkennen. Die Probenzahl war jedoch auf die Flaschenanzahl begrenzt. Der Akku hatte eine begrenzte Standzeit und war außerdem kälte- und hitzeempfindlich. Regenereignisse <2 mm wurden nicht beprobt, da sie die Füllstandshöhe im ZL-Rohr nicht überschritten. Online-Trübungsmessungen lieferten ähnliche Ergebnisse und ermöglichten längere Messzeiten, waren jedoch durch Akkulaufzeiten und Verschmutzung des Messfensters eingeschränkt,

wobei tatsächlich valide Messergebnisse mit guten Korrelationen zwischen Trübung und AFS hauptsächlich nach der Reinigung des Messfensters ermittelt wurden.

GPN-Systeme erlauben die gezielte Probenahme durch Wahl der Entnahmehöhe und ergeben unter gleichen Bedingungen gut vergleichbare Ergebnisse sowohl im Zulauf als auch im Ablauf. Ein Vorteil ist, dass sie sehr einfach zu handhaben sind und ohne Akku funktionieren, wodurch sie weder hitze- noch kälteempfindlich sind. Allerdings können Metallteile der GPN Spuren von Metallen abgeben, weshalb in entsprechenden Fällen kritische SM-Werte nicht verwendet wurden. Die GPN wurden bereits umgebaut, sodass dieses Problem ausgeschlossen wurde.

## 4.2 Analyse von Mikroplastik und Reifenabrieb

Die Ergebnisse zu Mikroplastik zeigen auf den ersten Blick (Abbildung 36 und Abbildung 37), dass die identifizierten Kunststoffarten nur in wenigen Proben und nur bei der Probenahme 2025 Ähnlichkeiten aufweisen. Vor allem PET, PP und PE als Vertreter der Massenkunststoffe wurden identifiziert. Es ist dabei zu beachten, dass die Stück-Konzentrationen nur sehr knapp über der BG lagen und daher mit Unsicherheit verbunden waren. Die entsprechenden Mengen an Kunststoff pro Probe liegen zwischen kleiner 5 µg/l und 20 µg/l oder <BG–4,1 Stk./l. Leider liegen keine Daten aus vergleichbaren Gewässerschutzanlagen vor. In einer Review von weltweiten kommunalen Kläranlagen wird ein Konzentrationsbereich im Ablauf von weniger als einem Partikel pro Liter bis zu 81 Partikeln pro Liter berichtet (Gatidou et al, 2019). Aufgrund der Ergebnisse ist davon auszugehen, dass Mikroplastik in GSAs gelangt und in geringen Mengen von diesen auch in die Vorfluter emittiert wird.

6PPD und 6PPD-Chinon als Proxy für Reifenabrieb wurden in allen Zuläufen sowohl 2024 als auch 2025 über der Bestimmungsgrenze gemessen, wobei 6PPD in höheren Konzentrationen bestimmt wurde (siehe Abbildung 38). Tendenziell lagen die Konzentrationen 2025 höher als im Jahr zuvor. Der Höchstwert mit 4,1 µg/l wurde 2025 in Gleisdorf bestimmt. Die Konzentrationen im Ablauf der GSAs waren im Vergleich zum Zulauf deutlich reduziert und lagen zwischen nicht nachweisbar (n.n.) und 0,52 µg/l (6PPD) und 0,17 µg/l (6PPD-Chinon), jeweils bei einem Medianwert von 0,11 µg/l. Vergleichswerte aus Regenabläufen in Nordrhein-Westfalen liegen zwischen 0,03 µg/l und 1,2 µg/l. Beide Stoffe indizieren das Aufkommen von Reifenabrieb, werden aufgrund ihrer Wasserlöslichkeit in der GSA aber deutlich reduziert.

Die Ergebnisse zeigen im Wesentlichen (Tabelle 28), dass Reifenabrieb in den GSAs detektiert wurde, dass aber sowohl bei der Messmethode (weltweit) wie bei der Abstimmung

der Probenahme für GSAs Entwicklungsbedarf vorhanden ist. 2024 wurden vereinzelt sehr hohe Konzentrationen ermittelt, die möglicherweise durch Agglomeration bei der Schöpfprobe entstanden sein könnten. Aus diesem Grund wurde die Beprobung 2025 angepasst und durch stetiges Rühren der Probe abgefüllt. Grundsätzlich kann aber geschlossen werden, dass SBR als Hauptbestandteil für Reifenmaterial in deutlich messbaren Konzentrationen bestimmt werden konnte, NR (als Naturkautschuk) aber kaum über der BG gemessen wurde. Während bei der Probenahme 2024 eine Abnahme zwischen Zulauf und Ablauf festgestellt wurde, war dies 2025 nicht feststellbar. Dies könnte darauf zurückzuführen sein, dass die Probenahme in den Einlaufbecken nach dem ersten Spülstoß erfolgte und die Hauptfracht damit bereits in die GSAs eingebracht wurde. Dies ist durch Einzelstichproben aber nicht nachweisbar und bedarf eines umfassenden und spezifischen Beprobungskonzeptes.

Das Konzept der Gesamtprobenahme hat im Laufe des Projektes gezeigt, dass es für die Erfassung des ersten Spülstoßes sehr gut geeignet ist. Um Aussagen zu Mikroschadstoffen im Verlauf der GSAs tätigen zu können, ist es unerlässlich, der hydraulischen Verweilzeit (und damit der Belastung bis zum Ablauf) zu folgen. Dies kann durch manuelle Schöpfproben bei Zu- und Ablauf kaum verwirklicht werden und bedarf der eingesetzten Automatisierung. Nach einer ersten – manuellen – Beprobung während eines Regenereignisses im Jahr 2024 hat sich gezeigt, dass ein Vergleich von Zu- und Ablauf desselben Regenereignisses so nicht möglich ist. Da die Beprobung im Fall der wasserlöslichen PPDs aber durch Anpassung der automatisierten Beprobung möglich war, kann von einer Vergleichbarkeit der Ergebnisse von Zulauf und Ablauf (bei der Probenahme 2025) ausgegangen werden. Für die partikulären Proben für Mikroplastik und Reifenabrieb ist diese Art der Beprobung aber nicht anwendbar, da die Probe zur Vermeidung von Agglomerationen bei der Abfüllung gerührt werden muss. Die Beprobung von ereignisgleicher Zulauf- und Ablaufprobe ist daher nur unter sehr großem Aufwand realisierbar.

Mikroplastik wird bereits in überarbeiteten Richtlinien (UWWTD, TWRL) als Parameter geführt, allerdings sind die Messmethoden noch festzulegen. Im Zuge der Umsetzung der Trinkwasserrichtlinie wurde eine Methode angenommen, die im Rahmen eines „delegated acts“ entwickelt wurde. Es stehen keine gesetzlichen Grenzwerte für diese Parameter zur Verfügung.

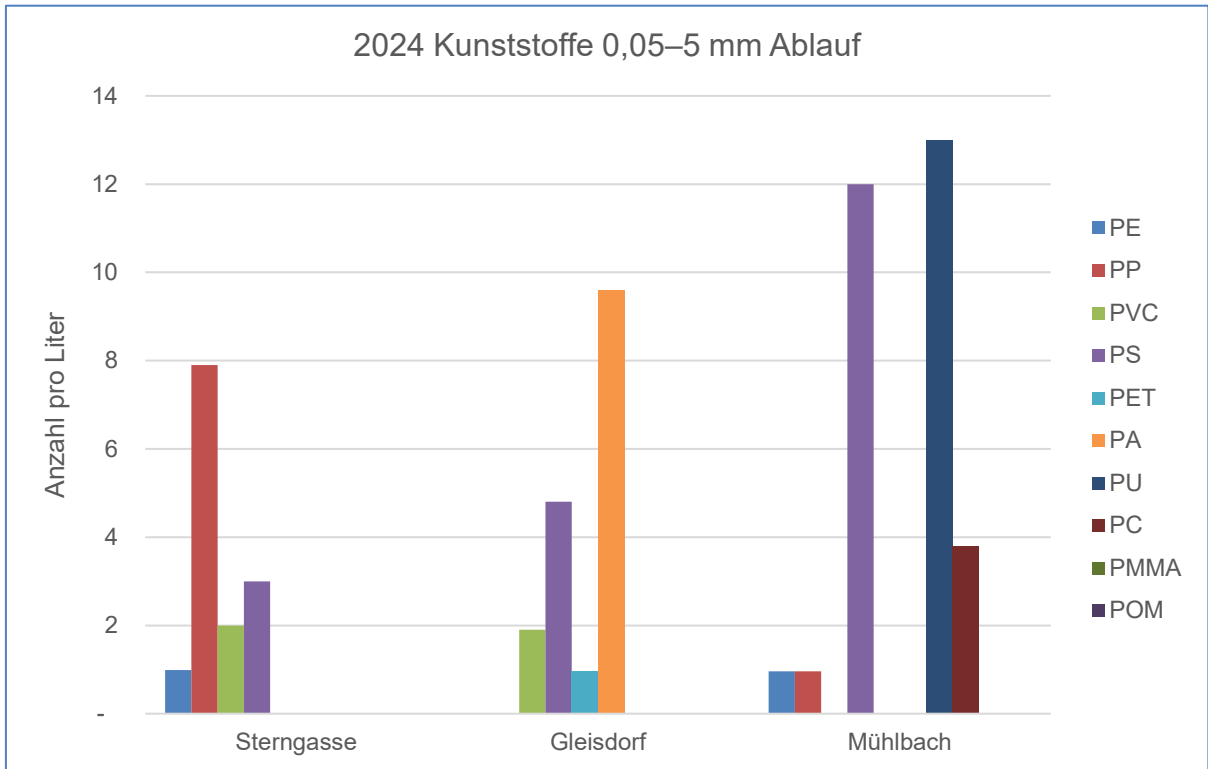


Abbildung 36: Ergebnisse der Messung 2024, Anzahl der Kunststoffpartikel im Ablauf der GSAs.

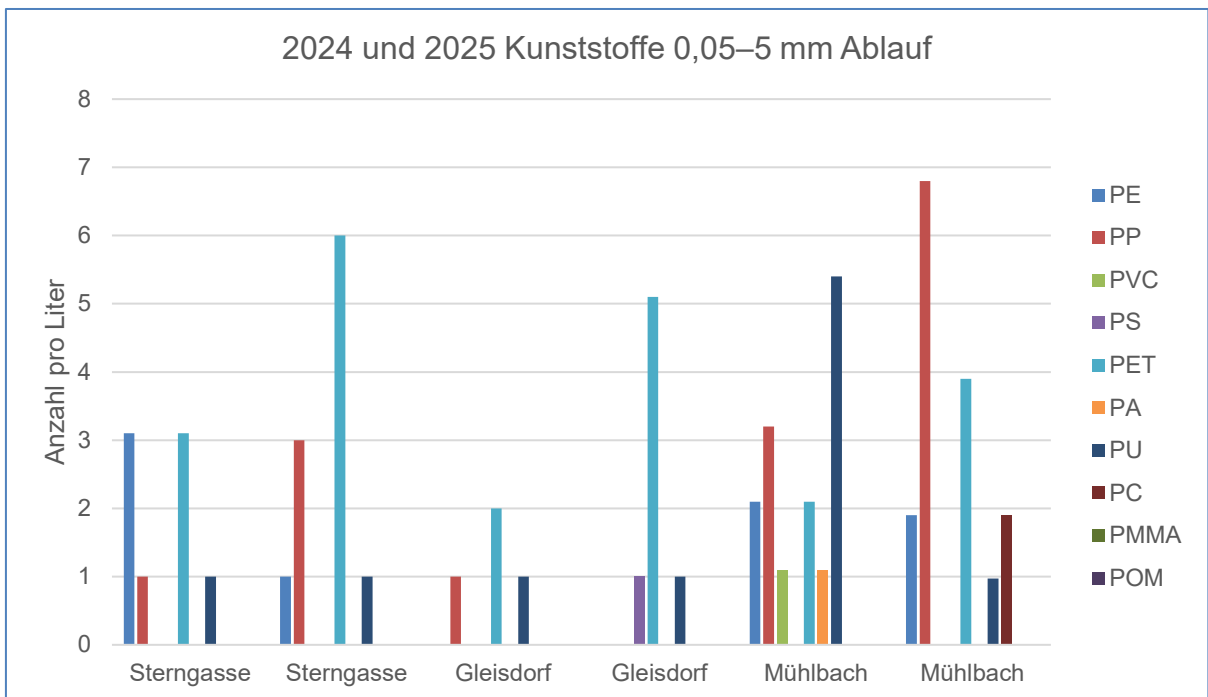


Abbildung 37: Ergebnisse der Messung im Ablauf 2024 (linke Säulengruppe der GSA) und 2025 (rechte Säulengruppe der GSA), Anzahl der Kunststoffpartikel im Ablauf der GSAs 2025.

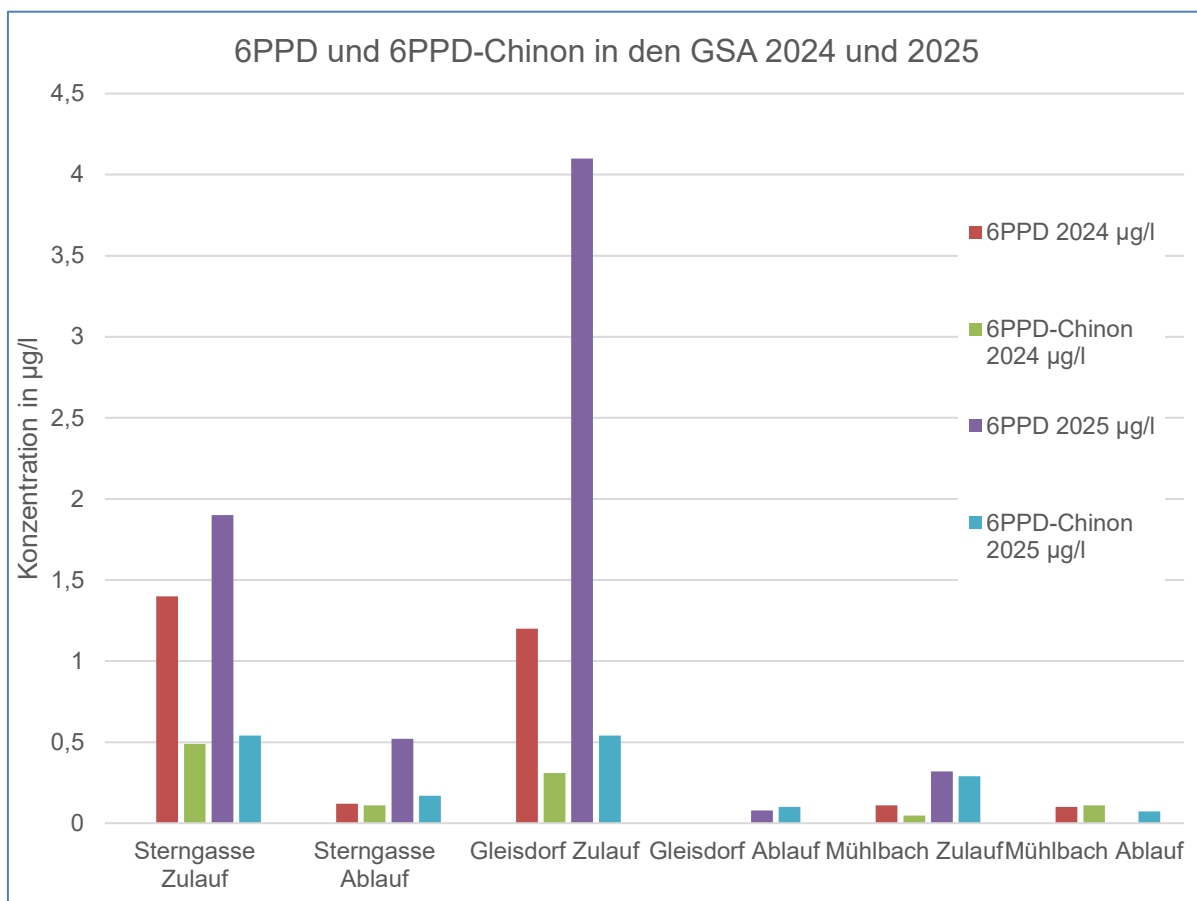


Abbildung 38: Ergebnisse der Messung von 6PPD und 6PPD-Chinon in den GSAs 2024 und 2025.

Tabelle 28: Ergebnisse der Messung von Reifenabrieb in den GSAs 2024 und 2025; Naturkautschuk (NR) und Styrol-Butadienkautschuk (SBR) als Messgrößen sowie deren Bestimmungsgrenze (BG) und Nachweisgrenze (NG).

Probenbezeichnung	2024		2025	
	NR	SBR	NR	SBR
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
<i>NG</i>	0,075	2,2	5,6	5,7/70
<i>BG</i>	0,36	10	11	21/140
GSA Gleisdorf Zulauf	<0,36	1.200	n.n.	88
GSA Gleisdorf Ablauf	1,2	410	n.n.	230
GSA Sterngasse Zulauf	36	2.000	n.n.	<21
GSA Sterngasse Ablauf	<0,36	74	n.n.	68
GSA Mühlbach Zulauf	<0,36	390	n.n.	n.n. (5,7)
GSA Mühlbach Ablauf	<0,36	98	n.n.	150

### 4.3 Bewertung der Hydraulik der GSAs

In Österreich werden GSAs (für Neubauten oder Umbauten von Straßen mit >15.000 Kfz/24 h) gemäß RVS 04.04.11 auf ein einjähriges 15-Minuten-Starkregenereignis dimensioniert. Absetz- und Filterbecken müssen dieses Ereignis zurückhalten. Weitere relevante Faktoren: Horizontalgeschwindigkeit, Absetzwirkung, Drosselleitung,  $k_f$ -Wert (Durchlässigkeitsbeiwert) des Filters, Entleerungszeit.

Internationale Literatur wurde herangezogen, um ein grundlegendes Verständnis für die hydraulische Auslegung von Gewässerschutzanlagen zu erarbeiten. Über den Zeitraum der Messkampagne wurden in den drei GSAs verschiedene hydraulische Parameter erhoben. Die erhobenen Parameter sind im Kapitel 4.1.1 dargestellt. Anhand der gesammelten Daten wurde die Menge an Niederschlag abgeschätzt, welche die GSAs erreicht. In allen drei GSAs wurde mindestens ein Ereignis entsprechend einer einjährigen, 15-minütigen Regenspende bzw. für die Sterngasse einer fünfjährigen, 15-minütigen Regenspende erfasst.

Tabelle 29: Ereignisse entsprechend der einjährigen bzw. fünfjährigen, 15-minütigen Regenspende je Standort.

Standort	Datum	Größe Ereignis	Volumen in 15 Minuten
		mm	m <sup>3</sup>
Sterngasse	07.06.2023	29,0	736
Sterngasse	13.08.2024	24,2	741
Gleisdorf	13.07.2023	38,0	167
Mühlbach	26.08.2023	32,8	302
Mühlbach	03.06.2024	59,4	367

### 4.3.1 Hydraulische Belastung der GSA Sterngasse

Die Analyse der Messdaten zeigt, dass die GSA Sterngasse hydraulisch grundsätzlich leistungsfähig ist und den Bemessungsniederschlag sicher aufnehmen kann. Der Bemessungsniederschlag entspricht einem Volumen von rund 700 m<sup>3</sup> in 15 Minuten, was den beiden gemessenen Starkregenereignissen vom 07.06.2023 (29 mm; 736 m<sup>3</sup>) und vom 13.08.2024 (24,2 mm; 741 m<sup>3</sup>) entspricht. Damit wurde der Bemessungsfall mindestens zweimal real beobachtet.

Die beprobten Ereignisse in der Sterngasse zeigten folgendes hydraulisches Verhalten:

Tabelle 30: Hydraulisches der Verhalten GSA Sterngasse bei einzelnen Ereignissen inkl. vorausgegangener Trockenperioden.

Datum	Vorangegangene Trockenperiode	Niederschlags- intensität	NS am Tag	NS gesamtes Ereignis	Berechnetes Nieder- schlagsvolumen	Berechnetes Ablauf- volumen	Verhältnis Ablauf zu Niederschlag	Verzögerung Zulauf – Ablauf	Gesamte Entleerungszeit
	d	mm/h	mm	mm	m <sup>3</sup>	m <sup>3</sup>	%	min	min
05.06.2023	12	15	27	89	3.244	3.087	95 %	60	7.200
30.06.2023	2	3,6	2	2	73	19	26 %	80	430
05.07.2023	5	12	12	12	455	376	83 %	45	1.684
13.07.2023	0	4,5	4,5	6,2	228	131	57 %	90	1.500
21.07.2023	2	2,1	1,8	1,8	59	13	21 %	70	540
05.08.2023	0	8,4	20	28	1.013	880	87 %	45	1.474
28.08.2023	4	3,8	4,2	6,4	235	140	60 %	45	840
28.11.2023	0	4,5	4,8	6,6	396	185	47 %	135	1.140

Die Auswertung der in Tabelle 30 dargestellten Ereignisse zeigt ein deutlich differenziertes hydraulisches Verhalten der Anlage in Abhängigkeit von der Niederschlagsintensität und -menge. Bei größeren Regenereignissen (über ca. 10 mm NS bzw. 80–90 mm Gesamt ereignis) erreichen zwischen 82 % und 98 % des gemessenen Niederschlagsvolumens die Anlage.

Im Gegensatz dazu zeigen kleinere Ereignisse mit Niederschlagsmengen zwischen 2 mm und 4,5 mm deutlich geringere Zuflüsse zur Anlage: Nur etwa 20–60 % des Niederschlagsvolumens werden erfasst. Kurze, intensivere Ereignisse innerhalb dieser Größenordnung werden tendenziell besser abgeleitet, während länger andauernde, aber weniger intensive Niederschläge unvollständig erfasst werden. Dies kann sowohl auf die Messgrenzen der Regenmesseinrichtung als auch auf die geringere Abflusswirksamkeit kleiner Regenmengen zurückgeführt werden.

Die Daten der Zulaufmessung konnten nicht verwendet werden, da die hydraulischen Rahmenbedingungen (z. B. unzureichende Strömungsverhältnisse, ungleichmäßige Zuflüsse) keine belastbaren Ergebnisse ermöglichten. Daher wurden die Niederschlagsdaten als Ersatzgröße herangezogen und mit den gemessenen Ablaufdaten verglichen.

Die daraus resultierende methodische Annahme kann insbesondere bei kleinen Ereignissen zu Abweichungen führen, da hier das berechnete Niederschlagsvolumen tendenziell

überbewertet wird. Ursache dafür ist die geringere Abflusswirksamkeit kleiner Regenmengen sowie die zeitliche Verzögerung zwischen Niederschlagsbeginn und gemessenem Ablauf.

Die Verzögerung zwischen Zulauf und Ablauf liegt im Bereich von 45 bis 135 Minuten, während die Gesamtleerungszeit der Anlage je nach Ereignis zwischen rund sieben und 120 Stunden beträgt. Bei großen Ereignissen kann die Entleerungszeit somit die geforderte 24-Stunden-Grenze überschreiten, ohne dass es jedoch zu einem Anspringen der Überläufe gekommen ist.

Ein Vergleich mit den in (Tabelle 30) dokumentierten Ereignissen verdeutlicht, dass das Ereignis vom 05.06.2023 mit einer Gesamtniederschlagsmenge von 89 mm und einem berechneten Niederschlagsvolumen von 3.244 m<sup>3</sup> hydraulisch das bedeutendste Ereignis der Messperiode war. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass sich diese Niederschlagsmenge über mehrere Tage, mit vier hohen Regenspitzen mit Regenraten bis zu 100 mm/h, erstreckte und am 07.06.2023 auch ein Bemessungsereignis erfasst hat. Da die Ereignisse in Hinblick auf den Ablauf nicht zu trennen sind, wurden sie gemeinsam betrachtet. Das gesamte Ablaufvolumen von 3.087 m<sup>3</sup> entspricht dabei 95 % des berechneten Niederschlagsvolumens. Dieses Ergebnis zeigt eine sehr hohe Abflusswirksamkeit und belegt, dass die Anlage unter realen Starkregenbedingungen nahezu das gesamte Regenvolumen aufnehmen und ableiten kann. Trotz des sehr hohen Zulaufvolumens stellte sich im Ablaufschacht ein Gleichgewichtsfüllstand von 0,3 Meter ein. Auch das Ereignis vom 05.08.2023 mit einem berechneten Ablaufvolumen von 880 m<sup>3</sup> und einem Verhältnis von 87 % zeigt eine vergleichbar hohe Effizienz und einen Gleichgewichtsfüllstand im Ablauf von 0,09 Meter. Beide Ereignisse liegen in einem Bereich, der volumenmäßig dem Bemessungsniederschlag entspricht oder diesen sogar leicht überschreitet. Allerdings war der Zeitraum des Ereignisses länger.

Insgesamt bestätigen die Messergebnisse, dass die GSA Sterngasse für die erfassten Niederschlagsereignisse ausreichend dimensioniert ist und auch reale Starkregenereignisse bewältigt. Sollte es notwendig sein das gesamte Bemessungsvolumen aufzunehmen, kann eine Veränderung der Anlage zugunsten des Absetzbeckens und zulasten des Filterbeckens angedacht werden. Werden die jeweils erfassten Bemessungs-NS-Ereignisse zugrunde gelegt, ist eine Verkleinerung der Anlage aufgrund der zu behandelnden Frachten und der in Tabelle 29, Tabelle 30 und Tabelle 37 dargestellten Daten zu empfehlen. Basierend auf diesen Daten werden im Kapitel 5 Vorschläge für eine Anpassung des Designs gemacht.

Bei allen Ergebnissen ist zu berücksichtigen, dass Messungenauigkeiten (z. B. bei der Erfassung des Niederschlags, der Volumenmessung oder durch zeitliche

Synchronisationsfehler) bestehen. Durch die Verwendung der NS-Daten anstatt der Zulaufdaten kommt es generell zu einer Überschätzung z. B. bei der Berechnung der Frachten.

#### **4.3.1.1 Betrachtung der Abscheidewirkung des Absetzbeckens mithilfe der Sedimente (Halper, 2024)**

Anhand eines Niederschlagsereignisses, das in etwa dem Bemessungsregen ( $n=5$ ,  $r=15$  min) entspricht, wurde eine instationäre Berechnung zum Verhalten des Absetzbeckens aufgestellt. Dabei sind vor allem die Fließgeschwindigkeiten und die Aufenthaltszeit des Straßenwassers von Bedeutung. Diese beiden Faktoren sind für das Absetzverhalten kleinerer Partikel maßgebend.

Gemäß RVS 04.04.11 sollen Absetzbecken auf einjährige, 15-minütige Starkniederschlagsereignisse bemessen werden. Die GSA Stern gasse wurde allerdings auf das fünfjährige, 15-minütige Starkniederschlagsereignis bemessen. Am eHYD Gitterpunkt 2.978 beträgt der fünfjährige, 15-minütige Starkniederschlag  $20,0 \text{ l/m}^2$ . Am 07.06.2023 ereignete sich ein Starkniederschlagsereignis, das in etwa dieser Häufigkeit entsprach (Abbildung 39).

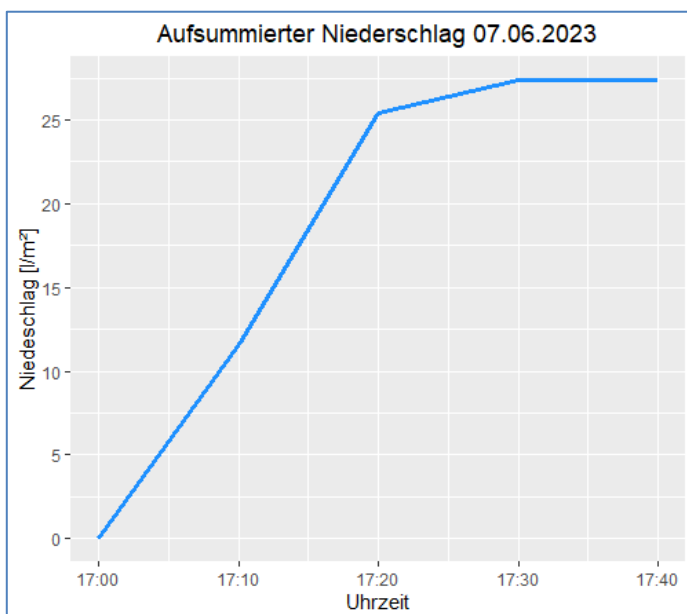


Abbildung 39: Aufsummierter Niederschlag vom 07.06.2023 (Halper, 2024).

Es lässt sich erkennen, dass innerhalb von 15 Minuten beinahe 20 l/m<sup>2</sup> gefallen sind. Aus dem Niederschlagsereignis ergibt sich die Zuflussganglinie zum Absetzbecken, die in 90-Sekunden Intervalle geteilt wurde, um die sich ändernden Fließgeschwindigkeiten und Wasserstände zu ermitteln (siehe Abbildung 40).

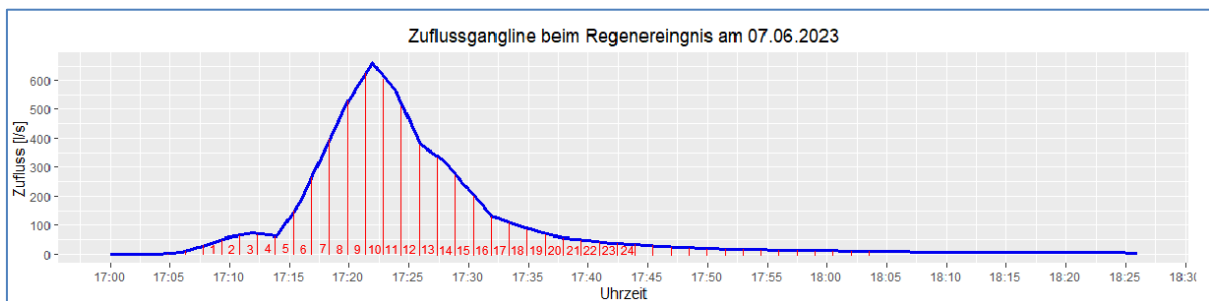


Abbildung 40: 90-Sekunden-Intervalle des Zuflusses.

Dadurch ergibt sich ein gewisses Zuflussvolumen und ein Wasserstand im Becken. Mit der Abflussformel nach Toricelli ergibt sich abhängig vom Wasserstand auch ein gewisser Abfluss. Um dem tatsächlichen Wasserstand möglichst nahe zu kommen, ist ein iterativer Prozess zwischen Zufluss, Wasserstand und Abfluss notwendig. Die Abflussformel nach Toricelli (1) lautet:

$$Q = A \times \mu \times \sqrt{2 \times g \times h}$$

Die Variablen sind:

- Q = Abfluss [m<sup>3</sup>/s]
- A = Querschnittsfläche des Rohres [m<sup>2</sup>]
- $\mu$  = Abflusskoeffizient = 0,625 [-]
- g = Erdbeschleunigung [m/s<sup>2</sup>]
- h = Wasserstand [m]

Ab einem Wasserstand von 90 cm fließt Wasser zusätzlich zum Drosselabfluss über eine drei Meter breite Krone. Abbildung 41 zeigt die Ablaufkonstruktion.

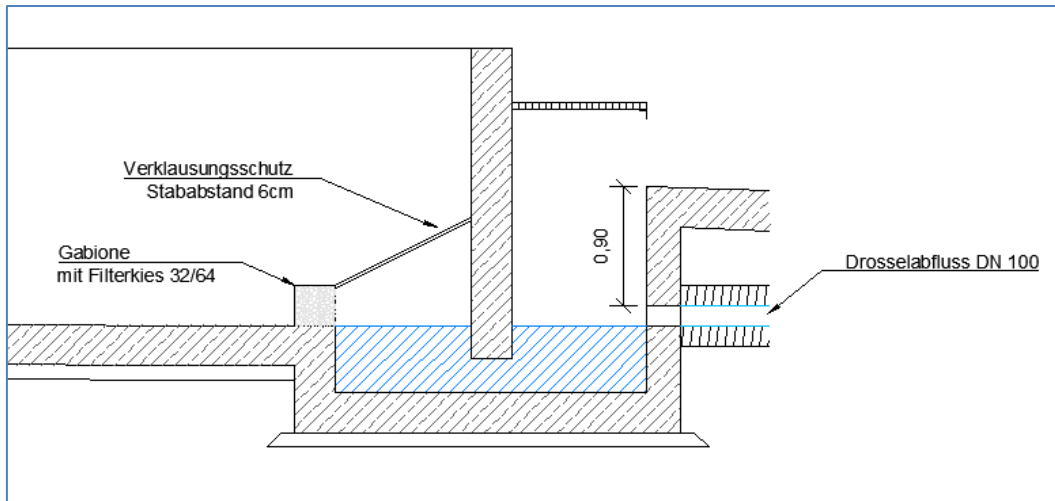


Abbildung 41: Ablaufkonstruktion Absetzbecken.

Der Abfluss über die Krone kann mit der Überfallformel nach Poleni abgeschätzt werden. Die Formel nach Poleni (2) ist:

$$Q = \frac{2}{3} \times \mu_p \times B \times \sqrt{2 \times g} \times h^{3/2}$$

Die Variablen sind:

- Q = Abfluss [m<sup>3</sup>/s]
- B = Breite des Wehres [m]
- $\mu_p$  = Überfallbeiwert nach Poleni für scharfkantige Kronenbildung = 0,5 [-]
- g = Erdbeschleunigung [m/s<sup>2</sup>]
- h = Wasserstand [m]

Eine instationäre Berechnung zeigte, dass Fließgeschwindigkeit und Aufenthaltszeit entscheidend für das Absetzverhalten kleiner Partikel sind. Die abfiltrierbaren Stoffe gelten aufgrund ihrer relativ einfachen Bestimmbarkeit als wichtigster Parameter zur Beurteilung der Wirksamkeit von Gewässerschutzanlagen. Außerdem lagern sich an den abfiltrierbaren Stoffen Schadstoffe an, daher geht mit einer Entfernung der AFS auch eine Schadstoffreduktion einher.

Abbildung 42 zeigt einen Vergleich der mittleren Konzentration an AFS zwischen dem Zulauf zum Absetzbecken und dem Ablauf des Filterbeckens von drei verschiedenen Niederschlagsereignissen sowie der mittleren Konzentration an AFS von acht beprobten Zu- und Ablaufkonzentrationen.

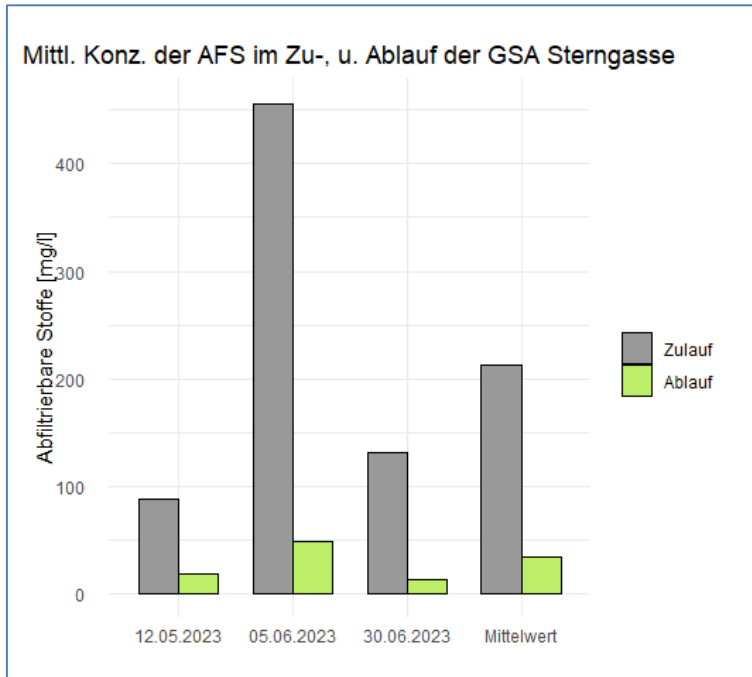


Abbildung 42: Mittlere Konzentrationen von AFS im Zu- und Ablauf der GSA Sterngasse (aus Halper, 2024).

Der Mittelwert der AFS-Konzentration im Zulauf der acht Ereignisse betrug 213 mg/l. Dem stehen 33 mg/l im Ablauf gegenüber, womit sich eine Reduktion der AFS um 84,5 % ergibt. Trotz des passablen Wirkungsgrades wird der Emissionsgrenzwert der AAEV von 30 mg/l im Mittel marginal überschritten. Der Mittelwert wird allerdings von der Ganglinie im Ablauf beeinflusst. Der Median der Zulaufkonzentrationen liegt bei 113 mg/l, der Median der Ablaufkonzentrationen bei etwa 28 mg/l.

Abbildung 43 zeigt den zeitlichen Verlauf der Konzentration an AFS während des Niederschlagsereignisses am 05.06.2023:

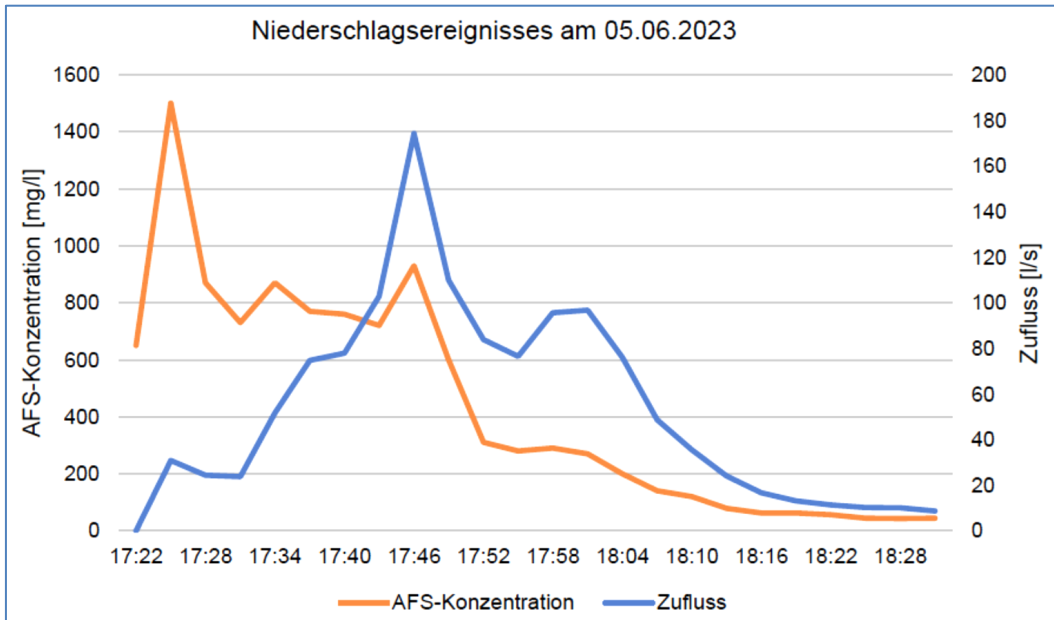


Abbildung 43: Zulaufkonzentration der abfiltrierbaren Stoffe AFS im Vergleich mit dem Zufluss am 05.06.2023.

In Abbildung 44 wird die Fracht bezogen auf das Zulaufvolumen errechnet und als gewichtete Fracht dargestellt.

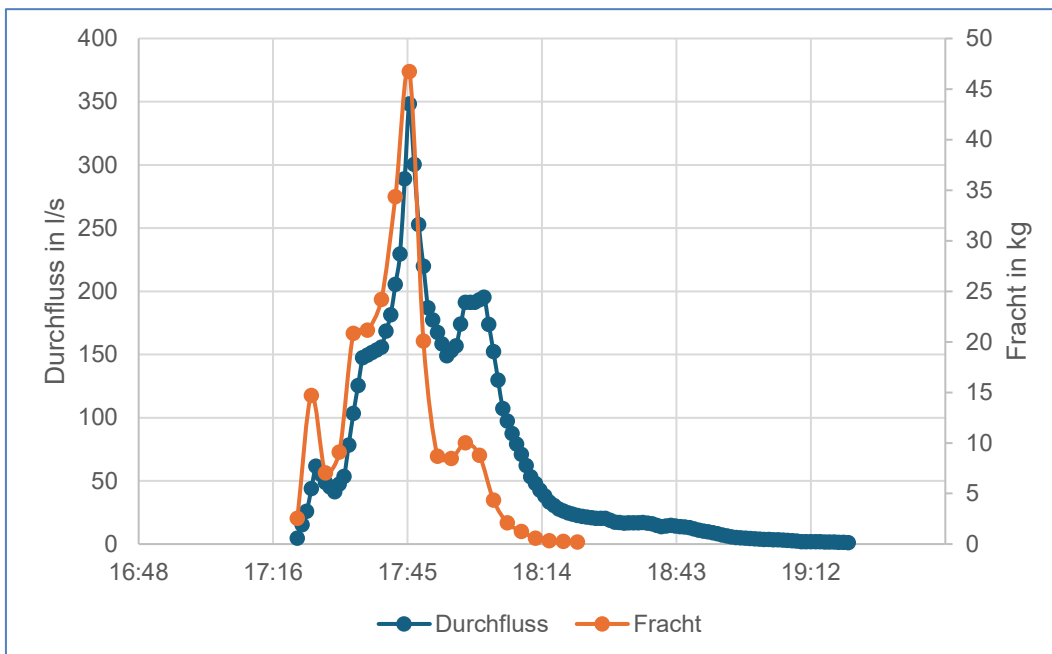


Abbildung 44: Durchfluss und AFS-Fracht für das Niederschlagsereignis am 05.06.2023.

Es ist zu erkennen, dass zu Beginn des Niederschlagsereignisses die Konzentration der AFS sehr hoch ist und mit der Zeit abnimmt. Diese Entwicklung konnte auch bei den anderen

Ereignissen beobachtet werden und wird als „First-Flush-Effekt“ bezeichnet. Es gilt allerdings zu erwähnen, dass die AFS-Konzentrationen beim Niederschlagsereignis am 05.06.2023 außerordentlich hoch waren, da diesem eine rund zweiwöchige Trockenperiode voranging und es sich um ein sehr intensives Regenereignis handelte.

### **Abschätzung Reinigungsleistung des Absetzbeckens**

Um die Reinigungsleistung des Absetzbeckens abzuschätzen, kann die Fracht an eingetragenen AFS mit den gefundenen Sedimenten im Becken verglichen werden. Das Absetzbecken wurde zumindest zwischen Anfang Juli 2022 und 07.11.2023 nicht geräumt. In dieser Zeit wurden an der vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft betriebenen Messstelle Wien Gutheil-Schoder-Gasse 775 mm Niederschlag gemessen. Diese Messstelle befindet sich ca. 1,1 km Luftlinie von der GSA Stern-gasse entfernt. Ihre Daten wurden jenen der Messstelle Stern-gasse vorgezogen (Abbildung 45), da die eigenen Niederschlagsaufzeichnungen erst ab September 2022 verfügbar waren und in diesem Zeitraum ca. 560 mm NS gemessen wurde.

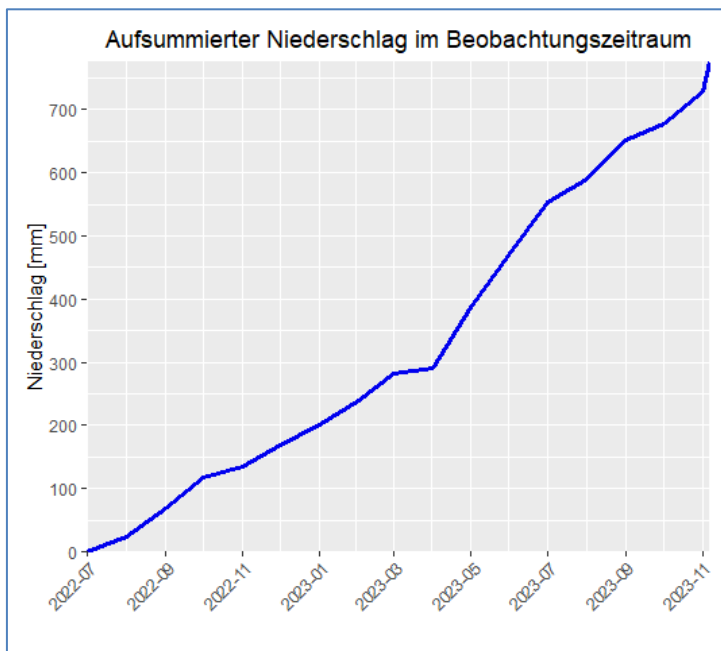


Abbildung 45: Aufsummierter Niederschlag im Beobachtungszeitraum Juli 2022 bis November 2023.

Um die eingetragene Fracht des Ereignisses an ungelösten Partikeln zu berechnen, ist die Konzentration an AFS mit der Zuflussmenge zu multiplizieren:

$$F = 10^{-6} \times Q_{Zu} \times c$$

Die Variablen sind:

- F: Fracht des Ereignisses [kg]
- $Q_{Zu}$ : Zuflussvolumen [l]
- c: Konzentration der AFS [mg/l]

Die bereits mit den entsprechenden Beiwerten abgeminderte Einzugsfläche beträgt 36.700 m<sup>2</sup>. Durch deren Multiplikation mit dem Niederschlag von 775 mm ergibt sich ein insgesamt zugeflossenes Volumen von  $2,8 \times 10^7$  Litern.

Die Berechnung des Partikeleintrags ist sehr von der Probenahme und der Gewichtung der Zulauffrachten bzw. der Berechnung der Frachten der nicht beprobten Regenereignisse abhängig. Es zeigt sich, dass die Frachten von der Intensität der Niederschläge, der Regenrate und der Anzahl der vorangegangenen Trockentage abhängen. Außerdem lässt sich bei vielen Niederschlagsereignissen ein „First-Flush-Effekt“ beobachten. Das bedeutet, dass nach der nicht frachtgewichteten Berechnung rund 6–8,5 Tonnen (Halper, 2024) ungelöste Partikel in das Absetzbecken zugeflossen sind. Wird der Berechnung die durchschnittlich ermittelte gewichtete Konzentration der aufgelisteten (Tabelle 37) unter der Annahme zugrunde gelegt, dass die letzten gemessenen Konzentrationen im Rest des Regenvolumens vorhanden sind, so errechnen sich 191 mg/l AFS bzw. unter der Annahme, dass 30 mg/l im nicht erfassten Teil des NS vorhanden sind, 175 mg/l AFS. Diese AFS-Konzentrationen ergeben einen Frachteintrag an AFS von 5,4 Tonnen bzw. 4,9 Tonnen. Abbildung 46 zeigt den Bereich mit einer mehr oder weniger stark ausgebildeten Sedimentschicht. Im Mittel beträgt die Mächtigkeit dabei rund 8 mm.

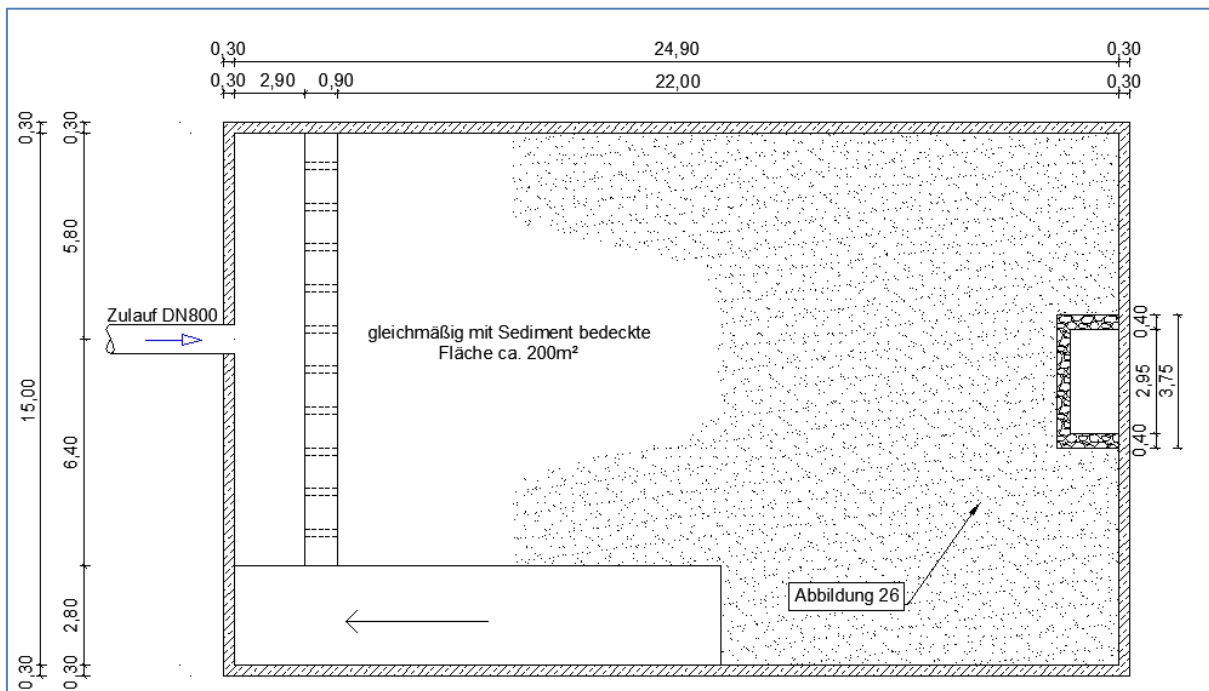


Abbildung 46: Gleichmäßig mit Sediment bedeckte Fläche AB Stern gasse.

Links und rechts der Prallwand waren zwar Ablagerungen zu finden, diese waren allerdings auf sehr kleine Bereiche beschränkt. Außerdem verdeutlicht Abbildung 46, dass die größten Fließgeschwindigkeiten augenscheinlich entlang der Beckenlängsachse auftreten. Es waren etwa 200 m<sup>2</sup> von insgesamt 335 m<sup>2</sup> gleichmäßig mit Sediment bedeckt. Die Mächtigkeit der Sedimentschicht (ca. 8 mm) hat die oben schraffierte Fläche weitgehend gleichmäßig bedeckt. Bei einer angenommenen Feststoffdichte von 2.680 kg/m<sup>3</sup> an ( $\rho_s$ ) – das entspricht der Dichte von Quarz – und Multiplikation mit der bedeckten Fläche ( $A_{bed}$ ) und der Sedimentmächtigkeit ( $h_s$ ) ergibt sich die Masse ( $M_s$ ) der sedimentierten Partikel.

$$M_s [kg] = \rho_s [kg/m^3] \times A_s [m^2] \times h_s [m]$$

Durch Einsetzen der obigen Zahlenwerte ergibt sich eine Masse von rund 4,3 Tonnen. Verglichen mit dem Eintrag bedeutet das – je nach Berechnungsart – konventionell mit Mittelwerten berechnet, dass Werte zwischen 51 % und 72 % des Eintrags berechnet werden. Werden der Berechnung der Frachten die durchschnittlich ermittelten gewichteten Konzentrationen der aufgelisteten Ereignisse zugrunde gelegt, so ergeben sich 5,3 Tonnen bzw. 4,9 Tonnen, wodurch sich eine Abscheidungsrate zwischen 81 % und 88 % der ungelösten Partikel im Absetzbecken durch Sedimentation ergibt.

Die abgeschiedenen Partikelgrößen lassen auf eine sehr gute Reinigungsleistung schließen. Die dargestellten Ergebnisse unterliegen gewissen Unsicherheiten, die insbesondere aus der begrenzten Anzahl an Probenahmen und der erforderlichen Gewichtung der nicht beprobten Regenereignisse resultieren. Hinzu kommt, dass die Partikelfrachten stark von den jeweiligen Niederschlagscharakteristika sowie von der Dauer der vorangegangenen Trockenperiode beeinflusst werden. Auch die räumliche Variabilität der Sedimentablagerungen im Becken kann nicht vollständig erfasst werden. Aus diesen Gründen sind die angegebenen Abscheidegrade als Näherungswerte zu interpretieren.

