

Abschlussbericht
zum Forschungsvorhaben
„Bewertung und Optimierung des Betriebs von
Membranbioreaktoren bei
simultaner Pulveraktivkohle-Zugabe“

„MBR-AKTIV“

Az.: 17-04.02.01-6a/2017

Im Rahmen des Förderprogramms
„Ressourceneffiziente Abwasserbeseitigung NRW“
Förderbereich 6:
Forschungs- und Entwicklungsprojekte zur Abwasserbeseitigung

gerichtet an das

Landesamt für Natur,
Umwelt und Verbraucherschutz
Nordrhein-Westfalen



Aachen, den 30.06.2021

Univ.-Prof. Dr.-Ing. habil. Thomas Wintgens
Direktor des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft
der RWTH Aachen University

Projektleitung



Institut für
Siedlungswasserwirtschaft der
RWTH Aachen
Univ.-Prof. Dr.-Ing.
Thomas Wintgens
Mies-van-der-Rohe-Str. 1
52074 Aachen
Tel.: 0241 80 25207
Fax: 0241 80 22285
Email: isa@isa.rwth-aachen.de
www.isa.rwth-aachen.de

Bearbeiter

Dipl.-Ing. D. Bastian
Dr.-Ing. D. Montag
R. Dolny, M.Sc.
K. Ehlen, M.Sc.
Dr.-Ing. W. Gebhardt
J. Fischer
H. Le, M.Sc.
T. Claude, M.Sc.



Erftverband, Körperschaft des
öffentlichen Rechts
Dr. Bernd Bucher
Am Erftverband 6
50126 Bergheim
Tel.: 02271 88 0
Fax: 02271 88 1210
E-Mail: info@erftverband.de
www.erftverband.de

Bearbeiter

Dr.-Ing. K. Drensla
F. Hoven, B.Sc.
N. Wachendorf, B.Sc.
B. Wiegmann



SUEZ WTS Germany GmbH
Dr.-Ing. Sven Baumgarten
Daniel-Goldbach-Str. 17-19
40880 Ratingen
Tel.: 02102 108 300
Fax: 02102 108 350
E-Mail:
sven.baumgarten@suez.com
<https://www.suezwatertechnologies.com/>

Bearbeiter

Dr.-Ing. S. Baumgarten
Charlotte Heeg M. Eng.
Dr.-Ing. C. Thiemig
Dipl.-Kffr. J. Zaude-Gericke
Ing. (FH) M. Ihsane
D. Kauermann
F. Milz

Zitiervorschlag:

BASTIAN, D.; DRENSLA, K.; BAUMGARTEN, S.; WACHENDORF, N.; THIEMIG, C.; EHLEN, K.; LE, H.; MONTAG, D.; WINTGENS., T. (2021): Bewertung und Optimierung des Betriebs von Membranbioreaktoren bei simultaner Pulveraktivkohle-Zugabe – MBR-AKTIV. Abschlussbericht zum gleichnamigen Forschungsvorhaben, gefördert vom Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.

Inhaltsverzeichnis

Verzeichnis der Abbildungen	ix
Verzeichnis der Tabellen	xvii
Verzeichnis der Abkürzungen	xix
1 Einleitung und Projektziele	1
1.1 Veranlassung.....	1
1.2 Ziele des Projekts.....	5
2 Stand des Wissens	6
2.1 Aktivkohle.....	6
2.2 Integration der simultanen Pulveraktivkohledosierung in Membranbioreaktoren	7
2.3 Spurenstoffelimination mittels simultaner PAK-Dosierung.....	9
2.4 Auswirkung der PAK auf die Anlagenbemessung und die Schlammeigenschaften.....	12
2.5 Voruntersuchungen der Partner zur Spurenstoffelimination mittels simultaner PAK-Zugabe	16
3 Auswahl der Pulveraktivkohle	18
3.1 Auswahlkriterien.....	18
3.2 Analytik zur Bestimmung der Spurenstoffelimination.....	18
3.3 Analytik zur Wiederholungsgenauigkeit der Schüttelversuche.....	20
3.4 Zusammenstellung aller Auswahlkriterien	24
4 Halbtechnische Untersuchungen zur PAK-Auswirkung auf die Filtrationsleistung	25
4.1 Anlagentechnik und Untersuchungsprogramm.....	25
4.2 Ergebnisse zur Flussleistung und Permeabilität	28
4.3 Abschließende Intensivreinigung und Klarwassertests.....	32
4.4 Schlammfiltrierbarkeit.....	34
4.5 Mikroskopische Untersuchungen der Membranen.....	35
5 Membranbioreaktor GWK Nordkanal als PAK-MBR	36
5.1 Anlagenbeschreibung und Fließwege	36
5.1.1 Mechanische Abwasservorreinigung.....	39
5.1.2 Belebungsbecken und Membranfiltration	40

Verzeichnisse	v
5.1.3	Lastabhängiger Beckenbetrieb..... 43
5.1.4	Schlammbehandlung 50
5.1.5	Zusammenfassung der bestehenden Anlagentechnik 51
5.1.6	Ablaufqualität 53
5.1.6.1	Behördliche Anforderungen..... 53
5.1.6.2	Genehmigung nach § 58 (2) LWG..... 53
5.2	Technische Integration der simultanen Pulveraktivkohledosierung..... 54
5.2.1	Auswahl der Dosierstellen..... 54
5.2.2	Auswahl der Dosiertechnologien 55
5.3	Strategien zur PAK-Dosierung in diskontinuierlich betriebenen Membranbioreaktoren 57
5.3.1	Kontinuierliche Dosierung 57
5.3.2	Zulaufvolumenstromproportionale Dosierung 57
5.3.3	Tägliche Stoßdosierung zur Mittagszeit..... 58
5.3.4	Beispielhafte Darstellung der Dosierstrategien im Tagesverlauf 59
6	Versuchsprogramm der großtechnischen Untersuchungen 61
6.1	Untersuchung der Reinigungsleistung..... 61
6.1.1	Ziel der Untersuchungen 61
6.1.2	Probenahme 61
6.1.3	Standardparameter 63
6.1.4	Organische Spurenstoffe..... 63
6.1.5	Größenfraktionierung der enthaltenen Moleküle mittels SEC-TOC..... 66
6.1.6	Online-Analytik des SAK ₂₅₄ 66
6.1.7	Adsorbierbare organisch gebundene Halogene 66
6.2	Betriebssicherheit des PAK-MBR 67
6.2.1	Ziel der Untersuchungen 67
6.2.2	Analytik des belebten Schlammes..... 67
6.2.3	Schlammfiltrationszeit (Time to Filter - TTF)..... 67
6.2.4	Gelöste extrazelluläre polymere Substanzen 68

Verzeichnisse	vi
6.2.5	Prozessdatenauswertung..... 69
6.3	Anfall und Eindickung des Überschussschlammes..... 71
6.3.1	Bilanzierung des ÜS-Anfalls..... 71
6.3.2	Effizienz der maschinellen Überschussschlammeindickung 71
6.4	Entwässerbarkeit des Faulschlammes 72
6.4.1	Laboruntersuchungen 72
6.4.1.1	Herkunft des Schlammes 72
6.4.1.2	Übersicht über die Versuche 72
6.4.1.3	Probennahme und Probenvorbereitung..... 73
6.4.1.4	Kapillare Fließzeit - CST 75
6.4.1.5	Absetzversuche..... 76
6.4.1.6	Laborzentrifugation 77
6.4.2	Mobile Kammerfilterpresse..... 78
6.4.3	Großtechnische Zentrifuge..... 81
7	Ergebnisse der großtechnischen Untersuchungen..... 82
7.1	Versuchszeiträume 82
7.2	Untersuchung der Reinigungsleistung..... 83
7.2.1	Basisparameter 83
7.2.1.1	Erklärte Werte 83
7.2.1.2	Abbildungsaufbau 83
7.2.1.3	Chemischer Sauerstoffbedarf..... 84
7.2.1.4	Stickstoff 88
7.2.1.5	Phosphor..... 95
7.2.1.6	Übersicht der Basisparameter..... 98
7.2.2	DOC und SAK ₂₅₄ 99
7.2.3	Online-Analytik des SAK ₂₅₄ 103
7.2.4	Organische Spurenstoffe..... 105
7.2.5	Größenfraktionierung der enthaltenen Moleküle mittels SEC-TOC..... 114
7.2.6	Adsorbierbare organisch gebundene Halogene 116