### **Berechnung der Fließgeschwindigkeit im AB Sterngasse (Halper, 2024)**

Es soll abgeschätzt werden, welche Fließgeschwindigkeiten bei einem Bemessungsereignis auftreten und ob dabei die laut RVS 04.04.11 kritische Horizontalgeschwindigkeit von 5 cm/s eingehalten wird. Dabei wird von instationären Bedingungen ausgegangen. Instationär bedeutet, dass sich die Fließgeschwindigkeit und die Wassertiefe mit dem Ort und mit der Zeit ändern. Diese instationären Bedingungen konnten tatsächlich im Abflussbecken der Sterngasse festgestellt werden. Für die Berechnung der Fließgeschwindigkeit wird zunächst eine Zuflussganglinie benötigt.

Abbildung 47 zeigt grafisch die berechneten Ergebnisse. Dabei sind die Zuflussganglinie, die Abflussganglinie sowie der Verlauf des Wasserstandes während des Niederschlagsereignisses dargestellt.

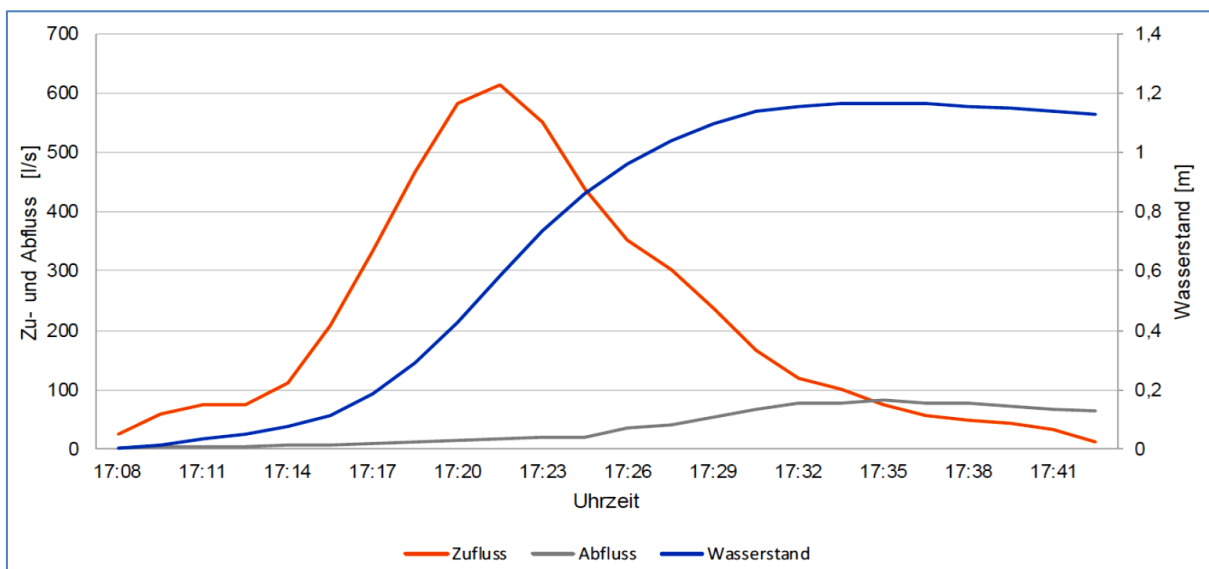


Abbildung 47: Grafische Darstellung der berechneten Ergebnisse von Zufluss, Abfluss und Wasserstand während des Niederschlagsereignisses vom 07.06.2023.

In Abbildung 47 ist zu erkennen, dass der Zufluss rapide ansteigt, jedoch nach kurzer Zeit kontinuierlich abnimmt. Währenddessen erhöht sich der Abfluss relativ konstant mit dem Wasserstand. Nach etwa 15 Minuten ist der maximale Wasserstand erreicht und das Becken beginnt sich zu leeren. Anhand des Wasserstandes und der Beckenbreite ergibt sich eine durchflossene Querschnittsfläche. Durch Division des Zuflusses bzw. des Abflusses durch diese Querschnittsfläche ergibt sich eine Geschwindigkeit. Aufgrund dessen, dass der Zufluss meist größer ist als der Abfluss, ist davon auszugehen, dass im Zulaufbereich stets höhere Geschwindigkeiten auftreten als im Ablaufbereich. Maßgeblich für das Absetzverhalten ist die Horizontalgeschwindigkeit. Diese errechnet sich wie oben beschrieben und ist abhängig vom Wasserstand und Zufluss. Abbildung 48 zeigt den errechneten Geschwindigkeitsverlauf (m/s) und den Zufluss (l/s):

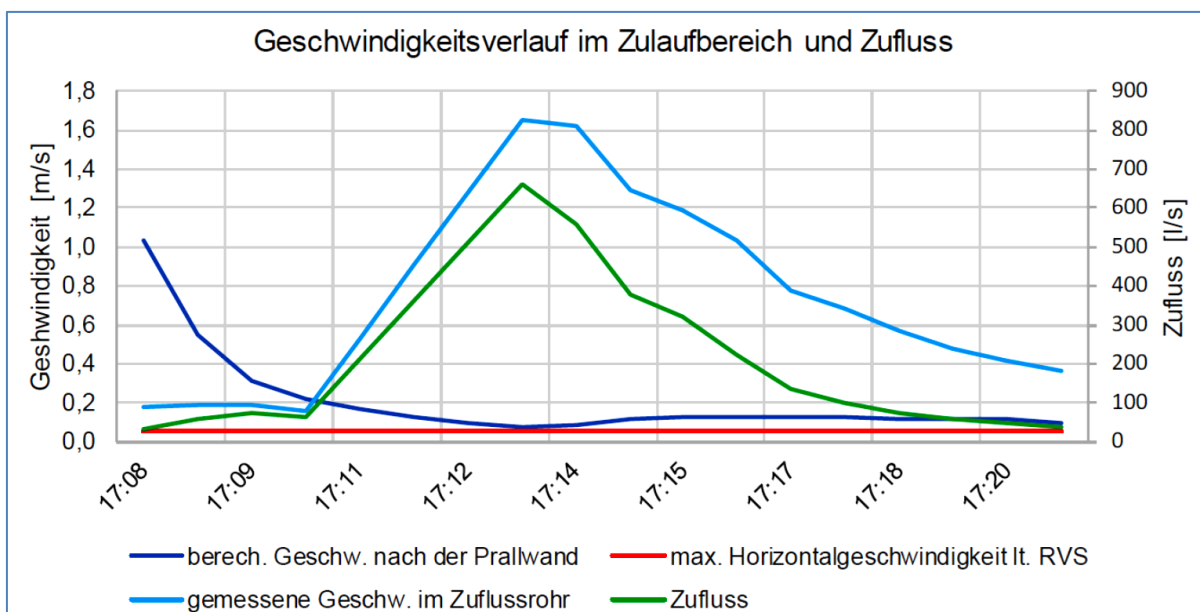


Abbildung 48: Zufluss [l/s] und Geschwindigkeitsverläufe [m/s] im Zulaufbereich.

Es wurde geprüft, ob die kritische Horizontalgeschwindigkeit von 5 cm/s gemäß RVS 04.04.11 bei einem Bemessungsregen eingehalten wird. Die Berechnungen zeigen, dass die Geschwindigkeit zu Beginn des Ereignisses deutlich überschritten wird. Im Vergleich dazu zeigt die Abbildung 49 den berechneten Geschwindigkeitsverlauf im Ablaufbereich vor der Drossel.

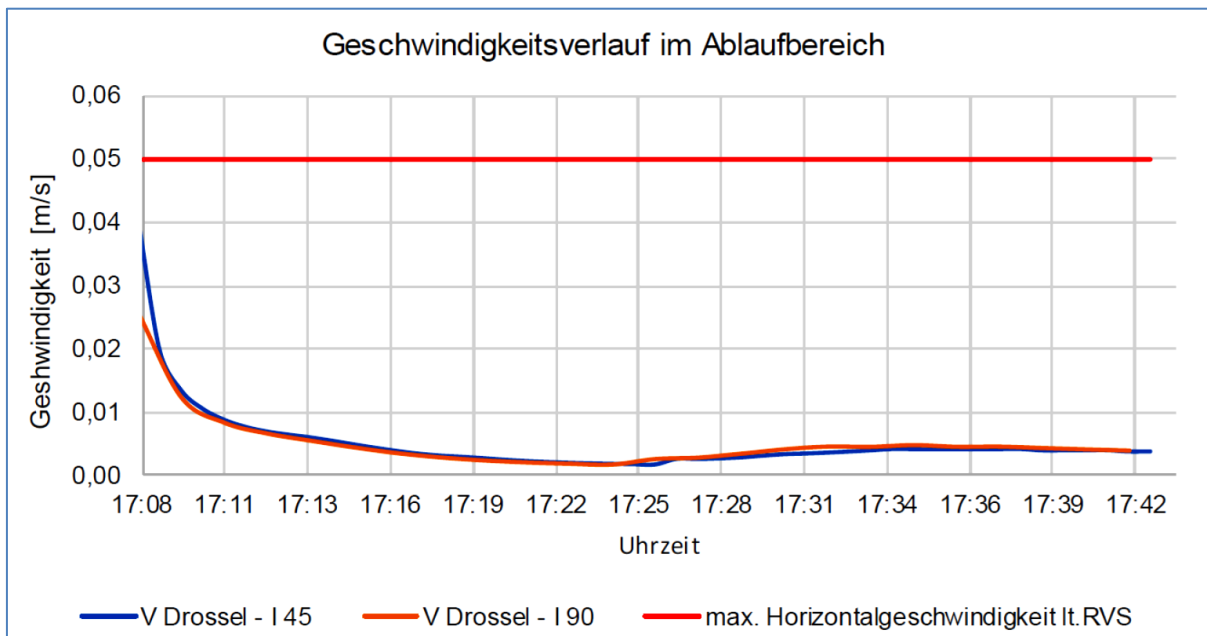


Abbildung 49: Berechneter Geschwindigkeitsverlauf im Ablaufbereich.

Es muss daher davon ausgegangen werden, dass im Zulaufbereich des Absetzbeckens deutlich schlechtere Absetzbedingungen herrschen als im Ablaufbereich. Außerdem kann es insbesondere zu Beginn des Ereignisses zur Ausspülung bereits sedimentierter Partikel im vorderen Bereich des Beckens kommen. Dies wird auch als Spülstoß bezeichnet. Weiters lässt sich mit der Ausflussformel nach Toricelli und dem maximalen Wasserstand sowie dem Durchmesser des Abflussrohres berechnen, wie lange es dauert, bis sich das Becken geleert hat.

Durch Umformungen der Toricelli-Formel ergibt sich die Zeit  $t$ :

$$t = \frac{A_0}{A_A} \times \left( \sqrt{\frac{2h_0}{g}} - \sqrt{\frac{2h_1}{g}} \right)$$

Die Variablen sind:

- $A_0$  = Grundfläche des Beckens
- $A_A$  = Querschnittsfläche des Ausflussrohres
- $h_0$  = Wasserstand zum Zeitpunkt des max. Wasserstandes
- $h_1$  = Wasserstand im Becken = 0
- $\mu$  = Abflussbeiwert nach Poleni = 0,6272

Tabelle 31: Berechnung der Entleerungszeit bei maximalem Wasserstand, Parametrierung und Berechnungsergebnis.

<b>Parameter</b>	
A0	335 m <sup>2</sup>
AA	0,0049235 m <sup>2</sup>
g	9,81 m/s <sup>2</sup>
h0	0,9 m
h1	0 m
μ	0,6272
<b>Ergebnis</b>	
t in s	29.145 s
t in min	486 min
t in h	8,1 h

Demzufolge dauert es – unter der Voraussetzung, dass ab dem maximalen Wasserstand kein Zufluss mehr erfolgt – etwa acht Stunden, bis sich das Becken entleert hat. Der maximale Wasserstand wurde mit jenem Wert angesetzt, bei dem kein Überfall nach Poleni mehr stattfindet, weil der Höchststand schnell wieder endet.

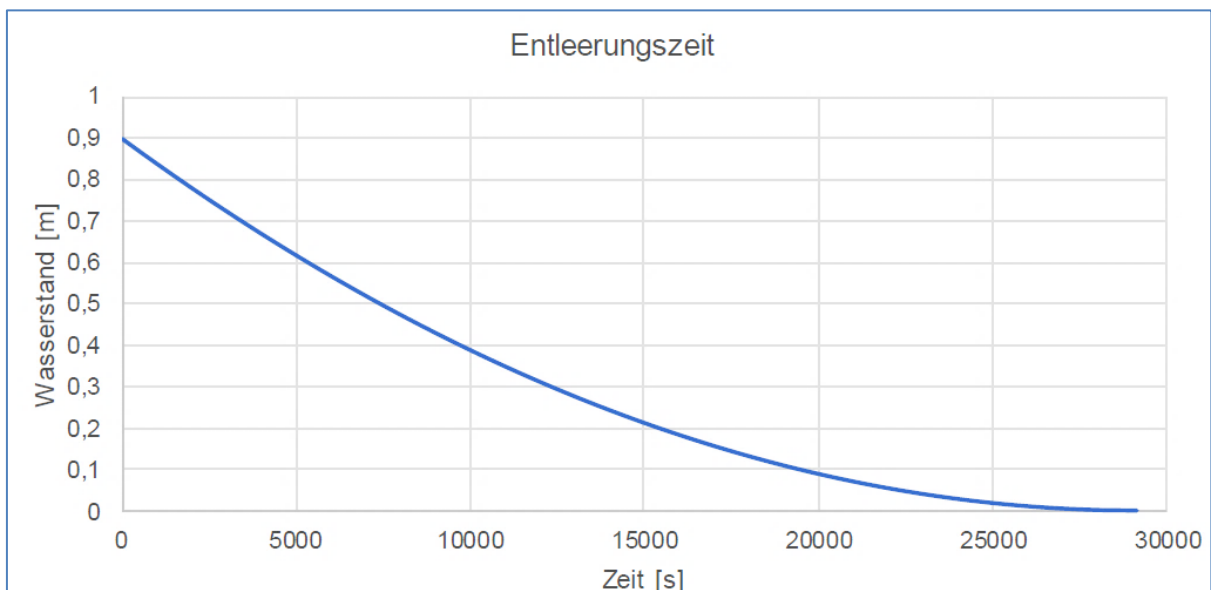


Abbildung 50: Grafische Darstellung der Entleerungszeit.

Abbildung 50 zeigt, dass der Wasserspiegel nicht linear, sondern parabolisch abnimmt. Die berechnete Entleerungszeit von etwa acht Stunden ergibt sich nur, wenn ab dem maximalen Wasserstand kein Zufluss mehr erfolgt. Tatsächlich war die Entleerungszeit jedoch länger, da weitere Regenereignisse folgten. Kamera-Aufnahmen zeigen, dass nach dem Starkregen im Juni 2023 auch nach Tagen noch Wasser im Becken war. Es war aber erkennbar, dass sich das Becken zunächst schnell leerte. Ab einem gewissen Wasserstand dauerte es allerdings noch Tage, bis das Becken gänzlich trocken war.

Abbildung 51 bis Abbildung 53 zeigen die entsprechenden Kameraaufnahmen des Absetzbeckens.

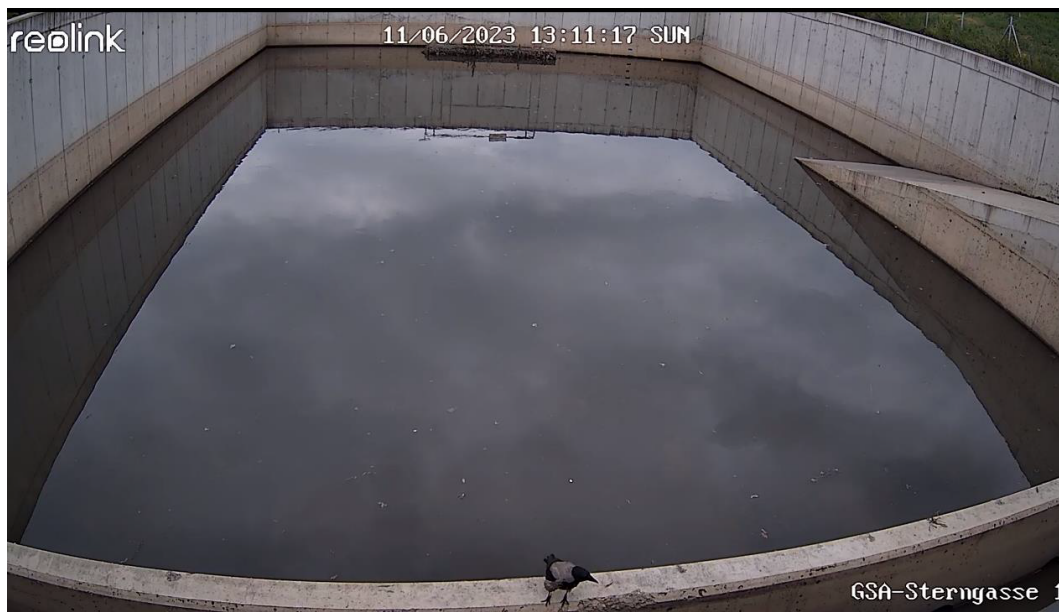


Abbildung 51: Absetzbecken am 11.06.2023, ca. 17 Stunden nach dem letzten Niederschlagsereignis.



Abbildung 52: Absetzbecken am 14.06.2023, knapp vier Tage nach dem letzten Niederschlag.



Abbildung 53: Absetzbecken am 16.06.2023, knapp sechs Tage nach dem letzten Niederschlag.

Damit ist die tatsächliche Aufenthaltszeit weit höher als die berechnete. Es ist daher zu vermuten, dass sich dadurch auch kleinere Partikel absetzen als die theoretisch berechnet.

In der GSA Sternngasse wird die Geschwindigkeit des ZL im Rohr durch die Prallwand mit den zehn Einströmöffnungen reduziert, jedoch bleiben im ZL-Bereich bei den Einströmöffnungen hinter dem ZL-Rohr hohe Geschwindigkeiten erhalten, was in diesem Bereich zu schlechterem

Absetzverhalten und Remobilisierung von Sedimenten führt, besonders bei hohen AFS-Konzentrationen zu Beginn eines Ereignisses. Die berechnete Entleerungszeit unterschätzt die Tatsächliche, da verschlammte Gabionen und bauliche Abweichungen die Aufenthaltszeit verlängern, wodurch auch kleine Partikel (ab  $7,2\ \mu\text{m}$ ) (Halper, 2024) abgesetzt werden können. Korngrößenanalysen zeigen, dass im AL-Bereich 10–15 % der Partikel zwischen  $2,0\ \mu\text{m}$  und  $6,3\ \mu\text{m}$  groß sind. Im ZL-Bereich dominieren Grobanteile.

Die Ergebnisse der Korngrößenuntersuchungen zeigen (siehe Anhang 7.2), dass zwischen Zulaufrohr und Prallwand im Bereich der Strömung mittelgrobe und grobe Sande zu finden sind und der Anteil der Feinteile  $<63\ \mu\text{m}$  nur 5 % beträgt. Höhere Anteile (30–45 %) an Partikelgrößen  $<63\ \mu\text{m}$  sind in den Ecken und im Mittelteil der Anlage zu finden. Im Bereich der Gabionen liegen die Anteile von Partikeln  $<63\ \mu\text{m}$  bei 80–95 % und der Feinstanteil  $<2\ \mu\text{m}$  bei ca. 10 %. Für die bedeckte Fläche (Annahme: Feststoffdichte  $2.680\ \text{kg/m}^3$ ) wurde eine Masse von rund 4,3 Tonnen berechnet (Halper, 2024).

Das Straßenwasser fließt hauptsächlich durch zwei der Öffnungen in der Anprallwand (Abbildung 54) hinter dem ZL, was die Prallwandwirkung mindert und „tote Ecken“ entstehen lässt, wodurch die Beckenfläche nicht optimal genutzt wird. Die Entfernung der beiden hauptgenutzten Öffnungen könnte die Strömungsverteilung verbessern.



Abbildung 54: Ursache und vorgeschlagene Abhilfe für das Abschwemmen von Sedimenten im Absetzbecken der Gewässerschutzanlage Sterngasse.

Neben den Korngrößen wurden die Schwermetallkonzentrationen von vier Sedimentproben der Kornfraktionen  $63\text{--}125\ \mu\text{m}$  und  $125\text{--}200\ \mu\text{m}$  gemessen. Tabelle 61 im Anhang zeigt, dass sich der Mittelwert der Schwermetallkonzentrationen der beiden Kornfraktionen nicht signifikant unterscheidet. Generell treten vor allem Aluminium ( $0,01\ \text{g/g}$  Sediment) und Eisen ( $0,014\ \text{g/g}$  Sediment) in hohen Konzentrationen auf. Auffällig ist aber, dass alle

Schwermetallkonzentrationen bei P12 (nahe beim Ablauf) in beiden Fraktionen weit höher lagen als bei den anderen drei Probenahmestellen. P12 wurde nahe am Ablauf genommen und hatte mit 88 % Ton und Schluffanteil insgesamt mehr Feinanteile als die anderen drei Proben mit 8–72 % Feinanteil. Anhand der Sedimentanalysen ist auch der geringe Schwermetalleintrag (Ausnahme: Zn) in die GSAs zu erkennen. Durch Multiplikation der Schwermetallkonzentration mit der gesamten Masse des Sediments im Absetzbecken und unter der Annahme, dass die Korngrößen 63–200 µm rund 25 % der gesamten Masse ausmachen, ergeben sich Schadstofffrachten von ca. 30 kg Fe, 22 kg Al und 2 kg Zn, die im Absetzbecken zurückgehalten werden (siehe Tabelle 62 im Anhang). Die tatsächlichen Frachten im Absetzbecken werden dabei möglicherweise unterschätzt, weil nur ein Teil der Korngrößen analysiert wurde.

### **Filterbecken Stern gasse**

Da der Zulauf zum Filterbecken nicht beprobt und auch hydraulisch nicht erfasst werden konnte, kann die Reaktion nur indirekt über den Ablauf bzw. durch die Kamerabeobachtungen ermittelt werden. Es zeigt sich, dass das Filterbecken in den meisten Fällen nur zu einem kleinen Teil genutzt wird, solange der Zulauf über die Drossel erfolgt (Abbildung 55).

In der GSA Stern gasse erreicht das Wasser – abhängig vom NS-Ereignis – nach ca. 45–135 Minuten den Ablaufschacht, was daran zu erkennen ist, dass der Wasserstand im Ablaufschacht zu steigen beginnt.

Über die Kameras konnte kein signifikanter Einstau des Filters beobachtet werden. Ein typischerweise beobachteter Einstau bei einem Regenevent mit 16 mm Niederschlag ist in Abbildung 55 dargestellt. Durch den horizontalen Aufbau des Filters erfolgt eine gleichmäßige Verteilung. Ein erhöhter Einstau tritt erst bei vollständiger Flächennutzung auf.



Abbildung 55: GSA Sternngasse, Bodenfilterbecken am 19.02.2023, beobachteter Einstau.

Bei der GSA Sternngasse wurde der  $k_f$ -Wert des Filters über Ring-Infiltrometer-Versuche innerhalb von 18 Monaten zweifach bestimmt. Es konnte keine Kolmation des Filters festgestellt werden und die Durchlässigkeit liegt mit  $k_f$ -Werten zwischen  $4,5 \times 10^{-5}$ – $6,5 \times 10^{-6}$  im Bereich bzw. etwas schlechter als der RVS-04.04.11-konforme  $k_f$ -Wert von  $1 \times 10^{-4}$  m/s bis  $1 \times 10^{-5}$  m/s . Leider wurde im Versickerungsbereich nicht direkt gemessen. Die genaue Beschreibung der  $k_f$ -Wert-Bestimmung ist dem Anhang Kapitel 7.1.1 zu entnehmen.

Die Aufenthaltszeit im Absetzbecken ist deutlich höher als jene im Filterbecken. Die längere Aufenthaltszeit kann als erhöhte Retention interpretiert werden und bietet die Möglichkeit, auch bei hohen Niederschlagssummen den hydraulischen Stoß in das Fließgewässer zu verringern. Die Entleerung über den Filter erfolgt im Vergleich zum Absetzbecken schnell und führt zu keiner zusätzlichen Retention. Die Drossel im Ablauf stellt erst bei höheren Abflüssen einen Engpass dar. Vorschläge für eine Optimierung des Filterbeckens sind in Kapitel 6.3 zu finden.

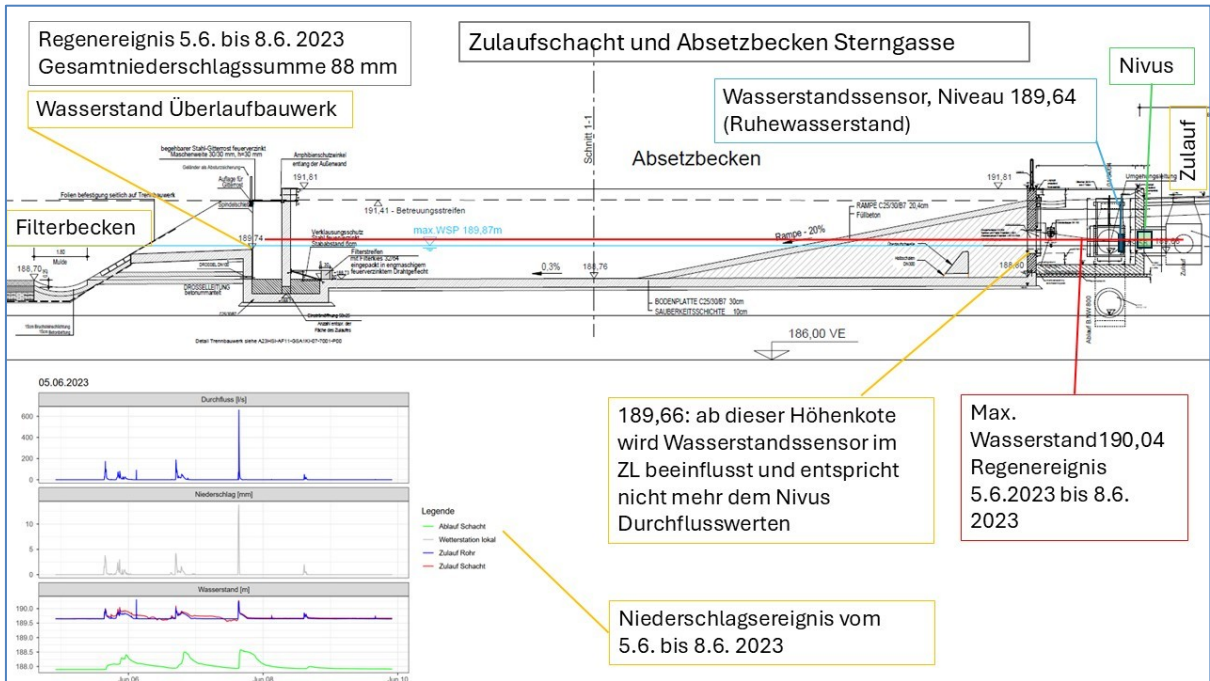


Abbildung 56: Schnitt durch die Anlage mit Bemessungswasserpegel.

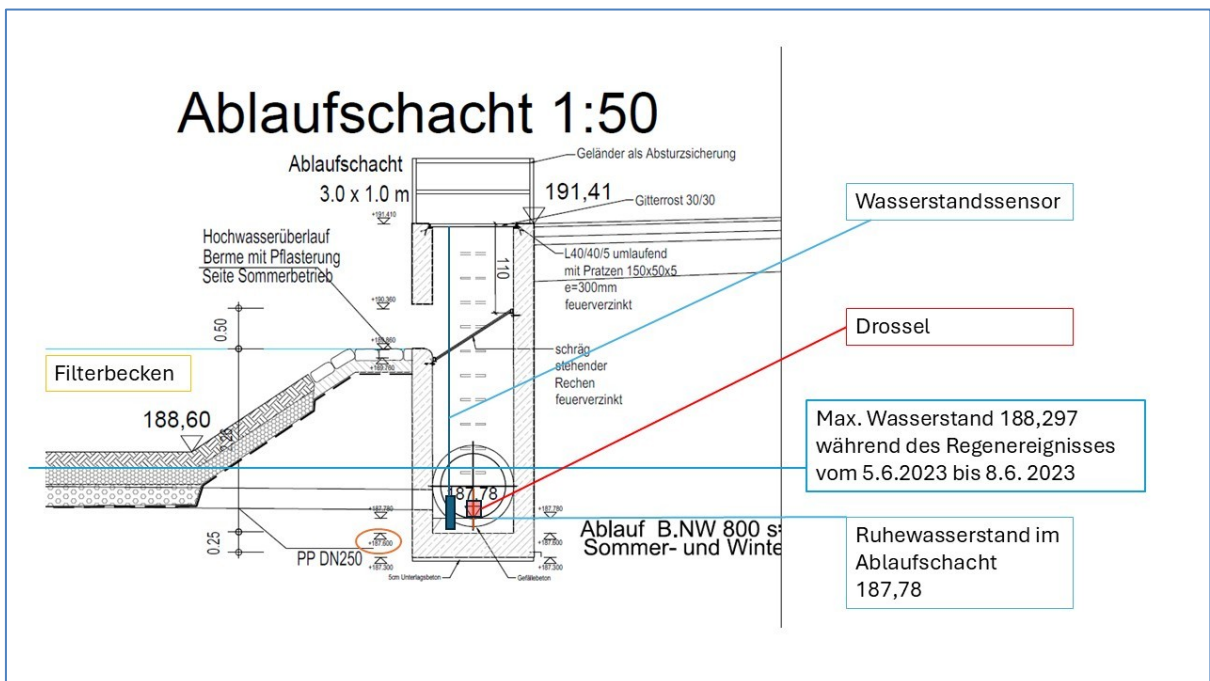


Abbildung 57: Schnittbild des Ablaufschachtes mit Wasserständen, Drossel und Wasserstandssensor.

### 4.3.2 Hydraulische Belastung der GSA Gleisdorf

Tabelle 32 zeigt das hydraulische Verhalten der GSA Gleisdorf für verschiedene Niederschlagsereignisse. Dabei wurden unter anderem die vorangegangene Trockenperiode, die Niederschlagsintensität, das Niederschlagsvolumen sowie das daraus berechnete Ablaufvolumen erfasst. Zusätzlich wird das Verhältnis von Ablauf zu Niederschlag und die zeitliche Verzögerung zwischen Zulauf und Ablauf dargestellt.

Tabelle 32: Hydraulisches Verhalten der GSA Gleisdorf.

Datum	Vorangegangene Trockenperiode	Niederschlags- intensität	NS am Tag	NS gesamtes Ereignis	Berechnetes Niederschlags- volumen	Berechnetes Ablaufvolumen	Verhältnis Ablauf zu Niederschlag	Verzögerung Zulauf – Ablauf	Gesamt- entleerungszeit
	d	mm/h	mm	mm	m <sup>3</sup>	m <sup>3</sup>	%	min	min
06.05.2023	3	14	7	8,6	146	189	129 %	n.a.	300
05.06.2023	0	7	12	12	197	n.a.		n.a.	720
04.07.2023	0	9	9,2	11	192	n.a.		n.a.	570
13.07.2023	7	23	38	38	646	412	64 %	11	1.380
21.07.2023	0	12	19	22	374	162	43 %	11	480
03.08.2023	0	6,5	12	89,4	1.520	1.928	127 %	18	285
28.08.2023	5	6	13	13	223	195	87 %	36	312
22.12.2023	4	4,5	5	5	87	63	72 %	n.a.	262
11.03.2024	0	7,5	16	16	271	149	55 %	34	780

*n.a. nicht anwendbar*

Die Ergebnisse verdeutlichen, dass das Abflussverhalten der GSA Gleisdorf stark von der Intensität und Dauer des Niederschlags sowie von der Länge der vorangegangenen Trockenperiode abhängt. Besonders bei kurz aufeinanderfolgenden Ereignissen mit geringen Trockenphasen zeigen sich tendenziell höhere Abflussvolumina, während längere Trockenperioden häufig zu geringeren Ablaufvolumina führen. Auffällig ist zudem, dass bei einzelnen Ereignissen (z. B. am 06.05.2023 und 03.08.2023) das berechnete Ablaufvolumen über dem Niederschlagsvolumen liegt, was auf Mess- oder Berechnungsunsicherheiten hinweist. Solche Abweichungen können etwa durch unvollständige Aufzeichnungen, Verdunstungsverluste, Fehleinschätzungen der Einzugsgebietsgröße, einen Memory-Effekt durch das Becken im Dauerstau oder durch Fremdwasseranteile entstehen. Insgesamt liefern

die dargestellten Werte einen guten Überblick über die hydraulische Reaktion der Anlage bei unterschiedlichen Randbedingungen. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass die berechneten Volumina und Verhältnisse mit Unsicherheiten behaftet sind und daher als Näherungswerte zu verstehen sind.

Ein Vergleich mit den in Tabelle 32 dokumentierten Ereignissen zeigt, dass das Ereignis vom 13.07.2023 mit einer Niederschlagsmenge von 38 mm und einem berechneten Niederschlagsvolumen von 646 m<sup>3</sup> das hydraulisch bedeutsamste Ereignis innerhalb des Beobachtungszeitraums war, da bei diesem Ereignis der Bemessungsniederschlag in den ersten 15 Minuten erfasst werden konnte. Das gemessene Ablaufvolumen betrug 412 m<sup>3</sup>, entsprechend einem Verhältnis von 64 % zwischen Ablauf und Niederschlag. Diese Werte zeigen, dass die Anlage bei Starkregenereignissen dieser Größenordnung eine deutliche Drosselwirkung entfaltet und die Rückhaltefunktion wie vorgesehen wirksam ist. Die Gesamtentleerungszeit von rund 1.380 Minuten (ca. 23 Stunden) liegt im Zielbereich der geforderten Entleerungsdauer.

Besonders hervorzuheben ist, dass in diesem Starkregenereignis auch das einjährige Bemessungsereignis in 15 Minuten, auf das die Anlage ausgelegt wurde, vollständig enthalten war. Damit wurde nachgewiesen, dass die Anlage unter realen Bedingungen die für die Bemessung maßgebliche Belastung sicher aufnehmen und hydraulisch bewältigen kann. Der Bemessungsniederschlag selbst wurde damit tatsächlich gemessen, was einen wichtigen praxisnahen Nachweis für die Dimensionierung der Anlage liefert.

Die Zulaufferfassung war aufgrund der hydraulischen Randbedingungen nicht belastbar durchführbar. Die Messung des tatsächlichen Zuflusses wurde durch komplexe Strömungsverhältnisse und fehlende geeignete Einbauorte beeinträchtigt. Daher wurden für die Analyse die Niederschlagsdaten herangezogen und mit den Ablaufvolumina verglichen. Auch die Erfassung der Ablaufmengen war aufgrund der Drosselung schwierig, da die Messtechnik nur nach der Drosseleinrichtung eingebaut werden konnte. Dadurch sind insbesondere bei großen Ereignissen Abweichungen zwischen berechnetem und gemessenem Volumen möglich.

### 4.3.2.1 Betrachtung der Abscheidewirkung mithilfe der Sedimente (Auszug aus Halper, 2024)

Zur Berechnung der Abscheidewirkung des AB in Gleisdorf wurden zwischen 26.02.2023 und 28.08.2023 acht Niederschlagsereignisse ausgewertet (Halper, 2024). Die gemittelte Konzentration an AFS im Zulauf betrug 42,4 mg/l und war weit niedriger als im ZL Sterngasse. Dem gegenüber stehen 5,4 mg/l im Ablauf, wodurch sich eine Reduktion der AFS um 87,2 % ergibt. Damit wird der Emissionsgrenzwert der AAEV von 30 mg/l im Mittel weit unterschritten. Das Mittel wird auch hier von der Zulauf- und Ablaufganglinie beeinflusst. Der Median der Ablaufkonzentrationen der acht Niederschlagsereignisse liegt etwas unter 5 mg/l. Generell war die Konzentration an AFS in Gleisdorf weit niedriger als in der Sterngasse. Das dürfte in erster Linie auf die geringere Verkehrsstärke zurückzuführen sein. Abbildung 58 zeigt die mittlere Zu- und Ablaufkonzentration bei drei verschiedenen Niederschlagsereignissen sowie die gemittelten Konzentrationen aller Zu- und Ablaufproben:

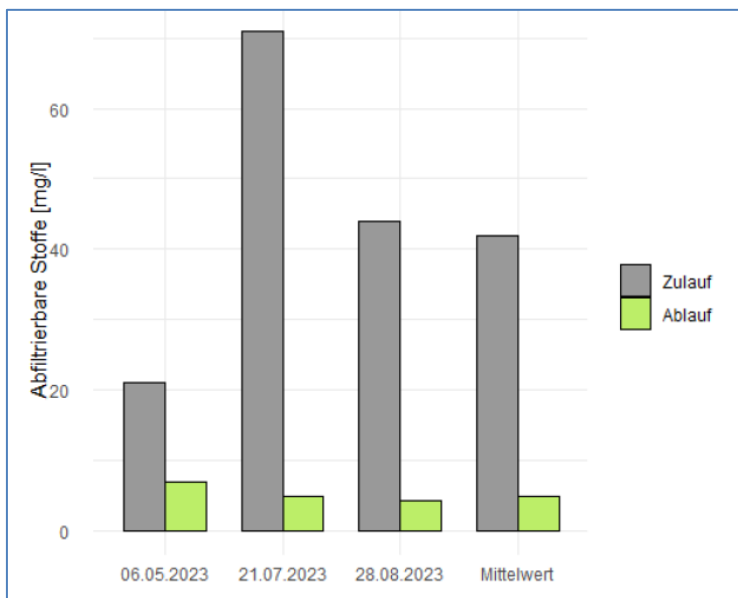


Abbildung 58: Mittlere Konzentration der abfiltrierbaren Stoffe im Zu- und Ablauf der GSA Gleisdorf (aus Halper, 2024).

Abbildung 59 zeigt zudem, dass auch hier der „First-Flush-Effekt“ besteht. Es zeigt sich aber auch deutlich, dass die hohen AFS-Konzentrationen bei sehr geringem Zufluss auftreten:

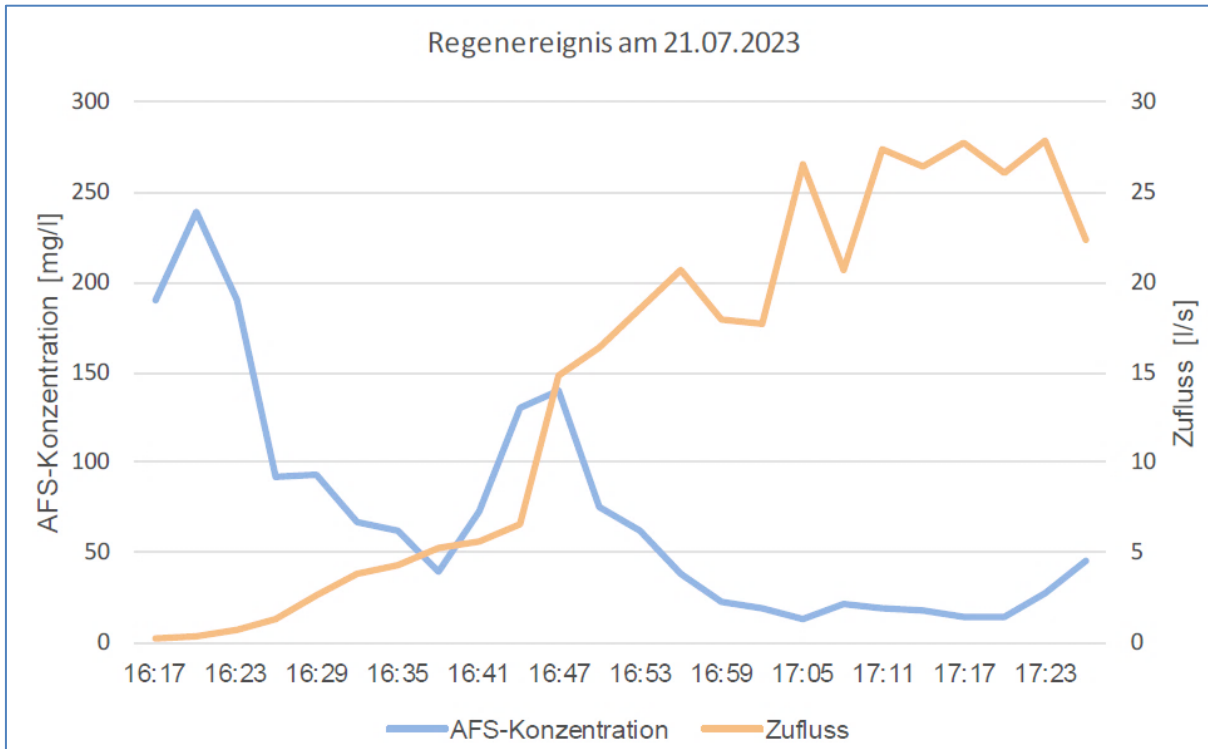


Abbildung 59: Zulaufkonzentration der abfiltrierbaren Stoffe am 21.07.2023 (Halper, 2024).

Zur Bewertung des Absetzbeckens in Gleisdorf wird im Folgenden das Absetzbecken mit den „Best-Practice“-Beispielen aus Deutschland und der Schweiz verglichen. Als Best-Practice-Beispiele gelten Verfahren, die eine bestmögliche Reinigung erreichen. Dazu werden die Richtlinien der Länder verglichen.

Tabelle 33 stellt einen Vergleich der Richtlinien aus den drei Ländern mit der GSA Gleisdorf bezüglich der hydraulisch wichtigsten Bereiche und Parameter eines Absetzbeckens dar.

Tabelle 33: Vergleich der hydraulisch wichtigsten Bereiche und Parameter (aus Halper, 2024).

Richtlinie	Österreich RVS 04.04.11 (2020)	Deutschland REwS (2021)	Schweiz Stand der Technik (ASTRA 2021) VSS 40 361 (2019)	Gleisdorf -
Dauerstau oder trockenfallend	Beides möglich	Dauerstau	Dauerstau	Dauerstau
Zulaufgestaltung	Energieumwandlung und gleichmäßige Verteilung	So, dass der Durchfluss über die gesamte Länge des Beckens den gesamten Beckenquerschnitt ausnutzt	Durchflussdrosselung und Durchflussverteilung z. B. durch eine Prallwand	Prallwand zur gleichmäßigen Querverteilung
Zulaufhöhe zum Becken	k.A.	Zumindest teileingestaut; idR durch einen Absturzschtach realisiert	k.A.	Vorkammer, Mindestwasserstand = Einlaufhöhe
Becken-geometrie Länge:Breite	≥3:2	≥3:1	4:1 – 6:1	Ca. 2:1
Beckentiefe	Tiefe des Durchflusses max. 1,5 m	Dauerstau mind. 1,8 m über Schlamm-sammelraum; mind. Gesamttiefe: 2,0 m	Abstand UK Zulauf und OK Sedimente mind. 1,0 m	Dauerstau = 0,74 m; max. Wasserstand = 1,95 m
Sohle	Tiefpunkt für die Reinigung vorgesehen, Sohlegefälle hin zu diesem	k.A.	Sohlegefälle mind. 3 % gegen Fließrichtung	Kein Gefälle und Tiefpunkt (lt. Plan)
Ablauf	Ablaufrohr auf Höhe der OK des Schlamm-sammelraumes	Überlaufschwelle über die gesamte Breite	Überlaufkante (breitflächig)	Ablaufrohr auf Höhe der OK des Schlamm-sammelraumes; (davor Staumauer)
Oberflächenbeschickung	Max. 10 m/h	9 m/h	5–10 m/h	6,77 m/h

Das Absetzbecken in Gleisdorf wird im Dauerstau betrieben, was eine höhere Schadstoffentfernung ermöglicht als trockenfallende Becken (Trocme et al., 2021). Die Beckentiefe beeinflusst die Reinigungsleistung wesentlich (Grotehusman et al., 2006). Österreichische Becken sind – wie etwa in Gleisdorf – flacher als in anderen Ländern. Eine tiefere Anlage könnte die Reinigungsleistung verbessern und die Filterlebensdauer erhöhen, da weniger grobe Partikel ins Filterbecken gelangen, auch wenn dies höhere Baukosten verursacht. Details zu den Messergebnissen der Regenereignisse sind im Kapitel 7.2.2 angeführt.

Angesichts des „First-Flush-Effekts“ bzw. des ersten Spülstoßes ist ein Notüberlauf in der Vorkammer sinnvoll, da so eine Durchmischung mit stärker belastetem Straßenabwasser vermieden wird. Eine Tauchwand verhindert den Austrag von Schwimmstoffen und Leichtflüssigkeiten. Es sollte geprüft werden, ob der ZL bei maximalem Wasserstand direkt über den Notüberlauf abgeleitet werden kann, ohne die Vorkammer zu durchfließen.

In Deutschland ist es Stand der Technik, dass der ZL teileingestaut erfolgt. In Gleisdorf liegt die Einströmöffnung auf Höhe des Dauerwasserstandes und wird bei Niederschlag eingestaut. Eine Erhöhung des Dauerwasserstandes könnte die Absetzbedingungen verbessern. Das Absetzbecken in Gleisdorf erfüllt Standards wie eine gleichmäßige Durchflussverteilung und einen Abfluss über die gesamte Breite. Für Becken mit Dauerstau könnten Lamellenabscheider die Absetzfläche erhöhen. Diese sollten leicht zu reinigen sein, um den Wartungsaufwand gering zu halten.

### **Ermittlung des Abscheideverhaltens mittels Sedimentanalyse**

Wegen des Dauerstaus musste bei der GSA Gleisdorf das Sediment bzw. der wässrige Schlamm aus dem Absetzbecken gepumpt werden. Die genauen Probenahmepunkte und die Partikelgrößenverteilung sind dem Kapitel 7.1.3 im Anhang zu entnehmen.

Untersuchungen des Sediments im AL-Bereich zeigten ähnliche Korngrößenverteilungen wie in der Beckenmitte, was auf vergleichbare Fließgeschwindigkeiten hindeutete. Ein Spülstoß zu Beginn eines Niederschlags wirkt daher weniger weit ins Becken hinein. Die AFS-Konzentration der Sedimentproben betrug etwa 10,7 g/l (AL-Bereich) bzw. 10,4 g/l (Beckenmitte) und damit ca. das 250-Fache der ZL-Konzentration (42 mg/l), was auf eine deutliche Absetzleistung hinweist. Hinter der Prallwand war optisch kein Schlamm erkennbar, weshalb dort von einer sehr geringen Konzentration an AFS auszugehen ist.

Die gesamte Fracht der AFS im Absetzbecken wurde unter der Annahme abgeschätzt, dass die mittlere Konzentration der AFS im gesamten Absetzbecken zwischen einem Drittel und der

Hälfte der Messwerte liegt. Durch Multiplikation mit dem Volumen von 98,79 m<sup>3</sup> ergibt sich eine Fracht zwischen 336 kg und 514 kg AFS. Es ist allerdings nicht bekannt, in welchem Zeitintervall diese Fracht angefallen ist, weil keine Informationen zur letzten Räumung vorliegen.

Die Korngrößenanalyse ergab ebenfalls einen guten Rückhalt von Partikeln <63 µm von ca. 85 %, wobei auch 10–15 % Feinstpartikel <2 µm in den Sedimentproben zu finden waren. An allen drei PN-Punkten waren die Feianteile <63 µm besonders hoch. Schwermetalluntersuchungen zeigen deutlich höhere Belastungen im Sediment, jedoch keine wesentliche Remobilisierung durch den Dauerstau (Halper, 2024).

### **Filterbecken GSA Gleisdorf**

Da der Zulauf zum Filterbecken nicht beprobt und auch hydraulisch nicht erfasst werden konnte, kann die Reaktion des Systems nur indirekt über den Ablauf ermittelt werden. Im Vergleich zur GSA Stern gasse konnten hier jedoch deutlich weniger Aussagen getroffen werden, da im Rahmen des Projekts keine zusätzlichen Kameras installiert und betreut werden konnten, welche die entscheidenden Informationen über die Entleerung der Filter geliefert hätten. Dadurch war eine detaillierte Beobachtung des Abflussverhaltens nicht möglich. Ebenso konnte der Durchlässigkeitsbeiwert ( $k_f$ -Wert) des Filtermaterials nicht gemessen werden, da für die Messung ein Metallring in den Untergrund eingeschlagen werden hätte müssen. Dies war aufgrund der aufgelegten Filtermatte konstruktiv nicht durchführbar, ohne die Matte komplett zu entfernen oder zu beschädigen.

### 4.3.3 Hydraulische Belastung der GSA Mühlbach

Tabelle 34 zeigt das hydraulische Verhalten des GSA Mühlbach für verschiedene Niederschlagsereignisse.

Tabelle 34: Hydraulisches Verhalten der GSA Mühlbach.

Datum	Vorangegangene Trockenperiode	Niederschlags- intensität	NS am Tag	NS gesamtes Ereignis	Berechnetes Niederschlagsvolumen	Berechnetes Ablaufvolumen	Verhältnis Ablauf zu Niederschlag	Verzögerung Zulauf – Ablauf	Gesamtleerungszeit
	d	mm/h	mm	mm	m <sup>3</sup>	m <sup>3</sup>	%	min	min
12.07.2023	6	25	12	12	463	236	51 %	n.a.	480
16.07.2023	3	22	25	52	1.482	1.479	100 %	13	1.080
26.08.2023	0	31	33	41	1.167	1.126	96 %	5	720
01.04.2024	2	0,9	2,4	2,4	69	24	35 %	32	62
04.10.2024	6	18	19	20	584	401	69 %	29	989
08.12.2024	0	5,8	6,2	13	377	232	62 %	24	750
28.01.2024	3	~0	0,6	0,8	24	15	63 %	n.a.	420

*n.a. ... nicht anwendbar*

Bei intensiveren Regenereignissen mit hohen Niederschlagsmengen (z. B. am 16.07.2023 und 26.08.2023) erreicht die Ablaufmenge nahezu das gesamte Niederschlagsvolumen, was auf eine vollständige Ausnutzung des Speichervolumens und ein weitgehend durchströmtes System hinweist. Dagegen zeigen Ereignisse mit geringer Intensität oder kurzen Trockenperioden (z. B. am 01.04.2024) deutlich niedrigere Ablaufanteile. Diese Unterschiede deuten auf eine starke Abhängigkeit des hydraulischen Verhaltens von der Niederschlagsintensität, der Sättigung des Bodens und der Speicherfähigkeit des Beckens hin.

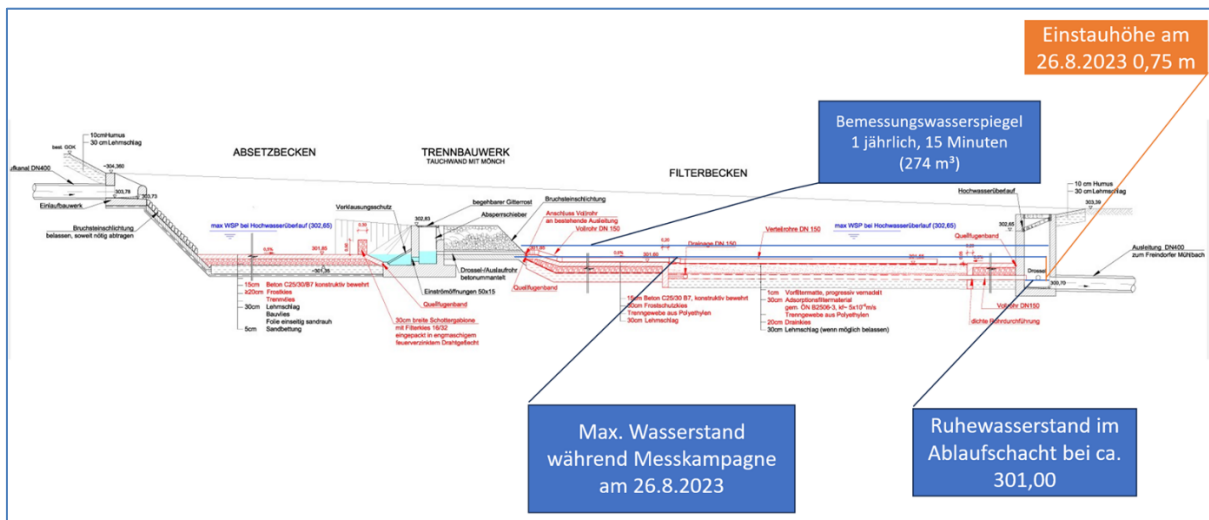


Abbildung 60: Schnitt durch die Anlage Mühlbach mit Ruhewasserstand, Bemessungswasserspiegel und max. Wasserstand bei Bemessungsereignis am 26.8.2023.