7.2.7	Bewertung der Reinigungsleistung	118
7.3	Betriebssicherheit des PAK-MBR	120
7.3.1	Sicherheit der PAK-Dosierung in den unterschiedlichen Versuchsphasen	120
7.3.2	Analytik des belebten Schlammes.....	123
7.3.3	Untersuchung der Schlammfiltrierbarkeit.....	124
7.3.4	Filtrationsleistung der Membranstraßen	125
7.3.5	Gelöste extrazelluläre polymere Substanzen	128
7.3.6	Notwendiger Luftvolumenstrom im Nitrifikationsbecken mit und ohne Pulveraktivkohle.....	129
7.3.7	Bewertung der Betriebssicherheit und des Personalbedarfs	136
7.4	Anfall und Eindickung des Überschussschlammes.....	138
7.4.1	Bilanzierung des ÜS-Anfalls.....	138
7.4.2	Auswertung der maschinellen Überschussschlammeindickung.....	141
7.5	Entwässerbarkeit von Faulschlamm	146
7.5.1	Entwässerbarkeit im Laborversuch	146
7.5.1.1	CST.....	146
7.5.1.2	Absetzversuch und Trübung	147
7.5.1.3	Zentrifugation	150
7.5.2	Entwässerbarkeit mit mobiler Kammerfilterpresse.....	151
7.5.2.1	Vorversuche.....	151
7.5.2.2	Versuche zur Entwässerbarkeit bei Vollstrombehandlung	153
7.5.3	Entwässerbarkeit mit großtechnischer Zentrifuge.....	154
7.5.4	Diskussion der Entwässerungsversuche	155
8	Ableiten von Betriebskennzahlen und Bemessungsparametern.....	157
8.1	Erforderliche Filterfläche	157
8.2	Nutzungsdauer der Membran und spezifische Membrankosten	157
8.3	Energiebedarf in Membranbelebungsanlagen	158
8.4	Personalbedarf.....	159
8.5	Chemikalienbedarf für die Membranreinigung	159

8.6	Kosten der Pulveraktivkohle und der Dosierstation	160
8.7	Kosteneinsparpotenziale	162
8.8	Zusammenstellung der Kenngrößen	163
9	Empfehlungen zu (Um)bau und Betrieb von PAK-MBR	164
9.1	Auswahl der Dosierstation.....	164
9.2	Wahl der Dosierstelle	165
9.3	Integration der PAK-Dosierung in das Prozessleitsystem.....	165
9.4	Wahl der PAK-Dosierkonzentration	166
9.5	PAK-Auswahl	167
9.6	Bemessung des Belebungsbeckens.....	167
9.7	Bemessung der Schlammbehandlung.....	168
10	Darstellung des Potenzials der Technologie für NRW	169
10.1	Überlegungen zur vierten Reinigungsstufe auf Kläranlagen in NRW – Auswertung der Machbarkeitsstudien.....	169
10.2	Reduzierung der Spurenstoffkonzentrationen in Oberflächengewässern bei größtechnischem Ausbau der Kläranlagen GK 4 und 5 mit PAK-MBR	174
10.2.1	Vorbemerkungen zu den Modellbetrachtungen	174
10.2.2	Verwendetes Stoffflussmodell GREAT-ER.....	174
10.2.3	Untersuchung des IST-Zustandes und Szenarienentwicklung in diesem Projekt.....	176
10.2.4	Ergebnisse Kartendarstellung NRW	177
10.2.5	Konzentrationsprofil in der Erft	179
10.3	Rückhalt von Mikroorganismen	182
10.4	Erweiterte Kohlenstoff- und Nährstoffelimination	184
10.5	Technologieansatz auf dem Weg zur Wasserwiederverwendung.....	184
10.6	Bewertung des Potenzials der Technologie für NRW	186
11	Zusammenfassung	190
	Literaturverzeichnis.....	194
	Anhang	210

Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 1.1: Zukünftige Ziele für die kommunale Abwasserreinigung.....	1
Abbildung 2.1: Verfahrenstechnische Varianten der simultanen PAK-Dosierung (eigene Darstellung).....	8
Abbildung 2.2: Spurenstoffelimination im großtechnischen MBR Xanten-Vynen ohne PAK (Abl. Ref.) und mit Dosierungen von 10, 20 und 30 mg _{PAK} /l (Eigene Darstellung aus Daten von WESSLING et al., 2018).....	10
Abbildung 2.3: Rechnerische Auswirkung der PAK-Dosierung auf die Auslegung von Belebungsbecken nach DWA-A 131 (2016)	13
Abbildung 2.4: Rasterelektronenmikroskopie-Bilder. (a) Braunkohle (SCHOLES, 2005); (b) getrockneter konditionierter FS; (c) getrockneter konditionierter FS mit Braunkohlezugabe (40 % Masseanteil vom Schlamm- Feststoffgehalt) (THAPA et al., 2009a).....	15
Abbildung 3.1: Elimination von Spurenstoffen, DOC und SAK ₂₅₄ für die untersuchten Pulveraktivkohlen (A1 bis A6) im Schüttelversuch.....	19
Abbildung 3.2: Wiederholungsgenauigkeit (Min, Max und Mittelwert) des SAK ₂₅₄ bei verschiedenen PAK-Dosierungen mit Permeat 1 (24h- Schüttelversuche; Blindprobe = Permeat ohne Aktivkohle).....	21
Abbildung 3.3: Wiederholungsgenauigkeit (Min, Max und Mittelwert) des SAK ₂₅₄ bei verschiedenen PAK-Dosierungen mit Permeat 2 (24h- Schüttelversuche; Blindprobe = Permeat ohne Aktivkohle).....	21
Abbildung 3.4: Wiederholungsgenauigkeit (Min, Max und Mittelwert) des SAK ₂₅₄ bei verschiedenen PAK-Suspensionsansätzen (24h-Schüttelversuche; Blindprobe = Permeat ohne Aktivkohle)	22
Abbildung 4.1: SUEZ MBR Pilotanlage in Burlington/Kanada	26
Abbildung 4.2: Flux und TMP der drei Filtrationsstraßen am Ende der Einfahrphase (alle noch ohne PAK)	29
Abbildung 4.3: Flux und TMP nach Beginn der PAK-Dosierung.....	29
Abbildung 4.4: Flux und TMP im zweiten Betriebsmonat	30
Abbildung 4.5: Flux und TMP im dritten Betriebsmonat.....	31
Abbildung 4.6: Flux und TMP im vierten Betriebsmonat nach Durchwechseln der Module	31
Abbildung 4.7: Flux und TMP im fünften Betriebsmonat.....	32
Abbildung 4.8: Klarwasserpermeabilität aller drei Module	33
Abbildung 4.9: Entwicklung der Schlammfiltrierbarkeit gemessen als Time-To-Filter (TTF) in allen drei Straßen	34
Abbildung 4.10: Links: Optische Vergrößerung einer Schadstelle; Rechts: REM- Aufnahme der gleichen Stelle.....	35
Abbildung 5.1: Lageplan des Gruppenklärwerkes Nordkanal - Stand 2021.....	36

Abbildung 5.2: Prozessfließschema des Gruppenklärwerks Nordkanal (Wasser- und Schlammweg)	38
Abbildung 5.3: Fließschema Mechanische Abwasservorreinigung – Nordkanal 2021	39
Abbildung 5.4: Fließschema Biologische Reinigung (Membranbelebung) – Nordkanal 2021	40
Abbildung 5.5: Ursprünglich geplante Verteilung der Zulaufwassermenge in vier parallelen Belebungsbecken	43
Abbildung 5.6: Bestimmung der Anzahl von aktiven Membranbelebungsbecken (Filterstraßen).....	44
Abbildung 5.7: Schaltungsregelung der aktiven Becken - Abbildung aus dem Steuerungssystem der MBR Nordkanal.....	45
Abbildung 5.8: Alternierender Betrieb der aktiven Belebungsbecken nach Zeitkriterium	46
Abbildung 5.9: Wechselregelung der aktiven Becken-Abbildung aus dem Steuerungssystem der MBR Nordkanal.....	46
Abbildung 5.10: Vorlagevolumen in einzelnen Belebungsbecken	47
Abbildung 5.11: Steuerung der Membranfiltration nach dem Beckenfüllstand.....	47
Abbildung 5.12: Steuerung der Membranstraßen im laufenden Filtrationsprozess.....	48
Abbildung 5.13: Steuerung der Anzahl der aktiven Membranstraßen in Abhängigkeit vom Beckenfüllstand	48
Abbildung 5.14: Steuerung der Membranfiltration nach dem Beckenfüllstand - Abbildung aus dem Steuerungssystem der MBR Nordkanal	49
Abbildung 5.15: Fließschema Schlammbehandlung – Nordkanal 2021	50
Abbildung 5.16: Dosierstellen bei 1 und 4- Beckenbetrieb.....	55
Abbildung 5.17: Verhältnis der stündlich dosierten PAK-Menge (Stellgröße Dosierstation 1) zum aktuellen Volumenstrom im Zulauf des Belebungsbeckens bei einer Dosierkonzentration von 15 mg _{PAK} /l	58
Abbildung 5.18: Beispielhafte Entwicklung der PAK-Konzentration (Startwert: 0,3 gPAK/l) bei den unterschiedlichen Dosierstrategien auf Basis von Realdaten zum Permeat- und Überschussschlammabzug (Zeitraum 01.07.2019 bis 31.10.2019).....	60
Abbildung 6.1: Schaubild des Belebungsbeckens 4 mit Equipment	70
Abbildung 6.2: (1) PAK-Dosierung; (2) Probenflaschen im Überkopfschüttler	74
Abbildung 6.3: Konditionierung der FS-Proben mit FHM bei 150 U/min während 2 min mittels Lovibond® Floctester ET 740.....	75
Abbildung 6.4: Prinzip der CST-Messung nach ATV (1992) und typische Klassifizierung der Entwässerbarkeit.....	76
Abbildung 6.5: Absetzvorgang im 1 l-Messzylinder (MERKEL, 1971).....	77
Abbildung 6.6: Aufbau der mobilen Kammerfilterpresse.....	78
Abbildung 6.7: Darstellung des Versuchsaufbaus mit Kammerfilterpresse.....	79

Abbildung 6.8: Schematischer Aufbau Kammerfilterpresse-Versuche.....	80
Abbildung 7.1: Oben: homogenisierter CSB (CSB_{hom}) im Zulauf BB 4 (Küvetten) Unten: CSB-Messung im Zulauf Biologie (KA-Messung)	85
Abbildung 7.2: Oben: homogenisierter CSB (CSB_{hom}) im Ablauf BB 3 und 4 (Küvetten) Unten: CSB-Messung im Ablauf Kläranlage (KA-Messung).....	86
Abbildung 7.3: Filtrierter CSB (CSB_{filt}) im Zulauf BB 4 (Küvetten)	87
Abbildung 7.4: Oben: Gesamter gebundener Stickstoff (TNb) im Zulauf BB 4 (Küvetten) Unten: Gesamter gebundener Stickstoff (TNb) im Zulauf Biologie (KA-Messung).....	88
Abbildung 7.5: Oben: Gesamter gebundener Stickstoff (TNb) im Ablauf BB 3 und 4 (Küvetten) Unten: Gesamter gebundener Stickstoff (TNb) im Ablauf Kläranlage (KA-Messung)	89
Abbildung 7.6: Oben: Ammonium (NH_4-N) im Zulauf BB 4 (Küvetten) Unten: Ammonium (NH_4-N) im Zulauf Biologie (KA-Messung)	90
Abbildung 7.7: Oben: Ammonium (NH_4-N) im Ablauf BB 3 und 4 (Küvetten) Unten: Ammonium (NH_4-N) im Ablauf Kläranlage (KA-Messung)	91
Abbildung 7.8: Oben: Nitratstickstoff (NO_3-N) im Ablauf BB 3 und 4 (Küvetten) Unten: Nitratstickstoff (NO_3-N) im Ablauf Kläranlage (KA-Messung).....	92
Abbildung 7.9: Oben: Nitritstickstoff (NO_2-N) im Ablauf BB 3 und 4 (Küvetten) Unten: Nitritstickstoff (NO_2-N) im Ablauf Kläranlage (KA-Messung)	93
Abbildung 7.10: Oben: Anorganische Stickstoff (N_{anorg}) im Ablauf BB 3 und 4 (Küvetten) Unten: Anorganische Stickstoff (N_{anorg}) im Ablauf Kläranlage (KA- Messung)	94
Abbildung 7.11: Oben: Gesamter Phosphor (P_{ges}) im Zulauf BB 4 (Küvetten) Unten: Gesamter Phosphor (P_{ges}) im Zulauf Biologie (KA-Messung)	95
Abbildung 7.12: Oben: Gesamter Phosphor (P_{ges}) im Ablauf BB 3 und 4 (Küvetten) Unten: Gesamter Phosphor (P_{ges}) im Ablauf Kläranlage (KA-Messung)	96
Abbildung 7.13: Oben: Orthophosphat ($o-PO_4-P$) im Zulauf BB 4 (Küvetten) Unten: Orthophosphat ($o-PO_4-P$) im Ablauf Kläranlage (KA-Messung).....	97
Abbildung 7.14: Vergleich der SAK_{254-} (links) und DOC-Elimination (rechts) der Becken BB3 und BB4 (mit PAK)	99
Abbildung 7.15: Vergleich der DOC-Elimination der Abläufe Becken BB4 und Becken BB3 als „Mehrelimination PAK-MBR“ in Abhängigkeit der DOC- spezifischen PAK-Dosis (links) und bezogen auf die SAK_{254-} Mehrelimination (rechts).....	100
Abbildung 7.16: DOC-Elimination bezogen auf die PAK-Dosis im Vergleich mit Literaturergebnissen.....	100
Abbildung 7.17: Tagesgänge des SAK_{254} und DOC im Ablauf von BB4 (mit PAK) und BB3 (Zeiträume in Stunden z. B. 8 bis 12 Uhr: 08-12)	101
Abbildung 7.18: Online-Messung des SAK_{254} in Referenz- (BB3) und PAK- Versuchsstraße (BB4)	103

Abbildung 7.19:Vergleich der SAK ₂₅₄ -Werte (online und Labor) zwischen Referenz- (BB3) und PAK-Versuchsstraße (BB4)	104
Abbildung 7.20:SAK ₂₅₄ Onlinedaten für die Versuchszeiträume 2, 3, 4 und 7 im Vergleich (Median: orange, Mittelwert: grün, Whiskers: 1,5-IQR).....	104
Abbildung 7.21:Box-Whisker-Plot der Zulaufkonzentrationen der Spurenstoffe im Zulauf zu Becken 4 (logarithmische Darstellung)	105
Abbildung 7.22:Elimination ausgewählter Spurenstoffe als „Gesamtelimination PAK- MBR“ (links) und im Vergleich der Abläufe Becken 4 und Becken 3 als „Mehrelimination PAK-MBR“ (rechts) in Abhängigkeit der DOC- spezifischen PAK-Dosis	109
Abbildung 7.23:Elimination ausgewählter Spurenstoffe als „Gesamtelimination PAK- MBR“ (links) und im Vergleich der Abläufe Becken 4 und Becken 3 als „Mehrelimination PAK-MBR“ (rechts) in Abhängigkeit der DOC- spezifischen PAK-Dosis (Legende siehe Abbildung 7.22)	110
Abbildung 7.24:Vergleich der Eliminationsleistung für Diclofenac und Carbamazepin in Abhängigkeit der DOC-spezifischen PAK-Dosierung mit Literaturangaben (MALMS et al., 2018; WESSLING et al., 2018)	111
Abbildung 7.25:Tagesgang der Spurenstoffkonzentrationen im Zu- und Ablauf BB4 und im Ablauf BB3 im Untersuchungszeitraum mit kontinuierlicher PAK- Dosierung (06.08. bis 07.08.2019, Teil 1)	112
Abbildung 7.26:Tagesgang der Spurenstoffkonzentrationen im Zu- und Ablauf BB4 und im Ablauf BB3 im Untersuchungszeitraum mit kontinuierlicher PAK- Dosierung (06.08. bis 07.08.2019, Teil 2)	113
Abbildung 7.27:SEC-DOC Chromatogramme vom 25.06. und 06.08.2019	115
Abbildung 7.28:AOX-Konzentrationen in den Zeitabständen von 15 Minuten nach der in-situ-Reinigung (Probenahme von 09.10.2019, 08.10.2019)	117
Abbildung 7.29:AOX-Konzentrationen in den Zeitabständen von 15 Minuten nach der in-situ-Reinigung (Probenahme von 25.11.2020, 25.11.2020)	117
Abbildung 7.30:Prozentuale Aufschlüsselung der Betriebsstörungen bei der PAK- Dosierung in BB4 nach Versuchszeitraum und Störungsgrund	120
Abbildung 7.31:Mittlere tägliche PAK-Dosis in Abhängigkeit des täglich durchgesetzten Volumenstroms im Belebungsbecken 4 beim Ein-Becken-Betrieb bis Anfang März 2021	122
Abbildung 7.32:Trockensubstanzgehalt, organischer Trockensubstanzgehalt und Schlammindex in den Belebungsbecken 3 und 4 sowie mittlerer TS _{BB} aller Becken (TS APEX)	123
Abbildung 7.33:Verlauf der Time-to-Filter (s/100 ml) Analysen aus BB3 und BB4 (mit PAK) des GWK Nordkanal	124
Abbildung 7.34:Entwicklung des TMP (Mittelwert je Filtrationsintervall) in BB2 (ohne PAK)	125
Abbildung 7.35:Entwicklung des TMP (Mittelwert je Filtrationsintervall) in BB3 (ohne PAK)	126