Die beobachteten Verzögerungszeiten zwischen Zulauf und Ablauf bewegen sich überwiegend im Bereich von wenigen bis rund 30 Minuten, was auf ein relativ direkt reagierendes System schließen lässt. Längere Entleerungszeiten nach intensiven Ereignissen zeigen, dass das AB das Wasser über mehrere Stunden zwischenspeichern kann.

Es ist jedoch zu beachten, dass die ermittelten Werte mit gewissen Unsicherheiten behaftet sind. Diese ergeben sich insbesondere aus der begrenzten Datendichte, der Extrapolation von nicht vollständig aufgezeichneten Ereignissen sowie möglichen Messungenauigkeiten bei der Bestimmung der Volumina. Daher sind die dargestellten Verhältnisse als Näherungswerte zu interpretieren; sie geben vor allem Tendenzen des hydraulischen Verhaltens wieder.

Für die GSA Mühlbach zeigt die Auswertung der Messdaten, dass der Bemessungsniederschlag von der Anlage sicher aufgenommen werden kann. Innerhalb des Beobachtungszeitraums wurde der Bemessungsniederschlag zweimal erfasst – am 26.08.2023 mit 32,8 mm Gesamtniederschlag und am 03.06.2024 mit 59,4 mm Gesamtniederschlag. Damit bestätigte sich, dass die Anlage für die geplanten Starkregenereignisse ausgelegt ist. Es zeigte sich, dass auch bei dem Bemessungsereignis die Füllhöhe im Ablaufschacht auf keinen Überstau des technischen Filters schließen lässt – das bedeutet, dass das zusätzliche Retentionsvolumen im betonierten Teil des ursprünglichen Bodenfilters nicht genutzt wurde.

## Hydraulik Absetzbecken Mühlbach

In der GSA Mühlbach fließt der ZL (DN 400), aufgeteilt in acht Rohre (DN 150), über eine 1:1-Böschung aus Bruchsteinen ins Absetzbecken. Details zu Regenereignissen sind im Kapitel 7.2.3 beschrieben. Der ZL ist hydraulisch kritisch, da er die Strömung im gesamten Becken beeinflusst (siehe Abbildung 61).

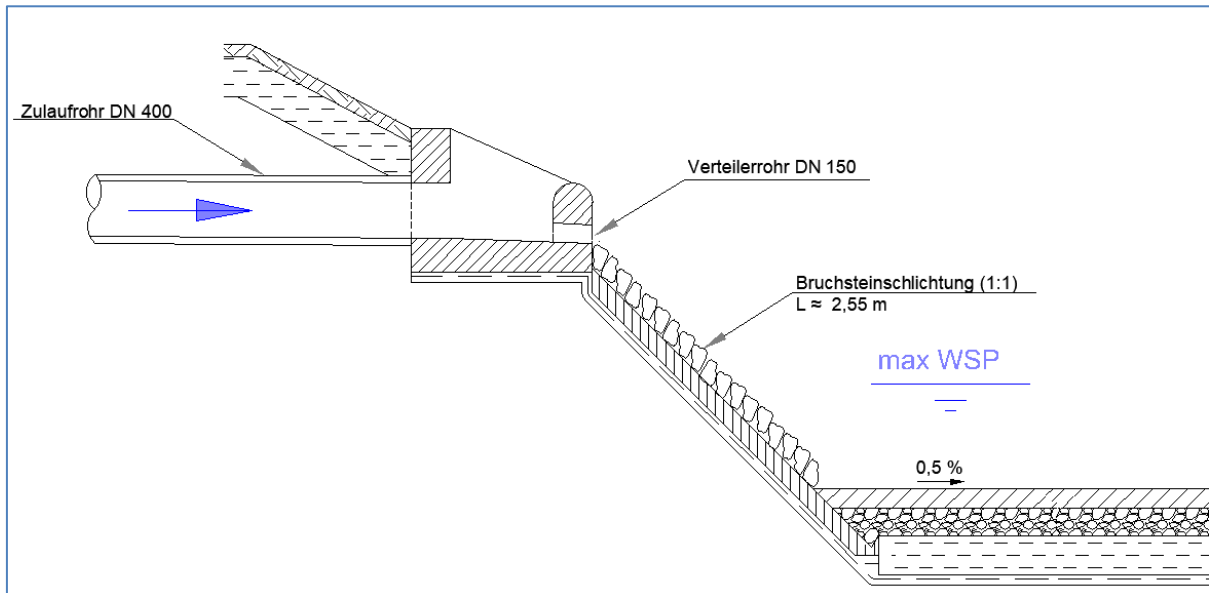


Abbildung 61: Schnitt durch den ZL-Bereich des Absetzbeckens (Halper, 2024).

Hydraulisch lässt sich dieser Zulauf auf den ersten Blick als Schussrinne bezeichnen. Eine Schussrinne ist ein steiles Gerinne, in dem hohe Geschwindigkeiten auftreten. Der Fließzustand ist dabei schießend bzw. „überkritisch“ (Jirka und Lang, 2009).

Schießender Fließzustand tritt in der Regel dann auf, wenn die Wassertiefe gering ist, große Fließgeschwindigkeiten herrschen und das Sohlgefälle groß ist. Charakteristisch ist, dass sich Störungen nur stromabwärts ausbreiten und eine hohe Sohlbeanspruchung besteht. Die Froude-Zahl ist dabei größer als eins. Bei einer Veränderung des Gefälles, der Rauigkeit oder des Querschnitts kann es zur Änderung des Fließzustandes kommen. Dabei gilt vor allem der Übergang vom schießenden zum strömenden Abfluss als besonders kritisch, weil sich die hier auftretenden Erscheinungen maßgebend auf den Abflussprozess auswirken und die Gerinnesohle stark beeinflusst wird. Die Wechsel des Fließzustandes vom Schießen zum Strömen geht mit einer sprunghaften Änderung der Wassertiefe einher. Das wird als Wechsellprung bezeichnet. Dabei entsteht an der Oberfläche eine Rückströmung, wodurch Turbulenzen erzeugt werden, was in Bezug auf die Sedimentation äußerst kontraproduktiv ist.

Der ZL zum Absetzbecken erfolgt über eine steile Rampe (100 % Gefälle) und erscheint zunächst kritisch, da ein Fließwechsel erwartet wird. Hydraulische Modelle zeigen jedoch, dass selbst bei hohen ZL von 500 l/s kein Fließwechsel auftritt, da die raue Rampe ausreichend Energie umwandelt. Anhand der Froude-Zahlen und des Vergleichs zwischen Normalabflusstiefe  $h$  und Grenztiefe  $h_{gr}$  wird geprüft, welcher Fließzustand vorherrscht. Die Strömungsgeschwindigkeit und die Normalabflusstiefe  $h$  werden mithilfe der Strickler-Formel bei gegebenem Durchfluss  $Q$  berechnet. Die Normalabflusstiefe  $h$  ist normal zur Sohle. Der Durchfluss  $Q$  wird gemessen, der Bemessungszufluss liegt bei etwa 335 l/s. Die Strickler-Formel lautet:

$$Q = A \times k_{st} \times R^{2/3} \times \sqrt{I}$$

Die Variablen stehen für:

- $Q$  = Durchfluss [ $m^3/s$ ]
- $k_{st}$  = Strickler-Beiwert, für Bruchsteinschichtung =  $45 m^{1/3}/s$
- $A$  = Querschnittsfläche [ $m^2$ ]
- $R$  = hydraulischer Radius [ $m$ ]
- $I$  = Sohlgefälle [%]

Die Normalabflusstiefe geht in die Querschnittsfläche  $A$  und den hydraulischen Radius  $R$  ein. Der benetzte Teil der Rampe wird mit 2,5 Meter angenommen. Der Stricklerbeiwert  $k_{st}$  wurde für eine Bruchsteinschichtung mit 45 gewählt. Es stellt sich heraus, dass die Froude-Zahl  $Fr$  für Zuflüsse zwischen 50 l/s und 500 l/s weit unter eins liegt. Auch die Grenztiefe  $h_{gr}$  ist sehr gering und um ein Vielfaches kleiner als die Normalabflusstiefe  $h$ . Das bedeutet, dass der Fließzustand auf der Rampe strömend ist und somit auch kein Wechselsprung stattfindet.

Die berechneten Geschwindigkeiten liegen allerdings alle deutlich über der kritischen Horizontalgeschwindigkeit der RVS 04.04.11 (2020) von 0,05 m/s.

Die Sedimentbildung beginnt erst zehn Meter nach der ZL-Einleitung und ein Spülstoß zu Beginn eines Niederschlags bestätigt hohe Geschwindigkeiten. Messungen im ZL-Rohr (DN 600) zeigen Geschwindigkeiten bis zu 4,0 m/s, deren Reduktion auf 0,15 m/s durch bauliche Maßnahmen kritisch zu prüfen ist. Korngrößenanalysen deuten auf eine geringere Reinigungsleistung des Absetzbeckens hin, jedoch wird die höhere Gesamtreinigungsleistung der Anlage der besseren Effizienz des technischen Filters zugeschrieben. In Absetzbecken mit ähnlicher Geometrie sind die Fließgeschwindigkeiten bei niedrigem Wasserstand höher (Wildt, 2017). Die höchsten Geschwindigkeiten treten kurz nach Beginn eines Niederschlags auf und nehmen danach ab. Ein ZL mit Absturzschaft und Sumpf, wie in Gleisdorf, könnte

eine Alternative sein. Da die ZL-Sohle 1,93 Meter über der Beckensohle liegt, ist eine effiziente Energieumwandlung auf kurzer Strecke notwendig (Halper, 2024).

Es lässt sich vermuten, dass durch die gleichmäßige Verteilung des Zuflusses über die Breite genügend Energie in Form von Wärme, Schall und Verdampfungsenthalpie umgewandelt wird, sodass kein Fließwechsel stattfindet.

Der nächstgelegene Gitterpunkt des eHYD ist der Gitterpunkt 2.740. Er ist etwa 2,9 km Luftlinie zur GSA Mühlbach entfernt. Der einjährige, 15-minütige Bemessungsniederschlag beträgt laut eHYD dort 12,0 mm. Das stärkste Niederschlagsereignis im Beobachtungszeitraum fand am 16/17.07.2023 statt und entsprach mit geringer Unterschreitung nicht dem Bemessungsregen (Abbildung 62).

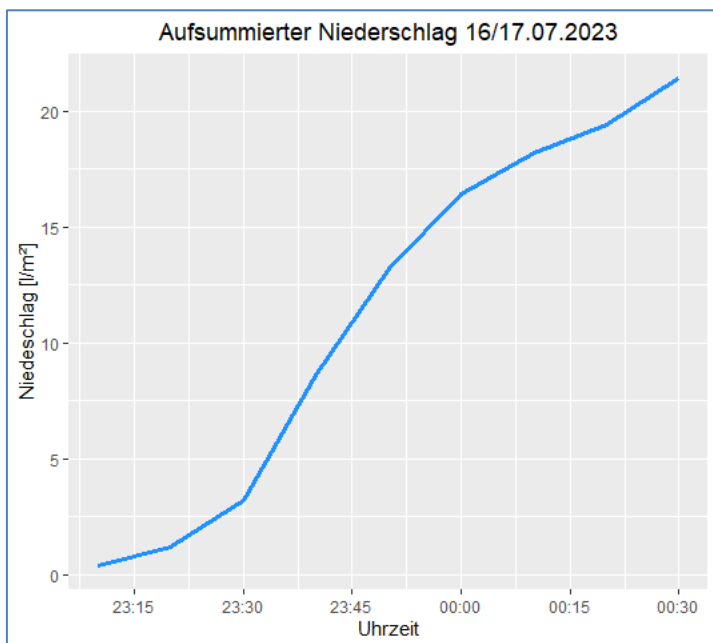


Abbildung 62: Niederschlagsereignis am 16/17.07.2023 (Halper, 2024).

Es ist zu erkennen, dass zwischen 23:30 und 23:45 etwa 10 mm Niederschlag fielen. Abbildung 63 zeigt den gemessenen Zulauf und die gemessene Geschwindigkeit im Zulaufrohr.

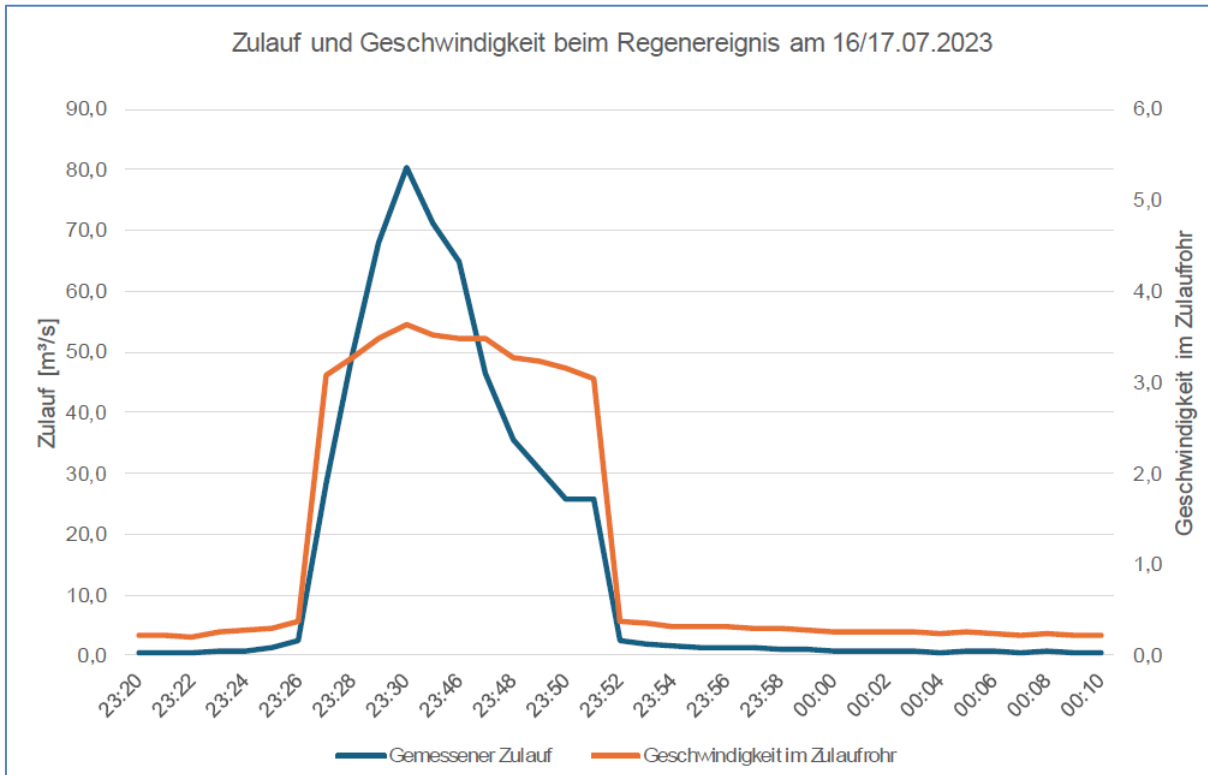


Abbildung 63: Zulauf und Geschwindigkeit beim Niederschlagsereignis am 16/17.07.2023 (Halper, 2024).

Aufgrund technischer Probleme fielen zwischen 23:30 und 23:45 – also zum Zeitpunkt des intensivsten Niederschlags – die Messgeräte aus. Es ist davon auszugehen, dass sowohl die Geschwindigkeit als auch der Zulauf in diesem Zeitraum noch höher lagen. Trotzdem zeigt sich, dass die Geschwindigkeiten im Zulaufrohr knapp 4,0 m/s erreichen. Ob die Prallwand die Geschwindigkeit auf rund 0,15 m/s bei einem Zulauf von 80 l/s abbremst, wie berechnet, gilt als kritisch zu betrachten.

#### 4.3.3.1 Betrachtung der Abscheidewirkung mithilfe der Sedimente (Auszug aus Halper, 2024)

##### Abfiltrierbare Stoffe

Der Mittelwert ausgewählter Einzelproben, die im Zulauf zum Absetzbecken genommen wurden, betrug 120 mg/l. Im Ablauf des Filterbeckens betrug der Mittelwert aller Einzelproben ca. 15 mg/l. Die gesamte Anlage konnte somit die Konzentration der AFS um 88,2 %

verringern. Abbildung 64 zeigt die statistische Verteilung der AFS-Konzentrationen im Zu- und Ablauf.

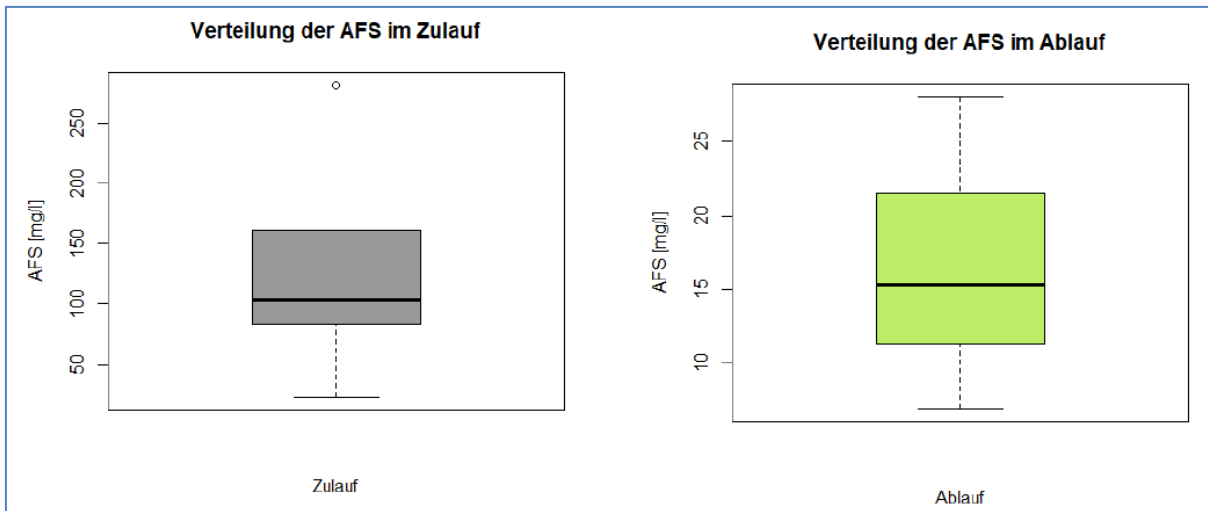


Abbildung 64: Statistische Verteilung der AFS-Konzentration in Mühlbach (Halper, 2024).

Generell lagen die Werte der AFS-Konzentrationen im Zulauf in einem mit der Sternngasse vergleichbaren Bereich.

Abbildung 65 zeigt die AFS-Konzentrationen im Zulauf und Ablauf ausgewählter Niederschlagsereignisse. Es ist zu erkennen, dass die AFS-Konzentrationen stark reduziert werden und schließlich auch unter dem Grenzwert der AAEV (1996) von 30 mg/l liegen.

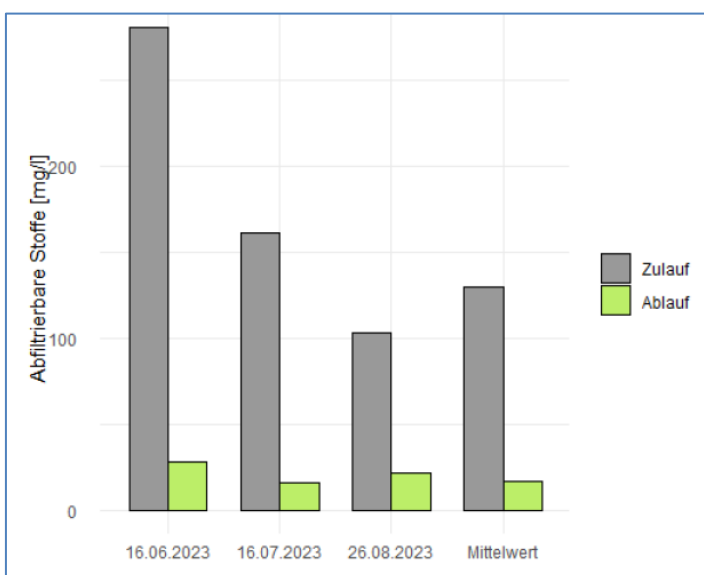


Abbildung 65: Mittlere AFS-Konzentration bei ausgewählten Niederschlagsereignissen in Mühlbach (aus Halper, 2024).

Abbildung 66 zeigt den zeitlichen Verlauf der AFS-Konzentration beim Niederschlagsereignis am 12.07.2023 im Zulauf. Dabei ist erkennbar, dass auch hier ein „First-Flush-Effekt“ besteht. In dem trockenfallenden Becken erfolgte die Beprobung der Sedimente nach demselben Muster wie die Beprobung in der Sterngasse. Die Details zu Probenahmepunkten und Partikelgrößenverteilung sind dem Kapitel 7.1.4 im Anhang zu entnehmen.

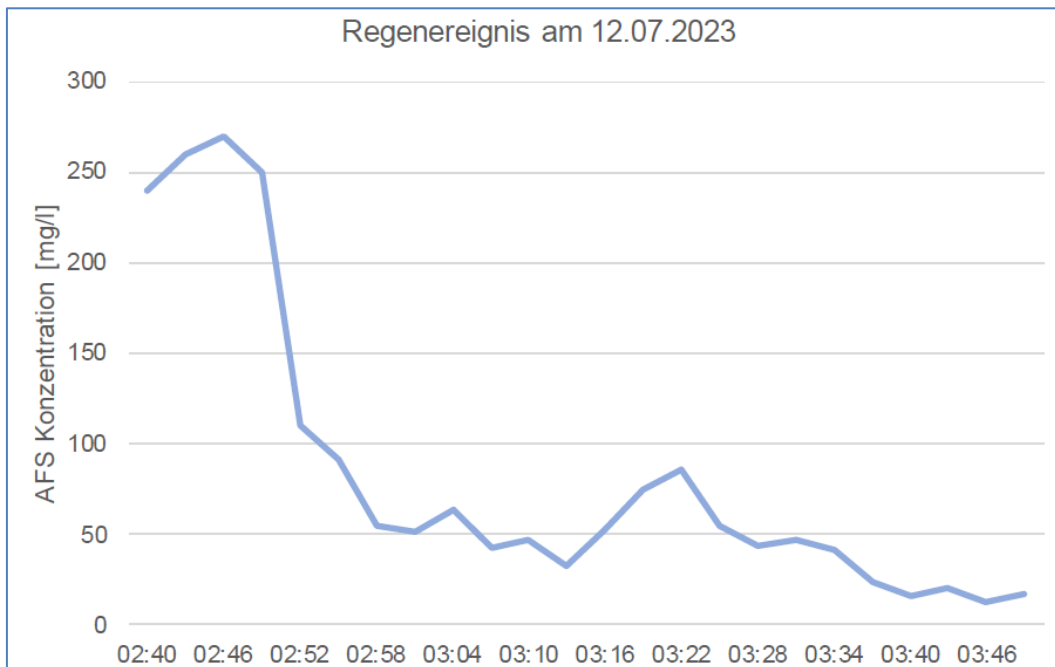


Abbildung 66: Zulaufkonzentration der abfiltrierbaren Stoffe am 12.07.2023 in Mühlbach (Halper, 2024).

Die Korngrößenanalyse hat ergeben, dass die Probe P5 den geringsten Feinanteil aufweist. Mehr als 75 % dieser Probe sind Sand oder Kies. P1, nahe am Zulauf genommen (ca. zehn Meter hinter dem Zulauf), hat den zweit höchsten Sand- und Kiesanteil mit rund 63 %. P2–P4 wurden rund zwei Meter vor den Gabionen in den Ecken bzw. der Mitte genommen. Trotzdem weisen sie unterschiedliche Korngrößenverteilungen auf. P4, im rechten Eck in Fließrichtung genommen, besitzt den höchsten Schluffanteil (71 %) und nur 65% <63 µm. Im Gegensatz dazu fanden sich im linken Eck in Fließrichtung (P3) nur rund 52 % Schluff. P3, in der Mitte genommen, befindet sich mit rund 63 % Schluff genau dazwischen. P6, zwischen P1 und P2 genommen, weist eine ähnliche Korngrößenverteilung wie P2 auf.

Rund 64 % (166 m<sup>2</sup>) der Sohle des Absatzbeckens sind mit Sediment bedeckt. Die durchschnittliche Höhe des Sediments liegt – ähnlich wie in der Sterngasse – bei rund 8 mm.

Durch Multiplikation der mit Sediment bedeckten Fläche mit der Höhe und der Dichte des Sediments ( $\rho_{\text{Sediment}} = 2.680 \text{ kg/m}^3$  – das entspricht der Dichte von Quarz) ergibt sich, dass sich rund 3,6 Tonnen Sediment im Absetzbecken befinden. Es ist allerdings nicht bekannt, wann das Absetzbecken das letzte Mal geräumt wurde.

### **Filterbecken der GSA Mühlbach**

Für die GSA Mühlbach zeigt sich, dass der Wasserstand im Ablauf etwa 40 Minuten nach Beginn des Regenereignisses zu steigen beginnt. Da der Zulauf zum Filterbecken weder beprobt noch hydraulisch erfasst wurde, kann die Reaktion des Systems nur indirekt über den Ablauf beurteilt werden.

Im Vergleich zur GSA Sternegasse konnten hier jedoch deutlich weniger Aussagen getroffen werden, da im Zeitraum der Durchführung der Masterarbeit keine zusätzlichen Kameras installiert oder betreut wurden, die entscheidende Informationen über die Entleerung der Filter liefern hätten können. Eine detaillierte Beobachtung des Abflussverhaltens war somit nicht möglich.

Ebenso konnte der Durchlässigkeitsbeiwert ( $k_f$ -Wert) des Filtermaterials nicht gemessen werden. Für die Messung hätte ein Metallring in den Untergrund eingeschlagen werden müssen, was aufgrund der aufliegenden Filtermatte konstruktiv nicht möglich gewesen wäre, ohne die Matte vollständig zu entfernen oder zu beschädigen.

Die vorhandenen Ablaufdaten erlauben die Beurteilung der Funktion der Gesamtanlage und damit eine indirekte Beurteilung des Filterbeckens. Es zeigt sich, dass die Ablaufwerte im Wesentlichen die AAEV mit wenigen geringen Überschreitungen (siehe Tabelle 25) einhalten.

## **4.4 Verhalten der Belastung des ZL über die Zeit**

Für die Bewertung der Anlagen und möglicher Optimierungsvorschläge werden die AFS und deren zeitliches Verhalten während ausgewählter Regenereignisse inklusive NS im Bereich des Bemessungs-NS herangezogen. Werden die Ganglinien der AFS im Zulauf betrachtet und den Regenereignissen gegenübergestellt, so zeigt sich, dass sich sehr oft – besonders bei kurzen intensiven Regenereignissen – ein „First-Flush-Effekt“ mit vorlaufendem Pollutografen und nachlaufendem Hydrografen beobachten lässt. Für eine Beurteilung der Reinigungserfordernisse über die Zeit bzw. das ZL-Volumen ist es wichtig, auch die Kinetik der Ereignisse über die Zeit zu bewerten. Ebenso ist es zur Abschätzung der Sedimentabscheidung und Effizienz des AB notwendig, gewichtete Frachten zu berechnen. Tabelle 35 zeigt den Anteil der Regenstunden am Gesamtjahr.

Tabelle 35: Anzahl der Messtage, Anzahl der Regentage, Dauer der Regenspendsen und Anteil der Regendauer an der Gesamtperiode.

	2022	2023	2024	2025
<b>Sterngasse</b>				
Periode	1.11.–31.12.	1.1.–31.12.	1.1.–31.12.	1.1.–21.4.
Anzahl Tage	61	365	366	111
Anzahl Regentage	10	112	118	42
Anteil an Periode in %	16	31	32	38
Anzahl Regenstunden	1,4	327	349	95
Anteil an Periode in %	0,1	3,7	3,9	3,6
<b>Gleisdorf</b>				
Periode	-	17.2.–31.12.	1.1.–31.12.	1.1.–21.4.
Anzahl Tage		318	366	111
Anzahl Regentage		103	111	41
Anteil an Periode in %		32	30	37
Anzahl Regenstunden		290	313	91
Anteil an Periode in %		3,8	3,6	3,4
<b>Mühlbach</b>				
Periode	-	1.3.–31.12.	1.1.–31.12.	1.1.–21.4.
Anzahl Tage		306	366	111
Anzahl Regentage		109	115	39
Anteil an Periode in %		36	30	35
Anzahl Regenstunden		301	328	89
Anteil an Periode in %		4,1	3,7	3,3

#### 4.4.1 Regenereignisse Sterngasse

Abbildung 67 zeigt den zeitlichen Verlauf der Konzentration an AFS während des Niederschlagsereignisses am 05.06.2023:

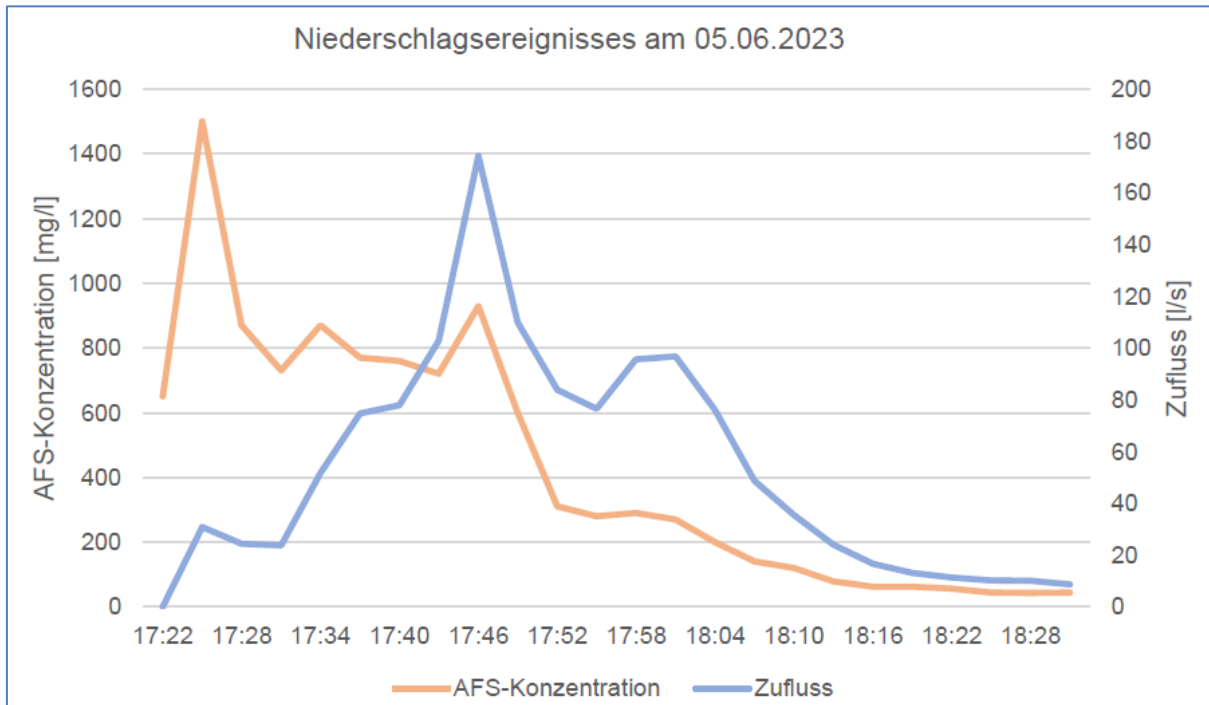


Abbildung 67: Zulaufkonzentration der abfiltrierbaren Stoffe im Vergleich mit dem Zufluss am 05.06.2023 in der Sterngasse.

Die Auswertung in Tabelle 36 zeigt für eine Auswahl von Ereignissen, wie schnell die in den Regenereignissen enthaltene Fracht an Abwasserinhaltsstoffen (AFS) in die Anlage eingetragen wird. Die Tabelle gibt für verschiedene Niederschlagsereignisse die Tagesniederschlagsmenge, die vorangegangenen Trockenperioden, die Gesamtfracht sowie die Zeiten an, nach denen 50 % bzw. 90 % der Gesamtfracht die Anlage erreicht haben.

Tabelle 36: Gewichtete Frachten über die Messzeit der Regenereignisse.

Ereignis	Tages-NS	Trockentage	$\Sigma$ Fracht AFS	50 % Durchgang	90 % Durchgang
	in mm	in Tagen	in kg	in Minuten	in Minuten
05.06.2023	27	12	246	20	34
30.06.2023	2,0	2	2,5	7	16
21.07.2023	1,8	2	2,1	5	12
05.08.2023	20	0	0,39	2	12
28.08.2023	4,2	4	29	2	8
28.11.2023	4,8	0	27	14	27

Die Daten verdeutlichen, dass bei größeren Regenereignissen ein sehr schneller Frachttransport in die Anlage erfolgt. So wurden beim Ereignis vom 05.06.2023 mit 27 mm Niederschlag und einer vorangegangenen Trockenperiode von zwölf Tagen bereits nach ca. 20 Minuten 50 % und nach ca. 34 Minuten mehr als 90 % der Gesamtfracht von 246 kg in die Anlage eingetragen. Dies zeigt eine sehr schnelle hydraulische Reaktion bei intensiven Niederschlägen nach längerer Trockenzeit.

Bei kleineren Ereignissen mit geringen Niederschlagsmengen (z. B. 30.06.2023: 2 mm, 21.07.2023: 1,8 mm) erfolgt der Frachttransport entsprechend langsamer, wobei die Zeiten für 50 % und 90 % des Eintrags dennoch relativ kurz sind (zwischen fünf und 16 Minuten), was auf eine geringe Retention bei kleinen, kurzen Ereignissen hinweist.

Besonders auffällig ist, dass bei Ereignissen mittlerer Intensität (z. B. 28.08.2023: 4,2 mm) trotz geringer Gesamtfracht (29,1 kg) die Fracht sehr schnell in die Anlage gelangt (50 % in zwei Minuten, 90 % in acht Minuten). Dies deutet darauf hin, dass auch bei kleinen und mittleren Regenereignissen 90% der Fracht in 8 bis 16 Minuten erfolgt.

Insgesamt zeigt die Tabelle, dass die Mehrzahl der Niederschlagsereignisse die Hauptfracht innerhalb kurzer Zeit nach Beginn des Regens in die Anlage einträgt. Dabei spielen sowohl Niederschlagsintensität als auch die vorangegangene Trockenperiode eine Rolle: Längere Trockenzeiten führen zu höheren Frachtmengen, während die Geschwindigkeit des Eintrags primär durch die Charakteristik des Einzugsgebietes und der Leitungsführung sowie durch die Intensität des NS bestimmt wird.

In Tabelle 37 sind die korrespondierenden Volumina, die für die Erfassung von 50 %, 90 % und auch 99 % der Frachten notwendig sind, dargestellt.

Tabelle 37: Gewichtete Frachten und Berechnung der Zulaufvolumina, die 50 %, 90 % und 99 % der Frachten beinhalten, und Volumen des jeweiligen Gesamtereignisses (Sterngrasse).

Ereignis	Tages-	Trockentage	Σ Fracht AFS	Σ V			Berechnetes NS-Volumen	99 % Fracht m <sup>3</sup> /GesVol.
	niederschlag			50 %	90 %	99 %		
	mm	d	kg	m <sup>3</sup>	m <sup>3</sup>	m <sup>3</sup>	m <sup>3</sup>	%
22.11.2022	2,4	0	67				242	
02.02.2023	4,8	0	138				184	
12.05.2023	17	5	54				631	
05.06.2023	27	12	246	118	296	411	990	42
30.06.2023	2	2	2,5	6	15	18	73	24
21.07.2023	1,8	2	2,1	6	14	17	59	29
05.08.2023	20	0	0,39	7	13	15	749	2,1
28.08.2023	4,2	4	29	20	80	102	235	43
28.11.2023	4,8	0	27	33	68	77	396	19
Summe Ereignisse 06–11/2023			307				2.766	
Summe der gelisteten Ereignisse			566				3.823	

Mithilfe der Berechnung der gewichteten Frachten lässt sich eine gewichtete Konzentration von 111 mg/l für die Ereignisse 06–11/2023 und 148 mg/l für alle gelisteten Ereignisse errechnen. Diese Konzentration kann für die Berechnung der Sedimentfracht im AB herangezogen werden. Wenn für die Ereignisse 06–11/2023 Frachten für die nicht erfassten Teile der NS entweder mit der jeweils letzten gemessenen Konzentration bzw. mit 30 mg/l errechnet werden, so ergeben sich gewichtete Konzentrationen von 191 mg/l bzw. 175 mg/l. Es ist zu erwähnen, dass für die Berechnung der V<sub>99</sub> mögliche Konzentrationen <30 mg/l (Grenzwert AAEV Ablauf) in den potenziell abzuschlagenden Volumina nicht berücksichtigt wurden.

Die Ergebnisse liefern somit wertvolle Hinweise, die für die Planung von Reinigungs- und Rückhaltekapazitäten von Bedeutung sind und zu einer möglichen Verkleinerung der Anlagen führen könnten – vorausgesetzt, dass das Hauptaugenmerk auf der Fracht liegt und der relativ unbelastete Zulauf direkt abgeschlagen werden kann. Wie auch Tabelle 37 und Abbildung 67 zeigen, ist das Ereignis vom 05.06.2023, dem eine Trockenperiode von zwölf Tagen vorausging, von der Belastung unterschiedlich. Die Konzentration an AFS erreicht im Zulauf den Spitzenwert von 1.500 mg/l, der von keinem anderen Regenereignis erreicht wird. Im

korrespondierenden Ablauf werden maximal 64 mg/l AFS gemessen. Dieses Regenereignis am 05.06.2023 mit 27 mm wird am 06.06.2023 mit 28 mm und 07.06.2023 mit 28 mm gefolgt von zwei weiteren sehr großen Niederschlagsereignissen inklusive jenem, das ungefähr dem Bemessungsereignis entspricht. Diese weiteren Ereignisse konnten aber nicht beprobt werden, da die Probenflaschen bereits gefüllt waren.

Um die Abnahme der Konzentrationen während der Regenereignisse zu verdeutlichen, werden die Konzentrationen, die sich am Ende der Probenahme in der letzten gemessenen Einzelprobe befinden, in Tabelle 38 dargestellt. Zusätzlich wird auch die maximale Regenrate, die Dauer des Ereignisses und die Trockentage gezeigt.

Tabelle 38: Zusammenstellung der letzten gemessenen Konzentrationen für AFS während der Zu- und Ablaufprobenahme, maximale Regenrate, Dauer des Ereignisses und Anzahl der Trockentage. GP wurden als Gesamtprobe gezogen.

Ereignis	NS	letzte gem.	letzte gem.	max.	Dauer	Trocken-
	mm	ZL-Konz.	AL-Konz.			
		mg/l	mg/l	mm/h	h	d
04.11.2022	n.b.	GP 55	GP 10	n.b.	n.b.	n.b.
22.11.2022	2,4	190	n.b.	3	12	0
02.02.2023	4,8	420	GP 46	0,2	0,5	0
19.02.2023	16	n.b.	20	35	4+4	13
25.02.2023	1,8	n.b.	11	2	2	0
25.03.2023	n.b.	GP 56	63	n.b.	n.b.	n.b.
02.04.2023	n.b.	GP 230	27	n.b.	n.b.	n.b.
14.04.2023	n.b.	GP 630	GP 140	n.b.	n.b.	n.b.
12.05.2023	17	48	20	12	13	5
05.06.2023	27	44	30	90	0,75+1+0,5	12
30.06.2023	2	110	6	18	1+0,5	2
21.07.2023	1,8	78	GP 38	9	1,0	2
05.08.2023	20	9	GP 26	110	0,5+0,5	0
28.08.2023	4,2	30	GP 19	90	0,5	4
28.11.2023	4,8	210	GP 94	5,4	0,5+1+0,5+0,5+1,8	0
01.10.2024	n.b.	GP 120	GP 22	n.b.	n.b.	n.b.
31.03.2025	2	GP 240	GP 83	20	1,5+0,5+0,5+0,5+0,5	0

*n.b. nicht bestimmt*

Leider konnten nicht von allen Ereignissen Einzelproben (EP) erfasst werden, sondern Gesamtproben (GP). GP bedeutet, dass in diesem Fall nur eine Gesamtprobe während des

ersten Spülstoßes gezogen wurde. Die Ergebnisse zeigen, dass die Konzentrationen der EP bei kleineren, lang andauernden Ereignissen wie am 22.11.2022, denen nur 0,2 mm-Ereignisse an zwei Tagen vorangegangen sind, relativ konstant Belastungen in die Anlage liefern. Das Ereignis am 02.02.2023 war sehr kurz, sodass nur sechs ZL-Probenflaschen gefüllt wurden, was trotz Erfassung des Peaks mit 1.100 mg/l noch mit einer sehr hohen Konzentration am Ende der Messzeit verbunden war. Jedenfalls werden diese kleinen Ereignisse aber auch nach Optimierung vollständig in der Anlage erfasst. Bei den sehr großen kurzen Ereignissen mit hohen Regenraten z.B. am 05.06.2023, 05.08.2023 und 28.08.2023, wie sie auch für das Bemessungsereignis vorgesehen sind, sind 99 % der Fracht in weniger als 50 % des Volumens des Regenereignisses zu finden. Weiters sind die letzten gemessenen Zulaufkonzentrationen bereits sehr gering und in vielen Fällen im Bereich des Grenzwertes der AAEV, wodurch eine direkte Ausleitung dieser Volumina mit geringen Belastungen möglich wäre.

#### 4.4.2 Regenereignisse Gleisdorf

Tabelle 39 und Tabelle 40 zeigen die Summe der Frachten der einzelnen Regenereignisse in der GSA Gleisdorf. Neben der am jeweiligen Tag erfassten Niederschlagsmenge sind auch die dem Ereignis vorangegangenen Trockentage in der Tabelle 39 gelistet. Dem gegenüber steht die Zeit, die für den Durchgang von 50 % bzw. von 90 % der Fracht benötigt wird. Auch hier zeigt sich ein relativ kurzer Eintrag von 10 bis 20 Minuten für 50 % und ca. 30 Minuten für 90 % der Fracht.

Tabelle 39: Aufsummierte Frachten über die Messzeit der Regenereignisse der GSA Gleisdorf.

<b>Ereignis</b>	<b>Tages-NS</b>	<b>Trockentage</b>	<b>∑ Fracht AFS</b>	<b>50 % Durchgang</b>	<b>90 % Durchgang</b>
	in mm	in Tage	in kg	in Minuten	in Minuten
06.05.2023	7	3	1,6	17	66
21.07.2023	19	0	26	13	29
28.08.2023	13	2	8,2	23	35

Um eine mögliche Optimierung vorschlagen zu können, wurden – basierend auf den erfassten AFS-Messwerten und den NS-Daten – auch für Gleisdorf für ausgewählte NS-Ereignisse die gewichteten Frachten, bezogen auf die Volumina, berechnet.

Tabelle 40: Gewichtete Frachten und Volumenangaben für 50 %, 90 % und 99 % der Fracht und Volumen des jeweiligen Gesamtereignisses (Gleisdorf).

<b>Ereignis</b>	<b>∑ Fracht AFS</b> in kg	<b>50 % Fracht</b> in m <sup>3</sup>	<b>90 % Fracht</b> in m <sup>3</sup>	<b>99 % Fracht</b> in m <sup>3</sup>	<b>NS ges.</b> in m <sup>3</sup>	<b>99 % Fracht m<sup>3</sup>/GesVol.</b> %
06.05.2023	1,6	24	67	75	122	62
13.07.2023	21	120	230	295	646	46
21.07.2023	26	125	217	267	330	81
03.08.2023	3,9	16	85	86	208	41
28.08.2023	8,2	45	187	200	223	90
Summe						
Ereignisse	60				1.529	

Die Messwerte zeigen, dass die GSA Gleisdorf für den Bemessungsniederschlag ausreichend dimensioniert ist und die vorgesehenen Anforderungen an die Reinigungsleistung und auch die Hydraulik erfüllt. Allerdings ist es – wenn es nur um die Entfernung der Verunreinigungen geht –jedenfalls entscheidend, den ersten Spülstoß in der Anlage zu reinigen; 99 % der AFS befinden sich in der ersten Hälfte des Niederschlags, der ein Bemessungsereignis enthält, bzw. in den ersten 300 m<sup>3</sup>.

Die Ergebnisse verdeutlichen, dass die Masse der eingetragenen Fracht maßgeblich von der Intensität und Dauer des Niederschlags abhängt. Besonders das Ereignis vom 13.07.2023 mit 19 mm Niederschlag und einer Gesamtfracht von 20,6 kg AFS zeigt einen schnellen und intensiven Stoffeintrag. Mit 295 m<sup>3</sup> wurden bereits 99 % der gemessenen Gesamtfracht in die Anlage eingetragen.

Beim Ereignis vom 06.05.2023 mit einer deutlich geringeren Niederschlagsmenge von 7 mm und einer Gesamtfracht von 1,55 kg verlief der Eintrag deutlich langsamer. Hier wurden 99 % der Fracht erst mit ca. 66 % des Volumens in die Anlage geleitet.

Da die hydraulische Erfassung des Zulaufs unzureichend belastbare Werte lieferte, wurde der Verlauf der Frachten über die zeitliche Entwicklung der Niederschläge abgeschätzt. Dadurch sind die dargestellten Werte als indirekte, angenäherte Aussagen zu interpretieren und es kommt eher zu einer Überschätzung der Volumina.

Insgesamt zeigt sich, dass in der GSA Gleisdorf – ähnlich wie in Mühlbach – der überwiegende Anteil der Stofffracht an AFS innerhalb der ersten 30 Minuten nach Beginn des Niederschlags in die Anlage eingetragen wird. Dies unterstreicht den hohen Einfluss der Frühphase eines

Regenereignisses auf den Stofftransport und verdeutlicht, dass die insbesondere dieser Zeitraum für die Wirksamkeit der Anlage zur Rückhaltung von Feststoffen entscheidend ist. Um die Abnahme der Konzentrationen während der Regenereignisse zu verdeutlichen, werden die Konzentrationen, die sich in der letzten gemessenen Einzelprobe am Ende der Probenahme befinden, in Tabelle 41 dargestellt.

Tabelle 41: Zusammenstellung der letzten gemessenen Konzentrationen für AFS während der Zu- und Ablaufprobenahme der GSA Gleisdorf, NS und maximale Regenraten und Trockentage.

Ereignis	NS	Letzte gem. ZL-Konz.	Letzte gem. AL-Konz	max. Regenrate	Regendauer	Trockentage
	mm	mg/l	mg/l	mm/h	h	d
26.02.2023	n.b.	2,0	3,0	n.b.	n.b.	n.b.
25.03.2023	n.b.	GP 240	4,0	n.b.	n.b.	n.b.
06.05.2023	7	19,0	8,0	19	0,5+	3
21.06.2023	2	16	GP 16	1,6	4	6
13.07.2023	38	12	GP 25	160	1+1+1	6
21.07.2023	19	46	3/19/2	80	0,5+0,5	0
03.08.2023	12	25	GP 12	40	1+2	0
28.08.2023	13	33	GP 14	75	2	2

*n.b. nicht bestimmt*

GP bedeutet, dass in diesem Fall – wie etwa am 25.03.2023 – nur eine Gesamtprobe während des ersten Spülstoßes gezogen wurde. Die Ergebnisse der letzten gemessenen Zulaufkonzentrationen zeigen, dass die Konzentrationen am Ende der Messzeit bereits sehr gering sind und in vielen Fällen bereits im Bereich des Grenzwertes der AAEV liegen.

#### 4.4.3 Regenereignisse Mühlbach

Die Auswertungen von Tabelle 42 und Tabelle 43 zeigen die über die Messzeit und über die Volumina aufsummierten Frachten an abfiltrierbaren Stoffen (AFS) in der GSA Mühlbach für verschiedene Niederschlagsereignisse. Erfasst wurden neben der Niederschlagsmenge, der Dauer der vorangegangenen Trockenperiode und der Gesamtfracht auch die Zeitpunkte, zu denen 50 % bzw. 90 % der Fracht in die Anlage eingetragen worden waren.

Tabelle 42: Summe der Frachten über die Messzeit der Regenereignisse in der GSA Mühlbach.

<b>Ereignis</b>	<b>Tages NS</b>	<b>Trockentage</b>	<b>∑ Fracht AFS</b>	<b>50 % Durchgang</b>	<b>90 % Durchgang</b>
	mm	d	kg	Min	Min
16.06.2023	8,0	5	17	11	24
12.07.2023	12	6	11	6	39
16.07.2023	25	3	49	10	57
05.08.2023	25	0	2,4	30	54
26.08.2023	33	0	112	8	31

Tabelle 43: Summe von 50 %, 90 % und 99 % ( $V_{99}$ ) der Frachten je Volumen und Volumen des jeweiligen Gesamtereignisses.

<b>Ereignis</b>	<b>∑ Fracht AFS</b>	<b>50 % Fracht</b>	<b>90 % Fracht</b>	<b>99 % Fracht (<math>V_{99}</math>)</b>	<b>Gesamt -NS</b>	<b>99 % Fracht/NS ges.</b>	<b>gewichtete Konz.</b>
	kg	m <sup>3</sup>	m <sup>3</sup>	m <sup>3</sup>	m <sup>3</sup>	%	mg/l
16.06.2023	17	42	67	73	223	33	77
12.07.2023	11	24	76	91	463	20	23
16.07.2023	49	75	211	242	618	39	79
05.08.2023	2,4	48	87	102	675	15	4,0
26.08.2023	112	333	600	707	938	75	119
Summen über die Ereignisse	191				2.348		81

Die Frachten wurden über die Niederschlagsdaten abgeschätzt. Um die Abnahme der Konzentrationen während der Regenereignisse zu verdeutlichen, werden die Konzentrationen, die sich in der letzten gemessenen Einzelprobe am Ende der Probenahme befinden, in Tabelle 44 dargestellt.

Tabelle 44: Zusammenstellung der letzten gemessenen Konzentrationen für AFS während der Zu- und Ablaufprobenahme der GSA Mühlbach, NS, Regenrate und Trockentage.

Ereignis	NS	Letzte gem. ZL-Konz.	Letzte gem. AL-Konz.	max. Regenrate	Regendauer	Trocken- tage
	mm	mg/l	mg/l	mm/h	h	d
25.03.2023	3	GP 100	13	7	0,75+0,5	8
14.05.2023	11	GP 23	5	3	2+1+3	1
16.06.2023	8	660	20	55	1+1	5
12.07.2023	12	17	2	70	2+2	6
16.07.2023	25	41	4	35	1+1	3
05.08.2023	25	11	8	2	14	0
26.08.2023	32	27	6	1.200	0,5+1	0
01.12.2023	2	84	GP 21	0,1	1	1
01.04.2024	2,2	GP 230	GP 29	1	3	2
04.10.2024	19	GP 110	GP 5	18	13+2,5+0,5+0,5	6
28.01.2025	1	GP 36	GP 17	0	1,5	3

GP bedeutet, dass in diesem Fall nur eine Gesamtprobe während des ersten Spülstoßes gezogen wurde. Die Ergebnisse zeigen, dass die Konzentrationen der EP am Ende der Messzeit bereits sehr gering sind. Die hohe ZL-Konzentration am 16.06.2023 kommt dadurch zustande, dass zwei Regenereignisse von insgesamt 8 mm aufeinander folgten. Während die Konzentration des ersten von 570 mg/l bereits auf 250 mg/l gesunken ist, wurde mit dem letzten Messwert der Peak des zweiten Ereignisses mit 660 mg/l erfasst. Es ist davon auszugehen, dass die letzten gemessenen Konzentrationen im weiteren Verlauf des Ereignisses noch weiter gesunken sein dürften. Das Bemessungsereignis am 26.8.2023 mit 32 mm NS und einer Regendauer von 30 und 60 Minuten ergab in der letzten gemessenen EP eine AFS-Konzentration von 27 mg/l. Insgesamt verdeutlichen die Ergebnisse dennoch, dass der überwiegende Teil der Fracht in den untersuchten GSAs innerhalb der ersten 30 Minuten nach Niederschlagsbeginn und mit 75 % des NS-Volumens in die Anlage eingetragen wurde. Die letzten gemessenen Konzentrationen im Ablauf waren insgesamt sehr niedrig und bei den größeren NS-Ereignissen zumeist unter dem Grenzwert der AAEV.

## 4.5 Vergleich der untersuchten Gewässerschutzanlagen

### 4.5.1 Allgemeiner Vergleich der GSAs

Tabelle 45 zeigt die nicht frachtgewichteten mittleren Konzentrationen der AFS im Zulauf zu den Absetzbecken, die mittleren Konzentrationen der AFS im Ablauf der Filterbecken und den JDTV.

Tabelle 45: AFS ausgewählter Ereignisse in den GSAs (nach Halper, 2024).

GSA	mittl. AFS-Konz.	mittl. AFS-Konz.	Reduktion	JDTV
	ZL mg/l	AL mg/l		
Sterngasse	212	34	84	75.000
Gleisdorf	42	5,4	87	25.000
Mühlbach	121	14	88	45.000

Generell zeigt sich, dass die mittleren AFS-Konzentrationen sehr unterschiedlich sind und mit dem JDTV korrelieren. Der JDTV und die mittlere AFS-Konzentration im Zulauf in Mühlbach stimmen relativ gut mit den Ergebnissen von anderen Studien (Robertson et al., 2019) überein. Die AFS-Konzentrationen in der Sterngasse sind weit höher als in bisherigen Studien, wobei dies in erster Linie auf den JDTV zurückzuführen zu sein scheint bzw. auf die Überschätzung durch die Berechnungsmethode zurückzuführen sein dürfte. Die frachtgewichteten AFS-Konzentrationen im Zulauf der GSA Sterngasse ergeben je nach Berechnung zwischen 191 mg/l und 175 mg/l und liegen somit im Bereich von Literaturdaten. In Gleisdorf liegen die Konzentrationen bei ähnlichen Werten, jedoch bei geringerem JDTV (Göbel et al., 2013). Alle drei untersuchten Anlagen zeigen eine sehr gute Abtrennungsleistung für AFS, SM, KW und PAK und die Grenzwerte der AAEV (1996 i.d.g.F.) werden – außer bei Starkregenereignissen – in Hinblick auf die AFS (vom Bodenfilter) eingehalten. Dabei gibt es vereinzelte Überschreitungen der AFS-Werte. Im Allgemeinen zeigt der Bodenfilter etwas höhere Ablaufwerte für AFS als die technischen Filter (Anhang Kapitel 7.2.4). Die mittlere Konzentration der AFS im Ablauf nach dem Filterbecken mit technischen Filtermaterialien liegt vor allem in Gleisdorf und in Mühlbach mit einzelnen Ausreißern unter dem Emissionsgrenzwert der AAEV (1996) von 30 mg/l. In der Sterngasse wird dieser Grenzwert im Mittel marginal überschritten. Allerdings wurde nie das gesamte Niederschlagsereignis beprobt, sondern nur der Beginn, um den „First Flush“ zu erfassen. Deswegen ist davon auszugehen, dass auch in der Sterngasse die AFS-Konzentration im Laufe eines Ereignisses

weiter abnimmt, wie die Darstellung der letzten EP-Messwerte im Ablauf der GSA zeigen. Mit hoher Wahrscheinlichkeit liegt der Mittelwert unter dem Grenzwert der AAEV (1996).

Bei allen drei Anlagen konnte der in der Literatur beschriebene „First-Flush-Effekt“ deutlich gezeigt werden. Die besonders hohen AFS-Konzentrationen treten dabei zu Beginn des Niederschlagsereignisses auf. Der Effekt zeigt sich verstärkt nach längeren Trockenperioden. Es erscheint deswegen von großer Bedeutung, den ersten Spülstoß bestmöglich im Absetzbecken zu behandeln.

Die Salze gehen in den Anlagen mit trockenfallenden Becken unmittelbar in den Ablauf, während sie im Becken mit Dauerstau sehr gut retiniert und langsam ausgetragen werden. Durch den hohen Salzeintrag im Winter kommt es zu einer Schichtung im Absetzbecken. Literaturdaten verweisen zwar auf eine Verschlechterung des Absetzverhaltens durch die höhere Dichte des salzhaltigen Wassers, was aber in der Gesamtanlage keine Rolle spielt, wie die Messergebnisse der Winterproben der GSA Gleisdorf zeigen. Die im Labor gemessenen LF in den Ablaufproben der GSA Gleisdorf bleiben aber ganzjährig unter  $3.860 \mu\text{S}/\text{cm}$  ( $1.300 \text{ mg Cl}/\text{l}$ ) und die Salze werden geringfügig bis in den April ausgetragen. Die LF im AL fällt im Sommer ab und bleibt bei einigen hundert  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Für den Fall, dass ein Salzrecycling angedacht wird, sollte die Rückgewinnung aus Becken mit Dauerstau untersucht werden.

Laborversuche mit den in der GSA Sterngasse gezogenen Sedimentproben haben gezeigt, dass Schwermetalle, insbesondere Fe, Zn und Al, bei Einstau zu einem geringen Prozentsatz (ca. 1 % für Fe und Zn in 24 Stunden) remobilisiert werden können. Aus den gemessenen Ablaufdaten lässt sich jedoch nicht ableiten, dass Becken im Dauerstau einen spezifischen Einfluss auf die Ablaufwerte haben. Auch trockenfallende Becken können sehr lange Einstauzeiten aufweisen. Die vorliegenden Daten liefern eindeutige Hinweise, dass Becken im Dauerstau zu bevorzugen sind.

Anhand der Ablaufwerte lässt sich erkennen, dass die Wasserqualität der technischen Filter im Vergleich zu Bodenfiltern etwas besser ist und für den Einsatz technischer Filter spricht. Zusätzlich benötigen technische Filter viel weniger Platz im Vergleich zu Bodenfiltern, was die Gesamtgröße der Anlage reduziert. Es zeigt sich allerdings, dass AFS-Spitzen sowohl im Ablaufschacht des Bodenfilterbeckens als auch im Ablaufschacht des technischen Filters in Mühlbach (nur bei trockenfallenden Absetzbecken beobachtet) gemessen wurden.

## **4.6 Bewertung der Chloridkonzentrationen in Hinblick auf die beiden Leitfäden „Versickerung chloridbelasteter Straßenabwässer“ (2019) und „Einleitung chloridbelasteter Straßenabwässer in Fließgewässer“ (2019)**

### **4.6.1 Durchführung**

Nach der Auswahl der betrachteten Gewässerschutzanlagen wurde mit dem Auftraggeber vereinbart, dass die Bewertungen der Anlagen auf den Leitfaden „Einleitung chloridbelasteter Straßenabwässer in Fließgewässer“ beschränkt werden sollen. Aussagen zum bestehenden Leitfaden über die Auswirkungen chloridbelasteter Straßenabwässer nach Versickerung werden hier nicht getroffen.

Für die Erhebung der Eingangsdaten wurden nach Rücksprache mit dem Auftraggeber für MQw (Mittelwasser im Fließgewässer) ausschließlich Abflussmessungen im Fließgewässer aus den Einreichprojekten zur Beantragung der GSA genutzt. Selbiges gilt für die Hintergrundkonzentration von Chlorid im Fließgewässer (CIH) und die mit Streusalz beaufschlagte Fläche A. Die Anzahl der abflusswirksamen Tage T wurde aus den Zulaufwerten und meteorologischen Daten ermittelt. Für die spezifische Chloridstreuemenge CIs konnte in der GSA Mühlbach auf aktuelle Werte zurückgegriffen werden, sonst wurden die Daten aus dem Leitfaden „Einleitung chloridbelasteter Straßenwässer in Fließgewässer“ (BMVIT, 2019) verwendet.

Um einen Vergleich der berechneten Chloridaufhöhung über LF1 und LF2 mit Echtdateen durchzuführen, wurden kontinuierliche Messdaten im GSA-Ablauf verwendet (Kapitel 7.2), die exemplarisch zur Überprüfung der Lastfälle herangezogen werden konnten.

Der Fokus zur Ermittlung eines lückenlosen Datensatzes lag auf der Salzstreuperiode 2024/2025 an der GSA Mühlbach. Hierauf liegt auch der Fokus der Ergebnisdarstellungen. Die anderen Berechnungen wurden nachgezogen.

Mit dem erhobenen Datensatz (aus ein- bis fünfminütlichen Messreihen) wurden zunächst Transferfunktionen von Leitfähigkeit und den Chlorid-Stichproben (Tabelle 46) und daraus tägliche Chlorid-Ablaufkonzentrationen generiert (Abbildung 69).

In einem zweiten Schritt wurden aus Ablaufmengen und Chlorid-Ablaufkonzentrationen Chlorid-Tagesfrachten ermittelt (Abbildung 69). Datenlücken wurden durch mittlere Tageswerte der Streuperiode ersetzt. Zur Überprüfung von LF1 wurde die mittlere tägliche Chlorid-Ablauffracht der Streuperiode berechnet. Zur Überprüfung von LF2 wurden die maximalen 72-Stunden-Chlorid-Ablauffrachten ausgewiesen und für einen Vergleich herangezogen (Tabelle 49).

## 4.6.2 Ergebnisse

### 4.6.2.1 Spezifische Chloridstremenge

Die aus der Salzstremungen der ABM Ansfelden berechnete Chloridstremenge für die fünf aktuellen Streuperioden zeigt eine gute Übereinstimmung mit der Elfjahresreihe des Leitfadens „Einleitung chloridbelasteter Straßenwässer in Fließgewässer“ (BMVIT, 2019). Der Maximalwert liegt in der Periode 2023/2024, wobei mit  $1,78 \text{ kg/m}^2$  nur eine leichte Erhöhung im Vergleich zum bisherigen Maximalwert von  $1,71 \text{ kg/m}^2$  (2012/2013) vorliegt (Abbildung 68). Der Mittelwert der elfjährigen Reihe beläuft sich auf  $1,08 \text{ kg/m}^2$  Chlorid und die Standardabweichung auf  $\pm 0,33$ . Für die aktuelle fünfjährige Reihe wird ein leicht erhöhter Mittelwert von  $1,35 \text{ kg/m}^2$  und eine Standardabweichung von  $0,26$  ermittelt. Niedrige Jahresmengen deutlich unter  $1 \text{ kg/m}^2$  Chlorid fehlen hier.

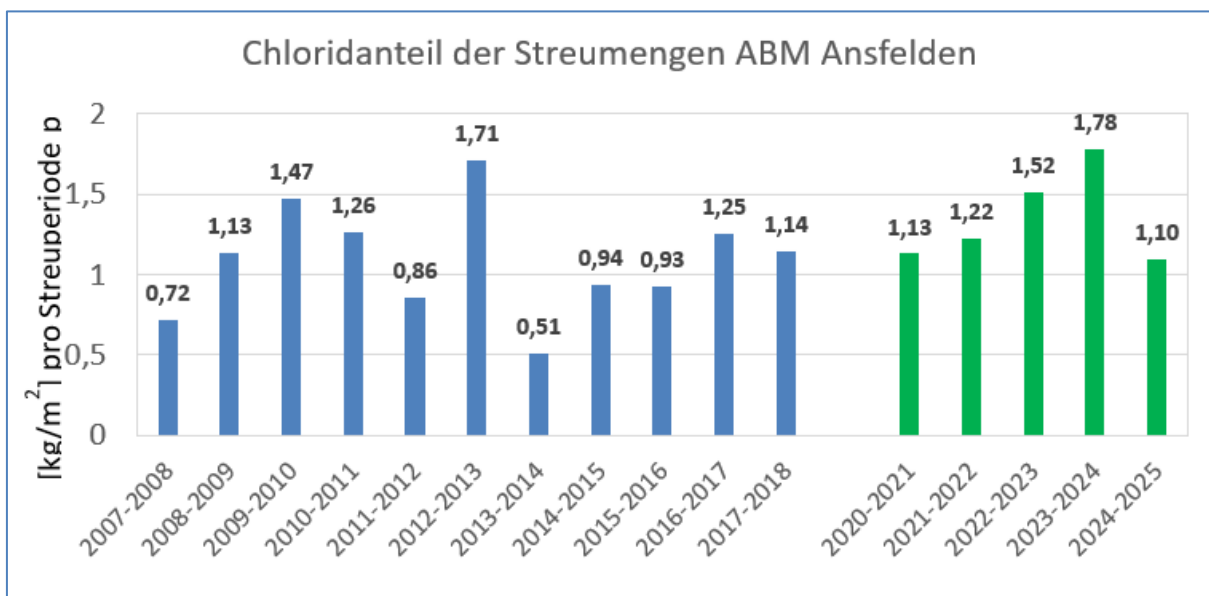


Abbildung 68: Fortgeführte Zeitreihe der spezifischen Chloridstremenge der ABM Ansfelden 2007/2008–2024/2025.

In der aktuellen Ausbringungsreihe sind in zwei Salzstreuperioden in der ABM Ansfelden Salzausbringungen außerhalb der Salzstreuperiode dokumentiert. In der Periode p 2020/2021 erreicht diese signifikante 11,5 % der Salzstremenge der Salzstreuperiode (Tabelle 46). Die Mehraufbringung im April 2021 würde die spezifische Salzstremenge Cls von  $1,13$  auf  $1,26 \text{ [kg/(m}^2 \cdot \text{p)]}$  erhöhen. Die Mehraufbringung in der Periode 2021/2022 ist marginal. In den drei anderen Perioden liegt keine Aufbringung außerhalb der Salzstreuperiode vor.

Tabelle 46: Ausgebrachte Streumengen in und außerhalb der Streuperiode in der ABM Ansfelden von 2020/2021–2024/2025.

Winterperiode (01.11.–31.03.)	Salzstreu- menge kg/p	Periode von – bis	Außerhalb Streuperiode kg	Anteil an Streuperiode %
2024/2025	51.674	06.11.–03.03.	-	-
2023/2024	84.011	18.11.–09.03.	-	-
2022/2023	71.503	13.11.–29.03.	-	-
2021/2022	57.557	05.11.–21.03.	1.746	3,0
2020/2021	53.248	08.11.–26.03.	6.139	11,5

#### 4.6.2.2 Lastfälle LF1, LF2

In allen drei GSAs können sowohl im Zulauf als auch im Ablauf während der Streuperiode signifikante lineare Korrelationen zwischen Leitfähigkeit und gemessenen Chloridkonzentrationen ermittelt werden. Dies gilt auch, wenn alle Zu- und Ablaufmesswerte zusammen betrachtet werden – ein Hinweis, dass andere Effekte auf die Dynamik der Leitfähigkeit in den GSAs keine signifikante Rolle spielen.

Tabelle 47: Lineare Korrelationen der Leitfähigkeit und Chloridkonzentration im Zu- und Ablauf der GSAs.

Anlage	Stichmenge (n)	Formel	r <sup>2</sup>
Mühlbach Zulauf	26	Y=0,344x	1,0
Mühlbach Ablauf	32	Y=0,349x-68,6	1,0
Sterngasse Zulauf	34	Y=0,397x	0,98
Sterngasse Ablauf	41	Y=0,394x	0,99
Gleisdorf Zulauf	32	Y=0,335x	0,99
Gleisdorf Ablauf	23	Y=0,331x	0,97
Alles GSA Zulauf	80	Y=0,389x	0,98
Alles GSA Ablauf	96	Y=0,386x	0,99

Abbildung 69 zeigt die Tabelle 47 dargestellten Korrelationen, die berechneten Chlorid Konzentrationen sowie die aus den Ablaufmengen und Chloridkonzentrationen berechneten Chlorid-Tagesfrachten der GSA Mühlbach inklusive aus Mittelwerten generierte Daten zum Schließen der Datenlücken.

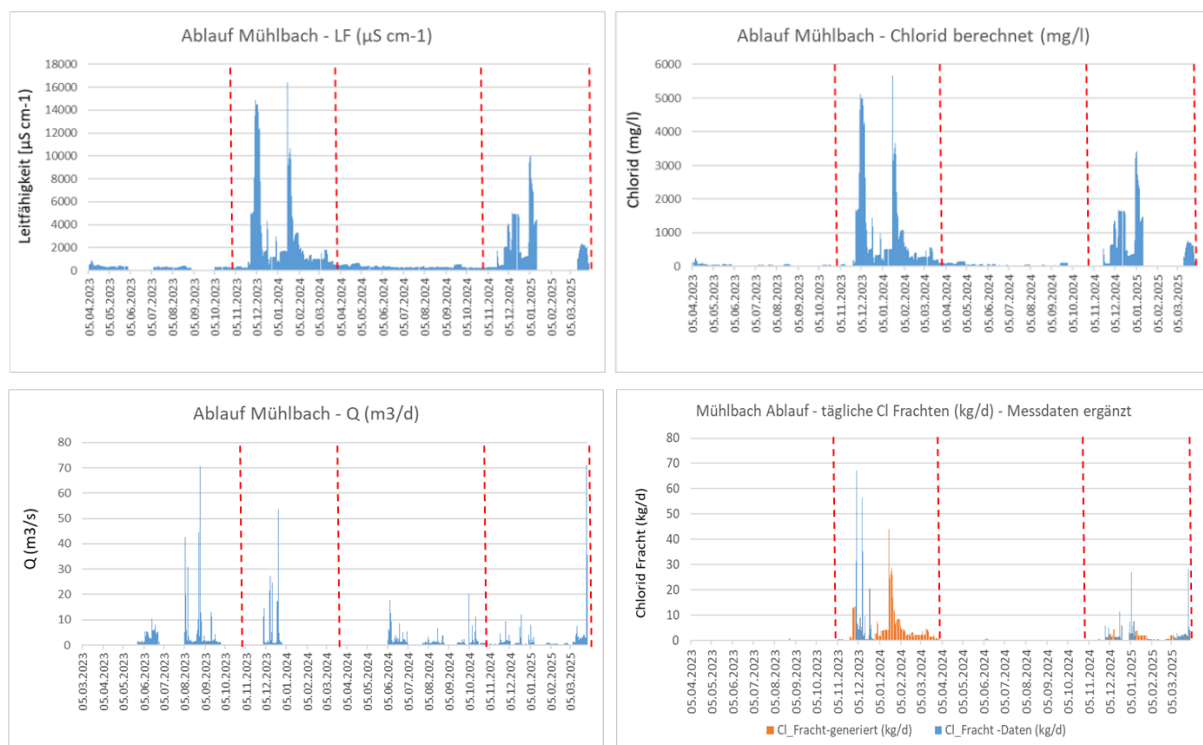


Abbildung 69: Ablaufmesswerte zur Berechnung täglicher Chlorid-Ablauffrachten (kg/d) in der GSA Mühlbach.

Die Kennwerte der mittleren und der maximalen Chlorid-Ablaufmengen, -Konzentrationen und -Frachten in den Salzstreuperioden 2023/2024 und 2024/2025 berechnet aus Messdaten für die drei GSAs sind in Tabelle 48 zusammengefasst. Bei den Werten für die GSAs Sterngasse und Gleisdorf handelt es sich um Abschätzungen.

Tabelle 48: Ablaufwerte der drei GSAs mit Durchfluss, Leitfähigkeit und Chloridwerten.

GSA	Q MW	Q max	LF MW	LF max	Cl <sup>-</sup> MW	Cl <sup>-</sup> max	Cl <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>
							Fracht MW	Fracht max
	m <sup>3</sup> /d	m <sup>3</sup> /d	µS/cm	µS/cm	mg/l	mg/l	kg/d	kg/d
Mühlbach	2,6	71	2.507	16.000	807	5.700	5,6	67*
Sterngasse	35**	976**	4.122	21.413	1.624	8.437	33**	538**
Gleisdorf	2,8**	55***	1.747	4.149	565	1.373	4,2	59

\* Maximalfracht ergibt sich aus dem Produkt des täglichen Abflusses und der Cl<sup>-</sup>-Konzentration, die nicht mit dem Produkt von Q<sub>max</sub> und Cl<sup>-</sup>-max in der Periode übereinstimmen

\*\* Q auf Grundlage von Zulaufmengen ermittelt (Überschätzung)

\*\*\* Abschätzungen aus Streuperiode 2024/2025 (n=37).

Die Kennwerte weisen große Schwankungen auf, zeigen im Fall von GSA Sterngasse und Gleisdorf aber Unsicherheiten bezüglich der ermittelten Ablaufmengen. Die Sterngasse, bei der Zulaufmengen verwendet wurden und die hohe Cl<sup>-</sup>-Konzentrationen aufweist, kann als „Worst Case“-Variante angesehen werden. Grundsätzlich ist anzumerken, dass die in Kapitel 7.4.3 beschriebene Kappung der Chloridspitzen bei Nassbetrieb einen Prozess darstellt, der höhere Belastungen der Vorfluter abmindert. Die GSA Sterngasse leitet per Bescheid in den Wintermonaten in die Kanalisation ein.

Während die täglichen Cl<sup>-</sup>-Einträge der GSAs in der Streuperiode im Mittel bei wenigen Kilogramm bis einigen zig-Kilogramm liegen, können Spitzenbelastungen am Tag einige zig- und möglicherweise auch einige hundert Kilogramm ausmachen. Würden die in den Bescheiden festgelegten Konsensablaufmengen verwendet werden, lägen die (hypothetischen) Chlorideinträge etwa eine Größenordnung darüber – in den Messungen wurden aber insbesondere in den Streuperioden die Konsenswassermengen nicht annähernd erzielt.

Mit den Kennwerten wurden (soweit möglich) Vergleichsberechnungen zu den Lastfallberechnungen aus den Bescheiden durchgeführt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 49 zusammengefasst.

Tabelle 49: Kennwerte der Berechnung der Lastfälle aus Einreichprojekten (EP) und Vergleich der resultierenden Chloridaufhöhung mit Messwerten im Vorfluter.

GSA	Cl <sup>-</sup> s kg/m <sup>2</sup> *p	A m <sup>2</sup>	Cl <sup>-</sup> H mg/l	T d	Fracht		Q Vor- fluter l/s	MQ <sub>erf</sub> l/s	Cl <sup>-</sup>	
					LF1 kg/d	LF2 kg/72 h			LF1 mg/l	LF2 mg/l
Mühlbach LF1+LF2	1,13	21.870	38,7	49,4	-	-	1.454	17,1 LF1 10,3 LF2	40,0	42,7
Mühlbach Messwerte	-	-	38,7	-	5,6	105	1.454	-	38,7	39,0
Mühlbach Messung EP	-	-	-	-	-	-	-	-	38,9	-
Sterngasse Messwerte	-	-	46*	-	33	870	510	-	46,4	64,0
Gleisdorf LF1+LF2 Raab	0,94	17.375	18,4	120	-	-	3.524	9,6 LF1 2,7 LF2	18,8	18,9
Gleisdorf Messwerte Raab	-	-	18,4	-	4,2	62	3.524	-	18,4	18,5
						177**				18,6
Gleisdorf LF1+LF2 Raabnitz	0,94	17.375	18,4	120	-	-	170	9,6 LF1 2,7 LF2	25,8	27,7
Gleisdorf Messwerte Raabnitz	-	-	18,4	-	4,2	62	170	-	18,8	20,3
						177**				24,0

\* Messungen aus dem Projekt Adequad Messstelle „Draschepark“;

\*\*Worst Case Abschätzung mit 72-Stunden-Emissionen aus Tageshöchstwerten.

Die Anwendungen der Lastfälle zeigen, dass die Aufhöhungen der Chloridkonzentrationen im Vorfluter im Bereich weniger mg/l liegen dürften. Das gilt für LF1 und LF2. Die berechneten notwendigen Mindestabflüsse der Vorfluter (MQ<sub>erf</sub>) sind ebenfalls sehr gering – eine Überschreitung der Richtwerte wäre nur im Falle von extrem niedrigen Vorfluterabflüssen von <20 l/s zu erwarten. Solche werden in der Realität nicht als empfangende Gewässer für Straßenwässer herangezogen. Die niedrigen über die Lastfälle berechneten Aufhöhungen stimmen (bei Möglichkeit eines direkten Vergleiches) gut mit den aus Messwerten berechneten

Aufhöhungen überein, zeigen aber eine leichte Überschätzung. In der GSA Stern gasse zeigen die aus Messwerten berechneten Cl<sup>-</sup>-Aufhöhungen im Liesingbach eine deutlichere maximale Erhöhung von rund 20 mg/l an. Tatsächlich wurde hier vorsorglich eine Ableitung der Winterabläufe über das Kanalsystem beschieden.

### 4.6.3 Diskussion und Schlussfolgerung Chloridleitfaden

Die Erhebungen der spezifischen Chloridstreuemenge für die Streuperioden 2020/2021–2024/2025 im Einzugsgebiet der GSA Mühlbach (ABM Ansfelden) stimmen grundsätzlich mit jenen der Zeitreihe des Leitfadens „Einleitung chloridbelasteter Straßenwässer in Fließgewässer“ (BMVIT, 2019) überein und zeigen eine geringe Schwankungsbreite. Ein neuer Maximalwert (1,78 kg/(m<sup>2</sup>×p)) wurde in der Periode 2023/2024 ermittelt, der den Maximalwert der elfjährigen Zeitreihe um 0,07 kg/(m<sup>2</sup>×p) leicht übersteigt.

Eine Reduktion der Salzstreuemengen durch effektivere Aufbringung ist in den neu erhobenen Daten nicht abgebildet. Möglicherweise wird die optimierte Ausbringung durch höhere Bedarfe konterkariert. Auffällig ist, dass in der aktuellen Reihe keine niedrigen Salzstreuemengen <1 kg/(m<sup>2</sup>×p) erfasst wurden. In einer Periode wurde außerhalb der definierten Streuperiode eine zusätzlich aufgebrauchte Streuemenge von mehr als 10 % ermittelt. In den anderen vier Perioden ist dieser Effekt nicht relevant.

Im Rahmen der durch die eingeschränkte Datenlage möglichen ersten Einschätzung bilden die im Leitfaden „Einleitung chloridbelasteter Straßenwässer in Fließgewässer“ (BMVIT, 2019) angeführten spezifischen Streuemengen die aktuellen Bedingungen noch ab. Eine Aktualisierung der Zeitreihe wird aber (zumindest mittelfristig) empfohlen. Auch wäre weiter zu beobachten, ob es außerhalb der Streuperiode in Zukunft durch früheren oder späteren Bedarf zu einer erhöhten Salzausbringung kommt und die Periode gegebenenfalls anzupassen wäre. Die Überprüfung der empirischen Formeln für den LF1 und LF2 zur Berechnung der Cl<sup>-</sup>-Aufhöhung im Vorfluter durch Abläufe der GSAs erfolgte maßgeblich für die GSA Mühlbach. Die GSAs Gleisdorf und Stern gasse wurden behandelt, um ein breiteres Spektrum von Einleitfällen zu betrachten.

Der Mühlbach verfügt über ein hohes Verdünnungspotenzial und eine Chlorid-Vorbelastung. Diese Faktoren führen dazu, dass der Bach im Winter eine Chloridfracht von etwa 5.000 kg/d transportiert. Die ermittelte maximale 72-Stunden-Chloridfracht der GSAs liegt aufgrund geringer Ablaufmengen bei nur 105 kg. Entsprechend fallen die Aufhöhungen im Vorfluter nicht ins Gewicht. Sowohl die über die Formeln als auch die aus eigenen Daten berechneten

Aufhöhungen stimmen gut mit den Messungen unterhalb der Einleitung aus den Einreichprojekten überein.

Die aus den gemessenen GSA-Chloridfrachten berechneten Aufhöhungen liegen leicht unter der Berechnung aus der Formel (LF1 und LF2). Somit ist in diesem Fall über den Leitfaden „Einleitung chloridbelasteter Straßenwässer in Fließgewässer“ (BMVIT, 2019) eine sichere „Worst Case“-Abschätzung gewährleistet. Die Formeln eignen sich in den Betrachtungsfällen gut, um die Aufhöhung im Vorfluter zu ermitteln.

## 5 OPTIMIERUNGSVORSCHLAG ZUR BERECHNUNG VON ABSETZBECKEN (AB) UND FILTERBECKEN (FB)

In diesem Kapitel wird untersucht, wie Absetz- und Filterbecken (AB, FB) von Straßenentwässerungsanlagen deutlich flächeneffizienter dimensioniert werden können, ohne die Reinigungsleistung für den belasteten Abfluss zu verschlechtern. Grundlage sind gemessene Niederschlagsereignisse, die auch Bemessungsregen enthielten, mit zugehörigen Frachtdaten sowie der „First-Flush-Effekt“ ( $V_{99}$  = Volumenanteil, der 99 % der Schmutzfracht transportiert). Folgende Bemessungsansätze werden miteinander verglichen:

- Auslegung auf ein Starkregenereignis mit relevanter Schmutzfracht zur Behandlung des Volumens, das 99 % der Fracht des Ereignisses enthält, wobei nur die Flächen anteilmäßig reduziert wurden,
- Auslegung auf eine Entleerungszeit des FB während der Dauer des Gesamt ereignisses,
- Auslegung auf eine Entleerungszeit von 24 Stunden für 99 % der Fracht dieses Ereignisses mit Zwischenspeicherung der  $V_{99}$  im Absetzbecken,
- Berechnung ab welcher Filterfläche eine definierte Drossel den Durchfluss begrenzen würde.

Ziel der Betrachtung ist es, einen Vorschlag für einen Bemessungsansatz für jene Kombination aus Absetzbeckenfläche und Filterfläche zu ermitteln, die einerseits die hydraulischen und stofflichen Anforderungen erfüllt und andererseits möglichst wenig Flächen beansprucht. Diese Berechnungen geben die minimal notwendigen Flächen an, dabei wurden notwendige Kubaturen für die Sammlung von Schlamm nicht berücksichtigt. Ebenso kann auch die Retention des Ablaufvolumens ein wichtiges Ziel sein.

Der Variante 1 liegt die Annahme zugrunde, dass nur der verunreinigte Anteil des Abflusses in die GSAs geleitet wird und die Auslegung unverändert bleibt. Bei den folgenden Berechnungen werden die Filter mit unterschiedlichen Durchlässigkeiten ( $k_f$ -Werten) berechnet. Variante 2 geht von  $V_{99}$ , aber einer anderen Aufteilung zwischen AB und FB aus. Variante 3 geht von einer kontinuierlichen Entleerung während der Dauer des Regenereignisses aus, während unter der Annahme, dass die Entleerungszeit des FB 24 Stunden betragen kann (Variante 4), die Größe des FB entsprechend reduziert werden kann. In der Variante 5 wird berechnet, ab welcher Größe des FB die Drossel der Flaschenhals werden würde. Diese Berechnung soll nur den Umstand zeigen, dass auch die Drossel begrenzend wirken kann, wie während der Messungen beobachtet werden konnte.

Bei der Berechnung der Filterflächen werden nicht die maximalen Flächenverhältnisse für technische Filtermaterialien beachtet (von 1:250 von Filterfläche zu reduzierter Einzugsfläche,

wie in der ÖNORM B 2506–3 beschrieben), weil die der ÖNORM B 2506–3 zugrundeliegenden Annahmen betreffend die Schwermetallbelastung durch die untersuchten Straßenabläufe weit unterschritten und die KW- und PAK-Konzentrationen üblicherweise mit den AFS entfernt werden.

## 5.1 Datengrundlage und Wahl des maßgebenden Regenereignisses

Als Grundlage dienen die ausgewerteten Niederschlagsereignisse mit den zugehörigen Frachtdaten (Niederschlagsvolumen, Volumenanteil für 99 % der Fracht etc.). Aus dieser Ereignisstatistik wurde jenes Regenereignis als relevantes Niederschlagsereignis ausgewählt, das sowohl hinsichtlich des Niederschlagsvolumens als auch hinsichtlich des Anteils der Fracht (First-Flush-Effekt) für die Anlage maßgebend ist. Es ist aber zu beachten, dass die Ereignisse nicht nur die 15 Minuten umfassen, sondern Gesamt ereignisse betrachtet werden, die die 15-Minuten-Starkregen enthalten und für die auch EP-Proben und Labordaten vorliegen.

Das maßgebende Regenereignis wird dabei wie folgt verwendet:

- Gesamtvolumen des Niederschlagsereignisses  $V_{ges}$ ,
- Volumenanteil, der 99 % der Schmutzfracht transportiert  $V_{99}$ ,
- ggf. zugehörige Dauer bzw. Intensität des Ereignisses.

Dieses Ereignis bildet die gemeinsame Basis für alle Bemessungsansätze, sodass die Ergebnisse direkt miteinander verglichen werden können. Bei den ausgewählten Ereignissen handelt es sich um jene, die die größte Fracht in die Anlage eingetragen haben und es zeigt sich, dass auch die gemessenen letzten Zulaufkonzentrationen an AFS jeweils bereits unter 30 mg/l lagen. Dadurch ist sichergestellt, dass der abgeschlagene Teil keine wesentlichen Verunreinigungen enthält und dass auch die erfassten kleineren Ereignisse durch die vorgeschlagenen Varianten gereinigt werden können.

### 5.1.1 Variante 1: Auslegung auf ein Starkregenereignis mit $V_{99}$ -Fracht

Die Berechnungen zeigen, dass nur ein Teil des Regenwassers tatsächlich hoch belastet ist (Stern gasse ca. 42 %, Gleisdorf 46 %, Mühlbach 75 %) und in die GSA (AB und FB) zur Reinigung geleitet werden muss. Auf Basis dieser frachtorientierten Betrachtung könnten die

ursprünglich angesetzten Gesamtflächen der Anlagen (AB+FB) deutlich verkleinert werden, wenn nur die reduzierten Volumina betrachtet würden:

- Stern gasse: von 941 m<sup>2</sup> auf 391 m<sup>2</sup>,
- Gleisdorf: von 224 m<sup>2</sup> auf 102 m<sup>2</sup>,
- Mühlbach: von 335 m<sup>2</sup> auf 253 m<sup>2</sup>.

### 5.1.2 Variante 2: Neue Aufteilung der Beckengröße zwischen AB und FB

Da sich durch die Kamerabeobachtung gezeigt hat, dass in den allermeisten Fällen die Filterfläche des Filterbeckens in der Stern gasse nur zu einem sehr kleinen Teil genutzt wird, wird in dieser Variante vorgeschlagen, die Vorreinigung und Retention des zu behandelnden Teilstroms in einem größeren AB durchzuführen und das FB zu verkleinern. Deshalb wurden die Berechnungen für die Verteilung zwischen AB und FB von zwei Drittel und ein Drittel durchgeführt und dann die Reduktionen und die Behandlung der Teilströme der Varianten 3–5 auch auf diese Variante bezogen.

### 5.1.3 Variante 3: Auslegung auf eine Entleerungszeit in der Zeit des Gesamt ereignisses

Bei dieser Berechnung wird die ursprüngliche Gesamtfläche der bestehenden GSA mit AB und FB so bemessen, dass das ausgewählte Starkregen ereignis mit seiner relevanten Fracht hydraulisch bewältigt werden kann. Dabei wird angenommen, dass das für die Fracht maßgebliche Volumen  $V_{99}$  über das AB aufgenommen und über AB und die Filterfläche des FB abgebaut werden soll.

Vereinfacht wird hierfür folgende Beziehung herangezogen:

$$t_{\text{Entleerung}} = \frac{V_{\text{Regen}}}{k_f \times A_{\text{Filter}}}$$

wobei

- $t_{\text{Entleerung}}$  die Entleerungszeit des Filterbeckens,
- $V_{\text{Regen}}$  das anzusetzende Volumen (z. B.  $V_{99}$  oder das gesamte Ereignisvolumen  $V_{\text{ges}}$ ),
- $k_f$  der Bemessungs-Durchlässigkeitsbeiwert des Filtermaterials und
- $A_{\text{Filter}}$  die zu bemessende Filterfläche ist.

Für diese Betrachtung wird geprüft, welche Filterfläche erforderlich ist, damit das maßgebende Starkregen ereignis ohne unzulässige Rückstau- oder Überlaufsituationen abgearbeitet

werden kann. Die resultierende Filterfläche stellt einen eher konservativen Ansatz dar, da sie allein auf dieses (relativ seltene) Ereignis ausgerichtet ist und nicht nur von tatsächlichen Zulaufdaten, sondern von NS-Daten ausgeht. Die Ergebnisse sind für verschiedene Einstauhöhen im AB und unterschiedliche  $k_f$ -Werte der FB beispielhaft im Kapitel 5.2 dargestellt.

#### 5.1.4 Variante 4: Entleerungszeit von 24 Stunden für 99 % der Fracht

Bei dieser Berechnung wird die Filterfläche nicht primär über die Dauer des Spitzenereignisses dimensioniert, sondern über eine maximal zulässige Entleerungszeit für das frachtrelevante Volumen. Hierfür wird festgelegt, dass das Volumen, das 99 % der Schmutzfracht transportiert ( $V_{99}$ ), innerhalb von 24 Stunden über die Filterfläche abgebaut sein soll.

Die oben genannte Gleichung wird dazu nach der Filterfläche umgestellt:

$$A_{\text{Filter}} = \frac{V_{99}}{k_f \times t_{\text{Entleerung}}}$$

mit:

- $V_{99}$  als Bemessungsvolumen,
- $t_{\text{Entleerung}} = 24$  h (in Sekunden eingesetzt) und
- dem gewählten  $k_f$ -Wert des Filtermaterials

lässt sich eine erforderliche Filterfläche berechnen, die gezielt auf die stoffliche Wirkung (Abbau bzw. Retention von 99 % der Fracht) bei gleichzeitig begrenzter Entleerungsdauer optimiert ist. Dieser Ansatz kann zu einer geringeren Filterfläche führen als die rein hydraulische Bemessung auf das volle Ereignis, sofern die restliche Fracht bzw. die Restwassermengen hydraulisch unkritisch sind.

Besonders das Filterbecken bietet ein hohes Einsparpotenzial, wenn es nicht rein hydraulisch auf das kurze Starkregenereignis, sondern auf das  $V_{99}$ -Volumen mit einer Entleerungszeit von 24 Stunden ausgelegt wird. Für diese Variante ergeben sich – je nach gewähltem  $k_f$ -Wert des Filtermaterials – die kleinsten Filterflächen:

- Sterngasse: Reduktion von 606 m<sup>2</sup> auf rund 95 m<sup>2</sup> (bei einem  $k_f$ -Wert von  $5 \times 10^{-5}$ ),
- Gleisdorf: Reduktion von rund 87,4 m<sup>2</sup> auf ca. 2–7 m<sup>2</sup> ( $k_f$ -Wert  $1,7 \times 10^{-3}$  bzw.  $5 \times 10^{-4}$ ).
- Mühlbach: Reduktion von 75 m<sup>2</sup> auf etwa 5–16 m<sup>2</sup> ( $k_f$ -Wert  $1,7 \times 10^{-3}$  bzw.  $5 \times 10^{-4}$ ).

### 5.1.5 Variante 5: Berechnung ab welcher Filterfläche eine definierte Drossel den Durchfluss begrenzen würde

In dieser Betrachtungsvariante wird die vorhandene **Drosselöffnung** im Ablauf (z. B. DN 100) als begrenzendes Element herangezogen. Die Drossel legt einen maximal zulässigen Ablauf  $Q_{\max}$  aus dem Filterbecken fest (z. B. 17 l/s, 28 l/s oder 47 l/s) und dient dazu, chloridhaltiges Straßenwasser schonend an den Vorfluter zu emittieren. Die Filterfläche ist dabei so errechnet, dass der durch die Filtration abgegebene Durchfluss den maximal zulässigen Drosselabfluss nicht überschreitet.

Die mittlere Abflussleistung durch den Filter über die Entleerungszeit lässt sich als

$$Q_{\text{Filter, mittel}} = \frac{V_{\text{Regen}}}{t_{\text{Entleerung}}}$$

abschätzen. Über die Beziehung zwischen Durchlässigkeit, Filterfläche und Durchfluss

$$Q_{\text{Filter}} \approx k_f \times A_{\text{Filter}}$$

wird eine Filterfläche gesucht, bei der

$$Q_{\text{Filter}} \leq Q_{\max}$$

gilt.

Gleichzeitig ist sicherzustellen, dass die Entleerung innerhalb einer akzeptablen Zeitspanne erfolgt (z. B. ebenfalls 24 Stunden), sodass wiederum die Kombination aus

- Begrenzung des Abflusses durch die Drossel und
- maximal tolerierter Entleerungszeit

die Filterfläche definiert. Die drosselbasierte Bemessung führt gegenüber den anderen Varianten an allen Standorten zu deutlich größeren Filterflächen und ist hydraulisch dominiert, sodass sie nur zum Vergleich und zur Abschätzung der maximal Filterfläche gedacht ist, weil es bei größeren Filterflächen zu einer Abflussbegrenzung durch die Drossel kommt und das Filterbecken eingestaut wird.

## 5.2 Berechnung der Bemessungsansätze in Bezug zur Filterfläche

### 5.2.1 Standort Sterngasse

Zur Abschätzung des möglichen Einsparpotenzials bei der erforderlichen Filterfläche wurden die oben beschriebenen unterschiedlichen Bemessungsansätze getrennt untersucht. Auf Basis dieser Einzelergebnisse kann ein direkter Vergleich angestellt werden, der die Auswirkung der jeweiligen Bemessungsphilosophie auf die Dimension der Filteranlage transparent macht. Es ist zu beachten, dass das fünfjährige Bemessungsereignis ein Volumen von 700 m<sup>3</sup> in 15 Minuten umfasst.

Ausgehend vom größten gemessenen Ereignis beginnend am 05.06.2023<sup>1</sup> wurde berechnet, dass von ca. 706,5 m<sup>3</sup> 43,5 % (d. h. 293 m<sup>3</sup>) belastet sind ( $V_{99}$ ) und deshalb in der GSA gereinigt werden müssen. Variante 1 und Variante 2 gehen von einer prozentuell gleichen Verunreinigung des Bemessungsniederschlags aus und errechnen anteilmäßig die Verkleinerung, während Variante 2 zusätzlich eine andere Aufteilung zwischen AB und FB vorsieht.

Die Berechnung der anderen Varianten 3-4 geht davon aus, dass das gesamte  $V_{99}$  in der Anlage aufgenommen und vor allem im AB gespeichert und sukzessive über das Filterbecken abgebaut wird. Für das Filterbecken werden unterschiedliche  $k_F$ -Werte angenommen.

Unter der Annahme, dass das belastete  $V_{99}$  im AB retiniert werden muss, ergeben sich für die Entleerungszeiten über 24 Stunden je nach Filterdurchlässigkeiten Filterflächen zwischen 95 m<sup>2</sup> und 475 m<sup>2</sup> und ein Flächenbedarf von 199 m<sup>2</sup> bzw. 271 m<sup>2</sup> für das AB. Dadurch könnte die Anlage bei Filtermaterialien mit einem  $k_F$ -Wert von  $5 \times 10^{-5}$  um bis zu 69 % kleiner werden. Der Flächenbedarf für das Filterbecken wird noch unter verschiedenen Annahmen, z. B.  $k_F$ -Werte und Entleerungszeit und Drossel, berechnet (Tabelle 50).

---

<sup>1</sup> Das Ereignis umfasste mehrere Einzelereignisse inklusive einem, das volumenmäßig der Größenordnung des Bemessungsniederschlags entsprach.

Tabelle 50: Übersicht der Berechnungsergebnisse für die Fläche des FB GSA Sterngasse.

	<b>k<sub>f</sub>-Wert für das FB</b> m/s	<b>Entleerungszeit</b> h	<b>Fläche FB</b> m <sup>2</sup>
V1: V <sub>99</sub> – hydraulische Bemessung			251
V2: V <sub>99</sub> 2/3 AB, 1/3 FB			130
V3: V2 mit verschiedenen k <sub>f</sub> Werten	5×10 <sup>-5</sup>	17	130
	1×10 <sup>-5</sup>	87	130
V4: 24-h-Entleerung für V <sub>99</sub>	5×10 <sup>-4</sup>	24	9,5
	5×10 <sup>-5</sup>	24	95
	1×10 <sup>-5</sup>	24	476
V5: Begrenzung durch Drossel (28 l/s)	5×10 <sup>-5</sup>		560
	1×10 <sup>-5</sup>		2.800

V1–V5 steht für die Varianten 1–5

Die Größen der AB und des flächenmäßigen Einsparpotenzials sind in Tabelle 51 dargestellt.

Tabelle 51: Variantenanalyse GSA Sterngasse des Einsparungspotenzials der Gesamtfläche bezogen auf Gesamtfläche nach RVS von AB und FB bei Einstauzielen.

	<b>k<sub>f</sub>-Wert</b> m/s	<b>Fläche FB</b> m <sup>2</sup>	<b>Fläche AB bei Einstau</b>		<b>Fläche GSA bei Einstau</b>		<b>Einsparpotenzial bei Einstau</b>	
			1,5 m m <sup>2</sup>	2,0 m m <sup>2</sup>	1,5 m m <sup>2</sup>	2,0 m m <sup>2</sup>	1,5 m %	2,0 m %
V3: V2 mit verschiedenen k <sub>f</sub> Werten	5×10 <sup>-5</sup>	130	262	197	392	327	58	65
	1×10 <sup>-5</sup>	130	272	294	402	334	57	65
V4: 24-h-Entleerung für V <sub>99</sub>	5×10 <sup>-5</sup>	95	265	199	361	294	62	69
	1×10 <sup>-5</sup>	476	265	199	741	675	21	28
V5: Begrenzung durch Drossel (28 l/s)	5×10 <sup>-5</sup>	560	224	168	784	728	17	23
	1×10 <sup>-5</sup>	2.800	224	168	3.020	2.970	-221	-215

V1-V5 steht für Variante 1-5

In der Tabelle ist zu sehen, dass es besonders hohe Einsparpotenziale von bis zu 69 % durch die Reinigung von V<sub>99</sub> mit einer Kombination von gut durchlässigem Filtermaterial und einer langen Versickerungszeit über 24 Stunden gibt (Variante 2). Sie zeigt auch, dass bei Nutzung einer Drossel und bei unterschiedlichen k<sub>f</sub>-Werten deutlich größere Filterflächen ohne Einstau möglich wären.

## Interpretation Filterbecken

### Variante 1: Hydraulische Bemessung bezogen auf $V_{99}$ – FB 251 m<sup>2</sup>

Bei der bestandsmäßigen Verteilung zwischen AB und FB ergibt sich statt ursprünglich 941 m<sup>2</sup> ein reduzierter Gesamtflächenbedarf für die GSA von 390 m<sup>2</sup>, mit einer Aufteilung von 139 m<sup>2</sup> (statt 335 m<sup>2</sup>) für das AB und 251 m<sup>2</sup> (statt 606 m<sup>2</sup>) für das FB. Dadurch errechnet sich theoretisch ein Flächenverhältnis von Filterfläche zu reduzierter Einzugsfläche von 1:146. Die Bemessung anhand des erfassten und auf die  $V_{99}$ -Prozent reduzierten Bemessungsereignisses ergibt eine erforderliche Filterfläche von 251 m<sup>2</sup>. Da das erfasste Ereignis etwas größer war als das Bemessungsereignis, allerdings auch länger gedauert hat, werden durch die Varianten 1 und 2 eventuell etwas zu kleine Retentionsvolumina errechnet.

### Variante 2: $V_{99}$ , aber andere Aufteilung zwischen AB und FB – 130 m<sup>2</sup>

Um das Filterbecken besser auszulasten, wird von einer Aufteilung der AB- und FB-Flächen von zwei Dritteln und einem Drittel zugunsten des AB ausgegangen. Dadurch ergeben sich für die Behandlung des  $V_{99}$  für eine reduzierte Gesamtfläche von 390 m<sup>2</sup> eine Fläche für das AB von 260 m<sup>2</sup> und für das FB von 130 m<sup>2</sup>. Durch eine erhöhte Retention im AB könnte die Fläche des FB verkleinert werden. Diese Berechnung ergibt sich aus der Reduktion auf  $V_{99}$  und einer anderen Aufteilung der Bestandsflächen von zwei Dritteln AB und einem Drittel FB.

### Variante 3: Variante 2 unter Berücksichtigung der Retention und Versickerung über die Zeit

In diesem Fall wird für Variante 2 die Versickerungszeit ausgewiesen und die erforderliche Fläche für das AB für das erfasste Ereignis errechnet. Da das Gesamt ereignis volumenmäßig größer war, aber auch länger gedauert hat, wird das erforderliche Retentionsvolumen errechnet.

### Variante 4: 24-Stunden-Entleerung von $V_{99}$ – 9,5 m<sup>2</sup>, 95 m<sup>2</sup> oder 476 m<sup>2</sup>

Die Auslegung auf das frachtrelevante Volumen  $V_{99}$  und eine Entleerungszeit von 24 Stunden führt zu den geringsten Filterflächen. Bei einem für Bodenfilter eher unwahrscheinlichen  $k_f$ -Wert von  $5 \times 10^{-4}$  m/s ergibt sich eine Filterfläche von 9,5 m<sup>2</sup>, während konservativere  $k_f$ -Werte (z. B.  $1 \times 10^{-5}$  m/s) zu Flächen bis 476 m<sup>2</sup> führen. Abhängig vom  $k_f$ -Wert kann es zur Einsparung von ca. 37 % gegenüber Variante 1 kommen. Damit stellt diese Variante im Vergleich zur hydraulischen Starkregenbemessung (251 m<sup>2</sup>) für höhere  $k_f$ -Werte das flächeneffizienteste Bemessungskonzept dar.

### **Variante 5: Drosselberechnung 28 l/s – FB**

Diese Berechnung gibt an, ab welcher Filtergröße die Drossel begrenzend werden würde. Die Filterflächen sind abhängig von der Durchlässigkeit und sind mit  $560 \text{ m}^2$  und  $2.800 \text{ m}^2$  so dimensioniert, dass angenommen werden kann, dass die Filterfläche durch die Drossel jedenfalls nicht eingestaut werden sollte.

### **5.2.2 Standort Gleisdorf**

Ausgehend vom größten gemessenen Ereignis am 13.07.2023, das auch einen Starkniederschlag enthält, der volumenmäßig der Größenordnung des Bemessungsniederschlags ( $231 \text{ m}^3 n_{15,1}$ ) entspricht. Das Gesamtereignis wurde mit  $646 \text{ m}^3$  erfasst, von dem 46 % (d. h.  $106 \text{ m}^3 V_{99}$ ) belastet sind und deshalb in der GSA gereinigt werden müssen. Die Varianten 1 und 2 gehen von einer prozentuell gleichen Verunreinigung des Bemessungsniederschlags aus und errechnen anteilmäßig die Verkleinerung, während Variante 2 zusätzlich eine andere Aufteilung zwischen AB und FB vorsieht.

Die Berechnungen der Varianten 3–4 gehen davon aus, dass das gesamte erfasste  $V_{99}$  in der Anlage aufgenommen, vor allem im AB gespeichert und sukzessive über das Filterbecken abgebaut wird. Für das Filterbecken werden unterschiedliche  $k_F$ -Werte angenommen.

Der Flächenbedarf für das Filterbecken wird noch unter verschiedenen Annahmen, z. B. für  $k_F$ -Werte, Entleerungszeit und Drossel, berechnet (Tabelle 52).

Tabelle 52: Übersicht der Berechnungsergebnisse für die Fläche des FB, errechnet für die verschiedenen Varianten am Standort Gleisdorf West.

	<b>k<sub>f</sub>-Wert für das FB</b> m/s	<b>Entleerungszeit</b> h	<b>Fläche FB</b> m <sup>2</sup>
V1: V <sub>99</sub> – hydraulische Bemessung			40
V2: V <sub>99</sub> 2/3 AB, 1/3 FB			34
V3: V2 mit verschiedenen k <sub>f</sub> -Werten	1,7×10 <sup>-3</sup>	0,50	34
	5×10 <sup>-4</sup>	3,9	34
V4: V2 24-Stunden-Entleerung für V <sub>99</sub>	1,7×10 <sup>-3</sup>	24	2,1
	5×10 <sup>-4</sup>	24	6,8
V5: Begrenzung durch Drossel (43,5 l/s)	5×10 <sup>-4</sup>	0,50	87
	1,7×10 <sup>-3</sup>	0,50	26

V1–V5 bedeutet Varianten 1–5

Die Größen der AB und des flächenmäßigen Einsparpotenzials sind in Tabelle 53 dargestellt.