Abbildung 7.36:Entwicklung des TMP (Mittelwert je Filtrationsintervall) in BB4 (mit PAK)	127
Abbildung 7.37:Natural Organic Matter (NOM) aufgeteilt nach Bestandteilen als $\text{mg}_{\text{Kohlenstoff/l}}$ oben: Konzentrationen im Belebungsbecken BB3; unten: Konzentrationen im Belebungsbecken BB4 mit PAK-Zugabe.....	128
Abbildung 7.38:Kolloidal Transparente Exopolymer-Partikel (c-TEP) im Belebungsbecken BB3 ohne Zugabe von PAK und im BB4 mit PAK.....	129
Abbildung 7.39:Zulaufwassermenge zu Belebungsbecken BB 2, BB 3, BB 4 (Messung in den Tubus-Rohren) und Abwassertemperatur aus dem ACRON Programm in der Testwoche	131
Abbildung 7.40: CSB Frachten in den Belebungsbecken BB 2, BB 3, BB 4 (Zulaufwassermengen-Messung in Tubus-Rohren) und Abwassertemperatur aus dem AKRON Programm in der Testwoche	132
Abbildung 7.41: Luftvolumenstrom pro Belebungsbecken in der Testwoche.....	132
Abbildung 7.42: Anteil der Permeatmenge (links) und Nitrifikations-Luftmenge (rechts) der Belebungsbecken 1, 2, 3, 4 im Zeitraum Januar bis Mai 2021.....	133
Abbildung 7.43: Luftvolumenstrom aus Nitrifikationsbelüftung in Belebungsbecken 2, 3 und 4 im März 2021 (Tagessummen; PAK-Dosierung in BB4)	134
Abbildung 7.44: Luftvolumenstrom aus Nitrifikationsbelüftung in Belebungsbecken 2, 3 und 4 im Februar 2021 (Tagessummen; PAK-Dosierung in BB4).....	135
Abbildung 7.45:Luftvolumenstrom aus Nitrifikationsbelüftung in Belebungsbecken 2, 3 und 4 im April 2021 (Tagessummen; PAK-Dosierung in BB4)	135
Abbildung 7.46:Überschussschlammabzug und TS-Massenstrom aus den Becken 2, 3 (ohne PAK) und 4 (mit PAK) und PAK-Konzentration im Belebtschlamm des Becken 4 im Untersuchungszeitraum mit Dosierstation 1 (Linien = 7-Tage-Mittelwert)	138
Abbildung 7.47:TS _{ÜS} (BB2, BB3, BB4), PAK-Gehalt im TS des BB4, TS _{Dickschlamm} nach Bandeindicker (ab Juni 2019) und Verhältnis aus TS im Ein- und Austrag des Bandeindickers (Zeitraum mit 1. Dosierstation; gleitende 7-Tage-Mittelwerte)	142
Abbildung 7.48:TS _{ÜS} (BB2, BB3, BB4), PAK-Gehalt im TS des BB4, TS _{Dickschlamm} nach Bandeindicker und Verhältnis aus TS im Ein- und Austrag des Bandeindickers (Zeitraum ohne PAK-Dosierung; gleitende 7-Tage-Mittelwerte)	143
Abbildung 7.49:TS _{ÜS} (BB2, BB3, BB4), PAK-Gehalt im TS des BB4, TS _{Dickschlamm} nach Bandeindicker und Verhältnis aus TS im Ein- und Austrag des Bandeindickers (Zeitraum mit 2. Dosierstation; gleitende 7-Tage-Mittelwerte)	144
Abbildung 7.50:TR _{Dickschlamm} der Becken 2 bis 4 im Zeitraum mit messbarem PAK-Einfluss im BB4 (Box: 10 bis 90-Perzentil, Median, Mittelwert)	145

Abbildung 7.51:Relative Änderung der CST-Werte bei verschiedenen PAK-Dosierungen ($d_{50,PAK} = 25 \mu\text{m}$; $BET = 1050 \text{ m}^2/\text{g}_{PAK}$; FHM: CPAM Flopam CL 12T, Fa. SNF PolyChemie; jeder Punkt stellt 9 Messwerte dar: Triplikate in Dreifachbestimmung)	146
Abbildung 7.52:Relative Änderung des SV nach 5 min bei verschiedenen PAK-Dosierungen ($d_{50,PAK} = 25 \mu\text{m}$; $BET = 1050 \text{ m}^2/\text{g}_{PAK}$; FHM: CPAM Flopam CL 12T, Fa. SNF PolyChemie; Jeder Versuch wurde als Triplikat durchgeführt)	148
Abbildung 7.53:Relative Änderung der Trübung bei verschiedenen PAK-Dosierungen ($d_{50,PAK} = 25 \mu\text{m}$; $BET = 1050 \text{ m}^2/\text{g}_{PAK}$; FHM: CPAM Flopam CL 12T, Fa. SNF PolyChemie; Jeder Versuch wurde als Triplikat durchgeführt).....	149
Abbildung 7.54:Ergebnisse der Laborversuche zur Zentrifugation des Faulschlammes bei unterschiedlichen PAK-Dosierungen, ausgewertet als Mittelwert, Minimum und Maximum der Triplikatversuche (links: Trübung des Zentratwassers, rechts: Wassergehalt des Pellets nach Dekantieren; Jeder Versuch im Triplikat durchgeführt)	150
Abbildung 7.55:Änderung des Feststoffgehalts im Filterkuchen der mobilen KFP (Kammer 1) bei Variation des PAK-Gehalts und der FHM-Dosis (Vorversuche Stolberg-Steinfurt, Einrührzeit: 1 h) (Orange: Median, grün: Mittelwert, Box: 25- bis 75-Perzentil, Balken: 1,5·IQR, Punkte: Einzelwerte der Versuche)	151
Abbildung 7.56:Vergleich der PAK-Kontaktzeiten von 1 und 18 h (Mittelwert, Min, Max) (Vorversuche Stolberg-Steinfurt)	152
Abbildung 7.57:Versuche zur erreichbaren Feststoffgehalten nach Umstellung der PAK-Dosierung von BB4 auf alle BB ab dem 08.03.2021 (dunkelgraue Balken: nach Start der Vollstromdosierung, Schraffiert: Gleichgewichtszustand noch nicht erreicht).....	153
Abbildung 7.58:Maschinelle Schlammmentwässerung – TR des Schlammkuchens, Glühverlust und TR des Dünnschlammes (Tageswerte, Linie: gleitendes 7-Tage-Mittel).....	154
Abbildung 8.1: Änderung des spezifischen Strombedarfs des MBR Nordkanal aufgrund betrieblicher Optimierungen (Daten bis August 2021)	158
Abbildung 10.1:Untersuchte Verfahrensvarianten zur Spurenstoffelimination (Datenquelle: Machbarkeitsstudien und ELWAS, 2020)	169
Abbildung 10.2:Übersicht: Empfohlene Verfahrensvarianten zur Spurenstoffelimination (Datenquelle: Machbarkeitsstudien und ELWAS, 2020)	171
Abbildung 10.3: PAK-Dosierung (Minimum, Durchschnitt, Maximum), aufgeschlüsselt nach den verschiedenen Verfahrensoptionen für PAK (Datenquelle: Machbarkeitsstudien)	172
Abbildung 10.4 Spezifische Jahreskosten behandeltes Abwasser [$\text{€}_{\text{netto}}/\text{m}^3$] aufgeschlüsselt nach Größenklassen und Verfahrensart (Datenquelle: Machbarkeitsstudien und ELWAS, 2020)	173

Abbildung 10.5: Vergleich der modellierten Diclofenac-Konzentration in der Gewässerkarte NRW im IST-Zustand und bei großtechnischem Ausbau der GK 4 und 5 als PAK-MBR mit Dosierungen von 10 mg _{PAK} /l oder 20 mg _{PAK} /l im Jahresmittel	178
Abbildung 10.6: Abflussprofil der Erft im Modell und auf Basis von Daten des Erftverbands (vertikale Linien: Zuflüsse).....	179
Abbildung 10.7: Konzentrationsprofile in der Erft für Diclofenac (Szenarienvergleich)	180
Abbildung 10.8: Konzentrationsprofile in der Erft für Carbamazepin (Szenarienvergleich) ..	181
Abbildung 10.9: Beispiele für die Elimination antibiotikaresistenter Bakterien in einer konventionellen Kläranlage (GKW Flerzheim) und im MBR (GKW Nordkanal) (INSTITUT FÜR HYGIENE UND ÖFFENTLICHE GESUNDHEIT DER UNIVERSITÄT BONN)	183
Abbildung 10.10: Verfahrensfliessbild MBR mit nachgeschalteter Nanofiltration.....	185
Abbildung 0.1: SAK ₂₅₄ , DOC und Spurenstoffelimination für Kohle A1	212
Abbildung 0.2: SAK ₂₅₄ , DOC und Spurenstoffelimination für Kohle A2.....	213
Abbildung 0.3: SAK ₂₅₄ , DOC und Spurenstoffelimination für Kohle A3	214
Abbildung 0.4: SAK ₂₅₄ , DOC und Spurenstoffelimination für Kohle A4.....	215
Abbildung 0.5: SAK ₂₅₄ , DOC und Spurenstoffelimination für Kohle A5.....	216
Abbildung 0.6: SAK ₂₅₄ , DOC und Spurenstoffelimination für Kohle A6 (Reaktivat).....	217
Abbildung 0.7: Zulauffrachten zur Kläranlage auf Basis der 24-Stunden-Mischproben im Zulauf zu BB4.....	218
Abbildung 0.8: Elimination ausgewählter Spurenstoffe als „Gesamtelimination PAK-MBR“ (links) und im Vergleich der Abläufe Becken 4 und Becken 3 als „Mehrelimination PAK-MBR“ (rechts) in Abhängigkeit der DOC-spezifischen PAK-Dosis	219
Abbildung 0.9: Elimination ausgewählter Spurenstoffe als „Gesamtelimination PAK-MBR“ (links) und im Vergleich der Abläufe Becken 4 und Becken 3 als „Mehrelimination PAK-MBR“ (rechts) in Abhängigkeit der DOC-spezifischen PAK-Dosis	220
Abbildung 0.10: Elimination ausgewählter Spurenstoffe als „Gesamtelimination PAK-MBR“ (links) und im Vergleich der Abläufe Becken 4 und Becken 3 als „Mehrelimination PAK-MBR“ (rechts) in Abhängigkeit der DOC-spezifischen PAK-Dosis	221
Abbildung 0.11: Elimination ausgewählter Spurenstoffe als „Gesamtelimination PAK-MBR“ (links) und im Vergleich der Abläufe Becken 4 und Becken 3 als „Mehrelimination PAK-MBR“ (rechts) in Abhängigkeit der DOC-spezifischen PAK-Dosis	222
Abbildung 0.12: Vergleich der Messung von der kalibrierten Zulaufwassermenge der KA mit der Gesamtablaufmenge der Kläranlage (netto Permeatmenge der Filtrationsstraßen)	225