Tabelle 53: Variantenanalyse GSA Gleisdorf West des Einsparungspotenzials der Gesamtfläche bezogen auf Gesamtfläche nach RVS von AB und FB bei Einstauzielen.

	<b>k<sub>f</sub>-Wert</b> m/s	<b>Fläche FB</b> m <sup>2</sup>	<b>Fläche AB bei Einstau</b>		<b>Fläche GSA bei Einstau</b>		<b>Einsparpotenzial bei Einstau</b>	
			1,5 m <sup>2</sup>	2,0 m <sup>2</sup>	1,5 m <sup>2</sup>	2,0 m <sup>2</sup>	1,5 m <sup>2</sup>	2,0 m <sup>2</sup>
			m <sup>2</sup>	m <sup>2</sup>	m <sup>2</sup>	m <sup>2</sup>	%	%
V3: V2 mit verschiedenen k <sub>f</sub> -Werten	1,7×10 <sup>-3</sup>	34	65	48	99	82	56	63
	5×10 <sup>-4</sup>	34	158	118	192	152	14	32
V4: 24-Stunden-Entleerung für V <sub>99</sub>	1,7×10 <sup>-3</sup>	2,0	189	142	191	144	15	36
	5×10 <sup>-4</sup>	6,8	189	142	196	149	13	34
V5: Begrenzung durch Drossel (28 l/s)	1,7×10 <sup>-3</sup>	26	98	73	123	99	45	56
	5×10 <sup>-4</sup>	87	98	73	185	160	18	28

V1–V5 bedeutet Varianten 1–5

In der Tabelle ist zu sehen, dass sich besonders hohe Einsparpotenziale von bis zu 63 % durch Variante 3 errechnen. Die Reinigung von V<sub>99</sub> mit einer Kombination von gut durchlässigem Filtermaterial mit einer mittleren Filterfläche (34 m<sup>2</sup>) und einer mittleren Versickerungszeit (0,5 h) gibt im Gegensatz zu einer sehr kleinen Filterfläche (2 m<sup>2</sup>) die

größten Einsparungspotenziale für die Gesamtanlage, weil sonst das Volumen, das im AB retiniert werden muss, die Gesamtanlage vergrößert.

### **Interpretation**

#### **Variante 1: Hydraulische Bemessung bezogen auf $V_{99}$ – FB 39,9 m<sup>2</sup>**

Bei dieser Variante ist die Annahme zugrunde gelegt, dass 46 % des Bemessungsregens belastet sind und dass die Anlage entsprechend verkleinert werden kann, um nur den Spülstoß zu erfassen. D. h. es könnten sowohl AB als auch FB um 54,3 % auf 102 m<sup>2</sup> verkleinert werden. Da das erfasste Ereignis etwas größer war als das Bemessungsereignis, aber länger gedauert hat, werden durch die Varianten 1 und 2 etwas zu kleine Retentionsvolumina errechnet.

Die Bemessung anhand des maßgebenden Starkregenereignisses ergibt eine errechnete Filterfläche von 39,9 m<sup>2</sup>.

#### **Variante 2: $V_{99}$ , aber andere Aufteilung zwischen AB und FB – FB 34 m<sup>2</sup>**

Bei einer Verteilung zwischen AB und FB von zwei Dritteln und einem Drittel ergibt sich statt ursprünglich 224 m<sup>2</sup> ein reduzierter Gesamtflächenbedarf für die GSA von 102 m<sup>2</sup> mit der Aufteilung von 68 m<sup>2</sup> für das AB und 34 m<sup>2</sup> für das FB, wobei die ursprüngliche Aufteilung bereits bei 60 % AB und 40 % FB lag. Dadurch errechnet sich theoretisch ein Flächenverhältnis von Filterfläche zu reduzierter Einzugsfläche von 1:510.

#### **Variante 3: Variante 2 unter Berücksichtigung der Retention und Versickerung über die Zeit – FB 34 m<sup>2</sup>**

In diesem Fall wird für Variante 2 die Versickerungszeit ausgewiesen und die erforderliche Fläche für das AB für das erfasste Ereignis errechnet. Da die Filterdurchlässigkeiten sehr groß sind, liegen die Versickerungszeiten zwischen 0,5 Stunden und 3,9 Stunden. Um das Gesamt ereignis volumenmäßig zu erfassen, werden die Retentionsvolumina errechnet, weil das Ereignis größer als das Bemessungsereignis war, aber auch länger gedauert hat.

#### **Variante 4: 24-Stunden-Entleerung von $V_{99}$ – FB 2,1 m<sup>2</sup> oder 6,8 m<sup>2</sup>**

Die Bemessung nach dem Volumen der 99 %-Fracht  $V_{99}$  führt zu sehr kleinen Flächenanforderungen. Bei  $k_f=1,7 \times 10^{-3}$  m/s ergibt sich eine Filterfläche von 2,1 m<sup>2</sup>, bei  $k_f=5 \times 10^{-4}$  m/s eine Fläche von 6,8 m<sup>2</sup>. Damit liegt Variante 4 deutlich unter der Filterfläche der

Variante 3 (99 % Filterfracht bei Starkregenereignis) von 34 m<sup>2</sup> und zeigt das größte relative Einsparpotenzial aller betrachteten Varianten.

#### **Variante 5: Drosselberechnung 43,5 l/s**

Diese Berechnung gibt an, ab welcher Filtergröße die Drossel begrenzend werden würde. Die Filterflächen sind abhängig von der Durchlässigkeit und sind mit 25,6 m<sup>2</sup> und 87 m<sup>2</sup> so dimensioniert, dass angenommen werden kann, dass bei größeren Filterflächen der Filter durch den Rückstau der Drossel eventuell eingestaut werden kann.

### **5.2.3 Standort Mühlbach**

Ausgehend vom größten gemessenen Ereignis am 26.08.2023, das zweiteilig war und auch einen Starkniederschlag umfasste, der volumenmäßig der Größenordnung des Bemessungsniederschlags entsprach, wurde berechnet, dass von ca. 938 m<sup>3</sup> 75 % (d. h. 707 m<sup>3</sup>) belastet sind und deshalb in der GSA gereinigt werden müssen. Bei der Berechnung der Varianten 1 und 2 wird von einem gleichen Prozentanteil an verunreinigten Teilabläufen ausgegangen, allerdings bezogen auf das Volumen des Gesamtniederschlags. Bei Variante 2 wird eine neue Verteilung zwischen AB und FB von zwei Dritteln und einem Drittel errechnet. Der Flächenbedarf für das Filterbecken für das V99 von 707 m<sup>3</sup> wird noch unter verschiedenen Annahmen, z. B. für kf-Werte, Entleerungszeit und Drossel, berechnet (Tabelle 54).

Tabelle 54: Übersicht der Berechnungsergebnisse für die Fläche des FB für die GSA Mühlbach.

		<b>k<sub>f</sub>-Wert für das FB</b>	<b>Entleerungszeit</b>	<b>Fläche FB</b>
		m/s	h	m <sup>2</sup>
V1	V <sub>99</sub> hydraulische Berechnung			57
V2	V <sub>99</sub> 2/3 AB, 1/3 FB			84
V3	FB V <sub>99</sub> V2	1,7×10 <sup>-3</sup>	0,6	84
		5×10 <sup>-4</sup>	3,9	84
V3A	FB V <sub>99</sub> V1	1,7×10 <sup>-3</sup>	1,2	57
		5×10 <sup>-4</sup>	6,1	57
V4	FB V <sub>99</sub> Entleerung 24 h	1,7×10 <sup>-3</sup>	24	4,8
		5×10 <sup>-4</sup>	24	16,4
V5	V <sub>99</sub> und Drossel 17 l/s	1,7×10 <sup>-3</sup>		10
		5×10 <sup>-4</sup>		34

V1–V5 bedeutet Varianten 1–5

Die Größen der AB und des flächenmäßigen Einsparpotenzials sind in Tabelle 55 dargestellt.

Tabelle 55: Variantenanalyse GSA Mühlbach des Einsparungspotenzials der Gesamtfläche bezogen auf Gesamtfläche nach RVS von AB und FB bei Einstauzielen.

	k <sub>f</sub> -Wert	Fläche FB	Fläche AB bei Einstau		Fläche GSA bei Einstau		Einsparpotenzial bei Einstau	
			1,5 m <sup>2</sup>	2,0 m <sup>2</sup>	1,5 m <sup>2</sup>	2,0 m <sup>2</sup>	1,5 m <sup>2</sup>	2,0 m <sup>2</sup>
			m/s	m <sup>2</sup>	m <sup>2</sup>	m <sup>2</sup>	m <sup>2</sup>	m <sup>2</sup>
V3: V2 mit verschiedenen k <sub>f</sub> -Werten	1,7×10 <sup>-3</sup>	84	197	148	281	232	16	31
	5×10 <sup>-4</sup>	84	391	293	475	377	-42	-13
V3A: V1 mit verschiedenen k <sub>f</sub> -Werten	1,7×10 <sup>-3</sup>	57	287	215	344	272	-3	19
	5×10 <sup>-4</sup>	57	417	313	474	370	-41	-10
V4: 24-Stunden-Entleerung für V <sub>99</sub>	1,7×10 <sup>-3</sup>	4,8	456	342	460	347	-37	-3
	5×10 <sup>-4</sup>	16,4	456	342	472	358	-41	-7
V5: Begrenzung durch Drossel (28 l/s)	1,7×10 <sup>-3</sup>	10	439	329	449	339	-34	-1
	5×10 <sup>-4</sup>	34	439	329	473	363	-41	-8

V1 - V5 bedeutet Variante 1-5

Negativwerte beim Einsparpotenzial würden einer rechnerischen Vergrößerung der Anlage gleichkommen.

In der Tabelle 55 ist zu sehen, dass sich nur moderate Einsparpotenziale von bis zu 31 % durch Variante 3 errechnen. Die Reinigung von  $V_{99}$  mit einer Kombination von gut durchlässigem Filtermaterial mit einer Filterfläche von  $84 \text{ m}^2$  und einer mittleren Versickerungszeit (0,5 h) gibt im Gegensatz zu kleineren Filterflächen die größten Einsparungspotenziale für die Gesamtanlage, weil sonst das Volumen, das im AB retiniert werden muss, die Gesamtanlage vergrößert. Die geringen Einsparungspotenziale sind im Wesentlichen auf die lange Regendauer, die ca. 2,7-mal das Volumen des Bemessungsregens umfasste, und die Art des Regens zurückzuführen. Während der Messzeit wurde ein moderater, aber langgezogener Peak von max. AFS  $320 \text{ mg/l}$  erfasst, der erst relativ spät auf Werte  $<30 \text{ mg/l}$  AFS fiel. Dadurch wurden nur 25 % des Volumens als nicht belastet qualifiziert. Allerdings lässt sich auch in diesem Fall das FB verkleinern und das AB vergrößern.

### Interpretation

#### **Variante 1: Hydraulische Bemessung bezogen auf $V_{99}$ – FB $56,5 \text{ m}^2$**

Bei dieser Variante ist die Annahme zugrunde gelegt, dass 75 % des Bemessungsregens belastet sind und dass die Anlage entsprechend verkleinert werden kann, um nur den Spülstoß zu erfassen. Es könnten sowohl AB und FB um 25 % von  $335 \text{ m}^2$  auf  $251 \text{ m}^2$  verkleinert werden. Da das erfasste Gesamtereignis um den Faktor 2,7 deutlich größer war als das Bemessungsereignis, aber auch länger gedauert hat (0,5 h und 1 h), werden durch die Varianten 1 und 2 eventuell etwas zu kleine Retentionsvolumina errechnet.

Die Bemessung anhand des reduzierten Bemessungsereignisses ergibt eine errechnete Filterfläche von  $56,5 \text{ m}^2$ .

#### **Variante 2: $V_{99}$ , aber andere Aufteilung zwischen AB und FB – $84 \text{ m}^2$**

Bei einer Verteilung zwischen AB und FB von zwei Dritteln und einem Drittel ergibt sich statt ursprünglich  $335 \text{ m}^2$  ein reduzierter Gesamtflächenbedarf für die GSA von  $252 \text{ m}^2$  mit einer Aufteilung von  $168 \text{ m}^2$  für das AB (67 %) und  $84 \text{ m}^2$  für das FB (33 %), wobei die ursprüngliche Aufteilung bereits bei 78 % AB und 22 % FB lag. Dadurch errechnet sich theoretisch ein Flächenverhältnis von Filterfläche zu reduzierter Einzugsfläche von 1:340.

### **Variante 3: Variante 2 unter Berücksichtigung der Retention und Versickerung über die Zeit**

In diesem Fall wird für die Filterfläche der Variante 2 die Versickerungszeit ausgewiesen und die erforderliche Fläche für das AB für das erfasste Ereignis errechnet. Da die Filterdurchlässigkeiten sehr groß sind, liegen die Versickerungszeiten zwischen 0,5 Stunden und 3,9 Stunden. Um das Gesamt ereignis volumenmäßig zu erfassen, werden die Retentionsvolumina errechnet, weil das Ereignis größer als das Bemessungsereignis war, aber auch länger gedauert hat. Die Ergebnisse für Variante 3 und Variante 3A sind in Tabelle 55 zu finden.

### **Variante 3A: Variante 1 unter Berücksichtigung der Retention und Versickerung über die Zeit**

Da die Filterfläche sehr viel kleiner ist als die Fläche des AB, wird für diese GSA auch die Filterfläche der Variante 1 zur Berechnung herangezogen. Für die Filterfläche der Variante 1 wird die Versickerungszeit ausgewiesen und die erforderliche Fläche für das AB für das erfasste Ereignis errechnet. Da die Filterdurchlässigkeiten sehr groß sind, liegen die Versickerungszeiten zwischen 1,2 Stunden und 6,1 Stunden. Um das Gesamt ereignis volumenmäßig zu erfassen, werden die Retentionsvolumina errechnet. Weil das Ereignis größer als das Bemessungsereignis war, aber auch länger gedauert hat, wird eventuell das Retentionsvolumen als zu gering angegeben.

### **Variante 4: 24-Stunden-Entleerung von $V_{99}$ – 4,8 m<sup>2</sup> oder 16,4 m<sup>2</sup>**

Die frachtorientierte Bemessung errechnet die kleinsten Flächen. Für  $k_f=1,7 \times 10^{-3}$  m/s ergibt sich eine Fläche von 4,8 m<sup>2</sup>, bei  $k_f=5 \times 10^{-4}$  m/s eine Fläche von 16,4 m<sup>2</sup>. Beide Werte liegen deutlich unter der Filterfläche bei Variante 1 (Starkregenereignis) von 36 m<sup>2</sup> und bestätigen, dass die  $V_{99}$ -basierte Auslegung mit Entleerung innerhalb von 24 Stunden hydraulisch unkritisch und flächenminimierend ist. Durch die hohe Durchlässigkeit errechnet sich für die Durchsickerung des Filters über den Zeitraum von 24 Stunden eine sehr kleine Filterfläche von 4 m<sup>2</sup> bis 16,4 m<sup>2</sup>, abhängig vom  $k_f$ -Wert. Durch die Verzögerung muss aber ein großes Volumen von  $V_{99}$  im AB gespeichert werden, wodurch sich relativ große AB-Flächen errechnen (Tabelle 55).

### **Variante 5: Drosselberechnung 17 l/s**

Diese Berechnung gibt an, ab welcher Filtergröße die Drossel begrenzend werden würde. Die Filterflächen sind abhängig von der Durchlässigkeit und sind mit 10 m<sup>2</sup> und 34 m<sup>2</sup> in einem kritischen Bereich, sodass angenommen werden kann, dass die Filterfläche durch die Drossel eventuell eingestaut wird.

### **5.3 Diskussion der Berechnungen**

Die durchgeführten Analysen zeigen, dass sich der Flächenbedarf für GSAs, bestehend aus Absetz- und Filterbecken, unter Nutzung aktueller Frachtdaten und differenzierter Bemessungsansätze substantiell reduzieren lässt. Auf Basis der langjährigen Messdatensätze könnten die ursprünglich angesetzten Gesamtflächen (AB+FB) je nach Standort um 25 % bis 69 % verringert werden. So reduziert sich die erforderliche Anlagenfläche in der Sterngasse von 941 m<sup>2</sup> um bis zu 69 %, in Gleisdorf von 224 m<sup>2</sup> um bis zu 63 % und in Mühlbach von 335 m<sup>2</sup> um bis zu 31 %. Wichtiger als die Reduktion der Gesamtfläche ist aber die Reduktion der Filterfläche. Da die Auslegung auf Extremereignisse erfolgt, ist der Fokus klar auf diese zu legen. Leider lassen sich diese besonderen Ereignisse nicht isoliert messen, sondern sind oft in andere eingebettet. Während der Messungen war aber sehr deutlich zu sehen, dass die Starkregenereignisse hohe Belastungsspeaks erzeugten und dass es einen schnellen Abfall der Konzentration gab, die noch während der Messzeit unter den AFS-Grenzwert der AAEV von 30 mg/l fiel. Durch die Entleerungszeit von 24 Stunden ergeben sich vor allem für technische Filter sehr kleine Filterflächen. Da Schwermetalle weder in gelöster Form noch als Gesamtgehalte eine Belastung darstellen, könnten auch alternative Filtermaterialien, die vor allem AFS entfernen, für diese Straßenabläufe praktisch erprobt bzw. erforscht werden. Kleine Filter sind nicht nur in der Anschaffung günstiger, sondern auch im Betrieb, weil ein Filtermattentausch einfacher durchführbar ist und kostengünstiger ist, als bei großen Filtern. Es sollte jedenfalls aber eine Feinfiltermatte zur Abtrennung der Feinteile, an denen potenziell auch PAK oder andere Stoffe adsorbieren, verwendet werden. Ob und wie weit sich Reifenabrieb und Mikroplastik abtrennen lassen, wäre ebenfalls zu ermitteln. Diese Ergebnisse belegen, dass eine flächeneffizientere Bemessung möglich ist, ohne die Reinigungswirkung für den belasteten Abflussanteil zu beeinträchtigen.

Die erstmals detailliert erfassten Kontaminationsverläufe während des ersten Spülstoßes (First-Flush) liefern robuste und zeitlich hochaufgelöste Frachtdaten. Auf dieser Grundlage könnte die Dimensionierung insbesondere des Filterbeckens (FB) wesentlich präziser an das

tatsächlich relevante Frachtvolumen ( $V_{99}$ ) angepasst werden. Die Bemessung nach Variante 4, welche eine Entleerung des  $V_{99}$ -Volumens aus dem FB innerhalb von 24 Stunden vorsieht, führt an allen Standorten zu den geringsten Flächenanforderungen für die FB:

- Sterngasse: Reduktion von 606 m<sup>2</sup> auf 95 m<sup>2</sup>,
- Gleisdorf: Reduktion von 87 m<sup>2</sup> auf 2–7 m<sup>2</sup>,
- Mühlbach: Reduktion von 75 m<sup>2</sup> auf 5–6 m<sup>2</sup>.

Durch die Berechnung der Filterflächen basierend auf der Drossel werden jene Filterflächen ausgewiesen, deren Abfluss durch die Drossel begrenzt ist, wodurch es zu einem Rückstau kommen kann. Die Ergebnisse zeigen insgesamt, dass eine frachtorientierte, an  $V_{99}$  ausgerichtete Bemessung sowohl hydraulisch als auch stofflich eine effiziente und belastbare Auslegungsbasis darstellt. In die Betrachtung noch nicht aufgenommen ist der Platzbedarf für den anfallenden Schlamm bzw. eine Auslegung von AB im Dauerstau.

Auch wenn standortabhängig ergänzende Retentionsvolumina erforderlich sind, ermöglichen die vorgestellten Ansätze eine technisch robuste, wasserwirtschaftlich konsistente und ressourcenschonende Planung. Die gewonnenen Erkenntnisse bieten darüber hinaus eine fundierte Grundlage für die Weiterentwicklung bestehender Bemessungsmethoden und können als Beitrag zur fachlichen Präzisierung zukünftiger technischer Regelwerke und Planungsrichtlinien im Bereich der Straßenentwässerung verstanden werden.

## 6 ZUSAMMENFASSUNG UND DISKUSSION DER KERNERGEBNISSE

Der vorliegende Bericht fasst die erarbeiteten Ergebnisse in seinen Kapiteln zusammen und behandelt die ursprünglichen Fragestellungen an das Projekt. Die Kernfragen aus dem Antrag werden hier nochmals zusammenfassend beantwortet.

### 6.1 Resümee zu den sechs Fragen der Ausschreibung

1. Erfüllen RVS-konforme GSAs die rechtlichen Vorgaben an den Gewässerschutz (Emissionsgrenzwerte für Vorflutgewässer)?

Zunächst haben die Messergebnisse gezeigt, dass in der Anfangsphase von Regenereignissen sehr hohe Feststoff- und Salzsitzen in die GSAs gelangen. Diese Belastungsspitzen wurden mit der First-Flush-Probenahme gezielt erfasst. Es konnte anhand der gewählten Parameter gezeigt werden, dass die GSAs Schadstoffe und Feststoffe gut zurückhalten und die Grenzwerte der AAEV in der Regel eingehalten werden. In wenigen Einzelfällen (z. B. bei Fe, AFS) wurden Grenzwerte überschritten, was aber durch die gewählte Art der Beprobung im First-Flush geprägt ist. AFS ist zentraler Betriebs- und Trägerparameter, da viele Schadstoffe partikelgebunden sind. AFS ist außerdem in der AAEV geregelt und kann als Emissionsparameter gut verglichen werden.

Für alle drei GSAs konnte gezeigt werden, dass der Bodenfilter und die technischen Filter sehr gute Abtrennleistungen für AFS, Schwermetalle, KW und PAK aufweisen, wobei es bei Starkregenereignissen vereinzelt zu Überschreitungen des AFS-Grenzwertes durch Einzelwerte bzw. z. T. auch durch den MW (nur beim Bodenfilter Sterngasse) gemäß AAEV kam. Auch hier gilt, dass der First-Flush eigentlich einen „Worst Case“ mit den höchsten Konzentrationen eines Ereignisses darstellt. Bei der hypothetischen Annahme der Versickerung der Abwässer ins Grundwasser würden die relevanten Parameter deutlich unterschritten werden. Die rechtlichen Vorgaben an den Gewässerschutz wurden somit bis auf wenige Ausnahmefälle eingehalten.

Gemäß den Bestimmungen der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung AAEV BGBl. Nr. 186/1996 i.d.g.F. § 7 ist die Grenzwerteinhaltung auch bei Einzelüberschreitungen („4-von-5-Regel“) gegeben.

Die hohen Überschreitungsdaten der GSA Sterngasse sind aus den Ergebnissen der bescheidgemäß vorgeschriebenen Fremdüberwachung von vielen GSAs als nicht repräsentativ einzustufen. Vielmehr sind diese hohen Überschreitungsdaten auf bauliche oder betriebliche Mängel zurückzuführen.

Bei den untersuchten GSAs ist aufgrund der Geländesituation davon auszugehen, dass die Straßenwässer nicht durch Abschwemmungen des angrenzenden Geländes (Böschungen, Einschnitte) beeinflusst sind. Einzugsgebiete in Geländeeinschnitten können einen deutlichen Beitrag zur Belastung des Straßenwassers aufweisen.

2. Gibt es aufgrund der hydraulischen Messergebnisse Potenzial für eine Anpassung der Bemessungsvorgaben und somit für eine Verringerung des Platzbedarfes für GSAs?

Bei den beprobten Ereignissen mit hoher Intensität hat sich gezeigt, dass es einen „First-Flush-Effekt“ gegeben hat, wodurch sehr hohe Konzentrationen während einer kurzen Zeitspanne in die Anlage gelangten. Detailanalysen zeigen, dass bereits nach wenigen Minuten ein Großteil der Gesamtschmutzfracht eingetragen wurde. Dies wurde durch den Volumenanteil, der 99 % der AFS-Fracht enthält, als  $V_{99}$  dargestellt. Würde also der Zulauf nach dem ersten Spülstoß abgeschlagen und direkt abgeleitet werden und die hoch belastete Anfangsphase entsprechend gezielt behandelt werden, ergäbe sich ein deutliches Optimierungspotenzial für den Platzbedarf der GSAs:

- Sterngasse: rechnerisch von 941 m<sup>2</sup> um bis zu 69 % reduzierbar,
- Gleisdorf: rechnerisch von 224 m<sup>2</sup> um bis zu 63 % reduzierbar,
- Mühlbach: rechnerisch von 335 m<sup>2</sup> um bis zu 31 % reduzierbar.

Ergänzend muss verdeutlicht werden, dass je nach Größe des Niederschlagsereignisses zwischen 20 % und 98 % davon die Anlage erreichen (Beispiel Sterngasse). Kleinere Ereignisse sind aufgrund der Niederschlagsvariabilität, der Abflusswege und der Ereignisdefinition schwieriger abzuschätzen. Daher ist für eine Übernahme in Regelwerke ein Bemessungsrahmen sinnvoll, der Bandbreiten und lokale Kalibration zulässt.

Im Beobachtungszeitraum hat sich gezeigt, dass der Bodenfilter, auch bei den mittleren Ereignissen, nur zu einem Teil genutzt wurde, und dass das Retentionsvolumen im Absetzbecken für alle gemessenen Ereignisse ausreichend war. Das bedeutet, dass Bodenfilter kleiner bemessen werden könnten. Die Berechnungsbeispiele zeigen, dass sich die Fläche des Bodenfilters auf 50 % bzw. auf unter 20 % verkleinern ließe, wenn ein Teil des unbelasteten Wassers abgeleitet würde. Dadurch könnte auch das Absetzbecken kleiner gebaut werden.

Technische Filter zeigten eine bessere Reinigungsleistung als der Bodenfilter. Dies spricht für deren Einsatz, da sie auch unter den Bedingungen der ÖNORM B 2506-3 nur ein Drittel des Platzes benötigen und somit der Platzbedarf der gesamten Anlage verringert werden kann.

Die Berechnungen haben auch für die Anlagen in Gleisdorf und Mühlbach gezeigt, dass bei Teilreinigung des Volumens mit 99 % der Fracht die GSAs insgesamt um 69 % bzw. 31 % verkleinert werden können. Neben den Absetzbecken (AB) können auch die Filterbecken je nach Annahme stark verkleinert werden. Sollte der technische Filter verkleinert werden, wäre momentan auf die Zulassung der Filtermaterialien nach ÖNORM B 2506-3 zu achten. Da diese gerade überarbeitet wird, könnte die Prüfung an die hier gewonnenen Erkenntnisse über gelöste und ungelöste Schwermetallkonzentrationen im Straßenwasser angepasst werden, wodurch sich eventuell kleinere Filterflächen für die Einzugsflächen bzw. Flächenverhältnisse von Filterfläche zu reduzierter Einzugsfläche  $1: >> 250$  ergeben würden. Wegen der geringen Belastung der Zuläufe wären auch alternative Filtermaterialien wie Sandfilter mit Feinfilterauflage zu erforschen bzw. praktisch die relevante Korngrößenzusammensetzung zur Auswahl des Filtermaterials zu erproben. Weiteres Potenzial ergibt sich durch bautechnische und betriebliche Möglichkeiten zur Optimierung der GSAs, welche im Kapitel 6.2 aufgelistet sind.

### 3. Wie sind Funktionalität und Wirkung des Absetzbeckens für die nachgeschaltete Filterstufe zu bewerten?

Im Rahmen des Projektes wurden drei GSAs mit AB untersucht. Davon waren zwei ohne und eine mit Dauerstau. Das AB in der Sterngasse ist bei 3,67 ha Einzugsfläche ca. 335 m<sup>2</sup> groß und mit einem Tosbecken und einer Prallwand mit Einströmöffnungen und Gabionen vor dem Ablauf ins Filterbecken ausgestattet. Besonders das Tosbecken wandelt einen Teil der Energie um. Im AB in der Sterngasse herrschen unterschiedliche Geschwindigkeiten im Bereich Zulauf und Ablauf, was sich auch anhand der vorhandenen Ablagerungen und auch durch hydraulische Berechnungen nachweisen lässt. Die vorhandene Prallwand mit den zehn Einströmöffnungen sowie ein gewisser Wasserstand nach einiger Zeit dürften zu einer Reduktion der Geschwindigkeiten führen.

Die beiden Einströmöffnungen, die in der Verlängerung des Zulaufrohres liegen, führen an dieser Stelle zu Strömungsspitzen, was auch durch die fehlenden Sedimente sichtbar ist. Diese Öffnungen sind jedenfalls zu verschließen, um eine bessere Absetzwirkung zu erzielen. Es wird aber empfohlen, die Prallwand ohne Öffnungen auszuführen und zumindest diesen Bereich im Dauerstau zu halten, wodurch eine gleichmäßige Überströmung über die Prallwand ermöglicht würde. Die berechnete Entleerungszeit unterschätzt die tatsächliche Entleerungszeit. Der Grund, dass tagelang ein geringer Wasserstand im AB vorhanden ist, dürfte auf die Gabionen im Ablaufbereich des AB, die über die Zeit verschlämmen, und

eventuell auf Abweichungen bei der Bauausführung gegenüber den Plänen zurückzuführen sein. Dadurch verlängert sich die Aufenthaltszeit und auch sehr kleine Partikel können sich zumindest vorübergehend absetzen. Rechnerisch lassen sich Partikel ab einer Größe von 7,2 µm absetzen. Korngrößenanalysen haben aber gezeigt, dass der Anteil der Partikel mit einer Korngröße zwischen 2,0 µm und 6,3 µm im Ablaufbereich 10–15 % betragen kann, wodurch der nachgeschaltete Bodenfilter gut geschützt wird.

Der Zulaufbereich im Absetzbecken in Mühlbach ist ebenfalls mit einer Prallwand mit Öffnungen ausgestattet. Es erscheint auf den ersten Blick kritisch, dass der Zufluss über eine sehr steile Rampe (Gefälle = 100 %) erfolgt, wodurch es zu einem Fließwechsel von strömend hin zu schießend und anschließend wieder hin zu strömend kommen könnte, was aber selbst bei Zuläufen im Bereich des Bemessungsregens (Zulauf von 500 l/s) nicht geschieht. Die berechneten Geschwindigkeiten liegen über jenen der kritischen Horizontalgeschwindigkeit der RVS 04.04.11. Auch durch die Tatsache, dass sich erst zehn Meter nach dem Zulauf Sediment im AB befindet, lässt sich verdeutlichen, dass im Zulaufbereich hohe Geschwindigkeiten herrschen. Weiters lässt sich schließen, dass es zu Beginn eines Niederschlagsereignisses zu einem nicht zu vernachlässigenden Spülstoß kommt. Bei Vergleich der Korngrößenanalysen aus Mühlbach mit jenen der Sterngasse zeigt sich, dass sich in der Sterngasse wesentlich mehr feineres Material absetzt. Demzufolge dürfte die Reinigungsleistung des ABs in Mühlbach geringer sein als jene des AB in der Sterngasse. Da die Reinigungsleistung der gesamten Anlage geringfügig höher ist als in der Sterngasse, lässt sich schließen, dass die Reinigungsleistung des Filterbeckens mit technischem Filter in Mühlbach besser ist als in der Sterngasse mit Bodenfilter.

Alternativ könnte der Zulauf zum AB Mühlbach mit einem Absturzscht und Sumpf, ähnlich dem Zulauf in Gleisdorf, ausgeführt werden. Aufgrund dessen, dass die Sohle des Zulaufrohres rund 1,93 Meter über der Beckensohle liegt, ist jedenfalls eine bestmögliche Energieumwandlung auf kurzer Strecke notwendig.

Ein genereller Nachteil der trockenfallenden AB besteht darin, dass die Salzfrachten im Vergleich zu AB im Dauerstau nicht ausgeglichen werden und Leitfähigkeiten von etwa 60 mS/cm im Zulauf nach kurzer Zeit auch im Ablaufschacht gemessen werden.

Das AB in Gleisdorf unterscheidet sich im Gegensatz zu den anderen beiden wesentlich darin, dass es mit Dauerstau betrieben wird. Eine gesicherte Aussage über den Einfluss des Dauerstaus ist mit herkömmlichen hydraulischen Modellansätzen nicht möglich. Sowohl in Deutschland als auch in der Schweiz werden Absetzbecken stets mit Dauerstau betrieben. In der Schweiz herrscht die Meinung vor, dass bei trockenfallenden Absetzbecken die

Schadstoffentfernung bei gleicher Dimensionierung geringer ist (Trocme et al., 2021). Bei einem weiteren Vergleich der „Best-Practice“-Erfahrungen mit den anderen Staaten fällt auf, dass die Absetzbecken in Österreich (speziell hier in Gleisdorf) weniger tief sind, wobei die Beckentiefe einen wesentlichen Einfluss auf die Reinigungsleistung hat. Durch tiefere Anlagen könnten sowohl eine verbesserte Reinigungsleistung als auch eine höhere Retention erzielt werden. Obwohl dadurch höhere Baukosten entstehen, ist davon auszugehen, dass mit einer höheren Reinigungsleistung im Absetzbecken die Lebensdauer des Filters erhöht wird bzw. die Feinfiltermatte weniger oft getauscht werden muss. Denn je mehr (grobe) ungelöste Partikel ins Filterbecken gelangen, desto schneller verlegt sich das Filtermaterial bzw. verschlämmt die Filtermatte. Durch den Eintrag von Salz mit den Winterwässern kann es einerseits durch die höhere Dichte und andererseits durch die tiefere Temperatur zu einer Schichtung im AB kommen, die offensichtlich über längere Zeit bestehen bleibt. Dadurch werden die Peaks der Leitfähigkeitswerte der Winterwässer ganz wesentlich gekappt und ein wesentlicher Anteil der Salzfracht verbleibt in der Anlage. Wie sich die Salzfracht übers Jahr entwickelt bzw. wie sie die Absetzeigenschaften beeinflusst, sollte noch wissenschaftlich erforscht werden. Die Salzretention in AB mit Dauerstau könnte für eine mögliche Rückgewinnung sinnvoll genutzt werden.

Unter Betrachtung des „First-Flush-Effekts“ erscheint es sinnvoll, dass der Notüberlauf in der Vorkammer des Absetzbeckens situiert wird oder besser direkt aus dem Zulaufrohr abgeschlagen wird. Bei Starkregenereignissen findet dadurch keine Durchmischung von bereits sehr gering kontaminierten Wässern mit dem höher belasteten Straßenwasser im AB statt. Bei Ausleitung aus einem Becken soll eine Tauchwand vor dem Notüberlauf den Austrag von Schwimmstoffen und Leichtflüssigkeiten verhindern. Es gilt aber zu überlegen, ob es bautechnisch möglich ist, dass bei maximalem Wasserstand der Zufluss direkt über den Notüberlauf abgeführt wird, ohne in die Vorkammer zu gelangen. Allerdings müsste für den Fall des Eintrags von Leichtflüssigkeiten – z. B. durch Unfälle – eine Abscheideeinrichtung bzw. ein Absperrschieber an geeigneter Stelle eingerichtet werden.

In Deutschland ist es Stand der Technik, dass der Zulauf ins Becken zumindest teil-ingestaut erfolgt. In Gleisdorf ist die Sohle der Einströmöffnung auf Höhe des Dauerwasserstandes. Im Laufe eines Niederschlagsereignis wird die Einströmöffnung eingestaut.

Mit einer Erhöhung des Mindestwasserspiegels bzw. Dauerwasserstandes würde gleichzeitig die Einströmöffnung dauerhaft zumindest teilweise eingestaut sein. Es ist davon auszugehen, dass dadurch eine Verbesserung der Absetzbedingungen geschaffen werden würde.

Andere konstruktive Ausführungen, die auch dem Stand der Technik in anderen Ländern entsprechen, wie beispielsweise eine gleichmäßige Verteilung des Durchflusses oder ein Abfluss über die gesamte Breite, werden beim Absetzbecken in Gleisdorf erfüllt. Bei Absetzbecken mit Dauerstau bietet es sich an, Lamellenabscheider – ähnlich, wie sie in Kläranlagen verwendet werden – zu installieren. Dadurch wird die Absetzfläche im Becken erhöht. Es sollte darauf geachtet werden, dass sich diese einfach – beispielsweise mit einem Hochdruckreiniger – reinigen lassen, um den Wartungsaufwand nicht zu erhöhen.

Untersuchungen des Sediments im Ablaufbereich und in der Mitte des Absetzbeckens mit Dauerstau haben ergeben, dass die Korngrößenverteilungen sehr ähnlich und damit die Fließgeschwindigkeiten gleich sind. Ein Spülstoß zu Beginn eines Niederschlagsereignisses dürfte demnach geringere Auswirkungen haben und weniger weit ins Becken wirken.

Untersuchung am Sediment bzw. am wässrigen Schlamm hinsichtlich der Schwermetallkonzentrationen, vor allem an Fe, Al und Zn, haben gezeigt, dass im Sediment die Belastung um ein Vielfaches höher ist als in der flüssigen Phase. Die Konzentrationen an kritischen Schwermetallen wie Pb, Cd, Cu, Ni und Cr sind aber trotzdem relativ gering. Von einer Remobilisierung der Schwermetalle aus dem Sediment aufgrund des Dauerstaus ist somit nicht auszugehen, was Laboruntersuchungen mit den Sedimenten auch gezeigt haben. Im Beobachtungszeitraum hat sich gezeigt, dass der Bodenfilter der GSA Stern gasse auch bei mittleren Ereignissen nur zu einem kleinen Teil genutzt wurde und dass das Retentionsvolumen im Absetzbecken für alle gemessenen Ereignisse ausreichend war.

Absetzbecken stellen eine zentrale Vorreinigungs- und Schutzstufe dar, da sie die Feststofffracht deutlich reduzieren und damit die Filterstufe vor schneller Verschlämmung schützen. Ein Absetzbecken allein ersetzt die Filterstufe jedoch nicht. Es konnte gezeigt werden, dass die AFS-Werte zwischen Zu- und Ablauf im Mittelwert jeweils deutlich reduziert werden könnten (um 85-92 %, siehe Tabelle 6). Dieses Potenzial wurde auch über die Analyse der Sedimentmächtigkeit und über den frachtgewichteten Eintrag ungelöster Partikel in der GSA Stern gasse abgeschätzt. Absetzbecken ergänzen die Filterstufe durch Reduktion der groben Anteile, stabilisieren den Betrieb und reduzieren den Wartungsaufwand für die Filterbecken. Langfristig hängt der Nutzen aber von der Sedimenträumung ab und sollte entsprechend im Betriebskonzept festgehalten werden.

4. Stellt Mikroplastik bei Emissionen aus GSAs ein relevantes Problem für den Gewässerschutz dar?

Mikroplastik wurde stichprobenartig in den GSAs untersucht und trat in Konzentrationen knapp über der Bestimmungsgrenze auf. Mikroplastik zeigte sehr unterschiedliche Verteilungsmuster zwischen und innerhalb der GSAs. Reifenabrieb wurde in fast allen Zulaufproben nachgewiesen und wurde in den GSAs zurückgehalten, aber dennoch auch im Ablauf identifiziert. 6-PPD und 6-PPD-Chinon wurde in allen Proben bestimmt und zeigte eine deutliche Reduktion im Ablauf. Einzelne Bemühungen, eine einheitliche Messmethodik zu entwickeln, sind im Laufen, aber generell fehlen standardisierte Messmethoden und es liegen keine relevanten Grenzwerte für diese Parameter vor. Sowohl die Konzentrationen von Mikroplastik im Ablauf der GSAs (Massenkunststoffe) als auch die Abwassermengen sind jedenfalls niedriger als aus kommunalen Kläranlagen; aufgrund des Fehlens von Grenzwerten und Ergebnissen aus anderen Studien sowie des Fehlens von Standardmethoden kann die Relevanz der Emissionen für den Gewässerschutz nicht abschließend bewertet werden.

5. Bestätigen die Zulaufmessdaten für Chlorid die Bemessungsansätze der BMVIT-Leitfäden „Versickerung chloridbelasteter Straßenwässer (2019)“ und „Einleitung chloridbelasteter Straßenwässer in Fließgewässer“ (2019)?

Die im Chloridleitfaden angeführten spezifischen Streumengen stimmen mit den Auswertungen der Messungen grundsätzlich sehr gut überein. Jedoch wurde bei der Ergänzung der elfjährigen Zeitreihe durch fünf aktuelle Jahre an der GSA Mühlbach ein neuer Maximalwert und – anders als in der Elfjahresreihe – keine Chloridstreumengen unter  $1,1 \text{ kg/m}^2 \times p$  ermittelt, die in der Elfjahresreihe noch mit fast 50 % auftreten. Eine Aktualisierung der Zeitreihe wird daher empfohlen. Die Aufhöhung der Chloridfracht durch den Ablauf der GSA Mühlbach fällt nicht ins Gewicht. Details sind in Kapitel 4.6 beschrieben.

6. Welche Interpretation lassen die Messergebnisse in Hinblick auf die Reinigungsleistung der Beckenanlagen (Korrelation von Zu- und Ablauffrachten über den gesamten Messzeitraum) zu?

Die Reduktion der Partikel wird in vielen Ländern als Kriterium für die Funktionsweise der GSAs betrachtet. In dieser Studie wurden die AFS (Porenweite  $0,45 \mu\text{m}$ ) bestimmt. Die Konzentration der AFS war im Wesentlichen vom JDTV, der vorangegangenen Trockenperiode und der Intensität des Regenereignisses abhängig. Auch die AFS-Konzentrationen im Ablauf zeigten besonders beim Bodenfilter eine Ganglinie, eventuell

spielte die Trockenheit und entstandene Risse im Bodenfilter eine Rolle. Die Reduktion der AFS lag – gerechnet mit mittleren Konzentrationen im Zu- und Ablauf – bei 84,2 % für die GSA Sternegasse, 87,2 % für die GSA Gleisdorf und 88,2 % für die GSA Mühlbach.

PAKs sowie allgemein chemische Parameter wurden im Vergleich zu den Zulaufkonzentrationen deutlich reduziert. Salze werden naturgemäß nicht zurückgehalten und tragen zu hohen LF-Werten im Ablauf bei.

Bei Betrachtung der Schwermetallfrachten fällt auf, dass vor allem Aluminium, Eisen und Zink in höheren Mengen vorkommen und zurückgehalten werden. Das soll auch die Notwendigkeit von Gewässerschutzanlagen verdeutlichen, um den Eintrag dieser Metalle in Oberflächengewässer bzw. ins Grundwasser zu minimieren. Die sonstigen Schwermetalle, wie Pb, Cd, Cu, Ni und Cr, sind bereits im Zulauf, auch gemessen als Gesamtgehalte, in sehr geringen Konzentrationen vorhanden, was auch durch die Sedimentanalysen bestätigt wird. Die Konzentrationen der gelösten Anteile der sonstigen Schwermetalle sind bereits im Zulauf im Bereich bzw. unter den in der QZV Chemie GW gelisteten Werten.

Während der Umsetzung dieses Projektes haben sich zusätzliche Erkenntnisse und ergänzende Fragestellungen ergeben, welche in der Folge kurz aufgelistet werden und als Empfehlungen für den Betrieb und die Optimierung der GSAs zusammengefasst und nach Themengebieten strukturiert sind.

## 6.2 Erkenntnisse bei Beprobungen und Messungen

- Bei der Probenahme ergeben EP zwar einen Überblick über die Charakteristik über den ersten Teil eines Regenereignisses, allerdings ist die Installation und das Management dieser Systeme – auch was die Empfindlichkeit des Akkus gegenüber längeren Trockenzeiten, Hitze und Kälte betrifft – herausfordernd und zeitintensiv. Ähnliche Erkenntnisse über die Höhe der AFS-Konzentrationen und anderer Parameter im Zulauf liefert die Kombination von GPN und Online-Trübungsmessung. In den Abläufen waren die AFS zumeist nur in geringen Konzentrationen vorhanden, diese wurden von beiden Systemen vergleichbar erfasst. Das sehr aufwendige PN-System mit EP-Probenehmer kann jedenfalls im Ablauf und – wenn die Verteilung der AFS im Zulauf erfasst werden soll – in Kombination mit einer Trübungsmessung sehr gut eingesetzt werden. Bei der Trübungsmessung ist zu beachten, dass das Messfenster leicht verschmutzt, aber die Werte besonders nach der Reinigung sehr gut korrelieren; es sollte ein System mit automatischer Reinigung eingesetzt werden. Allerdings wurden bei einzelnen eingesetzten GPN-Systemen durch eine problematische Materialwahl (Korrosionsprodukte) erhöhte Fe- und Zn-Konzentrationen gemessen. Diese Daten

wurden nicht zur Bewertung der Anlagen herangezogen und die Materialien wurden ausgetauscht.

- Es hat sich gezeigt, dass der Großteil der bisher betrachteten Schwermetalle bei keiner der untersuchten Anlagen in einem relevanten Bereich aufgetreten ist (Zulauf), mit Ausnahme von Zink, Eisen und Aluminium. Es wird aber in Zukunft notwendig sein, sich mit Reifeninhaltsstoffen und anderen persistenten Substanzen intensiver auseinanderzusetzen.
- Trotz Nutzung innovativer Messsysteme gab es Schwierigkeiten bei der Messung der Wasservolumina. In der GSA Sterngasse war es möglich, auch Zulauf und Ablauf teilweise hydraulisch zu erfassen und zu berechnen. Abhängig von der Größe des Regenereignisses erreichten zwischen 20 % und 98 % des Niederschlags die Anlagen, wobei die Messungen technisch schwierig waren. Kleinere Regenereignisse wurden deutlich schlechter erfasst. Bei keinem Ereignis konnte ein Anspringen der Überläufe verzeichnet werden. Die Aufenthaltszeit in den Absetzbecken ist deutlich höher als in den Filterbecken. „First-Flush-Effekte“, v. a. nach längeren Trockenwetterperioden, wurden bei allen Anlagen beobachtet, wobei der Effekt zu Beginn des Regenereignisses stattfindet.

### 6.3 Erfahrungen und Empfehlungen für Bau und Betrieb von GSAs

Zulauf:

- Um bei starken Niederschlagsereignissen die Durchmischung von gering mit stark verunreinigtem Straßenwasser zu verhindern, ist es notwendig, den Notüberlauf aus dem Zulauf vor dem Absetzbecken oder aus einer Vorkammer vor dem Absetzbecken direkt abzuleiten.
- Die kinetische Energie sollte jedenfalls durch eine ausreichend große Prallwand oder durch die Umleitung einer 90°-Versetzung des Zulaufs gegenüber dem Ablauf ins Filterbecken bzw. durch Einleitung in ein Tosbecken verringert werden. Zusätzlich soll der Zulauf gleichmäßig über den gesamten Querschnitt des Absetzbeckens verteilt werden, um eine möglichst homogene laminare Strömung zu erhalten. Ebenso soll die Ableitung über das Trennbauwerk in das Filterbecken homogen erfolgen.

Absetzbecken:

- Durch den „First-Flush-Effekt“, der bei allen drei Gewässerschutzanlagen beobachtet werden konnte, ist es sehr wichtig, den ersten Spülstoß so gut wie möglich zu dämpfen, um auch zu Beginn eines Niederschlagsereignisses gute Absetzbedingungen zu erreichen. Untersuchungen in Deutschland haben gezeigt, dass dies zum Beispiel durch einen (teil-)eingestauten Zulauf oder einen Dauerstau erfolgen kann. In Deutschland sollte der Dauerstau mindestens zwei Meter betragen, um möglichst geringe Vertikalgeschwindigkeiten zu induzieren.
- Dieser Dauerstau könnte in einem Tosbecken in Kombination mit einer Querverteilung durch eine abgesetzte Prallwand (ohne die Durchführungen) über die gesamte Breite erfolgen, wie z. B. in der Sterngasse.

- Vor dem Absetzbecken ist jedenfalls eine Energiedissipation erforderlich. Die Berechnung der Energiedissipation soll für die Auslegung z. B. eines Tosbeckens zur Begrenzung der Turbulenz angesetzt werden.
- Die Einfassung der Becken soll deutlich hochgezogen werden (standortabhängig), um ein Einschwemmen von umgebendem Bodenmaterial zu verhindern bzw. einen Überstau von außen zu vermeiden (siehe Gleisdorf).
- Bei trockenfallenden Absetzbecken sollte versucht werden, die Aufenthaltszeit möglichst zu maximieren. Das AB sollte größer sein als das Filterbecken.
- Die Übergabe vom AB in das Filterbecken sollte möglichst über die Gesamtbreite des Beckens, wie z. B. über eine Zahnschwelle oder eine Rückhaltewand, erfolgen, bevor die Ableitung über ein Rohr stattfindet.
- Sterngasse: Im AB treten die größten Geschwindigkeiten an den Öffnungen direkt hinter dem Zulaufrohr auf und es wird dadurch keine gleichmäßige Querverteilung erreicht. Die mittleren Öffnungen in der Sterngasse sollten geschlossen werden. Diese ungleiche Verteilung der Strömung lässt sich auch anhand der Korngrößenverteilung erkennen, da hinter diesen Öffnungen keine Ablagerungen stattfinden.
- Der Einsatz von Gabionen im Bereich des Ablaufs aus dem AB führt zu einer Verlangsamung der Entleerung des AB und ermöglicht zusätzlich die Abscheidung von sehr feinen Partikeln. Der Nachteil ist, dass die Gabionen immer wieder gereinigt werden müssen.
- Änderungsvorschlag für das Absetzbecken der GSA Mühlbach: Nach der Prallwand sollte der Zulauf in ein Tosbecken fallen, wo die Energie umgewandelt und anschließend gleichmäßig über den gesamten Querschnitt des AB verteilt wird. Ebenso sollte die Übergabe ins FB über die gesamte Breite erfolgen.
- Es zeigt sich, dass bei Absetzbecken mit Dauerstau die Salzkonzentrationen ausgeglichen und die Peaks abgepuffert werden. Es wurden aber von den Verantwortlichen unterschiedliche Probleme im Betrieb der Absetzbecken mit Dauerstau (z. B. Veralgung oder Bewuchs mit Wasserlinsen) berichtet. Ebenso wurde auch von einem Problem mit biologischer Besiedlung berichtet. Jedenfalls sollte in jedem Becken auch eine Amphibienausstiegshilfe vorgesehen werden.
- Die Dauerstautiefe soll auf mindestens einen Meter erhöht werden und das Zulaufrohr soll teileingestaut werden, um eine hydraulische Bremse nutzen zu können.
- Die Frage, ob sich Lamellenabscheider oder dergleichen im Betrieb bewähren, wäre zu erforschen.

#### Filterbecken:

- Eine Entleerung des Filterbeckens innerhalb von 24 Stunden (wie in RVS gefordert) sollte angestrebt werden.
- Die Ergebnisse zeigen sehr deutlich, dass die Anlagen mit technischen Filtermaterialien verglichen mit dem Bodenfilter bei höherer Durchlässigkeit deutlich bessere Ergebnisse

lieferten. Jedenfalls ist es notwendig, die technischen Filter mit einer Vorfiltermatte auszustatten.

- Im Beobachtungszeitraum hat sich gezeigt, dass der Bodenfilter bei mittleren Ereignissen nur zu einem kleinen Teil genutzt wurde.

#### Betrieb:

- Laut Autobahnmeisterei ist aktuell der Austausch der Vorfiltermatten sehr schwierig zu bewältigen. Aus diesem Grund sollte eine einfachere, aber ebenso wirksame Lösung überlegt werden. Durch wesentlich kleinere FB sollte der Tausch sich auch einfacher gestalten.
- Die Vorfiltermatte sollte nach starken Regenereignissen mit einer Verschlammung der Anlage (siehe Gleisdorf) zeitnahe getauscht werden.
- Damit die Funktionsweise der optimierten AB erhalten bleibt, müssen die Wartungs- und Entsorgungsintervalle ermittelt und definiert werden.

## 7 ANHANG

### 7.1 Datengrundlage für die hydraulischen Betrachtungen

#### 7.1.1 Messung der Infiltration – Durchführung und Ergebnisse der GSA Sternngasse (Inzersdorf West)

Von dem Naturfilter der GSA Sternngasse wurde bei zwei Terminen die Durchlässigkeit mit einem Einring-Infiltrometer bestimmt, um einerseits festzustellen, ob die Anlage in das Projekt aufgenommen werden kann (Maximaler  $k_f$ -Wert von  $10^{-4}$ ) bzw. ob sich die Durchlässigkeit über die Beobachtungszeit ändert.

Im Filterbecken wurden drei Messpunkte und jeweils ihre Durchlässigkeit bestimmt. Die Messung am Punkt 2 wurde wiederholt und als Messpunkt 4 angenommen. Abbildung 70 zeigt die drei Messpunkte:



Abbildung 70: Messgebiet mit Messpunkten im Filterbecken der GSA Sternngasse.

Vor der Messung war es notwendig, bei den Messpunkten 3 und 4 das getrocknete Gras zu entfernen. Die Messung wurde nach ÖNORM L 1066 durchgeführt.

Für die Berechnung des Durchlässigkeitsbeiwert  $k_f$  wird Formel 1 verwendet. Dabei ist  $q_s$  die Infiltrationsrate in cm/s, H die Überstauhöhe in cm, d die Eindringtiefe des Zylinders, a der Innenradius des Zylinders,  $\alpha^*$  der makroskopische Parameter für die Kapillarlänge sowie  $C_1$

und  $C_2$  dimensionslose quasi-empirische Konstanten. Für die Bodentextur und Struktur Kategorie wird der Wert 0,01 gewählt (siehe Tabelle 56).

$$k_f = \frac{q_s}{\frac{H}{C_1 \times d + C_2 \times a} + \frac{1}{\alpha^* \times (C_1 \times d + C_2 \times a)} + 1}$$

Formel 1: Berechnung Durchlässigkeitsbeiwert.

Tabelle 56: Bodentextur- und -struktur-Kategorien und zuzuordnender Kapillarlängenparameter.

Bodentextur- und -struktur-Kategorie	$\alpha^*$ in $\text{cm}^{-1}$
Verdichtete, strukturlose, tonige oder schluffige Substrate. Diese Kategorie trifft oftmals auf Deponieabdeck- oder -dichtungsschichten, limnische oder marine Sedimente zu.	0,01
Böden, die sowohl fein texturiert (tonig oder schluffig) als auch unstrukturiert sind; können auch einen gewissen Feinsand-Anteil aufweisen.	0,04
Die meisten strukturierten Böden von Tonen bis zu Lehmen, einschließlich unstrukturierten mittleren und feinen Sanden. Diese Kategorie trifft für die meisten landwirtschaftlich genutzten Böden zu.	0,12
Grobsande und kiesige Sande; einschließlich stark strukturierte oder aggregierte Böden wie auch Böden mit großen und/oder zahlreichen Rissen oder Makroporen.	0,36

Tabelle 57: Gegenüberstellung Masse und volumetrische Berechnung  $k_f$ .

Messpunkte	$k_f$ in m/s	
	Massebezogene Berechnung	volumetrische Berechnung
1	7,43E-06	6,49E-06
2	2,81E-05	2,10E-05
3	1,18E-05	1,02E-05
4	7,60E-05	4,52E-05

Abbildung 71 und Tabelle 57 stellen die Ergebnisse der massebezogenen Versuchsreihe der volumetrischen gegenüber. Ein Durchlässigkeitsbeiwert von  $10^{-4}$  wird dabei nicht überschritten.

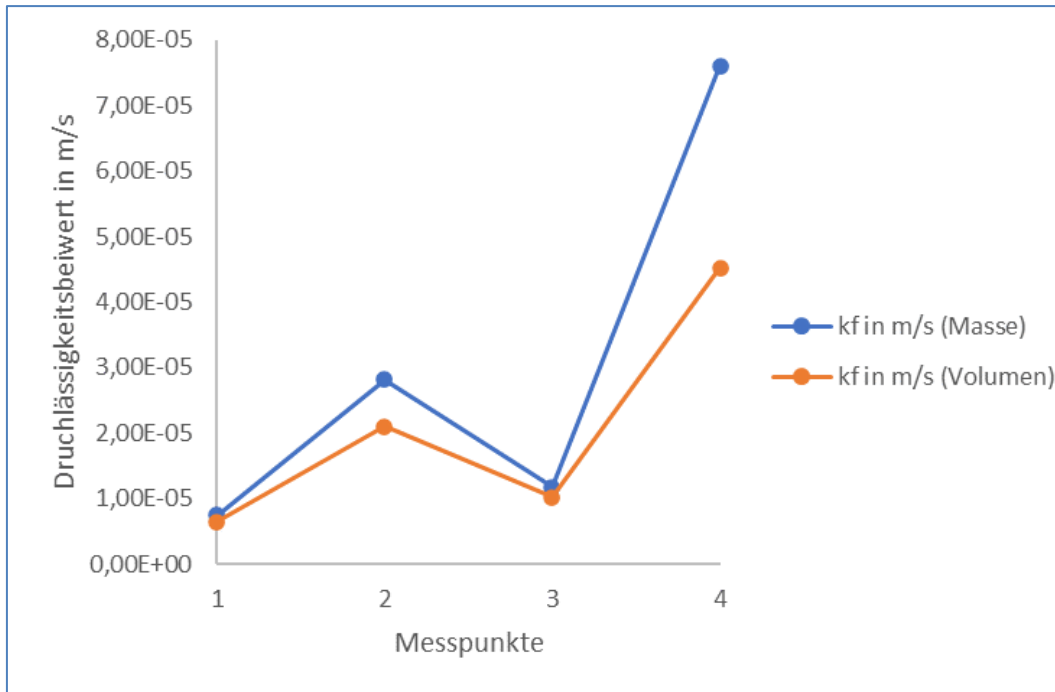


Abbildung 71: Gegenüberstellung Masse und volumetrische Berechnung  $k_f$ .

### 7.1.2 Betrachtung der Abscheidewirkung des Absetzbeckens mithilfe der Sedimente in der GSA Sterngasse

Für die Berechnung des Partikeleintrags wurden in der Literatur verschiedene Szenarien angenommen (Halper, 2024).

Tabelle 58 zeigt anhand der Zulaufproben, dass die eingetragene Fracht je Niederschlagsereignis aufgrund der hohen Variabilität der AFS-Konzentration und der Niederschlagsmenge schwankt. Wegen dieser hohen Schwankungsbreite wurden verschiedene Szenarien gerechnet, wodurch sich unterschiedliche Abscheidegrade im Absetzbecken ergeben.

Tabelle 58: Fracht je Niederschlagsereignis.

Datum	mittlere Zulaufkonz. mg/l	Regen- menge mm	AEZ m <sup>2</sup>	Zufluss l	Fracht kg
22.11.2022	277	7,0	36.700	242.220	67
02.02.2023	750	5,0	36.700	183.500	138
12.05.2023	86	17	36.700	631.240	54
05.06.2023	433	25	36.700	924.840	400
30.06.2023	121	2,0	36.700	73.400	9
21.07.2023	105	1,6	36.700	58.720	6
28.08.2023	105	5,3	36.700	194.510	20
				2.308.430	695 kg
				<b>mittl. Konz.:</b>	<b>301 mg/l</b>

Aufgrund der sehr hohen AFS-Frachten vom 05.06.2023 mussten die nachfolgenden Ereignisse relativiert werden, denn es ist mit hoher Wahrscheinlichkeit davon auszugehen, dass die nachfolgenden Niederschlagsereignisse am 06.06.2023 und 07.06.2023, die ähnlich viel Niederschlag brachten, geringere Frachten an AFS mitgeführt haben. Aus diesem Grund ist die mittlere Konzentration der AFS von 301 mg/l etwas überschätzt. Halper (2024) bezieht das Niederschlagsereignis vom 06.06.2023 ein und schätzt dabei die AFS-Konzentration anhand anderer Niederschlagsereignisse ab (30.06. und 21.07.2023). Dabei ist der große Einfluss des Niederschlagsereignisses am 05.06.2023 erkennbar (Tabelle 59).

Tabelle 59: Fracht je Niederschlagsereignis mit Einbeziehung des Niederschlagsereignisses am 06.06.2023.

Datum	mittlere Zulaufkonz. mg/l	Regen- menge mm	AEZ m <sup>2</sup>	Zufluss l	Fracht kg
22.11.2022	277	6,6	36.700	242.220	67
02.02.2023	750	5,0	36.700	183.500	138
12.05.2023	86	17	36.700	631.240	54
05.06.2023	433	25	36.700	924.840	400
06.06.2023 *	110	28	36.700	1.027.600	113
30.06.2023	121	2,0	36.700	73.400	9
21.07.2023	105	1,6	36.700	58.720	6
28.08.2023	105	5,3	36.700	194.510	20
				Σ 3.336.030	808 kg
				<b>mittl. Konz.:</b>	<b>242 m g/l</b>

\*mittlere Zulaufkonz. abgeschätzt

Das nicht gewichtete Mittel aller Zulauf-Niederschlagsereignisse beträgt 213 mg/l. Bei Berechnung der gewichteten Frachten für das Regenereignis vom 05.06.2023 und Berücksichtigung der sehr kurz hintereinander folgenden Ereignisse vom 06.06 und 07.06. ergeben sich folgende AFS-Einträge:

Tabelle 60: AFS-Einträge des Ereignisses vom 5.6.2023.

<b>Zeit</b>	<b>Q2int</b> l/s	<b>cAFS</b> mg/l	<b>Fracht</b> kg	<b>Fracht</b> %	<b>ΣFracht</b> %
05.06.2023 17:22	4,78	650	2,55	1 %	1 %
05.06.2023 17:25	43,81	1500	14,70	6 %	7 %
05.06.2023 17:28	48,82	870	7,03	3 %	10 %
05.06.2023 17:31	47,48	730	9,09	4 %	14 %
05.06.2023 17:34	103,36	870	20,84	8 %	22 %
05.06.2023 17:37	149,48	770	21,15	9 %	31 %
05.06.2023 17:40	155,72	760	24,20	10 %	40 %
05.06.2023 17:43	205,54	720	34,37	14 %	54 %
05.06.2023 17:46	348,32	930	46,72	19 %	73 %
05.06.2023 17:49	219,89	600	20,09	8 %	82 %
05.06.2023 17:52	167,56	310	8,70	4 %	85 %
05.06.2023 17:55	152,97	280	8,45	3 %	88 %
05.06.2023 17:58	191,16	290	10,00	4 %	93 %
05.06.2023 18:01	193,41	270	8,78	4 %	96 %
05.06.2023 18:04	152,34	200	4,34	2 %	98 %
05.06.2023 18:07	97,3	140	2,11	1 %	99 %
05.06.2023 18:10	71,02	120	1,26	1 %	99 %
05.06.2023 18:13	47,88	79	0,57	0 %	99 %
05.06.2023 18:16	33,4	62	0,33	0 %	100 %
05.06.2023 18:19	26,3	62	0,27	0 %	100 %
05.06.2023 18:22	22,58	56	0,22	0 %	100 %
05.06.2023 18:25	20,95	44	0,16	0 %	100 %
05.06.2023 18:28	20,26	43	0,14	0 %	100 %
05.06.2023 18:31	16,97	44	0,13	0 %	100 %
<b>SUMME</b>			<b>246,21</b>	<b>100 %</b>	

Durch Multiplikation der Konzentrationen mit dem gesamten Zufluss im Zeitraum ergeben sich folgende Frachten (Tabelle 61).

Tabelle 61: Abgeschätzte Fracht (Halper, 2024).

	<b>Konzentration</b> mg/l	<b>Zufluss</b> l	<b>Fracht</b> kg
gewichtete Konz.	301	2,8,E+07	8.561
gewichtete Konz.*	242	2,8,E+07	6.883
nicht gew. Konz.	213	2,8,E+07	6.058

\*unter Einbeziehung des Ereignisses vom 06.06.2023

In Abbildung 72 sind die Probenahmepunkte und die Verteilung der Korngrößen dargestellt.

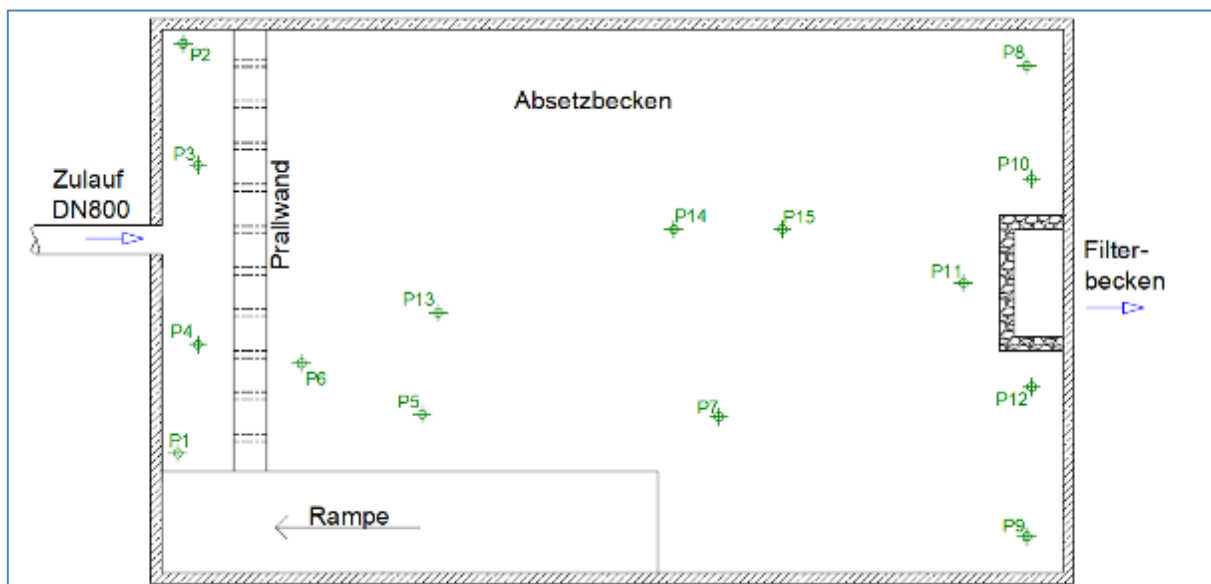


Abbildung 72: Probenahmepunkte zur Korngrößenverteilung der GSA Sterngasse (Halper, 2024).

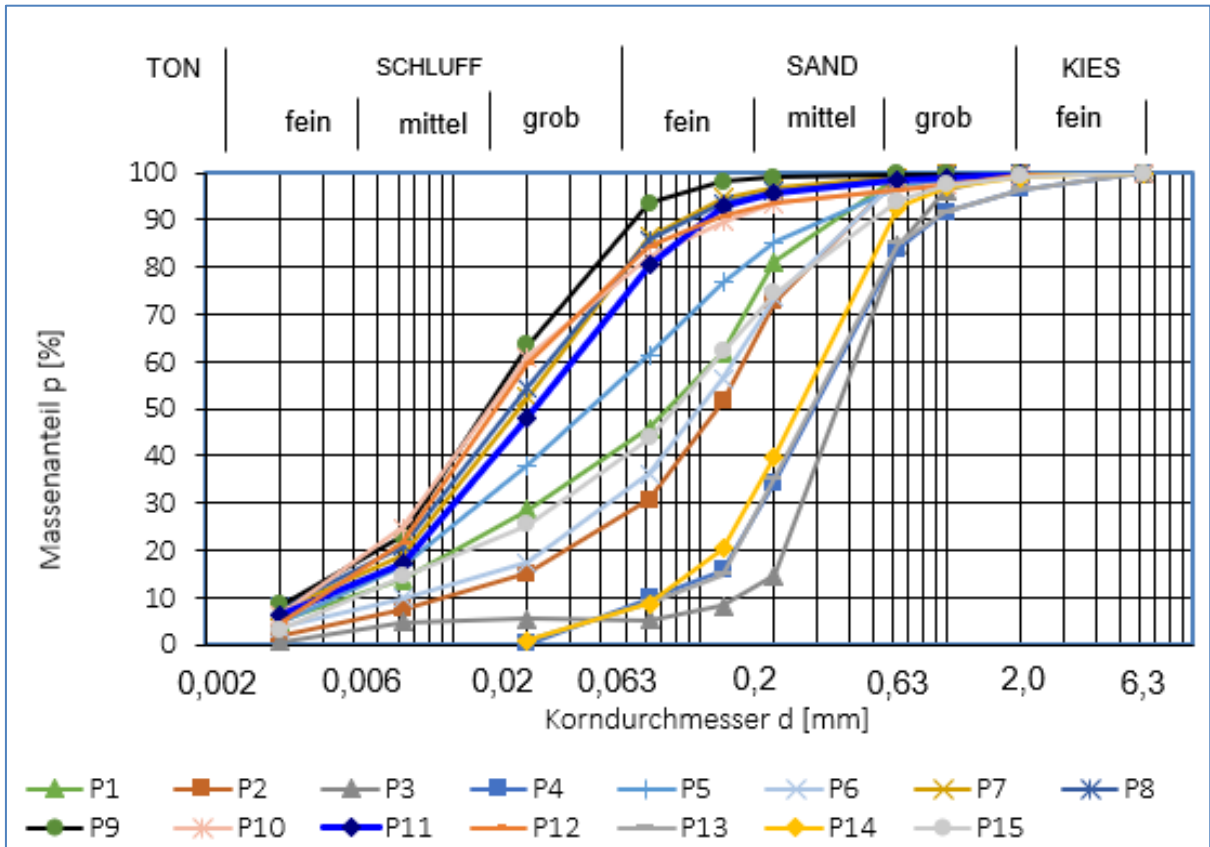


Abbildung 73: Korngrößenverteilung GSA Sterngasse (Halper, 2024).

Abbildung 74 zeigt den Bereich mit einer mehr oder weniger stark ausgebildeten Sedimentschicht. Im Mittel beträgt die Mächtigkeit dabei rund 8 mm.

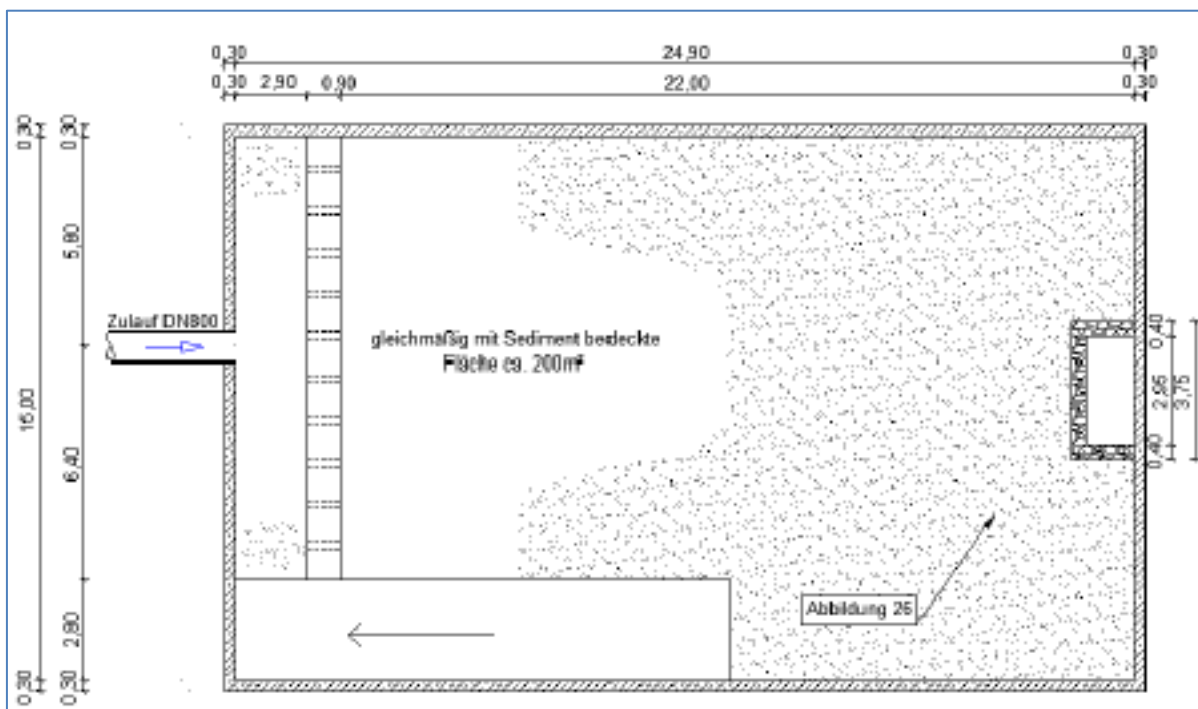


Abbildung 74: Planskizze des Absetzbeckens Sternegasse mit Memaßung und Kennzeichnung gleichmäßig mit Sediment bedeckten Fläche (Halper, 2024).

Für die Sternegasse wurden vier Sedimentproben ausgewählt, an denen die Schwermetallkonzentration an den Kornfraktionen 63 µm–125 µm und 125 µm–200 µm gemessen wurden. Tabelle zeigt die Ergebnisse.

Tabelle 62: Analyse der Sedimente auf Schwermetalle in µg/g (aus Halper, 2024).

	Al	As	Pb	Cd	Cr	Co	Fe	Cu	Li	Mn	Ni	Zn
P3 63 µm	6.860	2,3	n.a.	n.a.	47,6	5,3	12.000	211	4,5	305	30,7	455
P3 125 µm	5.390	1,8	13,1	0,26	41,9	3,9	11.000	144	3,8	235	27,5	322
P2 63 µm	7.050	2,2	19,3	0,39	44,5	5	11.800	75,5	5,4	260	26,8	479
P2 125 µm	7.940	1,9	13,5	0,43	35,1	3,8	9.380	52,4	4,9	204	20,1	375
P12 63 µm	17.800	4,1	43,5	0,77	61	7,6	18.200	201	9,4	391	32,2	1.370
P12 125 µm	15.200	5,7	132	0,97	63,4	9,1	23.100	386	9,7	428	37,3	2.090
P5 63 µm	12.100	3,1	47,9	0,88	53,1	6,5	14.400	143	7,7	333	29,6	993
P5 125 µm	9.670	3,0	35,1	0,62	50,7	5,9	13.800	146	6,8	304	26,6	965
MW 63 µm	10.953	2,9	36,9	0,70	51,6	6,1	14.350	157,6	6,8	322	29,8	824
MW 125 µm	9.550	3,1	48,4	0,60	47,8	5,7	14.320	182,1	6,3	293	27,9	938

Tabelle 63: Schwermetallkonzentrationen an den jeweiligen Korngrößen in g (aus Halper, 2024).

	Al	As	Pb	Cd	Cr	Fe	Cu	Li	Mn	Ni	Zn
MW 63 µm	11.774	3,1	39,6	0,7	55,4	15.426	169	7,3	346	32	886
MW 125 µm	10.266	3,3	52	0,6	51,3	15.394	195	6,7	314	29	1.008
Summe	22.040	6,4	91,6	1,3	106,8	30.820	365	14	661	62	1.894

### 7.1.3 Betrachtung der Abscheidewirkung des Absetzbeckens mithilfe der Sedimente in der GSA Gleisdorf

Wegen des Dauerstaus musste bei der GSA Gleisdorf das Sediment bzw. der wässrige Schlamm aus dem Absetzbecken gepumpt werden. Es wurden zwei Proben vor der Staumauer und eine Probe in der Mitte des Absetzbeckens genommen. Hinter der Prallwand lagerte sich kein Sediment ab. Es wurden jeweils etwa fünf Liter in Kanister gefüllt.

In Abbildung 75 sind die Probenahmepunkte und in Abbildung 76 die Verteilung der Korngrößen dargestellt.

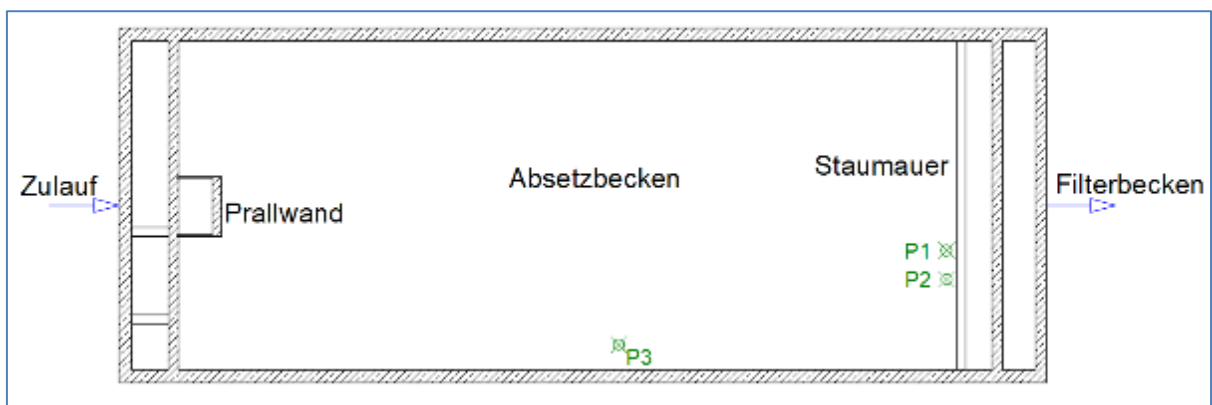


Abbildung 75: Probenahmepunkte der Korngrößenanalyse GSA Gleisdorf (Halper, 2024).

Zur Abschätzung der Reinigungsleistung des Absetzbeckens in Gleisdorf wurde bei den Proben P1 und P3 eine Konzentration der AFS von 10,7 g/l bzw. 10,4 g/l gemessen. Das deckt sich im Wesentlichen mit den Ergebnissen der Korngrößenverteilung (Abbildung 76).

Hinter der Prallwand war optisch kein Schlamm erkennbar, weshalb dort von einer sehr geringen Konzentration an AFS auszugehen ist.

Die gesamte Fracht der AFS im Absetzbecken wurde unter der Annahme abgeschätzt, dass die mittlere Konzentration im gesamten Absetzbecken der AFS zwischen einem Drittel und der Hälfte der gemessenen Werte liegt. Durch Multiplikation mit dem Volumen von 98,79 m<sup>3</sup> ergibt sich eine Fracht zwischen 336 kg und 514 kg AFS. Es ist allerdings nicht bekannt, in welchem Zeitintervall diese Fracht angefallen ist, weil keine Informationen zur letzten Räumung des Absetzbeckens vorliegen.

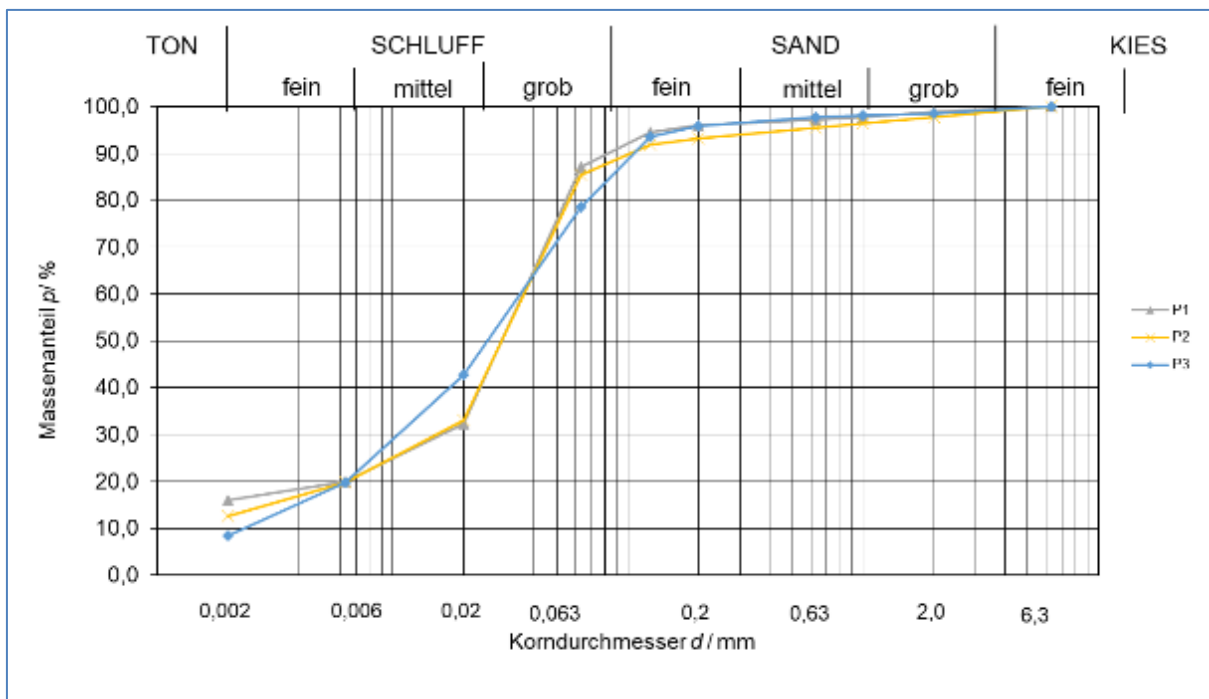


Abbildung 76: Korngrößenverteilung GSA Gleisdorf (Halper, 2024).

Die Korngrößenanalyse ergab ebenfalls einen guten Rückhalt von Partikeln <63 µm von ca. 85 %, wobei auch 10–15 % Feinstpartikel <2 µm in den Sedimentproben zu finden waren. Bei allen drei PN-Punkten waren die Feinanteile <63 µm besonders hoch. In der GSA Gleisdorf beginnt der Wasserstand im Ablauf ca. 20–70 Minuten nach Beginn des Regenereignisses zu steigen, abhängig von dessen Größe.

### 7.1.4 Betrachtung der Abscheidewirkung des Absetzbeckens mithilfe der Sedimente in der GSA Mühlbach

In dem trockenfallenden Becken erfolgte die Beprobung der Sedimente nach demselben Muster wie die Beprobung in der Sterngrasse – mit einem Holzkochlöffel und anschließender Verwahrung in Gefrierbeuteln. Der Anteil der gröberen Kornfraktionen (2 mm–63 µm) wurde durch Siebung im Siebturm ermittelt, der Anteil der feineren Kornfraktionen (63 µm–2 µm) mithilfe des Pipettierverfahren nach Kubiena.

In Abbildung 77 sind die Probenahmepunkte und in Abbildung 78 die Verteilung der Korngrößen dargestellt.

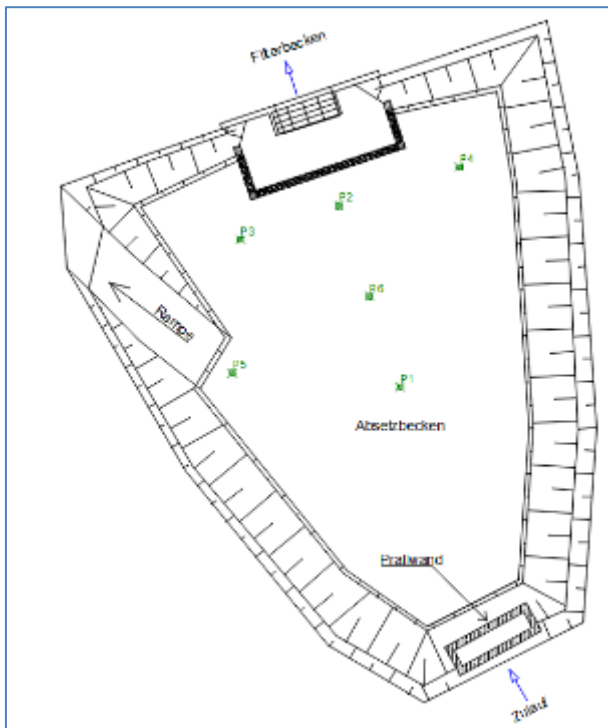


Abbildung 77: Probenahmepunkte der Korngrößenanalyse GSA Mühlbach (Halper, 2024).

In der GSA Mühlbach beginnt der Wasserstand im Ablauf ca. 40 Minuten nach Beginn des Regenereignisses zu steigen.

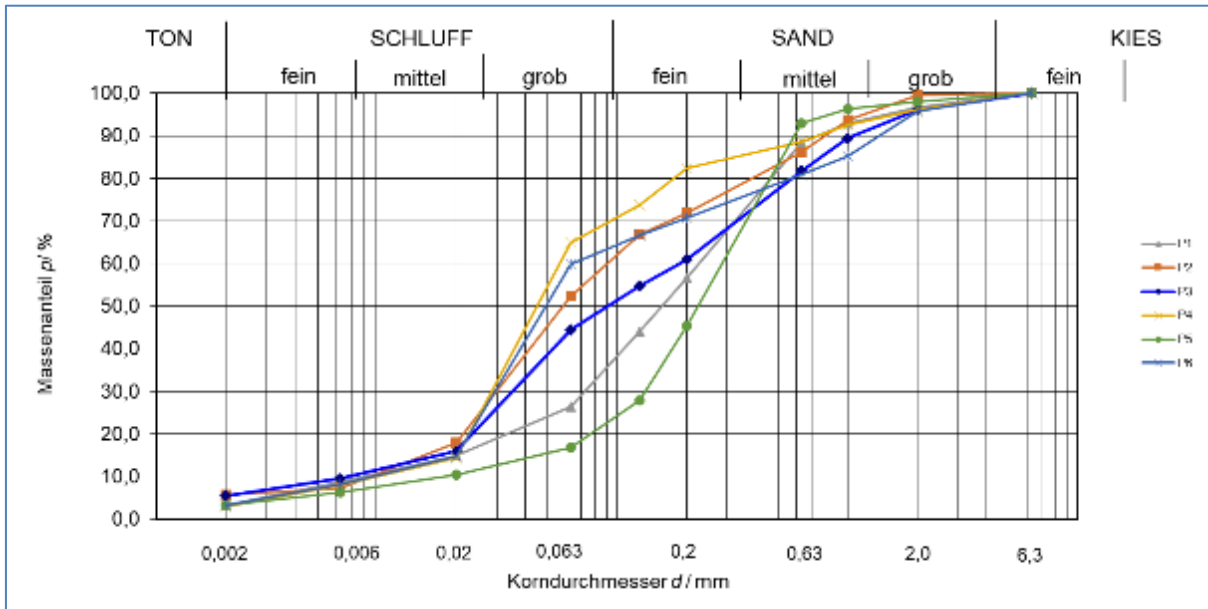


Abbildung 78: Korngrößenverteilung GSA Mühlbach (Halper, 2024).

Die Korngrößenanalyse hat ergeben, dass die Probe P5 die geringsten Feinanteile aufwies. Mehr als 75 % dieser Probe bestand aus Sand oder Kies. Probe 1, nahe am Zulauf genommen (ca. 10 Meter hinter dem Zulauf), besitzt mit rund 63 % den zweithöchsten Sand- und Kiesanteil. Die Proben 2–4 wurden rund 2 Meter vor den Gabionen in den Ecken bzw. der Mitte genommen. Trotzdem weisen sie unterschiedliche Korngrößenverteilungen auf. P4, im rechten Eck in Fließrichtung genommen, besitzt den höchsten Schluffanteil (71 %) und nur 65 % Partikel <63 µm. Im Gegensatz dazu fanden sich im linken Eck in Fließrichtung (P3) nur rund 52 % Schluff. P3, in der Mitte genommen, befindet sich mit rund 63 % Schluff genau dazwischen. P6, zwischen P1 und P2 genommen, weist eine ähnliche Korngrößenverteilung wie P2 auf.

## 7.2 Detailergebnisse der verschiedenen GSAs

### 7.2.1 Detailergebnisse der GSA Sterngasse

Die Tabelle 64 bis Tabelle 69 fassen die Einzelergebnisse der gemessenen Daten der GSA Sterngasse über den gesamten Messzeitraum zusammen.

Tabelle 64: Zusammenfassung allgemein chemischer Parameter GSA Sterngasse.

Parameter	Einheit	Zulauf					Ablauf					GW
		Min	MW	MD	Max	N*	Min	MW	MD	Max	N*	AAEV
AFS	mg/l	6	225	120	1.500	168	2	34,3	27	160	124	30
Trübung	NTU	22	208	105	1.100	23	1,6	41,3	36,5	131	31	-
DOC	mg/l	5,1	22,1	11,5	102	23	7,1	18,1	10,4	68,4	30	-
TNb	mg/l	1,2	4,6	4,2	12	23	0,8	2,8	2,2	8,5	30	-
TOC	mg/l	9,9	62,6	46,8	252	23	9	23,9	17,3	94,6	30	25
NO <sub>3</sub> -N	mg/l	<0,1	1,94	1,1	10	37	<0,11	2,01	1,2	10	47	-
LF	µS/cm	128	2.670	318	50.900	167	248	3.730	2.830	47.300	118	-
pH	-	7	7,6	7,6	8,3	167	6,8	7,7	7,7	8,3	118	6,5–8,5
KW	mg/l	<0,1	4,0	2,4	11	4	0,31	0,47	0,41	0,68	3	10

\*) Anzahl der Proben

Tabelle 65: Zusammenfassung Ionen GSA Sterngasse.

Parameter	Einheit	Zulauf					Ablauf					GW
		Min	MW	MD	Max	N	Min	MW	MD	Max	N	AAEV
Br	mg/l	<0,1	0,84	0,12	20	37	<0,1	1,61	0,15	20	47	-
Ca	mg/l	12	41	30	240	37	17	59	42	280	47	-
Cl	mg/l	14	1.160	75	23.000	37	18	2.050	170	21.000	47	-
F	mg/l	<0,1	0,47	0,1	10	37	<0,1	0,75	0,1	10	47	10
K	mg/l	<0,78	6,86	3,6	46	37	<1,1	6,42	4	35	47	-
Mg	mg/l	<0,78	3,61	2	20	37	<1,1	5,12	3	20	47	-
Na	mg/l	12	674	46	13.000	37	17	1.199	120	12.000	47	-
NO <sub>3</sub> -N	mg/l	<0,1	1,94	1,1	10	37	<0,11	2,01	1,2	10	47	-
PO <sub>4</sub> -P	mg/l	<0,02	0,52	0,5	1,5	37	<0,02	0,51	0,5	1,5	47	-
SO <sub>4</sub>	mg/l	<1,0	16,4	9,6	92	37	4,7	20,19	13	68	47	-

Tabelle 66: Zusammenfassung Schwermetalle gelöst GSA Sterngasse.

Parameter	Einheit	Zulauf					Ablauf					QZV Chemie
		Min	MW	MD	Max	N	Min	MW	MD	Max	N	GW
Aluminium*	µg/l	<5,0	26	15,7	107	23	<5,0	33	11,0	240	32	-
Arsen	µg/l	<0,5	0,6	0,5	1,8	23	<0,5	0,7	0,5	1,9	32	9
Blei	µg/l	<0,5	1,1	0,5	4,9	23	<0,5	1,0	0,5	5,2	32	9
Cadmium*	µg/l	<0,05	0,09	0,08	0,19	9	<0,05	0,08	0,05	0,22	6	4,5
Chrom	µg/l	<0,5	1,9	1,7	4,3	23	<0,5	1,5	1,4	3,8	32	45
Eisen*	µg/l	<5,0	300	46	3410	23	<5,0	64	35,8	248	32	-
Kupfer*	µg/l	10,9	25,7	23,8	61,1	9	26,8	31,1	29,4	40,7	6	1.800
Lithium	µg/l	2,3	6,35	7	12,2	12	2,3	5,2	4	10	13	-
Mangan*	µg/l	0,77	40,3	35,9	166	9	0,99	101	8,4	484	6	-
Nickel*	µg/l	0,93	3,0	3,3	5,7	9	1,8	6,2	3,1	13,8	6	18
Zink*	µg/l	32,3	115	137	210	9	32,8	157	53	672	6	-

\*) Für die Auswertung wurden teils nur die EP-Messungen herangezogen.

Tabelle 67: Zusammenfassung Schwermetalle gesamt GSA Sterngasse.

Parameter	Einheit	Zulauf					Ablauf					GW
		Min	MW	MD	Max	N	Min	MW	MD	Max	N	AAEV
Aluminium*	µg/l	521	4.590	3.000	10.300	9	272	915	917	1.480	6	2.000
Arsen	µg/l	0,58	3,2	2,6	8,8	23	<0,5	1,5	1,15	4,2	32	100
Blei	µg/l	<4,0	25,9	19,2	97,7	23	<4,0	12,9	5,8	73,9	32	500
Cadmium*	µg/l	<0,1	0,27	0,17	1	22	<0,1	0,16	0,1	0,44	30	100
Chrom	µg/l	6,3	32,3	25,7	116	23	<2,5	9,6	6,2	38,9	32	500
Eisen*	µg/l	1.210	8.507	6.240	19.400	9	749	1.762	1.580	2.860	6	2.000
Kupfer*	µg/l	35,9	139	146	262	9	40,3	59	62,4	84	32	500
Lithium	µg/l	2,8	9,9	10,8	17,3	12	3,7	7,1	5,8	11,9	13	-
Mangan*	µg/l	51,9	213	205	415	9	27,2	51	46,6	105	6	-
Nickel*	µg/l	2,5	20,0	17,8	62	23	2,6	12,1	8,1	33,8	32	500
Zink*	µg/l	133	776	712	1.530	9	132	324	235	907	6	2.000

\*) Für die Auswertung wurden teils nur die EP-Messungen herangezogen.

Tabelle 68: Zusammenfassung polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe PAK, GSA Sternegasse in µg/l.

Parameter	Zulauf				Ablauf			
	Min	MW	Max	N	Min	MW	Max	N
Acenaphthen	<0,005	0,008	0,01	4	<0,005	0,0075	<0,01	4
Acenaphthylen	<0,005	0,014	0,03	4	<0,005	0,0075	<0,01	4
Anthracen	<0,01	0,027	0,075	4	<0,01	<0,01	<0,01	4
Benz(a)anthracen	<0,01	0,032	0,073	4	<0,01	<0,01	<0,01	4
Benzo(a)pyren	<0,01	0,017	0,03	4	<0,01	<0,01	<0,01	4
Benzo(b)fluoranthren	<0,01	0,04	0,085	4	<0,01	<0,01	<0,01	4
Benzo(g,h,i)perylen	0,015	0,09	0,24	4	<0,01	<0,01	<0,01	4
Benzo(k)fluoranthren	<0,01	0,024	0,058	4	<0,01	<0,01	<0,01	4
Chrysen	<0,01	0,066	0,17	4	<0,01	<0,01	<0,01	4
Dibenz(a,h)anthracen	<0,01	0,011	0,015	4	<0,01	<0,01	<0,01	4
Fluoranthren	0,046	0,399	1,1	4	<0,01	0,015	0,02	4
Fluoren	<0,01	0,026	0,072	4	<0,01	<0,01	<0,01	4
Indeno(1,2,3-cd)pyren	<0,01	0,029	0,051	4	<0,01	<0,01	<0,01	4
Naphthalin	<0,01	0,035	0,1	4	<0,01	0,015	0,02	4
Phenanthren	0,018	0,355	1,3	4	<0,01	<0,01	<0,01	4
Pyren	0,072	0,706	2,1	4	<0,01	<0,01	<0,01	4
Summe 16-PAK	0,151	1,879	5,509	4	-	-	-	-

Tabelle 69: Schwermetalle gesamt in Sedimenten GSA Sternegasse in µg/g.

	Partikelgröße µm	Al	As	Pb	Cd	Cr	Co
P2	63	12.100	3,1	47,9	0,88	53,1	6,5
P2	125	9.670	3,0	35,1	0,62	50,7	5,9
P3	63	6.860	2,3	n.a.	n.a.	47,6	5,3
P3	125	5.390	1,8	13,1	0,26	41,9	3,9
P5	63	7.050	2,2	19,3	0,39	44,5	5,0
P5	125	7.940	1,9	13,5	0,43	35,1	3,8
P12	63	17.800	4,1	43,5	0,77	61	7,6
P12	125	15.200	5,7	132	0,97	63,4	9,1

	Partikelgröße µm	Fe	Cu	Li	Mn	Ni	Zn
P2	63	14.400	143	7,7	333	29,6	993
P2	125	13.800	146	6,8	304	26,6	965
P3	63	13.000	211	4,5	305	30,7	455
P3	125	11.000	144	3,8	235	27,5	322
P5	63	11.800	75,5	5,4	260	26,8	479
P5	125	9.380	52,4	4,9	204	20,1	375
P12	63	18.200	201	9,4	391	32,2	1.370
P12	125	23.100	386	9,7	428	37,3	2.090

## 7.2.2 Detailergebnisse der GSA Gleisdorf

Die Tabellen 70 bis 75 fassen die Einzelergebnisse der gemessenen Daten der GSA Gleisdorf West über den gesamten Messzeitraum zusammen.

Tabelle 70: Zusammenfassung allgemein chemische Parameter GSA Gleisdorf West.

Parameter	Einheit	Zulauf					Ablauf					GW AAEV
		Min	MW	MD	Max	N	Min	MW	MD	Max	N	
AFS	mg/l	2	91	27	720	188	1	7,1	5	37	112	30
Trübung	NTU	10,4	103,6	53,8	533	18	1,4	11,7	10,7	24,5	16	-
DOC	mg/l	2,6	12,2	9,5	33,9	20	3,5	5,0	4,7	7,8	17	-
--TNb	mg/l	0,7	3,0	3,0	6,5	20	0,7	1,7	1,6	3	17	-
TOC	mg/l	8	46,6	39,7	159	20	3,6	6,3	6,1	10,9	17	25
NO <sub>3</sub> -N	mg/l	<0,1	0,9	-	3,0	13	0,7	1,7	-	2,4	10	-
LF	µS/cm	69	987	205	7.270	188	153	1.620	712	3.860	109	-
pH	-	7	7,6	7,6	8,2	189	7,1	8,0	8,0	8,4	111	6,5–8,5
KW	mg/l	0,18	2,4	1,95	5,6	4	<0,1	0,1	0,1	0,12	4	10

Tabelle 71: Zusammenfassung Ionen GSA Gleisdorf West in mg/l.

Parameter	Zulauf					Ablauf					GW AAEV
	Min	MW	MD	Max	N	Min	MW	MD	Max	N	
Br	<0,1	0,55	0,1	10	33	<0,1	0,62	0,15	10	25	-
Ca	11	27	22	76	33	8,4	45	18	230	25	-
Cl	9	433	34	3.000	33	9,6	423	140	1.300	25	-
F	<0,1	0,51	0,1	10	33	<0,1	0,53	0,1	10	25	10
K	<0,87	4,49	2,7	31	33	<2,2	6,05	3,2	20	25	-
Mg	<0,51	1,94	0,99	20	33	<0,3	2,74	0,75	20	25	-
Na	10	268	33	1.800	33	25	246	130	680	25	-
NO <sub>3</sub> -N	<0,1	1,24	1	10	33	<0,18	1,78	1,5	10	25	-
PO <sub>4</sub> -P	<0,02	0,54	0,5	1,5	33	<0,03	0,60	0,5	1,5	25	-
SO <sub>4</sub>	<2,2	6,54	5,1	40	33	<2,2	6,24	5	40	25	-

Tabelle 72: Zusammenfassung Schwermetalle gelöst GSA Gleisdorf West in µg/l.

Parameter	Zulauf					Ablauf					QZV Chemie	
	Min	MW	MD	Max	N	Min	MW	MD	Max	N	GW	
Aluminium*	6,4	60	17	860	21	<5,0	8	5	32,4	16	-	
Arsen	<0,5	0,6	0,53	1,2	21	<0,5	0,6	0,57	0,87	16	9	
Blei	<0,5	0,6	0,5	1,9	21	<0,5	0,6	0,5	1,4	16	9	
Cadmium*	<0,05	0,37	0,18	1,84	10	<0,05	0,05	0,05	0,05	4	4,5	
Chrom	<0,5	1,1	0,6	4,9	21	<0,5	0,7	0,6	1,8	16	45	
Eisen*	<5,0	213	47,3	1.220	21	<5,0	17	12,4	60,3	16	-	
Kupfer*	3,6	9,76	8,1	17,9	10	2,4	4,6	4,9	6,2	4	1.800	
Lithium	1,1	3,7	2,1	10,8	14	1,5	2,6	2	5,2	8	-	
Mangan*	<0,5	80	1,28	417	10	<0,5	3	0,9	7,9	4	-	
Nickel*	<0,5	2,3	2	7	10	<0,5	1,6	0,8	4,3	4	18	
Zink*	22,2	40	31,4	127	10	<3,0	14	10,7	30,8	4	-	

\*) Für die Auswertung wurden teils nur die EP-Messungen herangezogen.

Tabelle 73: Zusammenfassung Schwermetalle gesamt GSA Gleisdorf West in µg/l.

Parameter	Zulauf					Ablauf					GW	
	Min	MW	MD	Max	N	Min	MW	MD	Max	N	AAEV	
Aluminium*	238	3.081	914	13.200	10	<12,0	349	583	790	16	2.000	
Arsen	0,77	2,8	2,6	6,4	21	<0,5	0,8	0,81	1,3	16	100	
Blei	<4,0	9,5	9,8	21,9	21	<4,0	5,5	4	10,9	16	500	
Cadmium*	<0,1	0,25	0,11	1,8	21	<0,1	0,12	0,1	0,36	16	100	
Chrom	<2,5	29,4	27,7	113	21	<2,5	2,6	2,5	3	16	500	
Eisen*	474	5.674	1.465	24.600	10	133	517	1.075	1.200	16	2.000	
Kupfer*	18,6	48	25,3	165	10	4,1	10	9,5	16,3	4	500	
Lithium	2	7,3	5,6	20,8	14	1,7	2,9	2,6	5,2	8	-	
Mangan*	29,8	207	81,7	851	10	5	17	9,9	44,2	4	-	
Nickel*	3,7	24,4	21,9	91,5	21	<2,0	11,6	6,0	48,2	16	500	
Zink*	99,5	508	649	2.180	10	24,7	40	41	54,1	4	2.000	

\*) Für die Auswertung wurden teils nur die EP-Messungen herangezogen.

Tabelle 74: Zusammenfassung polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe gesamt GSA Gleisdorf West in µg/l.

Parameter	Zulauf				Ablauf			
	Min	MW	Max	N	Min	MW	Max	N
Acenaphthen	<0,005	0,008	0,01	4	<0,005	0,0075	<0,01	4
Acenaphthylen	<0,005	0,014	0,03	4	<0,005	0,0075	<0,01	4
Anthracen	<0,01	0,027	0,075	4	<0,01	<0,01	<0,01	4
Benz(a)anthracen	<0,01	0,032	0,073	4	<0,01	<0,01	<0,01	4
Benzo(a)pyren	<0,01	0,017	0,03	4	<0,01	<0,01	<0,01	4
Benzo(b)fluoranthen	<0,01	0,04	0,085	4	<0,01	<0,01	<0,01	4
Benzo(g,h,i)perylen	0,015	0,09	0,24	4	<0,01	<0,01	<0,01	4
Benzo(k)fluoranthen	<0,01	0,024	0,058	4	<0,01	<0,01	<0,01	4
Chrysen	<0,01	0,066	0,17	4	<0,01	<0,01	<0,01	4
Dibenz(a,h)anthracen	<0,01	0,011	0,015	4	<0,01	<0,01	<0,01	4
Fluoranthen	0,046	0,399	1,1	4	<0,01	0,015	0,02	4
Fluoren	<0,01	0,026	0,072	4	<0,01	<0,01	<0,01	4
Indeno(1,2,3-cd)pyren	<0,01	0,029	0,051	4	<0,01	<0,01	<0,01	4
Naphthalin	<0,01	0,035	0,1	4	<0,01	0,015	0,02	4
Phenanthren	0,018	0,355	1,3	4	<0,01	<0,01	<0,01	4
Pyren	0,072	0,706	2,1	4	<0,01	<0,01	<0,01	4
Summe 16-PAK	0,151	1,879	5,509	4	-	-	-	-

Tabelle 75: Schwermetalle gesamt in Sedimenten der GSA Gleisdorf West.