Abbildung 0.13:Vergleich der Messung von der kalibrierten Zulaufwassermenge der KA mit der Gesamtzulaufwassermenge zur Belebungsbecken (Messung in den Tubus-Rohren)	225
Abbildung 0.14:Ablauf der Stoffflussmodellierung mit GREAT-ER	226
Abbildung 0.15:Konzentrationsprofile in der Erft für Metoprolol (Szenarienvergleich)	228
Abbildung 0.16: Konzentrationsprofile in der Erft für Sulfamethoxazol (Szenarienvergleich)	229

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 2.1:	Mittlere Spurenstoffelimination verschiedener PAK-MBR unter Angabe der PAK-Dosis (Ursprungsgrafik von BAUMGARTEN ET AL., 2017 erweitert um Daten von WESSLING et al., 2018).....	11
Tabelle 3.1:	Charakterisierung der untersuchten Pulveraktivkohlen.....	24
Tabelle 4.1:	Abwasserzusammensetzung während der Pilotversuche.....	27
Tabelle 5.1:	Tabelle Verfahrenskenngrößen der wesentlichen Prozess-Stufen der realisierten Maßnahme.....	51
Tabelle 5.2:	Technische Daten der Membranfiltration der MBA Nordkanal.....	52
Tabelle 5.3:	Überwachungswerte für die Einleitung von gereinigtem Abwasser.....	53
Tabelle 6.1:	Zusammenfassung der Analytik der Summenparameter und Nährstoffe.....	63
Tabelle 6.2:	Liste der untersuchten organischen Spurenstoffe.....	64
Tabelle 6.3:	Messinstrumente und Sonden je Belebungsbecken.....	69
Tabelle 6.4:	Aggregate in der ÜS-Eindickung.....	71
Tabelle 6.5:	Schlammkennwerte des Faulschlammes der KA Aachen-Soers (bereitgestellt durch das Labor der KA Aachen-Soers, Wasserverband Eifel-Rur).....	72
Tabelle 6.6:	Versuchsplan für die Entwässerungsversuche mit CST-Messung (als Triplikate durchgeführt).....	73
Tabelle 6.7:	Versuchsplan für die Entwässerungsversuche mit Zentrifugation (als Triplikate durchgeführt).....	73
Tabelle 6.8:	Versuchsprogramm Kammerfilterpresse.....	81
Tabelle 6.9:	Aggregate in der Faulschlammmentwässerung.....	81
Tabelle 7.1:	Versuchsphasen für die PAK-Dosierung im GWK Nordkanal (Nr. 1-7: Dosierung nur in BB 4, Nr. 8: Dosierung in BB 1 bis 4).....	82
Tabelle 7.2:	Erklärte Werte des Gruppenklärwerks Nordkanal im Zeitraum 01.01.2019 bis 30.06.2021.....	83
Tabelle 7.3:	Legende zum Abbildungsaufbau (Basisparameter).....	84
Tabelle 7.4:	Übersichtstabelle zu den Basisparametern im Zulauf Denitrifikation, Ablauf Belebungsbecken 3 und 4 (Mittelwert, Min-, Maxwerte, Ø-Eliminationsgrad).....	98
Tabelle 7.5:	Volumenströme und PAK-Zugabe in den 4-Stunden-Intervallen der Tagesgänge.....	102
Tabelle 7.6:	Mittlere Fracht-Eliminationen der Spurenstoffe in den Versuchszeiträumen.....	106
Tabelle 7.7:	Spurenstoffelimination durch PAK-Dosierung (Ablaufvergleich BB4 und BB3).....	107
Tabelle 7.8:	DOC Ergebnisse [mg/l] der Probenahmen für die SEC-DOC Chromatographie.....	114

Tabelle 7.9:	Aufschlüsselung der Betriebsstörungen bei der PAK-Dosierung in BB4 nach Versuchszeitraum und Störungsgrund (Angabe in Tagen).....	120
Tabelle 7.10:	Kalibration/Überprüfung und Anpassung von Geräten vor Durchführung der Vergleichsuntersuchungen zum Luftbedarf	130
Tabelle 7.11:	TS-Massenstrom je Becken und prozentualer Anteil je Versuchsphase für Becken 2, 3 und 4	139
Tabelle 8.1:	Kennzahlen der PAK-Test-Dosieranlage auf der Membrananlage Nordkanal.....	161
Tabelle 8.2:	Kenngößen für Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen des PAK-MBR-Verfahrens	163
Tabelle 10.1:	Rückhalt von Mikroorganismen in Membranbelebungsanlagen des Erftverbands.....	182
Tabelle 10.2:	Die fünf größten Kläranlagen (nach Jahresabwassermenge 2017) in NRW (ELWAS, 2020).....	187
Tabelle 10.3:	Weltgrößte MBR in Betrieb und Bau nach TheMBRsite (letzte Aktualisierung der Website: 2018).....	188
Tabelle 0.1:	EPS-Analytik Rohdaten.....	223
Tabelle 0.2:	Vergleich der AOX-Konzentrationen nach der in-situ-Reinigung im Filtrat der Belebungsbecken BB3 und BB4.....	224
Tabelle 0.3:	Empfohlene Verfahrensstufe der Kläranlagen in den berücksichtigten Machbarkeitsstudien	227

Verzeichnis der Abkürzungen

Abkürzung	Erläuterung	Einheit
AFS	Abfiltrierbare Stoffe	mg/l
AFSF	Adsorption-Flockung-Sedimentation-Filtration	
BSB ₅	Biochemischer Sauerstoffbedarf innerhalb von 5 Tagen	mg/l
B _{TS}	Schlammbelastung	kg _{BSB5} / (kg _{TS} ·d)
BET	Methode zur Oberflächenbestimmung nach Brauner, Emmet und Teller	
CBZ	Carbamazepin	
CLA	Clarithromycin	
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf	mg/l
CSB _{fil}	Chemischer Sauerstoffbedarf (filtrierte Probe)	mg/l
CSB _{hom}	Chemischer Sauerstoffbedarf (homogenisierte Probe)	mg/l
DCF	Diclofenac	
DOC	dissolved organic carbon (gelöster organischer Kohlenstoff)	mg/l
EPS	Extrazelluläre polymere Substanzen	
FHM	Flockungshilfsmittel	
FM	Fällmittel	
GAK	Granulierte Aktivkohle	
GOW	gesundheitlicher Orientierungswert	µg/l
GV	Glühverlust	%
1H-BTA	1H-Benzotriazol	
HPLC	High Performance Liquid Chromatography (Hochauflösende Flüssigchromatographie)	
HPLC-MS	HPLC mit Massenspektrometrie-Detektion	
HRT	Hydraulic Retention Time	
HtK	Halbtechnische Kläranlage hier: HtK Neuss des Landesamtes für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV)	
IBC	Intermediate Bulk Container	
ISA	Institut für Siedlungswasserwirtschaft	
ISV	Schlammvolumenindex	ml/g
JAM	Jahresabwassermenge (Q _a)	Mio. m ³
JD-UQN	Jahresdurchschnitt-Umweltqualitätsnorm	µg/l
LANUV	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen	

Abkürzung	Erläuterung	Einheit
LC-OCD	Liquid Chromatography – Organic Carbon Detection	
lmh	Abkürzung für Liter je m ² Membranfläche und Stunde	l/(m ² ·h)
MBR	Membranbioreaktor	
MET	Metoprolol	
MS	Massenspektrometrie	
n	Anzahl Messwerte	
N4AcSMX	N4-Acetyl-Sulfamethoxazol	
NH ₄ -N	Ammoniumstickstoff	mg/l
NO ₂ -N	Nitritstickstoff	mg/l
NO ₃ -N	Nitratstickstoff	mg/l
P _{ges}	Gesamtphosphor	mg/l
PAK	Pulveraktivkohle	
GAK	Granulierte Aktivkohle	
PN	Probenahme	
PNEC	Predicted no effect concentration	
SBR	Sequencing Batch Reactor	
SAK ₂₅₄	Spektraler Adsorptionskoeffizient bei 254 nm	m ⁻¹
SMX	Sulfamethoxazol	
SPE	Festphasenextraktion (von engl. solid phase extraction)	
SV	Schlammvolumen	ml/l
T	Temperatur	°C
TOC	Gesamter organischer Kohlenstoff	mg/l
TR	Trockenrückstand	g/l
TS	Trockensubstanz	g/l
t _{TS}	Schlammalter	d
ÜSS	Überschussschlamm	
VSV	Vergleichsschlammvolumen	ml/l
VWa	Allgemeiner Vorsorgewert	µg/l

1 Einleitung und Projektziele

1.1 Veranlassung

Aktuelle und zukünftige Anforderungen an die Abwasserreinigung in der Bundesrepublik Deutschland erfordern es, dass der Blick auf Verfahren gelegt wird, die dem konventionellen Belebtschlammverfahren hinsichtlich der erreichbaren Reinigungsleistung überlegen sind. Allgemein lassen sich für die kommunale Abwasserreinigung in der Zukunft die drei in Abbildung 1.1 dargestellten Hauptziele herausstellen. Es ist zu erwarten, dass die Spurenstoffelimination und der Partikelrückhalt weiter an Bedeutung gewinnen. Zudem ist eine Verschärfung der Nährstoff-Ablaufwerte erwartbar, bzw. im Fall von Phosphor bereits im Gange (vgl. Kapitel 7.2.1.1).

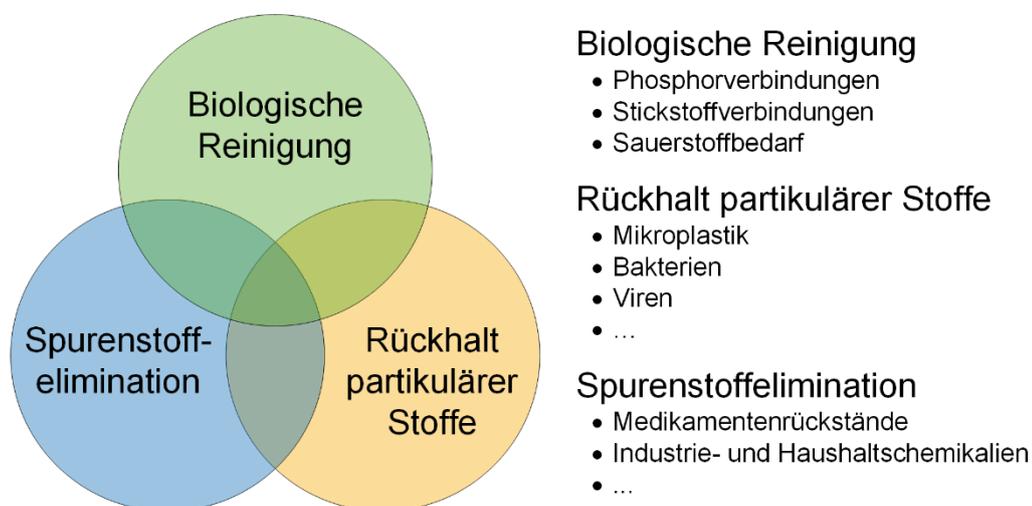


Abbildung 1.1: Zukünftige Ziele für die kommunale Abwasserreinigung

Die Elimination von Nährstoffen ist ein zentraler Aspekt der Abwasserreinigung. Stickstoff und Phosphorverbindungen können bei entsprechendem Überangebot zu einem Massenwachstum von Pflanzen oder Mikroorganismen führen (Eutrophierung), je nach Stickstoffverbindung kann es zu Sauerstoffzehrung im Gewässer kommen. Aus diesem Grund wurden in der AbwV, 2004 Grenzwerte für die Einleitung von Phosphor- und Stickstoffverbindungen aufgenommen. STEFFEN et al. (2015) weisen darauf hin, dass die anthropogen bedingte Nährstoffbelastung bereits jetzt in einem kritischen Bereich liegt.

Die aktuell geforderten Ablaufwerte bezogen auf organische Summenparameter und Stickstoff können mit dem konventionellen Belebtschlammverfahren eingehalten werden. Ein Anreiz zur Umrüstung auf intensivierete biologische Reinigungsverfahren, wie Membranbioreaktoren besteht bei aktuellem Stand der Gesetzgebung und der sich daraus ergebenden Grenzwerte also nur in Ausnahmefällen (Platzproblematik, Ertüchtigung vorhandener Kläranlagen). Es ist nicht ausgeschlossen, dass die Abwasserverordnung im Rahmen der derzeit betriebenen Überarbeitung der Kommunalabwasserrichtlinie der EU verschärft werden wird. Insbesondere die Leistungsfähigkeit der biologischen Stufe des Klärwerks bezüglich der Stickstoffelimination

muss demnach verbessert werden. Gleichzeitig machen erhöhte Anforderungen an die Ablaufqualität hinsichtlich des Gesamt-Phosphors der Kläranlagen auf Kommunal- und Landesebene häufig die Installation einer Filtrationsstufe notwendig.

Neben den Nährstoffen können zukünftig auch weitere Parameter relevant werden (PINNEKAMP und WESSLING, 2019; RÖDEL, 2019).

Insbesondere die folgenden Stoffgruppen werden momentan diskutiert:

- anthropogene Spurenstoffe
- Partikel (u.a. Mikroplastik)
- Mikroorganismen (insb. antibiotikaresistente Bakterien)

Mit den häuslichen und betrieblichen Schmutzwässern gelangen **anthropogene Spurenstoffe** in die Kläranlagen. Die Stoffgruppe der anthropogenen Spurenstoffe umfasst eine Vielzahl verschiedener Substanzen, die durch Menschen ins Abwasser gelangen und die im Verdacht stehen, toxische Auswirkungen auf das aquatische Ökosystem zu haben (RÖDEL, 2019; DWA, 2015). Neben Arzneimittelrückständen können auch verschiedene Industrie- und Haushaltschemikalien, wie z.B. Biozide und Flammenschutzmittel, zu dieser Gruppe gezählt werden, die in der aquatischen Umwelt meist in geringen Konzentrationen vorliegen (ÖWAV, 2013). Viele dieser Stoffe zeichnen sich durch eine hohe Polarität, eine mäßige biologische Abbaubarkeit und eine geringe Sorptionsfähigkeit aus, sodass diese Mikroverunreinigungen im Kläranlagenprozess nur teilweise zurückgehalten werden und ubiquitär in der aquatischen Umwelt verbleiben. Die Eliminationsleistung in konventionellen Kläranlagen ist sehr stoffabhängig und kann je nach betrachtetem Stoff eine Streuung von 0 bis nahezu 100% aufweisen. Im Mittel über eine große Zahl der untersuchten Substanzen erreichen dabei konventionelle biologische Kläranlagen einen Wirkungsgrad von ca. 50 % (KEYSERS, 2016). Bezogen auf das mögliche Gefährdungspotenzial findet in konventionellen Kläranlagen nur eine unzureichende Spurenstoffelimination statt; hierfür ist die Implementierung einer vierten Reinigungsstufe zur gezielten Spurenstoffelimination erforderlich. Neben der Anwendung diverser oxidativer Verfahren (Ozonung und erweiterte Oxidationsverfahren zur OH-Radikal-Bildung) kann die Elimination auch über die Adsorption an Aktivkohle erfolgen. Diese liegt dabei als Granulierte Aktivkohle (GAK) in Festbettfiltern oder, zur kontinuierlichen Dosierung, als Pulveraktivkohle (PAK) vor. Die Dosierung von PAK wurde bereits an unterschiedlichen Einsatzstellen in kommunalen Kläranlagen untersucht. Dabei kann sie sowohl in zusätzlichen Adsorptionsstufen wie dem Adsorption-Flockung-Sedimentation-Filtration-Verfahren (AFSF-Verfahren) nach ROTT ET AL. (1995), im Überstand von Sandfiltern (BORNEMANN ET AL., 2012), oder auch simultan im Belebungsbecken zugegeben werden (z. B. ZWICKENPFLUG ET AL., 2010; MALMS et al., 2018). Die direkte Dosierung von PAK in der biologischen Stufe einer konventionellen Kläranlage bietet den Vorteil, dass keine zusätzliche Adsorptionsstufe, wie z. B. beim AFSF-Verfahren, benötigt wird. Somit kann durch direkte Dosierung der PAK in die

Belebungsstufe der Bau des Kontaktreaktors und der zugehörigen Sedimentationsstufe eingespart werden. Die simultane Dosierung von PAK in Membranbioreaktoren (MBR) bietet gegenüber der Zugabe im konventionellen Belebtschlammverfahren den ergänzenden Vorteil des vollständigen PAK-Rückhalts ohne zusätzlich benötigten Filter.