Probe	Partikelgröße µm	Al ges. µg/g	As ges. µg/g	Pb ges. µg/g	Cd ges. µg/g	Cr ges. µg/g	Fe ges. µg/g	Cu ges. µg/g	Li ges. µg/g	Mn ges. µg/g	Ni ges. µg/g	Zn ges. µg/g
P3	63	10.200	5,4	15	0,47	46	15.000	100	7,9	272	54	1.030
	125	13.000	6,5	48	1,3	73	19.500	227	9,1	302	51	2.960
P1	63	13.900	6,7	39	0,95	72	21.900	217	11	369	57	3.150
	125	9.590	5,6	135	2,3	57	16.700	240	6,7	286	38	4.080

### 7.2.3 Detailergebnisse der GSA Mühlbach

Die Tabelle 76 bis Tabelle 81 fassen die Einzelergebnisse der gemessenen Daten der GSA Mühlbach über den gesamten Messzeitraum zusammen.

Tabelle 76: Zusammenfassung allgemein chemische Parameter GSA Mühlbach.

Parameter	Einheit	Zulauf					Ablauf					GW AAEV
		Min	MW	MD	Max	N	Min	MW	MD	Max	N	
AFS	mg/l	7,0	127,2	91	1.000	145	1	14,5	11	270	192	30–50
Trübung	NTU	16,4	47,3	40	102,0	16	2,6	24,2	16	176	19	-
DOC	mg/l	2,8	10,0	6,1	48,9	17	3,1	8,7	5,8	31,2	20	-
TNb	mg/l	1,1	3,1	2,9	6,1	17	0,6	2,6	1,8	6,1	19	-
TOC	mg/l	6,3	23,0	18,7	70,2	17	4,3	11,2	9,1	37,6	21	25
NO <sub>3</sub> -N	mg/l	<0,1	1,4	1	10	29	<0,1	2,2	1,3	10	33	-
LF	µS/cm	105	1.190	196	11.400	143	109	443	248	10.200	192	-
pH	-	6,7	7,6	7,6	8,2	144	6,8	7,8	7,8	9,7	193	6,5–8,5
KW	mg/l	<0,1	0,13	0,1	0,26	5	<0,1	0,1	0,1	0,11	4	10

Tabelle 77: Zusammenfassung Ionen GSA Mühlbach in mg/l.

Parameter	Zulauf					Ablauf					GW AAEV
	Min	MW	MD	Max	N	Min	MW	MD	Max	N	
Br	<0,1	0,6	0,1	10	29	<0,1	0,5	0,1	10	33	-
Ca	11	54	23	400	29	10	31	20	220	35	-
Cl	4,3	801	14,5	11.000	29	2,6	428	20	9.400	35	-
F	<0,1	0,6	0,1	10	29	<0,1	0,4	0,1	10	33	10
K	<0,71	4,8	1,7	20	29	<1,1	4,6	3,5	20	33	-
Mg	<0,56	3,26	1,2	21	29	<0,49	1,84	1,1	20	33	-
Na	11	474	26	6.700	29	11	268	33	5.400	35	-
NO <sub>3</sub> -N	<0,1	1,4	1	10	29	<0,1	2,2	1,3	10	33	-
PO <sub>4</sub> -P	<0,02	0,44	0,5	2,2	29	<0,02	0,43	0,5	0,5	33	-
SO <sub>4</sub>	<0,79	4,8	3,7	40	29	<1,8	6,3	4,2	40	33	-

Tabelle 78: Zusammenfassung Schwermetalle gelöst GSA Mühlbach in µg/l.

Parameter	Zulauf					Ablauf					QZV
	Min	MW	MD	Max	N	Min	MW	MD	Max	N	Chemie
Aluminium*	<5,0	19,2	8,95	77,3	18	<5,0	8,9	7,3	31,5	20	-
Arsen	<0,5	0,6	0,5	1,9	18	<0,5	0,7	0,555	1	20	9
Blei	<0,5	0,6	0,5	1,6	18	<0,5	1,2	0,5	1,9	18	9
Cadmium*	<0,05	0,053	0,05	0,074	8	<0,05	0,05	0,05	0,05	20	4,5
Chrom	<0,5	1,5	1,5	3,5	18	<0,5	1,4	1,4	2,5	20	45
Eisen*	6,2	111	35	958	18	5,2	26,7	19,65	68,4	20	-
Kupfer*	<1,0	8,8	9,2	17,9	8	8,6	24,4	18,1	57,6	7	1.800
Lithium	1,0	4,0	2,15	12,6	14	1,2	33,3	14,3	241	15	-
Mangan*	<0,5	281	21	1.380	8	<0,5	1,1	0,7	3,6	7	-
Nickel*	<0,5	1,6	1,85	2,9	8	<0,5	1,1	0,9	2,3	7	18
Zink*	9,7	40	43,1	82,8	8	7,6	47	36,5	140	7	-

\*) Für die Auswertung wurden teils nur die EP-Messungen herangezogen.

Tabelle 79: Zusammenfassung Schwermetalle gesamt GSA Mühlbach in µg/l.

Parameter	Zulauf					Ablauf					GW
	Min	MW	MD	Max	N	Min	MW	MD	Max	N	AAEV
Aluminium*	290	2.605	2.140	8.190	8	40,3	327	274	771	7	2.000
Arsen	<0,5	1,9	1,7	5	18	0,57	1,3	1,0	3,8	20	100
Blei	<4,0	9,2	7,7	29,8	18	<4,0	15,7	4	133	20	500
Cadmium*	<0,1	0,1	0,1	0,13	18	<0,1	0,1	0,1	0,33	20	100
Chrom	4,8	24,5	21,1	93	18	<2,5	5,7	4,7	15,4	20	500
Eisen*	834	5.911	4.765	21.300	8	152	799	686	2.510	7	2.000
Kupfer*	22,4	79,9	59,3	225	8	14,5	39,8	31,2	89	7	500
Lithium	1,5	6,3	3,6	16,6	14	1,6	34,1	14,3	241	15	-
Mangan*	22,8	433	284	1.710	8	6,4	46	20,2	223	7	-
Nickel*	<2,0	10,2	8,85	30,6	18	<2,0	11,5	3,3	50,3	20	500
Zink*	77,3	396	309	1.300	8	38,6	115	57	291	7	2.000

\*) Für die Auswertung wurden teils nur die EP-Messungen herangezogen.

Tabelle 80: Zusammenfassung polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe GSA Mühlbach in µg/l.

Parameter	Zulauf				Ablauf			
	Min	MW	Max	N	Min	MW	Max	N
Acenaphthen	<0,005	<0,005	<0,005	5	<0,005	<0,005	<0,005	4
Acenaphthylen	<0,005	<0,005	<0,005	5	<0,005	<0,005	<0,005	4
Anthracen	<0,01	0,01	0,01	5	<0,01	<0,01	<0,01	4
Benz(a)anthracen	<0,01	0,017	0,038	5	<0,01	<0,01	<0,01	4
Benzo(a)pyren	<0,010	0,03	0,069	4	<0,01	<0,01	<0,01	3
Benzo(g,h,i)perylen	0,015	0,038	0,096	5	<0,01	0,011	0,014	4
Benzo(k)fluoranthen	0,01	0,028	0,072	5	<0,01	<0,01	<0,01	4
Chrysen	0,011	0,024	0,058	5	<0,01	<0,01	<0,01	4
Dibenz(a,h)anthracen	<0,01	0,01	0,012	5	<0,01	<0,01	<0,01	4
Fluoranthen	<0,01	0,026	0,061	5	<0,01	<0,01	<0,01	4
Fluoren	0,015	0,03	0,064	5	<0,01	0,012	0,018	4
Indeno(1,2,3-cd)pyren	<0,010	<0,010	<0,010	5	<0,010	<0,010	<0,010	4
Naphthalin	<0,010	0,025	0,067	5	<0,010	<0,010	<0,010	4
Phenanthren	<0,020	<0,020	<0,020	5	<0,020	<0,020	<0,020	4
Pyren	<0,020	0,029	0,059	5	<0,020	<0,020	<0,020	4
Summe 16-PAK	0,063	0,305	0,746	5	0,018	0,021	0,024	3
Summe 6-PAK	<0,005	<0,005	<0,005	5	<BG	<BG	<BG	4

Tabelle 81: Ergebnisse Schwermetalle in Sedimenten GSA Mühlbach.

Probe	Partikel- größe µm	Al	As	Pb	Cd	Cr	Fe	Cu	Li ges.	Mn	Ni	Zn
		ges. µg/g	ges. µg/g	ges. µg/g	ges. µg/g	ges. µg/g	ges. µg/g	ges. µg/g	µg/g	ges. µg/g	ges. µg/g	ges. µg/g
P1	63	8.580	4,5	29,3	0,33	84,1	20.200	158	7,1	914	27,6	899
	125	8.850	5	33,6	0,38	90,2	21.000	198	7,1	958	24,1	1.130
P5	63	6.860	3,4	50,4	0,3	88,2	17.900	97,7	6,7	752	28,5	444
	125	4.370	2,5	9,3	0,12	70,7	12.800	51,5	4,6	612	20,9	256
P2	63	16.500	7	47,1	0,38	132	33.600	261	13,6	1.390	36,1	1.770
	125	15.300	6,8	49,6	0,39	134	32.300	268	13	1.460	37,1	1.720
P4	63	16.200	7,7	112	1,1	137	36.400	313	14,3	1.270	38,1	2.180
	125	15.700	8,5	133	0,73	138	37.300	314	14,2	1.430	39,4	2.120

## 7.2.4 Gegenüberstellung der Anlagen

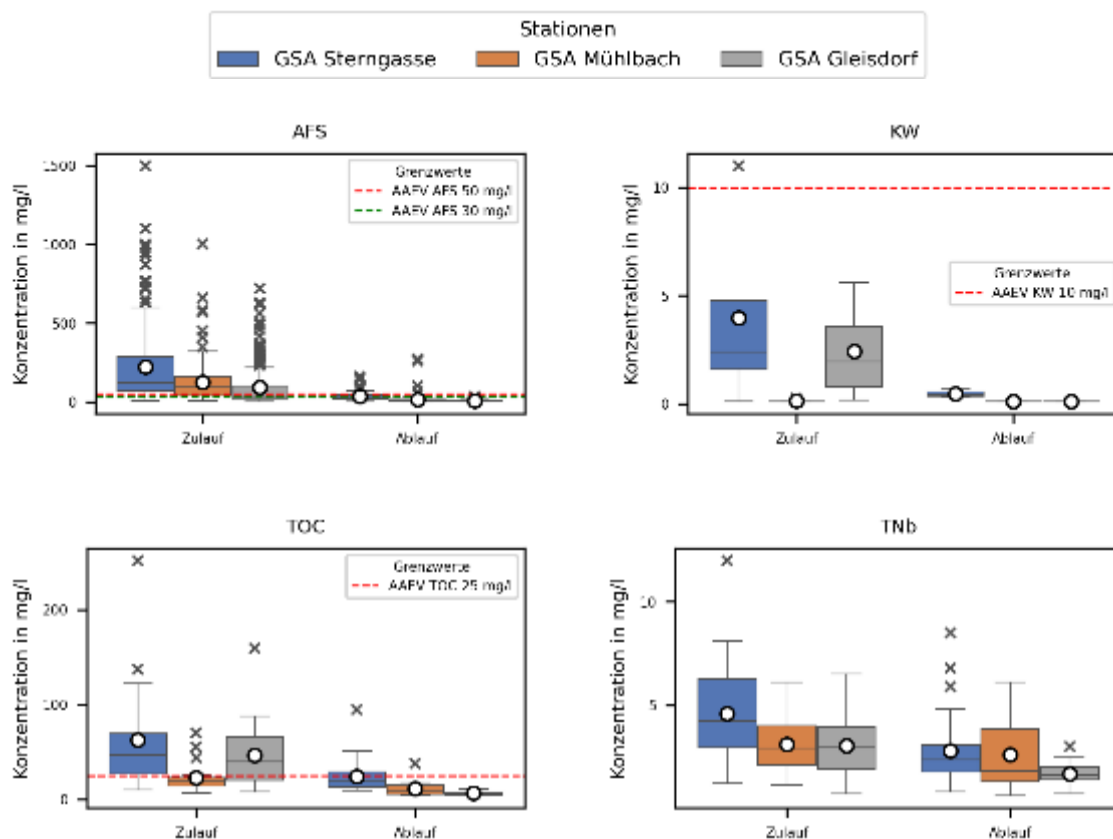


Abbildung 79: Anlagenvergleich allgemein chemische Parameter.

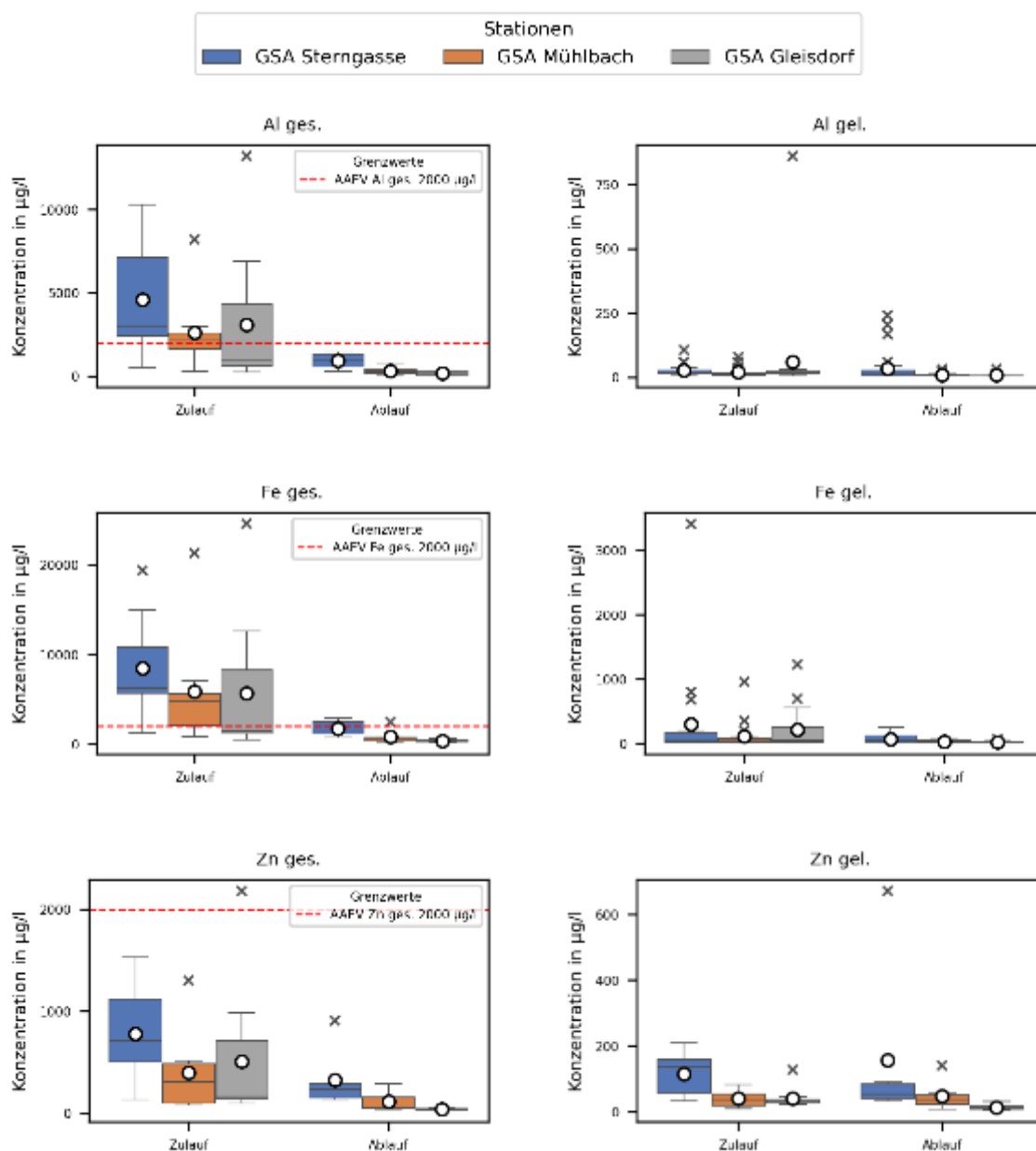


Abbildung 80: Anlagenvergleich Schwermetalle.

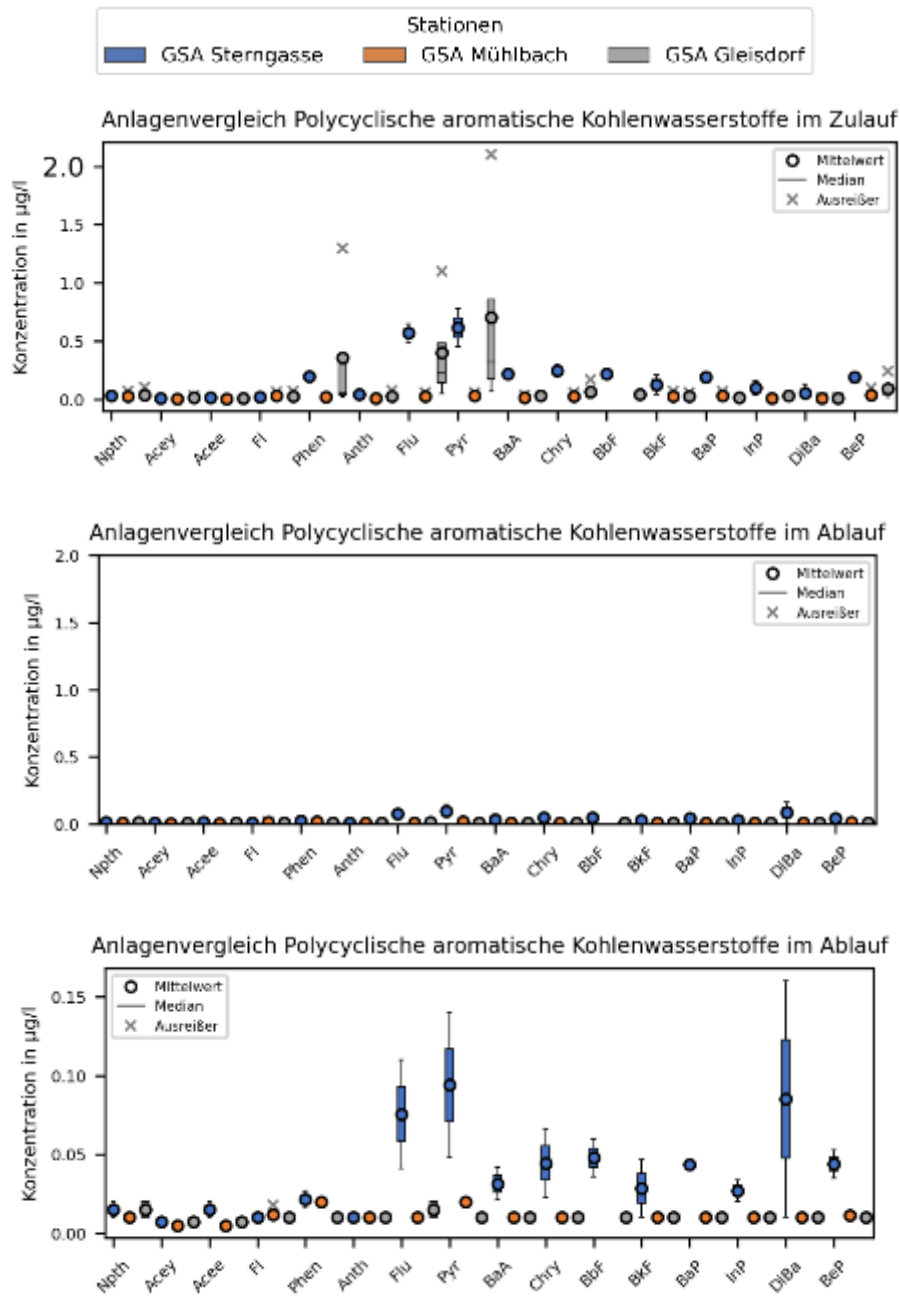
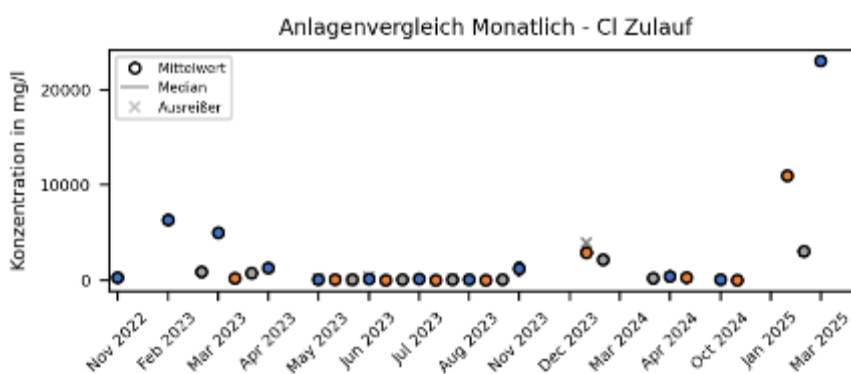
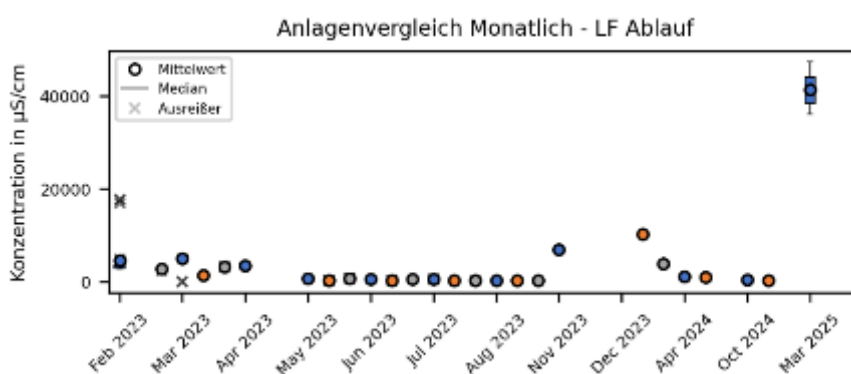
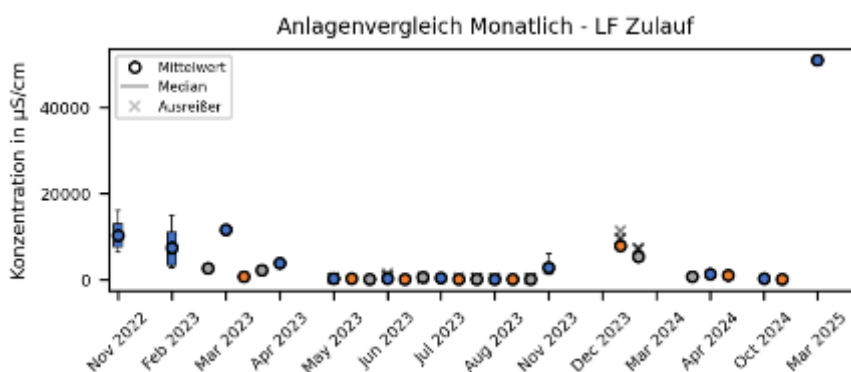
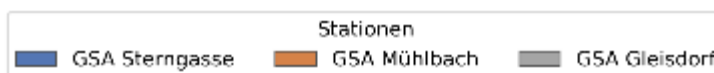


Abbildung 81: Anlagenvergleich polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (die unterste Abbildung gibt die Messwerte in einem anderen Maßstab wieder).



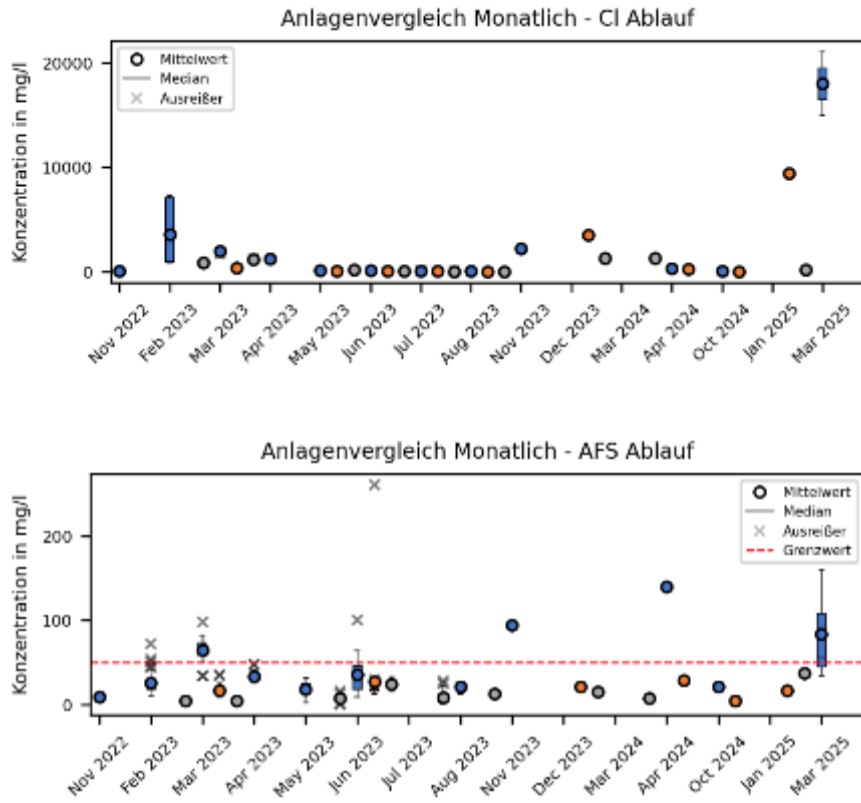


Abbildung 82: Anlagenvergleich monatliche Box-Plots Leitfähigkeit und Chloridkonzentration.

### 7.3 Regenereignisse bei den verschiedenen GSAs im Messzeitraum

Die Niederschlagsereignisse wurden einerseits durch den Zufluss zur Anlage dokumentiert und andererseits über eine Wetterstation aufgezeichnet. Die Abbildungen Abbildung 83 bis Abbildung 92 zeigen die Regensummen und Regenraten für den jeweiligen gesamten Messzeitraum, wie sie mit den installierten Wetterstationen direkt bei den Anlagen aufgezeichnet wurden. Aus den Regenraten lassen sich die Trends und Intensitäten ungefähr abschätzen, sie eignen sich aber nicht zur Berechnung des tatsächlich gefallenen Niederschlags.

#### 7.3.1 Regenereignisse und Regenraten der GSA Sterngasse

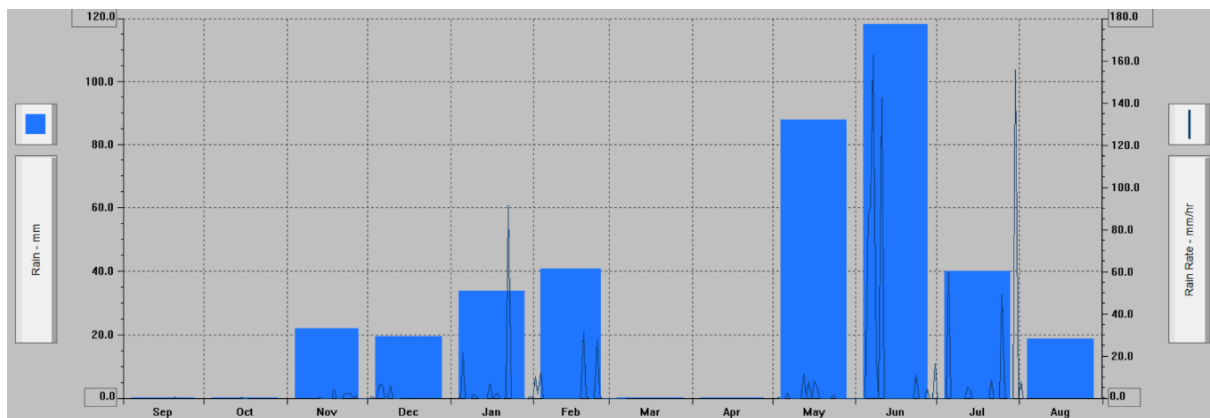


Abbildung 83: Regenereignisse Sterngasse 9/2022 bis 8/2023.

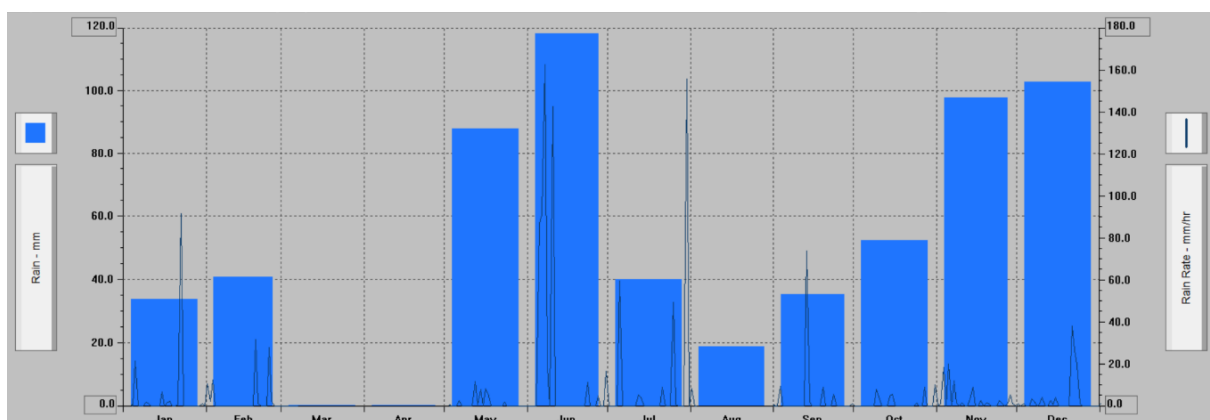


Abbildung 84: Regenereignisse Sterngasse 2023.

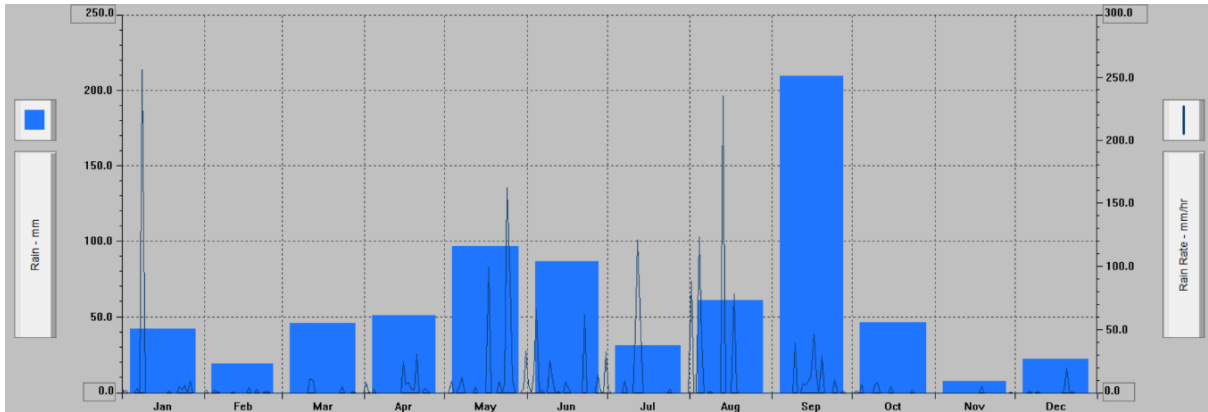


Abbildung 85: Regenereignisse Sterngasse 2024.

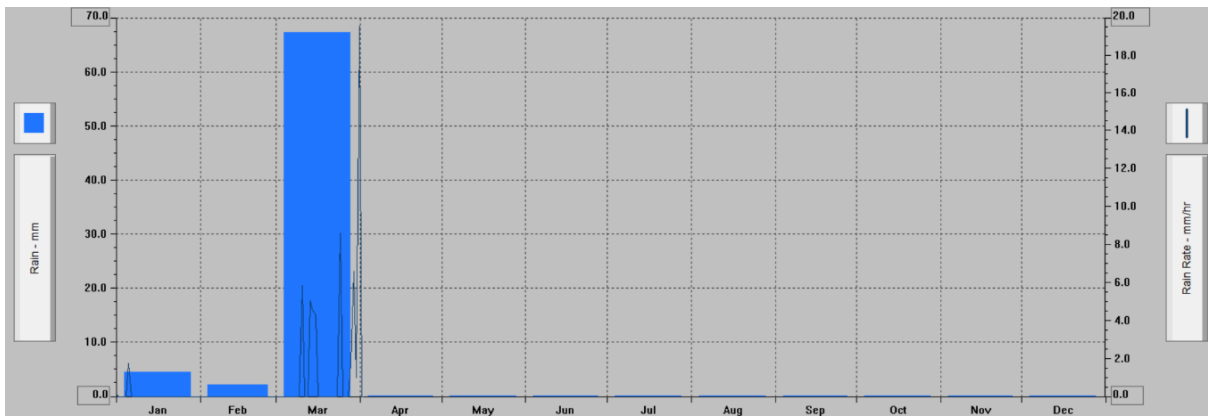


Abbildung 86: Regenereignisse Sterngasse 2025.

### 7.3.2 Regenerereignisse und Regenraten der GSA Gleisdorf

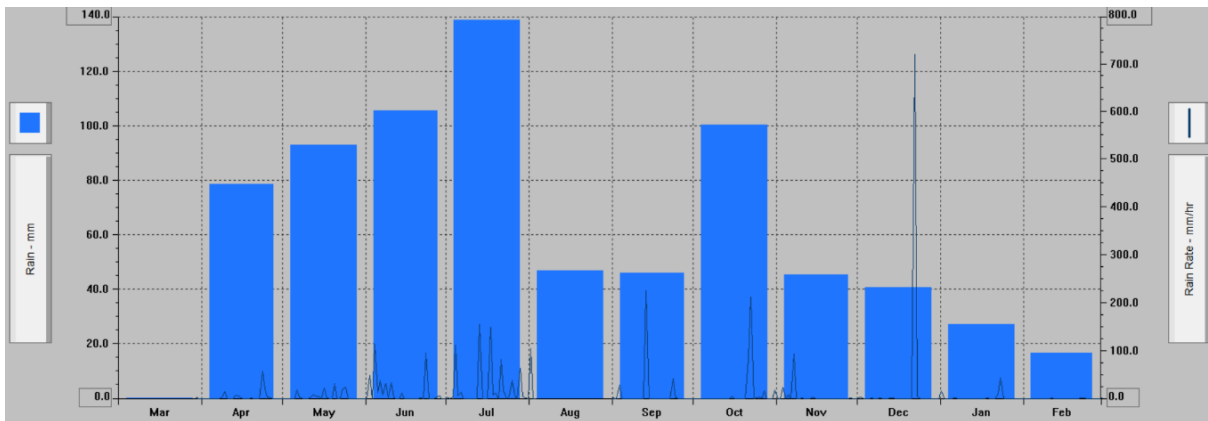


Abbildung 87: Regenerereignisse Gleisdorf 04/2023 bis 02/2024.

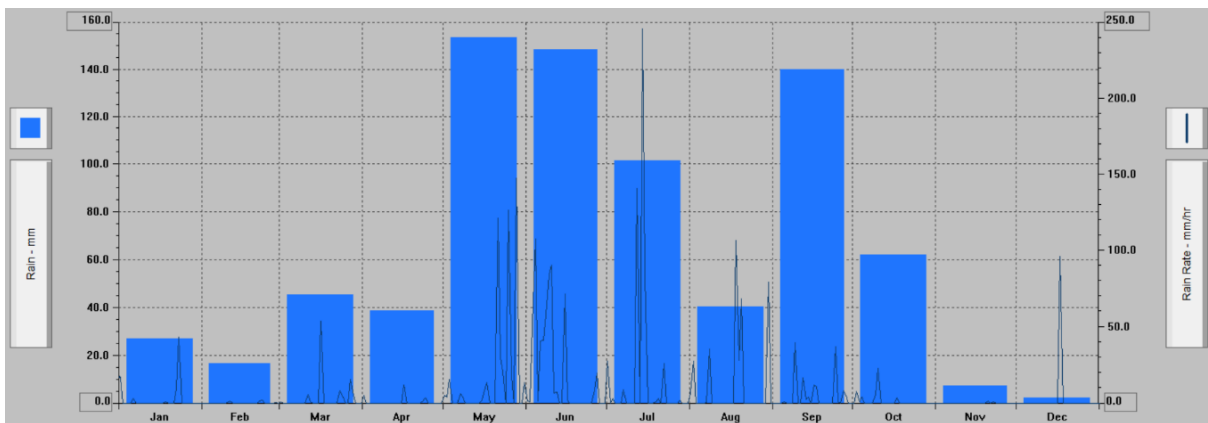


Abbildung 88: Regenerereignisse Gleisdorf 2024.

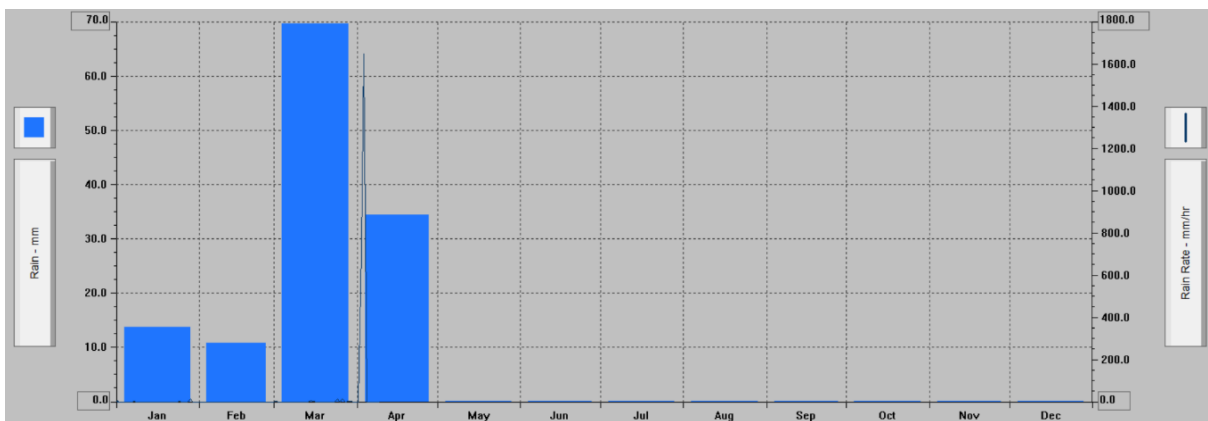


Abbildung 89: Regenerereignisse Gleisdorf 2025.

### 7.3.3 Regenerereignisse und Regenraten der GSA Mühlbach

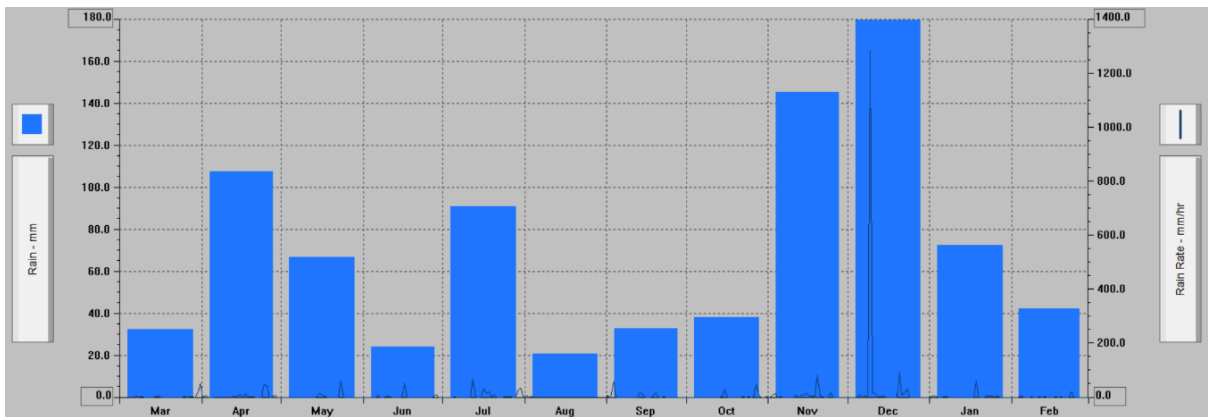


Abbildung 90: Regenerereignisse Mühlbach 03/2023 bis 02/2024.

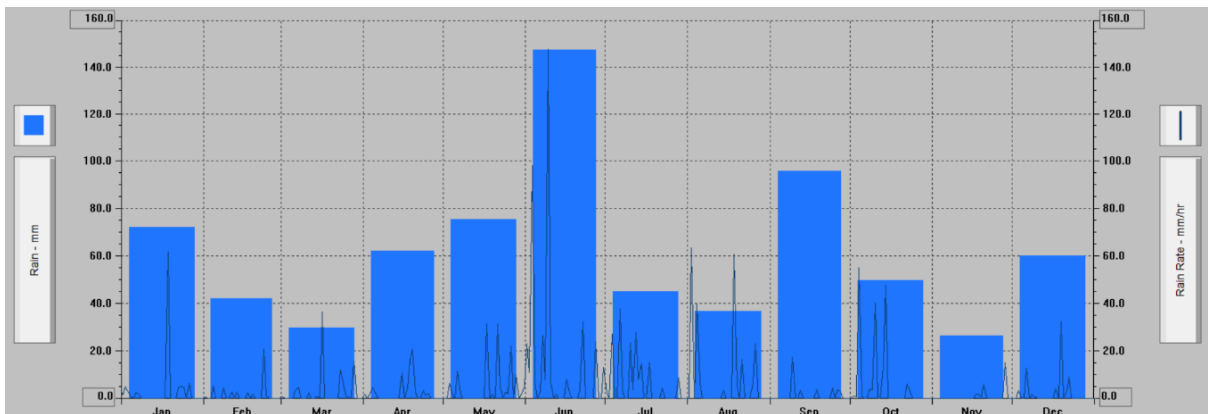


Abbildung 91: Regenerereignisse Mühlbach 2024.

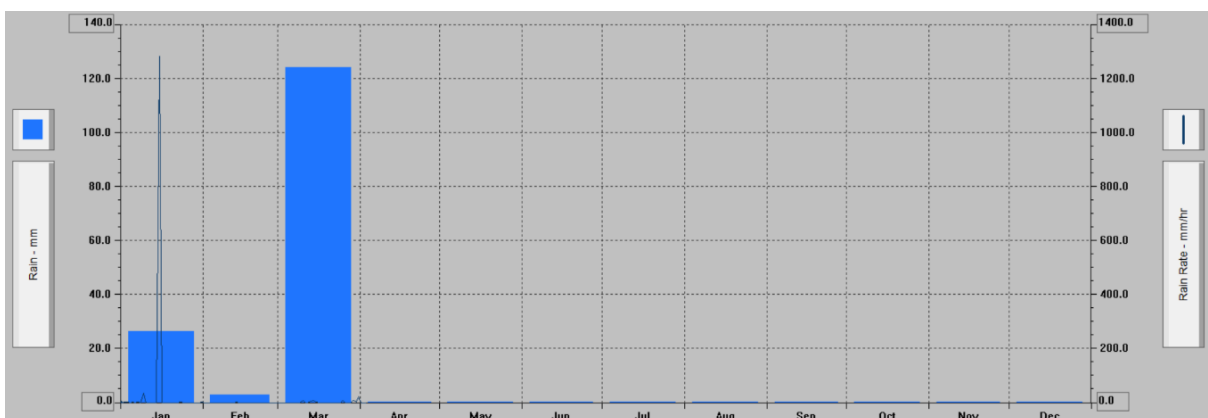


Abbildung 92: Regenerereignisse Mühlbach 2025.

## 7.4 Bemessungsgrundlagen (aus den Einreichunterlagen) der GSAs

### 7.4.1 Bemessungsgrundlage Sterngasse

#### 7.4.1.1 Bemessungszufluss

Die Berechnung des Regenabflusses geht von der Erkenntnis aus, dass starke Regenfälle kurz, schwache hingegen länger andauern. Die Regenspende  $r$  [ $l/s \times ha$ ] nimmt bei gleicher statistischer Regenhäufigkeit  $n$  [ $1/a$ ] mit der Regendauer ab. Niederschlagsdauer und Niederschlagsintensität verhalten sich also indirekt proportional.

Für die Ermittlung des Regenwasserabflusses wurde das Zeitbeiwertverfahren angewendet. Dabei wird angenommen, dass die maßgebende Regendauer der maximalen Fließzeit im Kanalnetz entspricht, da hierbei das gesamte Einzugsgebiet wirksam wird.

Als vereinfachte Rechenmethode wird eine fixe Regendauer mit  $t=15$  min angenommen.

- $Q = r_{t,n} \times A \times \psi$
- $Q$ ...Regenabfluss ( $l/s$ )
- $r_{t,n}$ ...Regenspende für die Jährlichkeit  $n$  und der Dauer  $t$  ( $l/s \times ha$ )
- $A$ ...Einzugsgebietsfläche ( $ha$ )
- $\psi$ ...Abflussbeiwert

Für die Berechnung des Bemessungszuflusses wurden folgende Parameter berücksichtigt:

#### **Bemessungsregenspende $r_{t,n}$**

Das Leitungssystem wurde auf eine fünfjährige Regenhäufigkeit ( $n=0,2$ ) ausgelegt. Die maßgebende Regendauer ergibt sich beim Zeitbeiwertverfahren aus der Fließzeit im Kanal. Vereinfacht kann auch mit einer generellen Regendauer von 15 Minuten gerechnet werden, was im aktuellen Fall gemacht wird.

Die maßgeblichen Regenspenden im Projektgebiet sind aufgeteilt in Ganzjahresniederschläge und Winterniederschläge (Tabelle 82). Die Ganzjahresniederschläge entstammen dem Hydrographischen Dienst Österreich (eHYD) und sind von der Homepage des Lebensministeriums abgefragt worden. Die Daten zu den Winterniederschlägen der Monate November bis April wurden bei der ZAMG eingeholt.

Der Wert der Regenspende des fünfjährigen 15-Minuten-Regens beträgt für das Projektgebiet  $r_{15(0,2)}=213,89$   $l/s \times ha$

Tabelle 82: Regenspenden für das Projektgebiet Sterngasse (Gitterpunkt 2976).

	Ganzjahresniederschlag			Winterniederschlag	
	[l/s.ha]			[l/s.ha]	
	einjährlich	fünffjährlich	zehnjährlich	einjährlich	fünffjährlich
t=5 min	225	438,33	528,33	57,89	91,09
t=10 min	141,25	277,92	337,08	36,34	57,76
t=15 min	108,06	213,89	259,72	27,8	44,45
t=20 min	89,38	176,67	214,58	22,99	36,71
t=30 min	68,19	134,58	163,47	17,54	27,97
t=45 min	51,67	102,13	123,8	13,29	21,22
t=60 min	42,43	83,96	101,74	10,92	17,45
t=90 min	32,31	63,15	76,48	8,31	13,12
t=120 min	26,7	51,67	62,43	6,87	10,74
t=180 min	20,35	39	46,99	5,23	8,11
t=240 min	16,74	31,89	38,32	4,31	6,63
t=360 min	13,1	23,85	28,48	3,37	4,96
t=540 min	10,34	18,43	21,88	2,66	3,83
t=720 min	8,63	15,3	18,19	2,22	3,18
t=1.080 min	6,65	11,67	13,84	1,71	2,42
t=1.440 min	5,56	9,49	11,19	1,43	1,97
t=2.880 min	3,34	5,52	6,46	0,86	1,15
t=4.320 min	2,44	3,95	4,6	0,63	0,82
t=5.760 min	1,94	3,12	3,61	0,5	0,65

### Einzugsgebietsflächen

Die Einzugsgebietsfläche ergibt sich aus den befestigten Straßenflächen sowie den angrenzenden Böschungs- und Geländeflächen. Die Größe des Einzugsgebietes ergibt sich aus den topografischen Gegebenheiten sowie den Trassierungselementen entlang der Strecke. Im vorliegenden Projekt werden die Regenwässer nicht getrennt nach Kategorien (Fahrbahn, Böschung, Q) gesammelt, sondern im Mischverfahren über Gewässerschutzanlagen abgeführt.

Für die GSA Sterngasse erstreckt sich der Entwässerungsabschnitt von der Rampe A 23 R9 und Rampe A 2 R5 Höhe Sterngasse ca. A 23 Bau-km 1,925 bis zur Querung der ÖBB A 23 Bau-km 2,410, kurz vor dem Hochpunkt der Trasse. Weiters befinden sich die getrennt geführten Richtungsfahrbahnen RFB Altmannsdorf von A 23 Bau-km 2,237 bis RFB Altmannsdorf Bau-km 0,288 und die RFB Kaisermühlen von A 23 RFB Kaisermühlen Bau-km

2,013 bis A 23 RFB Kaisermühlen Bau-km 2,426 sowie alle weiteren Rampen des Knotens Inzersdorf in diesem Abschnitt.

Im Entwässerungsabschnitt befindet sich auch ein Pumpwerk, über das die Rampe 107 sowie angrenzende Böschungsflächen und ein Betreuungsweg entwässern, die aufgrund ihrer Nivellette nicht im Freispiegelabfluss entwässert werden können.

Das Einzugsgebiet setzt sich aus befestigten Flächen, Banketten und Böschungsflächen zusammen, wobei zu den befestigten Flächen Fahrbahnen, befestigte Bankette und Randbalken zählen. Über die entsprechenden Abflussbeiwerte ergeben sich wie in Tabelle 83 angeführt folgende abflusswirksamen Flächen:

Tabelle 83: Abflusswirksame Flächen  $A_{red}$  des Entwässerungsabschnitts Sterngasse.

<b>Abflusswirksame Flächen</b>	<b>A [m<sup>2</sup>]</b>	<b>Abflussbeiwert</b>	<b><math>A_{red}</math> [m<sup>2</sup>]</b>
Fahrbahnfläche bzw. Randbalken, befestigtes Bankett	37.875	0,9	34.087
Bankett	1.007	0,7	705
Böschungsfläche	5.489	0,35	1.921
			<b>36.713 m<sup>2</sup></b>
			<b>3,67 ha</b>

Im Entwässerungsabschnitt befinden sich neun Objekte, deren Entwässerung jeweils in die angrenzenden Stränge der Entwässerung in den Dammabschnitten eingeleitet wird. Einzige Ausnahme stellt ein Teil des Objektes B230808, welches über die Sterngasse führt, dar. Hier wird der westliche Teil der Brückenfläche, ca. 1.115 m<sup>2</sup>, wie bereits im Bestand über zwei Pflasterrinnen in der Böschung abgeleitet.

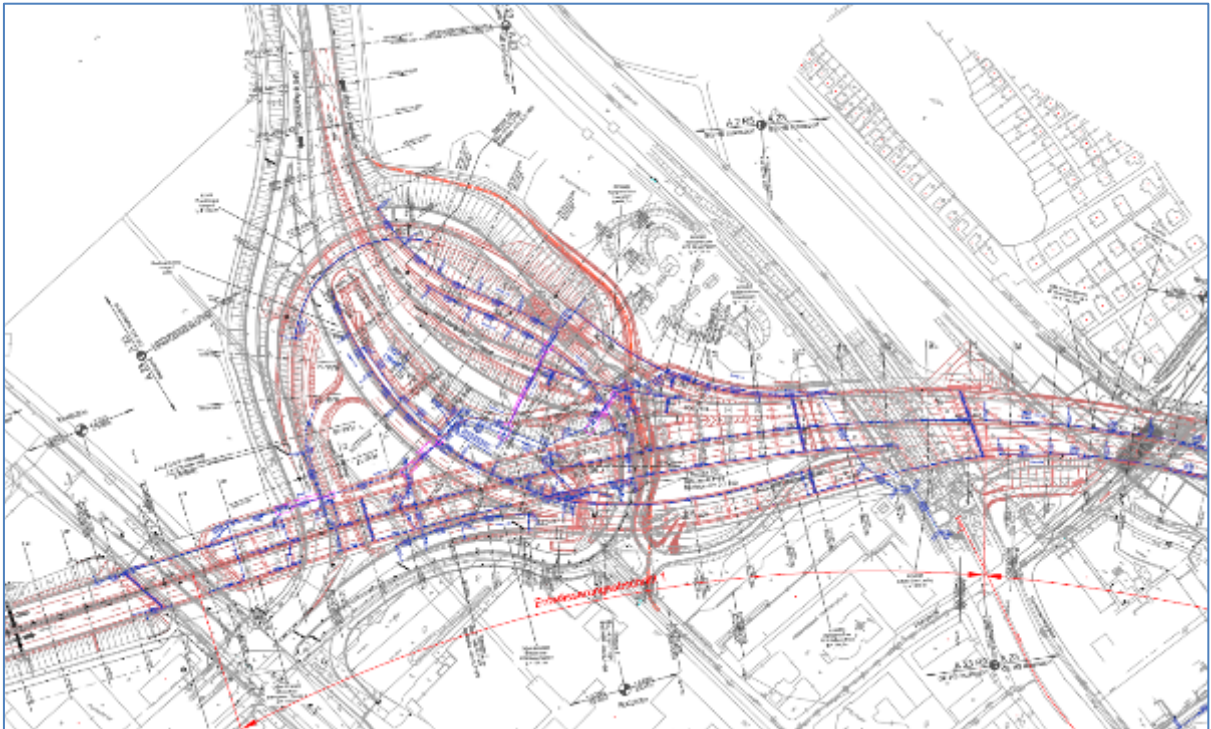


Abbildung 93: Entwässerungslageplan Sternngasse (ASFINAG, 2012).