Partikel und v. a. **Mikroplastik** (Kunststoffpartikel mit Partikelgrößen zwischen 0,001 und 5 mm) im Ablauf von Kläranlagen werden aktuell stark diskutiert. Unabhängig von der Herkunft können insbesondere kleinere und poröse Partikel als Adsorbens für Schadstoffe dienen. Eine Untersuchung von Straßenabflüssen in den 1990er Jahren hat gezeigt, dass Schwermetalle wie Blei besonders an Partikeln zwischen 0,45 und 12 µm anhaften (DAUB und STRIEBEL, 1990). Auch polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe wie Benzo(a)Pyren und Pestizide binden an kleine Partikel (PULS und POWELL, 1992; DAUB und STRIEBEL, 1990). TEUTEN et al. (2007) haben eine Studie zur Sorptionsfähigkeit von Phenantren an Partikeln verschiedener Kunststoffarten sowie natürlichen Sedimenten durchgeführt. Hierbei wurde festgestellt, dass die Sorptionskapazität der getesteten Kunststoffe, die der natürlichen Sedimente übersteigt. Verschiedene persistente, bioakkumulative und toxische Substanzen können ebenfalls an Mikroplastik, insbesondere an PE anhaften. Eintragsquellen für Mikroplastik können sowohl häusliches Abwasser (z.B. Kosmetika, Textilfasern) als auch Niederschlagswasser sein (z. B. Reifenabrieb). Eine Elimination partikulärer Stoffe von 99% bezogen auf ihre Masse kann bereits mit einer Filtrationsstufe wie z.B. Sand- oder Tuchfiltration sowie mittels Membranfiltration erreicht werden (SPELTHAHN et al., 2019; SIMON et al., 2018; TALVITIE et al., 2017). Wenig untersucht ist die Fragestellung des Schadpotenzials der verbleibenden partikulären Verbindungen im Ablauf von Kläranlagen, hinsichtlich ihres Oberfläche-zu-Masse-Verhältnisses und der damit verbundenen zur Verfügung stehenden Adsorptionsfläche für Schadstoffe. AFS-Fraktionierungen aus Untersuchungen in den 1990er Jahren, u.a. einer ehemaligen Hamburger Kläranlage zeigten, dass in den gereinigten Abwässern insbesondere die kleineren Partikeldurchmesser stärker vertreten sind (NEIS und TIEHM, 1997). FUCHS et al. (2010) zeigten, dass durch die größere spezifische Oberfläche insbesondere an den kleineren Fraktionen der im Abwasser enthaltenen Feststoffe Schadstoffe adsorbieren.

Die vollständige Partikel-Elimination durch die Membrantechnik ist vielfach untersucht und bietet einen der Hauptvorteile dieses Systems gegenüber des konventionellen Belebtschlammverfahrens mit Nachklärung (PINNEKAMP und FRIEDRICH, 2006).

Einleitungen von geklärtem Abwasser tragen zu einem erheblichen Maße zur Belastung der Gewässer mit humanpathogenen Mikroorganismen bei (KISTEMANN et al., 2001) und sind einer der Haupteintragspfade von **antibiotikaresistenten Bakterien**, Resistenzgenen und Antibiotikarückständen in die Umwelt (VOIGT et al., 2020; STANGE et al., 2019; MÜLLER et al., 2018). Träger von Resistenzen gegen Human-Antibiotika sind dabei nicht nur klinisch relevante Krankheitserreger, sondern ebenso nicht-pathogene Gewässerbakterien

(SCHREIBER und KISTEMANN, 2013). Die Nutzung eines Gewässers z. B. durch Wassersport, die Bewässerung von landwirtschaftlich genutzten Flächen und auch die Trinkwasseraufbereitung kann ein konkretes Gesundheitsrisiko für die Bevölkerung durch pathogene Organismen bedeuten (WUIJTS et al., 2017). Zudem beherbergt die Übertragung und weitere Verbreitung auch nicht pathogener antibiotikaresistenter Bakterien und Resistenz-Gene in die Umwelt über den Pfad des Abwassers ein Risiko für die menschliche Gesundheit (SINGER et al., 2016). Es können also unmittelbare Infektionsrisiken vor Ort an den Gewässern (z.B. bei Badegästen) sowie durch Wassernutzungen z. B. im Falle von Entnahme zur Bewässerung oder Fischzucht entstehen.

Der Rückhalt von (multiresistenten) Keimen ist aufgrund fortschreitender Bestrebungen im Hinblick auf den Gesundheitsschutz und die Wiederherstellung des guten ökologischen Zustandes von Gewässern sowie das Erreichen der Badegewässerqualität in Oberflächengewässern in der aktuellen Diskussion (vgl. BMBF-Projekt „Sichere Ruhr“). Membranbioreaktoren zeichnen sich je nach Porendurchmesser durch einen guten bis sehr guten Rückhalt von Bakterien und Viren aus, sodass eine weitgehende Ablaufdesinfektion bei MBR mit Ultrafiltrationsmembranen bereits durch die Trenngrenze der Membranen gewährleistet ist (z. B. THIEMIG, 2011).

1.2 Ziele des Projekts

In diesem Forschungsprojekt wurden gezielte Untersuchungen zur Bestimmung der Vorteile einer simultanen Aktivkohlezugabe in die biologische Reinigungsstufe einer Membranbelebungsanlage im Hinblick auf die Abwasserreinigungsleistung, den Betrieb und die Klärschlammbehandlung durchgeführt. Dabei wird durch den großtechnischen Maßstab auf dem GWK Nordkanal eine direkte Anwendung der gewonnenen Erkenntnisse in der Praxis erleichtert.

Im Einzelnen werden folgende Ziele verfolgt:

- Ermittlung der Auswirkungen von PAK auf die Membranen und das Gesamtsystem
- Bestimmung von Auswahlkriterien der PAK-Eignungsbeurteilung
- Ermittlung der erforderlichen PAK-Dosiermenge unter Einbeziehung der Vorkenntnisse
- Ermittlung des Einflusses der PAK-Dosierung auf die Eliminationsleistung von organischen Summenparametern, Nährstoffen, Spurenstoffen (anhand von Indikatorsubstanzen)
- Bewertung des Betriebsverhaltens und der Prozessstabilität eines PAK-MBR durch eine vergleichende Betrachtung von großtechnischer PAK- und Referenzstraße
- Ermittlung und Bewertung von Einsparpotenzialen in der Belüftung und somit im Energieverbrauch einer großtechnischen Membranbelebungsanlage unter Berücksichtigung einer möglichen Absenkung des Schlammalters und des TS_{BB} , sowie der daraus resultierenden Verbesserung des Sauerstoffübergangs
- Überprüfung der Auswirkung der PAK-Partikel auf den belebten Schlamm in Bezug auf Filtrierbarkeit, Absetzbarkeit und Entwässerbarkeit anhand praxisnaher Messungen
- Ganzheitliche Ermittlung und Bewertung der Kosten der simultanen Aktivkohlezugabe im MBR (inkl. Schlammbehandlung und -entsorgung)
- Zusammenfassung der Arbeitsergebnisse in Form einer anlagenübergreifenden Auslegungs- und Betriebsempfehlung für PAK-MBR
- Potenzialabschätzung für den Einsatz der PAK-MBR-Technologie in Nordrhein-Westfalen

2 Stand des Wissens

2.1 Aktivkohle

Aktivkohlen sind auf Kohlenstoff basierende, poröse, speziell hergestellte Adsorbentien. Sie werden beispielsweise aus Holz bzw. Holzkohle, Torf, Steinkohle, Braunkohlekoks, Fruchtschalen oder -kernen erzeugt, die thermisch oder chemisch aktiviert werden, um die typische poröse Struktur mit einer inneren Oberfläche von 500 bis 1.500m²/g zu erzeugen. Durch ihre große spezifische Oberfläche sind Aktivkohlen besonders gut geeignet, eine Vielzahl von Spurenstoffen zu entfernen. (FRANK et al., 2015; PFI GBR, 2013; GIMBEL, 2004)

Aktivkohle wird entsprechend ihrer Partikelgröße und -form zwischen der feinpartikulären, aufgemahlene Pulveraktivkohle (PAK) und der kornförmigen granulierten Aktivkohle (GAK) unterschieden.

Die Reinigung des Abwassers mit Aktivkohle erfolgt durch Adsorption, der Anlagerung eines Stoffes an einem Adsorbens (hier die Aktivkohle). Bei diesem Prozess diffundieren Moleküle aus der flüssigen Phase in das Innere der Aktivkohlepartikel und adsorbieren dort. Aktivkohle adsorbiert dabei nicht selektiv, sondern eine große Anzahl an Verbindungen. Neben bspw. Spurenstoffen adsorbiert die Aktivkohle ebenfalls weitere Verbindungen und somit Teile der Summenparameter (z. B. CSB, TOC und DOC), sodass eine Konkurrenzsituation zwischen den genannten Gruppen besteht. Häufig wird die Aktivkohle aus diesem Grund nachdem der biologische Reinigungsprozess abgeschlossen ist. (ABEGGLEN und SIEGRIST, 2012)

In der Regel steigt die Adsorbierbarkeit eines Stoffes mit abnehmender Löslichkeit, geringer Polarität und höherer Hydrophobie (CLARA, 2004). Der zeitliche Ablauf der Adsorption bis zum Erreichen des Gleichgewichtszustandes wird als Adsorptionskinetik bezeichnet. Aufgrund des geringeren Korndurchmessers weist PAK eine bessere Adsorptionskinetik auf als GAK (KÜMMEL und WORCH, 1990).

Zur Bezeichnung eines Produktes als Pulveraktivkohle (PAK) gemäß DIN EN 12903:2003-08 (2003) müssen 95 % des Massenanteils eine Korngröße < 150 µm aufweisen. Handelsübliche Pulveraktivkohlen besitzen üblicherweise eine mittlere Korngröße von 10 bis 50 µm (PFI GBR, 2013). Die Pulveraktivkohledosierung an verschiedenen Stellen der kommunalen Kläranlage ist intensiv untersucht. Interessante Verfahren mit geringem zusätzlichem Platzbedarf sind dabei die Dosierung vor einen vorhandenen Sandfilter (BORNEMANN et al., 2012a) oder die Direkt dosierung in die biologische Stufe, die nach derzeitigem Kenntnisstand auch zumindest einen nachgeschalteten Sand- oder Tuchfilter zur sicheren PAK-Abtrennung benötigt (DWA-M 285-2, 2020; MALMS et al., 2018; MALMS et al., 2017).