### **Abflussbeiwert $\psi$**

Der Abflussbeiwert ist ein Faktor, der angibt, welcher Anteil der Niederschlagsmenge über die jeweilige Fläche oberflächlich abfließt und nicht versickert oder verdunstet. Der Wert ist abhängig von der Oberflächenbeschaffenheit der jeweiligen Beitragsflächen. Die abfließenden Niederschläge werden gefasst und über das Entwässerungssystem abgeleitet.

Die Abflussbeiwerte wurden wie folgt festgelegt:

Tabelle 84: Abflussbeiwerte Sternngasse

<b>Art der Beitragsfläche</b>	<b>Abflussbeiwert <math>\psi</math></b>
Befestigte Fläche (Fahrbahn)	0,9
Bankett	0,7
Böschungflächen	0,35

### *Maximale Wassermengen*

Laut Hydrographischem Jahrbuch (2007) liegt das je beobachtete Tagesmaximum bei 64,1 mm/d Niederschlag, welches bei einer Einzugsgebietsfläche von 3,67 ha eine Menge von 2.352 m<sup>3</sup>/d ergibt. Die GSA selbst führt pro Tag maximal rund 2.000 m<sup>3</sup> ab, die Mehrmengen werden retiniert. Eine durchschnittliche Abflussmenge pro Tag ist schwer zu ermitteln, da die

einzelnen Regenereignisse zu unterschiedlich sind. Unter der Annahme, dass etwa 200 Tage regenfrei sind (Hydrographisches Jahrbuch, 2007), und Errechnung eines Mittelwerts der Jahresniederschlagsmenge errechnet, ergibt sich ein Mittel von 4,5 mm/d (165 m<sup>3</sup>/d).

Ausgehend von einem maximalen Jahresniederschlag von 745 mm/a ergibt sich eine Jahresabflussmenge von 27.342 m<sup>3</sup>/a.

#### **7.4.1.2 Betriebskonzept**

Aufgrund von Renaturierungsmaßnahmen des Liesingbaches ist vonseiten des Sachverständigen der MA 45 eine Einleitung von chloridhaltigen Wässern nicht zulässig. Da im Wasser gelöste Stoffe wie Chlorid über den Bodenfilter nicht zurückgehalten werden können, bedeutet das, dass die im Winter durch Tausalzmittel verunreinigten Straßenabwässer nicht in den Liesingbach abgeleitet werden können.

Diese Voraussetzungen erfordern zwei unterschiedliche Betriebsarten der Gewässerschutzanlagen, in Folge als Sommer- und Winterbetriebsfall dargestellt.

#### **Sommerbetriebsfall**

Während der Sommerperiode (15. Mai bis 15. November) sind die Straßenabwässer nicht mit Chlorid belastet und können daher in den Liesingbach eingeleitet werden. Mithilfe von Absperrschiebern im Auslaufbauwerk der Bodenfilterbecken kann der reguläre Ablauf auf den jeweiligen Betriebsfall eingestellt werden. Der Überlauf funktioniert unabhängig vom eingestellten Betriebsfall und wird in den Liesingbach ausgeleitet.

Die Auslaufbauwerke bestehen aus zwei getrennten Kammern, die über ein Rohr mit Absperrschieber miteinander verbunden sind. In den ersten Schachtteil werden die gereinigten Wasser aus dem Bodenfilterbecken über Drainagerohre eingeleitet. Im Sommerbetriebsfall ist der Absperrschieber zur zweiten Kammer hin geöffnet und der Schieber der Rohrleitung zum Kanal geschlossen. Das gereinigte Wasser wird in die zweite Kammer übergeleitet. Von der zweiten Kammer, die auch als Überlaufschacht dient, führt die Ausleitung zum Liesingbach weg.

#### **Winterbetriebsfall**

Während des Winterdienstes wird die Gewässerschutzanlage im „Winterbetrieb“ betrieben. Für gewöhnlich beginnt der Winterdienst mit 1. November und endet am 30. April. Aufgrund von Erfahrungswerten hat sich gezeigt, dass es sinnvoll ist, den Winterbetriebsfall um einen halben Monat nach hinten zu verschieben. Das geschieht aus dem Grund, dass mit der

Salzstreuung in der Regel erst später begonnen wird und nach der Winterperiode noch eine Zeit lang Chloridrückstände im Leitungssystem verbleiben, die nach und nach ausgespült werden.

Im Winterbetriebsfall werden wie im Sommer die gereinigten Wässer aus dem Bodenfilterbecken über Drainagerohre in die erste Schachtkammer eingeleitet. Im Gegensatz zum Sommerbetrieb ist jetzt der Absperrschieber zur zweiten Kammer geschlossen und jener der Ausleitung zum Kanal geöffnet.

### **7.4.1.3 Dimensionierung der Anlage**

#### ***Rohrleitungen***

Der Nachweis der Abfuhrkapazität der einzelnen Rohrleitungen des Entwässerungssystems wird nach den Formeln von Prandtl-Colebrook durchgeführt. Als Mindestdurchmesser werden aus wartungstechnischen Gründen die ersten beiden Haltungen mit DN 150 und ab der dritten Haltung DN 250 festgelegt. Die Dimensionen der Rohrleitungen errechnen sich anhand der Beitragsfläche und des zugehörigen Gefälles der Leitung.

Die Ableitung der Straßenwässer erfolgt durch Straßenabläufe am Fahrbahnrand bzw. teilweise über Einlaufschächte in den Humusmulden, wobei der Abtransport über Teilsicker- und Mehrzweckrohre erfolgt, die gleichzeitig auch die Frostschutzschicht über das Unterbauplanum entwässern.

Die maximale Dimension der Mehrzweckrohre beträgt DN 350, wobei alle Sickerleitungen auf Dreiviertel-Füllung dimensioniert werden. Alle weiteren Transportleitungen werden als Vollrohre ausgeführt und auf Vollfüllung bemessen.

Die Berechnungen des Abflusses für die Rohrleitungen erfolgen nach der Abflussformel von Prandtl-Colebrook mit einer absoluten Rauigkeit von  $k_b=0,25$  mm für Kunststoffrohre und  $k_b=1,00$  mm für Betonrohre. Das Gefälle der Rohrleitungen orientiert sich im Wesentlichen an der Nivellette der Fahrbahn, kann aber in bestimmten Bereichen davon abweichen. Das Mindestgefälle der Rohrleitungen ergibt sich aus der flach gehaltenen Nivellette der Hauptfahrbahn und liegt bei rund 0,3 %. Diese Abweichung der Nivellette war aus statischen Gründen notwendig, um die Überschüttung des Überwerfungsbauwerkes der ÖBB möglichst gering zu halten.

Die Einlauf- und Wartungsschächte werden im maximalen Abstand von 50 Metern versetzt. Dazwischen kommen Straßenabläufe zum Einsatz, die im Falle von geringen Längsneigungen verdichtet werden, um eine sichere Abfuhr der Straßenwässer zu gewährleisten. Die maximale Beitragsfläche von 500 m<sup>2</sup> pro Schacht bzw. Straßenablauf wird in keinem Fall überschritten.

### **Gewässerschutzanlage**

Die GSA Gleisdorf West wurde als zweistufige Anlagen ausgeführt und besteht aus Absetzbecken und Bodenfilterbecken. Das Volumen aller Becken zusammen (GSA West und Ost) wurde für die Speicherung des Dauerniederschlages ( $n=0,2$ ) bemessen.

Die Becken sind über ein Trennbauwerk miteinander verbunden, welches als Mönch mit Tauchwand ausgebildet ist. Im Mönch ist auf Höhe der Absetzbeckensohle eine Drosselstrecke eingebaut, um ein langsames Ableiten der Wässer des ersten Spülstoßes bzw. von kleinen Regenereignissen in das Bodenfilterbecken zu ermöglichen. Das gewährleistet, dass die Absetzwirkung durch die geringere Durchströmung besser ist und sich im Absetzbecken kein Dauerstau ausbildet. Ein Dauerstau bildet sich lediglich in der Betonwanne im Bereich der Tauchwand aus. Diese hat ein Volumen von mindestens  $0,5 \text{ m}^3$ . Ein vorgelagerter Verkläusungsschutz ist vorgesehen. Durch die Tauchwand wird gewährleistet, dass Leichtstoffe, die an der Wasseroberfläche aufschwimmen, nicht ins Filterbecken gelangen und im Absetzbecken zurückgehalten werden.

Sowohl das Trennbauwerk als auch das Auslaufbauwerk im Bodenfilterbecken verfügen über einen Überlauf. Bei Vollerfüllung des Absetzbeckens springt der Überlauf im Trennbauwerk an und leitet die Wassermenge, die über die Kapazität des Absetzbeckens hinausgeht, in das Filterbecken über. Bei Überschreitung der Kapazität der gesamten Gewässerschutzanlage – also bei Niederschlägen, die über den Bemessungsregen hinausgehen – springt der Überlauf im Filterbecken an und leitet in den Vorfluter ab. Dieser muss den maximal möglichen Zulauf zum Absetzbecken schadlos abführen können.

Das Volumen des Absetzbeckens macht ca. 30–35 % des Gesamtvolumens der Gewässerschutzanlage aus. Dadurch kann ein Drittel der Wassermenge des Bemessungsregens aufgenommen werden. Das bedeutet, dass zumindest die ersten 5 Minuten (erster Spülstoß) des Bemessungsniederschlages ( $n=1$ ) zur Gänze im Absetzbecken retiniert werden können.

Die maximale Oberflächenbeschickung ist, bezogen auf den Bemessungsregen, mit maximal  $10 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{h}$  angesetzt. Die horizontale Fließgeschwindigkeit für den Bemessungsregen von maximal  $0,05 \text{ m/s}$  wird nicht überschritten.

Das Volumen des Bodenfilterbeckens beträgt ca. 65–70 % des Gesamtvolumens der Gewässerschutzanlage.

Das bereits im Absetzbecken vorgereinigte Wasser gelangt über die Zuläufe im Trennbauwerk in das Bodenfilterbecken. Hier versickert es durch eine Bodenfilterschicht mit einer Stärke von 40 cm und wird über Drainageleitungen in der darunterliegenden Kiesschicht zum

Auslaufbauwerk abgeleitet. Das gesamte Bodenfilterbecken wird mittels PE-HD-Folie unter der Drainageschicht abgedichtet.

Da die Gewässerschutzanlagen mit zwei Betriebsarten – also Sommer- und Winterbetrieb – arbeiten und die chloridhaltigen Straßenwässer des Winterbetriebes nur gedrosselt in den Schmutzwasserkanal von Wien Kanal eingeleitet werden dürfen, ist der jeweils ungünstigere Fall für die Beckengröße ausschlaggebend. Für die Dimensionierung der Beckengröße hat sich herausgestellt, dass der Sommerbetrieb relevant ist.

### **Sommerbetrieb**

Für die Ausleitung in den Liesingbach im Sommerbetrieb wird ein DN 800 mit einem Längsgefälle von rund 0,3 % vorgesehen, sodass der maximale Zulauf abgeleitet werden kann.

Tabelle 85: Berechnung des Retentionsvolumens mittels Dauerstufe (Sommerbetrieb).

Beckenkennwerte			Beckengrößen				
			H <sub>abs</sub>	A(h)	V	V <sub>ges</sub>	
Dauerwasserspiegel	H <sub>Dauer</sub> =	0	[m]	[m]	[m <sup>2</sup> ]	[m <sup>3</sup> ]	[m <sup>3</sup> ]
Gesamtfläche	A=	0	[m <sup>2</sup> ]	0	937,5	0	0
Volumen	V <sub>Dauer</sub> =	0	[m <sup>3</sup> ]	0,5	1.066,5	500,65	500,65
Bodenkörperfilter	F=	606	[m <sup>2</sup> ]	1	1.199,5	566,17	1.066,83
				1,5	1.335,5	633,45	1.700,27
<b>Entleerung (in h):</b>							<b>16,2</b>
			<b>h<sub>ret, max</sub> [m]</b>	<b>1,17</b>	<b>V<sub>ret, max</sub> [m<sup>3</sup>]</b>	<b>1.284</b>	<b>nach 6 [h]</b>
Regendauer	Regenspende	Q <sub>zu</sub>	V <sub>-ret</sub>	h <sub>ret</sub>	Q <sub>ab</sub>	Q <sub>ab</sub>	V <sub>ret</sub>
[min]	[l/s/ha]	[m <sup>3</sup> ]	[m <sup>3</sup> ]	[m]	[l/s]	[m <sup>3</sup> ]	[m <sup>3</sup> ]
5	438,33	482,78	482,78	0,48	9	2,67	480
10	277,92	612,2	606,86	0,59	10	5,84	606
15	213,89	706,73	697,98	0,67	10	9,3	697
30	134,58	889,38	870,78	0,83	11	20,66	869
45	102,13	1.012,37	981,38	0,92	24	65,96	946
60	83,96	1.109,66	1.021,72	0,96	25	89,87	1.020
90	63,15	1.251,93	1.117,12	1,04	26	141,27	1.111
120	51,67	1.365,74	1.177,39	1,09	27	193,5	1.172
180	39	1.546,55	1.256,3	1,15	28	300,37	1.246
240	31,89	1.686,06	1.285,57	1,17	28	405,5	1.281
<b>360</b>	<b>23,85</b>	<b>1.891,66</b>	<b>1.283,41</b>	<b>1,17</b>	<b>28</b>	<b>607,69</b>	<b>1.284</b>
540	18,43	2.191,79	1.280,25	1,17	28	910,33	1.281
720	15,3	2.426,76	1.212,99	1,12	27	1.179,28	1.247
1.080	11,67	2.775,53	1.006,62	0,95	25	1.604,69	1.171
1.440	9,49	3.010,5	870,92	0,83	23	1.983,89	1.027

*h<sub>ret</sub>...Retentionswasserhöhe*

## Winterbetrieb

Im Winterbetrieb ist die maximale Ausleitungsmenge in den Schmutzwasserkanal mit 25 l/s von Wien Kanal beschränkt worden. Maßgebend für den Abfluss im Winterbetrieb ist jedoch der Durchfluss durch den Bodenfilter. Aufgrund der geringeren Regenspenden, die in den Wintermonaten anfallen, reicht die Beckengröße jedoch vollkommen aus.

Tabelle 86: Berechnung des Retentionsvolumens mittels Dauerstufe (Winterbetrieb).

Beckenkennwerte			Beckengrößen					
				H <sub>abs</sub>	A(h)	V	V <sub>ges</sub>	
Dauerwasserspiegel.	HDauer=	0	[m]	[m]	[m <sup>2</sup> ]	[m <sup>3</sup> ]	[m <sup>3</sup> ]	
Gesamtfläche	A=	0	[m <sup>2</sup> ]	0	937,5	0	0	
Volumen	VDauer=	0	[m <sup>3</sup> ]	0,5	1.066,5	500,65	500,65	
Bodenkörperfilter	F=	606	[m <sup>2</sup> ]	1	1.199,5	566,17	1.066,83	
				1,5	1.335,5	633,45	1.700,27	
Abflussrohr								
Durchmesser	D=	0,1	[m]					
Reibungsbeiwert	B=	0,001						
Rohrlänge	L=	0,2	[m]					
						<b>Entleerung (in h):</b>		<b>10,3</b>
				<b>h<sub>ret, max</sub> [m]</b>	<b>0,25</b>	<b>V<sub>ret, max</sub> [m<sup>3</sup>]</b>	<b>248</b>	<b>nach 4 [h]</b>
<b>Regendauer</b>	<b>Regenspende</b>	<b>Qzu</b>	<b>V<sub>-ret</sub></b>	<b>h<sub>ret</sub></b>	<b>Q<sub>ab</sub></b>	<b>Q<sub>ab</sub></b>	<b>V<sub>ret</sub></b>	
<b>[min]</b>	<b>[l/s/ha]</b>	<b>[m<sup>3</sup>]</b>	<b>[m<sup>3</sup>]</b>	<b>[m]</b>	<b>[l/s]</b>	<b>[m<sup>3</sup>]</b>	<b>[m<sup>3</sup>]</b>	
5	91,09	100,33	100,33	0,1	6,02	1,8	99	
10	57,76	127,23	123,62	0,12	6,19	3,71	124	
15	44,45	146,87	141,3	0,14	6,32	5,69	141	
30	27,97	184,83	173,45	0,17	6,57	11,82	173	
45	21,22	210,39	192,66	0,19	6,71	18,12	192	
60	17,45	230,61	206,45	0,21	6,81	24,53	206	
90	13,12	260,17	223,38	0,22	6,94	37,48	223	
120	10,74	283,83	233,85	0,23	7,02	50,54	233	
180	8,11	321,4	245,6	0,25	7,11	76,76	245	
<b>240</b>	<b>6,63</b>	<b>350,39</b>	<b>248,05</b>	<b>0,25</b>	<b>7,13</b>	<b>102,61</b>	<b>248</b>	
360	4,96	393,12	239,21	0,24	7,06	152,48	241	
540	3,83	455,49	226,78	0,23	6,97	225,69	230	
720	3,18	504,32	203,4	0,2	6,79	293,34	211	
1.080	2,42	576,81	136,79	0,14	6,29	407,6	169	
1.440	1,97	625,64	82,16	0,08	5,88	508,03	118	

Für die Ausleitung in den Schmutzwasserkanal im Winterbetrieb wird ein DN 250 mit einem Längsgefälle von rund 1,2 % vorgesehen. Der gewählte Durchmesser entspricht dem Mindestdurchmesser für Straßenkanäle.

#### 7.4.1.4 Qualität der zu erwartenden Abwässer

Die Verschmutzung von Oberflächenwässern bei Straßenentwässerungen hängt von mehreren Faktoren ab. Diese teilen sich in zwei wesentliche Bereiche, nämlich in verkehrsbedingte und nicht verkehrsbedingte Ursachen.

##### Verkehrsbedingte Ursachen:

- Fahrbahnabrieb
- Reifenabrieb
- Bremsbelagsabrieb
- Tropfverluste (Schmier- und Treibstoffe)
- Abgase
- Korrosion und Verschleiß
- Winterdienst

##### Nicht Verkehrsbedingte Ursachen:

- Hausbrand
- Industrielle Emissionen

Aufgrund der äußeren Einflüsse, die nicht vom Verkehr selbst verursacht werden, kann keine allgemeingültige Aussage zum Verschmutzungsgrad von Straßenabwässern getätigt werden. In Tabelle 87 sind durchschnittliche Konzentrationen in Abwässern von Straßen mit einem durchschnittlichen Verkehr von mehr als 10.000 KFZ/24 h, basierend auf zahlreichen Literaturangaben, zusammengestellt. (gem. ÖWAV – Regelblatt 35, 2003).

Tabelle 87: Durchschnittliche Schadstoffkonzentration in Straßenabflüssen.

AFS	CSB	Ges.N	Ges.P	Cd	Cu	Pb	Zn	PAK
mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
200	100	2	0,5	1,5	100	30	500	3

Da im gegenständlichen Projekt die Straßenabwässer zur Gänze gefasst und über eine Gewässerschutzanlage in die Vorflut geleitet werden, ist der Verschmutzungsgrad der Abwässer nach Vorreinigung in der Gewässerschutzanlage ausschlaggebend.

Die Emissions-Messwerte einer charakteristischen Abwasseruntersuchung der S 1, einer vergleichbaren Verkehrsanlage im Großraum Wien, sowie die Grenzwerte der allgemeinen Abwasseremissionsverordnung sind in Tabelle 88 aufgelistet.

Da bei der A 23 Hochstraße Inzersdorf Verkehrszahlen in vergleichbarer Größenordnung wie bei der S 1 (Abschnitt Vösendorf – Schwechat) vorliegen und auch die geografische Nähe gegeben ist, können sowohl die verkehrsbedingten als auch die nicht verkehrsbedingten

Ursachen für die Abwasserverschmutzung als gleichwertig betrachtet werden. Es ist also mit ähnlichen Konzentrationen der einzelnen Parameter zu rechnen.

Tabelle 88: Abwasseruntersuchung S 1 Ast Rothneusiedl (Becken 2) BAW162D7/5.

Parameter	Abwasserinhaltsstoffe nach Vorreinigung		Grenzwerte lt. AAEV
Abfiltrierbare Stoffe	mg/l	4,1	30
Natrium	mg/l	<1	-
Blei	mg/l	<0,001	0,5
Cadmium	mg/l	0,0038	0,1
Chrom gesamt	mg/l	0,002	0,5
Nickel	mg/l	0,001	0,5
Zink	mg/l	<0,01	2
TOC (als C)	mg/l	4,5	25
CSB	mg/l	<5,0	75
BSB <sub>5</sub>	mg/l	<1	20
KW gesamt	mg/l	<0,2	10
PAK	µg/l	<0,16	-

Für die immissionsseitige Betrachtung werden lediglich die Kohlenwasserstoffe herangezogen. Hier wurde von Seiten der MA 45 eine Vorbelastung des Liesingbachs mit  $KW_{\text{gesamt}}=0,1 \text{ mg/l}$  angegeben. Untersucht wird die Immission für beide Gewässerschutzanlagen bei Mittelwasserstand der s. Im Abschnitt der Einleitung beider Gewässerschutzanlagen führt der Liesingbach ein  $MQ=0,51 \text{ m}^3/\text{s}$ .

Die Ausleitung der Gewässerschutzanlage 1 befindet sich auf Höhe Liesingbach km 10,05.

Tabelle 89 stellt die Immissionswerte des Liesingbachs nach der Einleitung der Straßenabwässer dar.

Tabelle 89: Immissionswerte Liesingbach durch Einleitung der Straßenabwässer.

MQ HQ1 HQ5	Vorbelastung KW	Max. Abwasser- einleitung Sommer	Emissionswert Abwasser	Immissionswert KW
510 l/s	0,1 mg/l	8 l/s	max. 0,19 mg/l	0,101 mg/l
9.500 l/s		20 l/s		0,100 mg/l
43.000 l/s		28 l/s		0,100 mg/l

## 7.4.2 Bemessungsgrundlagen Gleisdorf

### 7.4.2.1 Bemessungszufluss

Für die Berechnung des Bemessungszuflusses wurden folgende Parameter berücksichtigt:

#### Bemessungsregenspende $r_{t,n}$

Die Gesamtanlage ist auf ein zweijährliches 60-Minuten-Starkregenereignis, Retentions- und Filterbecken auf ein einjährliches 15-Minuten-Starkregenereignis und die Regenwasserkanalisation auf ein fünfjährliches 15-Minuten-Starkregenereignis ausgelegt. Die entsprechenden Werte der Regenspende sind in Tabelle 90 dargestellt.

Tabelle 90: Regenspenden für das Projektgebiet Gleisdorf (Gitterpunkt 5110, von 1991 bis 2008).

	Ganzjahresniederschlag		
	[l/s×ha]		
	einjährlich	zweijährlich	fünffjährlich
t=5 min	306,67	373,33	473,33
t=10 min	190,00	253,33	336,67
t=15 min	<b>147,78</b>	200,00	<b>267,78</b>
t=20 min	122,50	165,00	223,33
t=30 min	94,44	127,78	172,78
t=45 min	72,22	97,41	131,11
t=60 min	59,44	<b>79,72</b>	106,67
t=90 min	45,56	60,00	80,00
t=120 min	37,08	48,33	64,03
t=180 min	27,69	35,56	46,67
t=240 min	22,36	28,54	37,15
t=360 min	16,85	21,20	27,41
t=540 min	12,65	15,96	20,43
t=720 min	10,32	13,10	16,83
t=1.080 min	7,89	10,02	12,81
t=1.440 min	6,44	8,15	10,41
t=2.880 min	3,83	4,79	6,06
t=4.320 min	2,79	3,47	4,37
t=5.760 min	2,23	2,75	3,47

### Einzugsflächen

Das Einzugsgebiet setzt sich wie folgt zusammen. Über die entsprechenden Abflussbeiwerte ergeben sich wie in Tabelle 91 angeführt folgende abflusswirksamen Flächen:

Tabelle 91: Abflusswirksame Flächen des Entwässerungsabschnitts.

Abflusswirksame Flächen	A [m <sup>2</sup> ]	Abflussbeiwert	A <sub>red</sub> [m <sup>2</sup> ]
Asphaltfläche A1.1	924	0,9	831,6
Asphaltfläche A1.2	5.225	0,9	4.702,5
Asphaltfläche A2	2.995	0,9	2.695,5
Asphaltfläche A3	1.230	0,9	1.107,0
Asphaltfläche A4	3.490	0,9	3.141,0
Asphaltfläche A5	1.846	0,9	1.661,4
Asphaltfläche A6	348	0,9	313,2
Asphaltfläche A7	3.107	0,9	2.796,3
Böschung Rampe	850	0,15	127,5
			<b>17.376 m<sup>2</sup></b>
			<b>1,74 ha</b>

### Abflussbeiwert $\psi$

Die Abflussbeiwerte wurden wie folgt festgelegt:

Tabelle 92: Abflussbeiwerte.

Art der Beitragsfläche	Abflussbeiwert $\psi$
Befestigte Fläche (Fahrbahn)	0,9
Bewachsene Hang- und Böschungflächen	0,15*

*\*) da der Großteil schon lokal zur Versickerung gebracht wird*

## 7.4.3 Dimensionierung der Anlage

### 7.4.3.1 Rohrleitungen

Gemäß RVS 04.04.11 sind Regenwasserkanalisationsleitungen (Vollrohre) auf ein einjähriges 15-Minuten-Starkregenereignis (13,3 mm/15 min×m<sup>2</sup>) zu bemessen. Im gegenständlichen Projekt beträgt diese Regenspende aufgrund des nächstgelegenen eHYD-Punktes ca. 148 l/s×ha.

Mehrzweckrohe (die im Bestand vorhanden sind) sind gemäß RVS 03.08.65 auf ein fünfjähriges 15-Minuten-Starkregenereignis (24,1 mm/15 min×m<sup>2</sup>) zu bemessen. Im gegenständlichen Projekt beträgt diese Regenspende aufgrund des nächstgelegenen eHYD-Punktes ca. 268 l/s×ha.

Um mit der Dimensionierung auf der sicheren Seite zu liegen, werden sämtliche neu zu errichtenden Entwässerungsleitungen auf eine Regenspende von 268 l/s×ha (fünfjähriges 15-Minuten-Starkregenereignis) bemessen. Die Berechnung erfolgt nach den Formeln von Prandtl-Colebrook, wobei mit einer betrieblichen Wandrauigkeit von  $k_b=0,1-0,50$  mm gerechnet wird.

Die Gesamtlänge der Regenwasserkanäle beträgt rund 650 Meter, die Dimensionen der Rohre liegen bei DN 250 bis DN 600.

### 7.4.3.2 Gewässerschutzanlage

Die Kennwerte der Gewässerschutzanlage lassen sich wie folgt beschreiben:

- Retentionsbecken:
  - Bemessung auf einjähriges 15-Minuten-Starkregenereignis (148 l/s×ha)
  - Nutzbares Retentionsvolumen: 185 m<sup>3</sup>
  - Schlammraum: 105 m<sup>3</sup>
- Filterbecken:
  - Bemessung auf einjähriges 15-Minuten-Starkregenereignis (148 l/s×ha)
  - Nutzbares Überstauvolumen: 126 m<sup>3</sup>
  - Filterfläche: 87 m<sup>2</sup>
  - Durchlässigkeitsbeiwert Technischer Filter:  $5 \times 10^{-4}$  m/s
  - Stärke technischer Filter: 0,30 m
  - Max. Ausleitungsmenge: 43,5 l/s (= 39,15 m<sup>3</sup> bei Bemessungsereignis)
  - Entleerungszeit bei Vollfüllung: 1,99 h
- Gesamtanlage:
  - Bemessung auf zweijähriges 60-Minuten-Starkregenereignis (319 l/s×ha)
  - Max. Ausleitungsmenge in den Vorfluter: 52,1 l/s (=188 m<sup>3</sup> bei Bemessungsereignis)
  - Nutzbares Retentionsvolumen: 311,3 m<sup>3</sup>

#### 7.4.3.2.1 Chloridgrundbelastung

Da für den direkten Einleitungspunkt in die Raab keine Daten bezüglich der Chloridgrundbelastung verfügbar sind, wurde der Wert zwischen den jeweils nächstgelegenen Messstellen Lödersdorf und Fa. Schmidt/Wollsdorf aus dem Jahresbericht 2013 „Wassergüte in Österreich“ (der zum Zeitpunkt der Einreichung aktuellste Bericht) herangezogen. Die Chloridgrundbelastung der Raab beträgt demnach 18,4 mg/l.

#### 7.4.3.2.2 Winterniederschlagsmenge

Die Niederschlagsdaten der Winterperiode wurden ebenfalls an der nächstgelegenen Messstation, St. Ruprecht an der Raab, HZB-Nr. 123083 für den Zeitraum von 1996–2013 entnommen. Als Grunddatensatz für die Berechnung des mittleren täglichen Winterniederschlags wurden die Niederschlagstagesummen während der Wintermonate (1. Oktober–31. März) des jeweiligen Jahres herangezogen. Aus diesem Datensatz wurden die Tage ohne Niederschlag als nicht repräsentativ entfernt. Mit den verbleibenden Werten wurde der mittlere tägliche Winterniederschlag ermittelt. Dies ergibt für das gegenständliche Projektgebiet eine Wintertagesniederschlagsmenge von rund 4,02 mm/d.

#### 7.4.3.2.3 Bezugswassermengen Einleitungspunkt

Als Bezugswassermenge wurde der MQ-Abfluss der Raab – inkl. Rabnitzbach – 1000 Meter unterhalb der Einleitungsstelle mit 3,524 m<sup>3</sup>/s angesetzt. Dieser Wert wurde dem hydrologischen Gutachten der Abteilung 14 – Hydrografie vom 9.8.2016 entnommen.

#### 7.4.3.2.4 Streusalzmenge

Gemäß Abbildung 3 des Leitfadens Versickerung chloridbelasteter Straßenwässer werden im gegenständlichen Bereich pro Streusaison maximal rund 0,94 kg/m<sup>2</sup> Streusalz aufgebracht. Die Winterperiode weist eine Länge von 181 Tagen auf, wobei an rund 120 Tagen Streusalz aufgebracht wird. Bei einer durchschnittlichen Streusalzmenge von 7,8 g/m<sup>2</sup>×d und einem Chloridanteil von rund 60,7 % ergibt die Rückrechnung eine durchschnittliche Chloridmenge von 4,8 g/m<sup>2</sup>×d.

#### 7.4.3.2.5 Chloridaufstockung

Mit der gegebenen abflusswirksamen chloridbeaufschlagten Einzugsfläche (17.375 m<sup>2</sup>) ergibt sich, bezogen auf die rechnerisch maßgebliche Niederschlagssumme, eine in den Vorfluter abgegebene Regenmenge von 69.848 l/d. Bei einer täglichen Chloridmenge von 82.561 g/d ergibt das eine Chloridkonzentration von 1.182 mg/l.

Bei einer gedrosselten Ableitungsmenge von 43,5 l/s, einer Ausleitungsdauer von 173 Minuten sowie unter Berücksichtigung der Grundbelastung würde sich dahingehend eine Chloridkonzentration von 18,7 mg/l in der Raab einstellen. Dies würde eine Aufstockung von 0,3 mg/l bzw. 1,5 % bedeuten. Über das Jahr gemittelt ergibt sich eine Chloridkonzentration von 0,1 mg/l.

Der Grenzwert für Chlorid ist in der Qualitätszielverordnung (QZV) Ökologie Oberflächengewässer mit 150 mg/l als jährliches Mittel für alle Gewässertypen festgelegt. Die

Raab kann im gegenständlichen Gewässerabschnitt als kalkreiches Gewässer eingestuft werden, wodurch auch die Richtwerte für die maximale Chloridkonzentration in Abhängigkeit von der Expositionsdauer und dem Kalkgehalt gemäß Chlorid-Studie „Auswirkungen von Chlorid auf die aquatische Flora und Fauna, mit besonderer Berücksichtigung der Biologischen Qualitätselemente im Sinne der EU-WRRL“ mit 150 mg/l als jährliches Mittel bestätigt werden. Diese Konzentration wird durch das gegenständlichen Projekt weit unterschritten.

## **7.4.4 Bemessungsgrundlagen Mühlbach**

### **7.4.4.1 Bemessungszufluss**

Für die Berechnung des Bemessungszuflusses wurden folgende Parameter berücksichtigt:

#### **Bemessungsregenspende $r_{t,n}$**

Die Gesamtanlage ist auf ein einjähriges 15-Minuten-Starkregenereignis bemessen. Die Jährlichkeit der Bemessungsniederschläge wird für das Anspringen des Überlaufs in etwa gleich dem Einreich- bzw. Detailprojekt aus 1996 gewählt. Der Bemessung wird somit größtenteils das zehnjährliche Regenereignis ( $n=0,1$ ) zugrundegelegt.

Die entsprechenden Werte der Regenspende sind in Tabelle 93 dargestellt. Der aktuelle einjährige 15-Minuten-Bemessungsregen beträgt 101,1 l/s×ha. Im Einreichprojekt für die Generalerneuerung 1996 und im Einreichoperat für die Entwässerungssanierung 2002 betrug der einjährige 15-Minuten-Regen 122 l/s×ha. Im Sanierungsprojekt 2005 wurde für zusätzliche hydraulische Bemessungen mit einer Regenspende von 105 l/s×ha gerechnet.

Tabelle 93: Regenspenden für das Projektgebiet Mühlbach (Gitterpunkt 2740).

	<b>Ganzjahresniederschlag</b>		
	<b>[l/s×ha]</b>		
	einjährlich	zweijährlich	fünffjährlich
t=5 min	210,00	276,67	370,00
t=10 min	131,67	175,00	235,00
t=15 min	101,11	135,56	182,22
t=20 min	84,17	111,67	149,17
t=30 min	63,89	85,56	113,89
t=45 min	48,89	64,81	85,56
t=60 min	40,00	52,78	69,44
t=90 min	30,56	39,63	51,48
t=120 min	25,14	32,36	42,08
t=180 min	19,26	24,54	31,76
t=240 min	15,90	20,14	25,83
t=360 min	12,82	16,16	20,60
t=540 min	10,09	12,72	16,20
t=720 min	8,50	10,69	13,61
t=1.080 min	6,56	8,23	10,49
t=1.440 min	5,35	6,79	8,73
t=2.880 min	3,25	4,13	5,28
t=4.320 min	2,42	3,05	3,89
t=5.760 min	1,94	2,46	3,13

### **Einzugsflächen**

Das Einzugsgebiet setzt sich wie folgt zusammen. Über die entsprechenden Abflussbeiwerte ergeben sich wie in Tabelle 94 angeführt folgende abflusswirksamen Flächen:

Tabelle 94: Abflusswirksame Flächen des Entwässerungsabschnitts Mühlbach.

Abflusswirksame Flächen	A [m <sup>2</sup> ]	Abflussbeiwert	A <sub>red</sub> [m <sup>2</sup> ]
	28.640	1,0	28.640
			28.640 m <sup>2</sup>
			<b>2,86 ha</b>

### Abflussbeiwert $\psi$

Die Einzugsflächen werden entsprechend den Detailprojekten 1996, 2002 und 2005 beibehalten. In der Versickerungsberechnung werden die reduzierten Einzugsflächen mit einem Abflussbeiwert von 1,0 angesetzt. Für die Straßenflächen wurde damals ein Abflussbeiwert von 1,0 angesetzt.

#### 7.4.4.2 Qualität der zu erwartenden Abwässer

Auf Grundlage des Arbeitsbehelfes „Chloridbelastete Straßenwässer – Auswirkungen auf Vorflutgewässer“ des Amtes der NÖ Landesregierung, Abteilung WA2 – Wasserwirtschaft (Mai 2015) wird nachfolgend die erforderliche Mittelwasserführung der betroffenen Vorfluter und die Chloridkonzentration im Gewässer ermittelt.

Es wird nachgewiesen, dass der gute ökologische Zustand eines Oberflächenwasserkörpers auf Grundlage der Bestimmungen der QZV Ökologie OG eingehalten wird, wenn die mittlere Konzentration des Parameters Chlorid als arithmetischer Mittelwert aller in einem Beobachtungszeitraum gemessenen Konzentrationen den festgelegten Grenzwert nicht übersteigt.

Beim Lastfall 1 wird die mittlere Chloridkonzentration über den Betrachtungszeitraum 1. November bis 31. März ermittelt und dem Grenzwert von 150 mg/l gegenübergestellt. Beim Lastfall 2 wird der Bemessungswert auf die Niederschlagstage im Winter aufgeteilt. Der einzuhaltende Grenzwert beträgt 600 mg/l und dient zur Vermeidung eines möglichen toxischen Einflusses.

Die erforderliche Mittelwassermenge des Vorfluters für den Lastfall 1 errechnet sich nach der Formel:

$$MQ_{erf} = \frac{A * Cl_s}{12,96 * (150 - Cl_H)}$$

Die Chloridkonzentration  $Cl_{LF1}$  im Vorflutgewässer wird mit folgender Formel ermittelt:

$$Cl_{LF1} = \frac{A * Cl_s + MQ * 12,96 * Cl_H}{MQ * 12,96}$$

Die erforderliche Mittelwassermenge des Vorfluters für den Lastfall 2 errechnet sich nach der Formel:

$$MQ_{erf} = \frac{A * Cl_s}{12,96 * (150 - Cl_H)} * 37,5 * t$$

Die Chloridkonzentration  $Cl_{LF2}$  im Vorflutgewässer wird mit folgender Formel ermittelt:

$$Cl_{LF2} = \frac{A * Cl_s * 103 + MQ * 86,4 * t * Cl_H}{MQ * 86,4 * t}$$

mit

- $MQ_{erf}$  [l/s] ... erforderliche Mittelwasserführung des Vorfluters in der Periode November–März
- $A$  [m<sup>2</sup>] ... nicht reduzierte Straßenfläche (aus Detailprojekt 1996)
- $Cl_s$  [kg/m<sup>2</sup>×p] ... Spezifische Chloridstrommenge aus Tabelle 1 des Leitfadens
- $Cl_H$  [mg/l] ... Hintergrundkonzentration Vorflutgewässer
- $MQ$  ... Mittelwasserführung des Vorfluters in der Periode November–März
- $t$  ... Anzahl der Niederschlagstage in der Streuperiode
- $Cl_{LF1}$  ... zu erwartende Chloridkonzentration im Vorflutgewässer für Lastfall 1
- $Cl_{LF2}$  ... zu erwartende Chloridkonzentration im Vorflutgewässer für Lastfall 2

#### 7.4.4.2.1 Chloridgrundbelastung

Für die gegenständlichen eher kleinen Vorfluter liegen keine Aufzeichnungen zu Hintergrundbelastungen betreffend Chlorid vor. Es wurden daher Chloridmessungen in den betroffenen Vorflutern ober- und unterhalb der Einleitstelle in einer Zeit mit starkem

Winterdienst durchgeführt. Zeitgleich wurden die Abflussmengen gemessen, da für diese Vorfluter keine Mittelwasserführungen in der Periode November bis März vorliegen.

Tabelle 95: Ergebnisse der Vorfluteruntersuchung (Freindorfer Mühlbach) am 11.1.2017.

~100 m oberhalb Einleitstelle		~100 m unterhalb Einleitstelle	
Abflussmenge [l/s]	Chlorid [mg/l]	Abflussmenge [l/s]	Chlorid [mg/l]
1.454	38,7	1.454	38,9

#### 7.4.4.2.2 Winterniederschlagsmenge

Die Niederschlagstagesummen von 2005 bis 2016 für die beiden nächstgelegenen Niederschlagsmessstationen Ebelsberg und St. Florian wurden dem Projektanten vom Hydrografischen Dienst übermittelt. Aus diesen Daten wurde die Anzahl der Niederschlagstage in der Streuperiode ermittelt.

Winterniederschlag (November–März): 267 mm

Niederschlagstage: 49,4

#### 7.4.4.2.3 Streusalzmenge

Aus dem Leitfaden für die Versickerung chloridbelasteter Straßenabwässer des BMVIT (2011) wurde eine spezifische Chloridstremenge von  $1,13 \text{ kg/m}^2 \times p$  für die Berechnung verwendet. Weiters wurde angenommen, dass das Streusalz nur auf die Straßenfläche ( $21.870 \text{ m}^2$ ) aufgebracht wird. Im Lastfall 1 errechnet sich eine erforderliche Mittelwasserführung ( $MQ_{\text{erf}}$ ) von  $17,13 \text{ l/s}$  und eine mittlere Konzentration (in der Streuperiode) von  $40 \text{ mg/l Cl}$ . Im Lastfall 2 errechnet sich eine erforderliche Mittelwasserführung ( $MQ_{\text{erf}}$ ) von  $13,01 \text{ l/s}$  und eine mittlere Konzentration (in der Streuperiode) von  $42,7 \text{ mg/l Cl}$ .

#### 7.4.4.2.4 Chloridaufstockung

Die erforderlichen Mittelwasserführung des Freindorfer Mühlbachs für die Einhaltung der Grenzwerte von  $150 \text{ mg/l}$  (LF 1) bzw.  $600 \text{ mg/l}$  (LF 2) Chloridkonzentration ist gegeben. Die ermittelten Konzentrationen liegen ebenfalls unter den Grenzwerten.

## 8 LITERATURVERZEICHNIS

Armstrong, M.L. (2023): „Optimization of sediment basin configurations“. Masterarbeit. Auburn: University Auburn. 304 S.

ASFINAG (2012): Wasserrechtliches Einreichprojekt 2012 – A 23 Autobahn Südosttangente Wien, Generalerneuerung HS Inzersdorf. Entwässerung. 26 S.

ASFINAG (2018): Wasserrechtliches Einreichprojekt – A 1 West Autobahn – Abschnitt St. Florian Linz. 35 S.

Baum, P.; Kuch, B.; Dittmer, U. (2021): Adsorption of Metals to Particles in Urban Stormwater Runoff—Does Size Really Matter? *Water* 2021, 13, 309. <https://doi.org/10.3390/w13030309>.

BMK (2022): Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie, Aktionsplan Mikroplastik 2022–2025. [https://www.bundeskanzleramt.gv.at/dam/jcr:cf82b2a0-16bc-4c7b-a7c5-2bb7a97938cc/17\\_14\\_aktionsplan\\_NB.pdf](https://www.bundeskanzleramt.gv.at/dam/jcr:cf82b2a0-16bc-4c7b-a7c5-2bb7a97938cc/17_14_aktionsplan_NB.pdf).

BMLUK (2015): Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Leitfaden zur typspezifischen Bewertung gemäß WRRL – Allgemein physikalisch-chemische Parameter in Fließgewässern 36 S. <https://www.bmluk.gv.at/dam/jcr:4fae42eb-791d-4c1b-8bcf-e3236e1a4ce3/FW-PHY-CHEM.pdf>.

BMVIT (2019): Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie. Leitfaden – Einleitung chloridbelasteter Straßenwässer in Fließgewässer. 36 S.

BMVIT (2020): RVS 04.04.11. „Gewässerschutz an Straßen“. Wien: Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie; Österreichische Forschungsgesellschaft Straße-Schiene-Verkehr.

Christen, D.S. (2010): „Praxiswissen der chemischen Verfahrenstechnik. Springer Berlin Heidelberg“. Berlin, Heidelberg: <http://link.springer.com/10.1007/978-3-540-88975-5>.

Conversio (2023): Vom Land ins Meer. Weiterentwicklung des Modells zur Erfassung landbasierter Kunststoffeinträge. 5. Berichtsversion im Auftrag der BKV GmbH, Frankfurt (erhältlich unter [info@bkv-gmbh.de](mailto:info@bkv-gmbh.de)).

EU (2018): Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of Regions: A European Strategy for Plastics in a Circular Economy.

Fraunhofer (2018): „Kunststoffe in der Umwelt. Mikro- und Makroplastik“; Kurzfassung der Konsortialstudie; Oberhausen 2018.

Fuchs, S.; Mayer, I.; Haller, B.; Roth, H. (2010): Einsatz von Schrägklärern in der Regenwasserbehandlung. KA Abwasser, Abfall 2010 (57) Nr. 11, S. 1109-1117.

Fürhacker, M.; Haile, T.M.; Monai, B.; Mentler, A. (2011): Performance of a filtration system equipped with filter media for parking lot runoff treatment DESALINATION. 2011; 275(1-3): 118-125.

Gatidou, G., Arvaniti, O., Stasinakisa, A. (2019): Review on the occurrence and fate of microplastics in Sewage Treatment Plants. J. Haz. Mat. 367 (2019) 504–512.

Göbel, P., Dierkes, C., Coldwey, W.G. (2007): Stormwater runoff concentration matrix for urban areas. Journal of Contaminant Hydrology Vol. 91, 26–42.

Grotehusman, D.; Kasting, U. (2006): „Optimierung von Absetzbecken“. Bonn: Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung, Abteilung Straßenbau, Straßenverkehr. Heft 944. 120 S.

Hahn, M.; Könnemann, T.; Mangold, S.; Ouerfelli, I.; Preuß, V.; Schöpke, R.; Sonntag, B. (2000): Darstellung und Bewertung des Wissenstandes zum Schadstoffabbau und –transport in natürlichen Böden. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt, Heft 4, Seite 157 Universität Cottbus: Cottbus.

Haile, T.M.; Fürhacker, M. (2018): Simultaneous Adsorption of Heavy Metals from Roadway Stormwater Runoff Using Different Filter Media in Column Studies. WATER-SUI. 2018; 10(9): 1160.

Haile, T.M.; Hobiger, G.; Kammerer, G.; Allabashi, R.; Schaerfing, B.; Fürhacker, M. (2016): Hydraulic Performance and Pollutant Concentration Profile in a Stormwater Runoff Filtration Systems. WATER AIR SOIL POLL. 2016; 227(1).

Haile, T.M.; Kammerer, G.; Fürhacker, M. (2014) Probleme bei Planung und Betrieb von Absetzbecken für Straßenabwässer. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, 66, 112-119; ISSN 0945-358X

Haile, T.M.; Misik, M.; Grummt, T.; Knasmueller, S.; Fürhacker, M. (2015): Cytotoxic and genotoxic activities of waters and sediments from highway and parking lot runoffs. [Micropol & Ecohazard Conference 2015 9th IWA Specialized Conference on ACHSW, Singapur, Nov 22-26, 2015].

Halper, F. (2024): Status quo Analyse von Gewässerschutzanlagen und Untersuchungen an Absetzbecken, Masterarbeit BOKU Universität Wien

Hilliges, R., Schriewer, A., Helmreich, B. (2013): A three-stage treatment system for highly polluted urban road runoff. Journal of Environmental Management 128, 306–312.

Huber, M.; Welker, A.; Helmreich, B. (2016): Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff: Occurrence, influencing factors, and partitioning, Science of The Total Environment, Volume 541, Pages 895-919, ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.033>.

IUCN (2017): Boucher, J.; Friot, D. (2017): Primary Microplastics in the Oceans: A Global Evaluation of Sources. Gland, Switzerland: IUCN.

Jekel, M. (2019): Scientific Report on Tyre and Road Wear Particles, TRWP, in the aquatic environment; by Prof. emer. Martin Jekel, TU Berlin; prepared for ETRMA, Brussels (<https://www.etrma.org/library/scientific-report-on-tyre-and-road-wear-particles-trwp-in-the-aquatic-environment/>)

Jirka, G. H., & Lang, C. (2009). Einführung in die Gerinnehydraulik. Universitätsverlag Karlsruhe: Karlsruhe.

Kayhanian, M. et al. (2012). „Review of highway runoff characteristics: Comparative analysis and universal implications“. Water Research 46 (2012) 6609–6624.

Kayhanian, M., McKenzie, E.R., Leatherbarrow, J. E., Young, T.M. (2012): Characteristics of road sediment fractionated particles captured from paved surfaces, surface run-off and detention basins. *Science of the Total Environment*, 439, 172–186.

ÖNORM L 1066 – „Physikalische Bodenuntersuchungen; Bestimmung der Versickerungsintensität mittels Doppelzylinder-Infiltrometer“ [Vienna, Austria, 08 01, 2007].

ÖWAV (2022): Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband. ÖWAV Expert:innenpapier Mikroplastik im Wasser. Erstellt vom ÖWAV-Arbeitsausschuss „Spurenstoffe“ der Fachgruppe „Qualität und Hygiene“ im ÖWAV. <https://www.oewav.at/Kontext/WebService/SecureFileAccess.aspx?fileguid=%7B69826411-a16e-47c0-8007-83af901af8e0%7D> (06/2025).

Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer – QZV Ökologie OG, BGBl. II Nr. 99/2010, i.d.g.F.).  
<https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=Bundesnormen&Gesetzesnummer=20006736&FassungVom=2025-07-18>

REWS, (2021): „Richtlinien für die Entwässerung von Straßen“. Bonn: Bundesministerium für Digitales und Verkehr; Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen.

Robertson, A.; Armitage, N.; Zuidgeest, M.H.P. (2019): Stormwater runoff quality on an urban highway in South Africa. *Journal of the South African Institution of Civil Engineering*, 61(2), 51-56. <https://doi.org/10.17159/2309-8775/2019/v61n2a5>.

Rommel, S.H.; Helmreich, B. (2018): Influence of Temperature and De-Icing Salt on the Sedimentation of Particulate Matter in Traffic Area Runoff. *Water*, 10(12), 1738. <https://doi.org/10.3390/w10121738>.

SCHmitt, T.G.; Welker, A. (2006): Emissionen von gefährlichen Stoffen aus den Abwasserentsorgungssystemen vor dem Hintergrund der EG-WRRL. Schlussbericht. Technische Universität Kaiserslautern.

Sun, J., Dai, X.; Wang, Q.; van Loosdrecht, M.C.M.; Ni, B. (2019): Microplastics in wastewater treatment plants: detection, occurrence and removal. *Water Res.*, 152 (2019), pp. 21-37.

Trocme, M. et al. (2021): „Straßenabwasser Behandlungsverfahren. Stand der Technik“. Bern: Eidgenössisches Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation UVEK: Bundesamt für Straßen ASTRA. 103 S.

Umweltbundesamt (2015): Hohenblum, P.; Frischenschlager, H.; Reisinger, H.; Konecny, R.; Uhl, M.; Mühlegger, S.; Habersack, H.; Liedermann, M.; Gmeiner, P.; Weidenhiller, B.; Fischer, N.; Rindler, R.: Plastik in der Donau. Untersuchung zum Vorkommen von Kunststoffen in der Donau in Österreich. Endbericht. Reports, Bd. REP-0547. Umweltbundesamt, Wien.

Wagner, S.; Hüffer, T.; Klöckner, P.; Wehrhahn, M.; Hofmann, T.; Reemtsma, T. (2018): Tire wear particles in the aquatic environment – a review on generation, analysis, occurrence, fate and effects. *Water Res.* 139, 83–100.

Wildt, S. (2017): Untersuchung von Strömung und Sedimentationsleistung von Absetzbecken zur Reinigung von Straßenwasser mittels numerischer Simulationen, Masterarbeit an der BOKU- Universität.

Winston, R. J.; Witter, J.D.; Tirpak; R.A. (2023). "Measuring sediment loads and particle size distribution in road runoff: Implications for sediment removal by stormwater control measures." *Science of The Total Environment* 902: 166071.