2.2 Integration der simultanen Pulveraktivkohledosierung in Membranbioreaktoren

Einen guten Überblick über die Einsatzstellen der PAK-Adsorption auf kommunalen Kläranlagen bieten MALMS et al. (2018). An dieser Stelle soll darauf verwiesen werden, da hier die simultane PAK-Dosierung im Fokus steht. Die simultane PAK-Dosierung erfolgt direkt in die biologische Stufe der Kläranlage. Eine Dosierung in die Nitrifikation bei Anlagen mit vorgeschalteter Denitrifikation erscheint dabei aus den folgenden Gründen sinnvoll:

- Optimalen Ein- und Vermischung der PAK in den belebten Schlamm aufgrund hoher Turbulenz im belüfteten Becken
- Mögliche Vermeidung der vermehrten adsorptiven Entfernung leicht abbaubarer organischer Verbindungen, die für die vorgeschaltete Denitrifikation benötigt werden

Direkte Kurzschlussströmungen in die Denitrifikation, sowie eine Dosierung nahe des Überschussschlammabzugs sind zudem zu vermeiden, um eine möglichst gute Ausnutzung der PAK zu erhalten. Der Einsatz von PAK erfordert eine Stufe zum Rückhalt der feindispersen PAK-Anteile, damit diese nicht ins Gewässer gelangen können (Begrenzung des Aktivkohleschlupfs). In der Regel wird hierzu einer konventionellen Belebung eine Sand- oder Tuchfiltration nachgeschaltet. Zudem ist zumeist die zusätzliche Zugabe von Fällmitteln und ggf. Flockungshilfsmitteln zur gesamten PAK-Abscheidung erforderlich (MALMS et al., 2018; BORNEMANN et al., 2012b).

Abbildung 2.1 gibt eine Übersicht über mögliche Verfahren zur simultanen PAK-Dosierung in konventionellen Belebtschlammverfahren, Membranbioreaktoren und Hybrid-Lösungen mit nachgeschalteter Ultrafiltration.

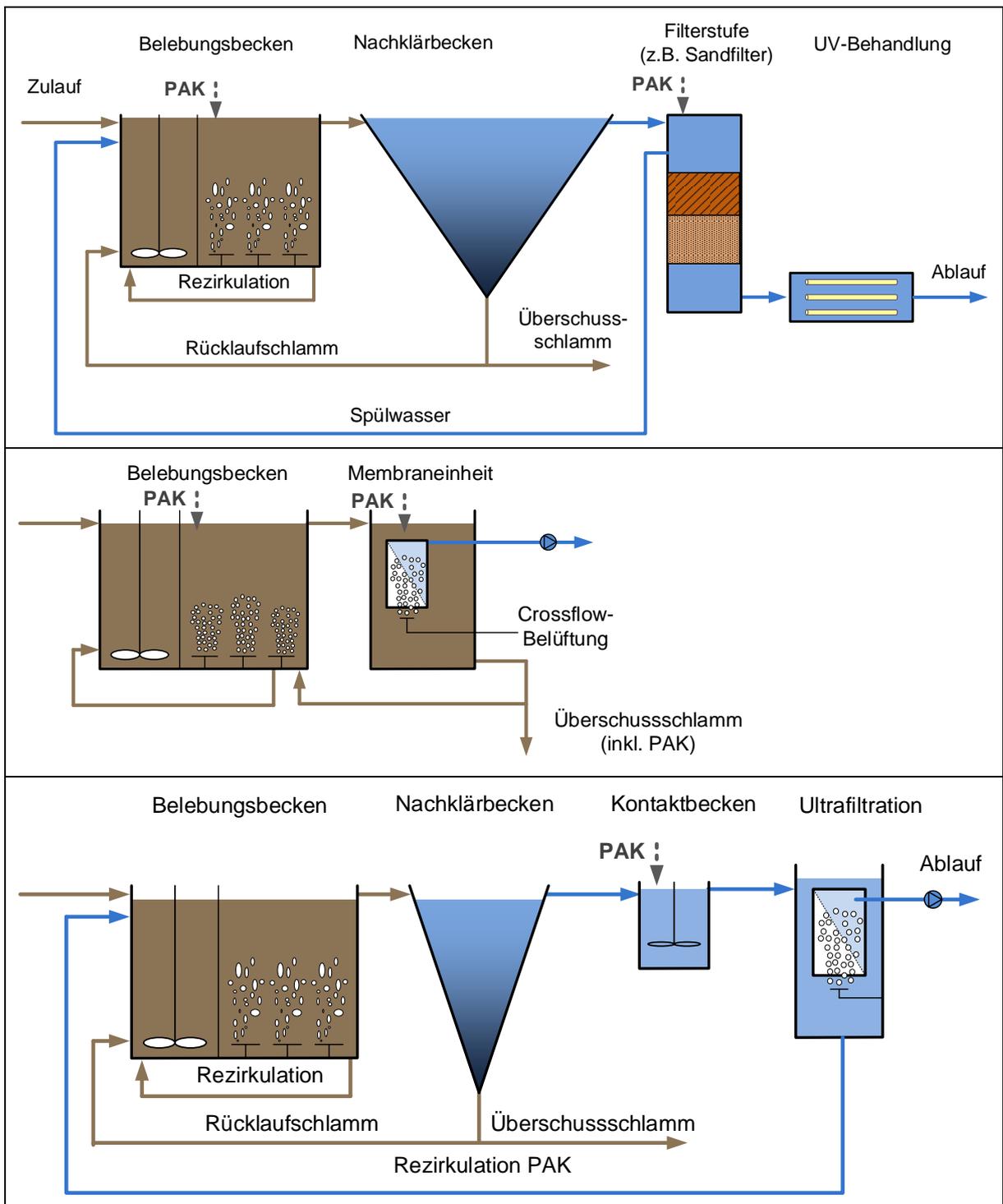


Abbildung 2.1: Verfahrenstechnische Varianten der simultanen PAK-Dosierung (eigene Darstellung)

2.3 Spurenstoffelimination mittels simultaner PAK-Dosierung

Bei einer Dosierung der PAK direkt in die biologische Stufe wurde in früheren Forschungsprojekten zumeist ein, gegenüber nachgeschalteten Verfahren erhöhter PAK-Bedarf zur Spurenstoffelimination festgestellt (MALMS et al., 2018). Aufgrund der Dosierung in die Biologie, handelt es sich um eine Vollstrombehandlung, die lediglich durch z. B. Reduktion der PAK-Dosis bei Regenwetter steuerbar ist.

Die Dosierung der PAK wurde häufig in der Regel proportional zur Zulaufwassermenge angepasst (DWA, 2019). Dabei basiert diese Regelungsstrategie effektiv auf der Variation der DOC-spezifischen PAK-Dosis in $g_{\text{PAK}}/g_{\text{DOC}}$. Bei Regenwetter ist dieser Ansatz somit nur bedingt nutzbar, da die DOC-Konzentration im Zulauf des Belebungsbeckens im Laufe des Regenereignisses gegenüber Trockenwetterbedingungen reduziert ist. Diesem Umstand kann z. B. durch Integration einer Dosierobergrenze in der Prozesssteuerung Rechnung getragen werden.

Auf der Kläranlage Xanten-Vynen wurde ein zweistraßiger MBR versuchsweise mit PAK-Dosierung in einer Straße betrieben (WESSLING et al., 2018). Es wurden die zulaufvolumenstromproportionalen PAK-Dosierungen 10, 20 und 30 mg/l untersucht (Aktivkohle Carbopal AP, Donau Carbon). Die Schwankungen in den Zu- und Ablaufkonzentrationen sechs untersuchter Spurenstoffe in den jeweiligen Versuchsphasen sind in Abbildung 2.2 dargestellt. Zudem ist die mittlere Spurenstoffelimination je Versuchsphase und Straße (Abl. Ref. = Referenz ohne PAK) angegeben. Es zeigt sich eine Vergleichmäßigung der Ablaufkonzentrationen in der PAK-Straße mit zunehmender PAK-Dosis auf niedrigem Niveau. Mit Ausnahme von TCPP wurden die Spurenstoffe bereits bei 20 mg_{PAK}/l zu mehr als 80 % eliminiert. Der MBR ohne PAK-Dosierung zeigte demgegenüber deutlich geringere Eliminationen.

Es konnte in der ersten Projektphase eine deutliche Verbesserung des Transmembrandrucks nach der PAK-Dosierung in die Versuchsstraße beobachtet werden (WESSLING et al., 2012). Eine Quantifizierung des Effekts gegenüber der Referenzstraße war jedoch nicht möglich, da in beiden MBRs unterschiedliche Membranen verbaut waren. Somit konnte die (u.a. temperatur- und feststoffkonzentrationsabhängige) Filtrationsleistung nicht mit einer unbeeinflussten Referenz verglichen werden.

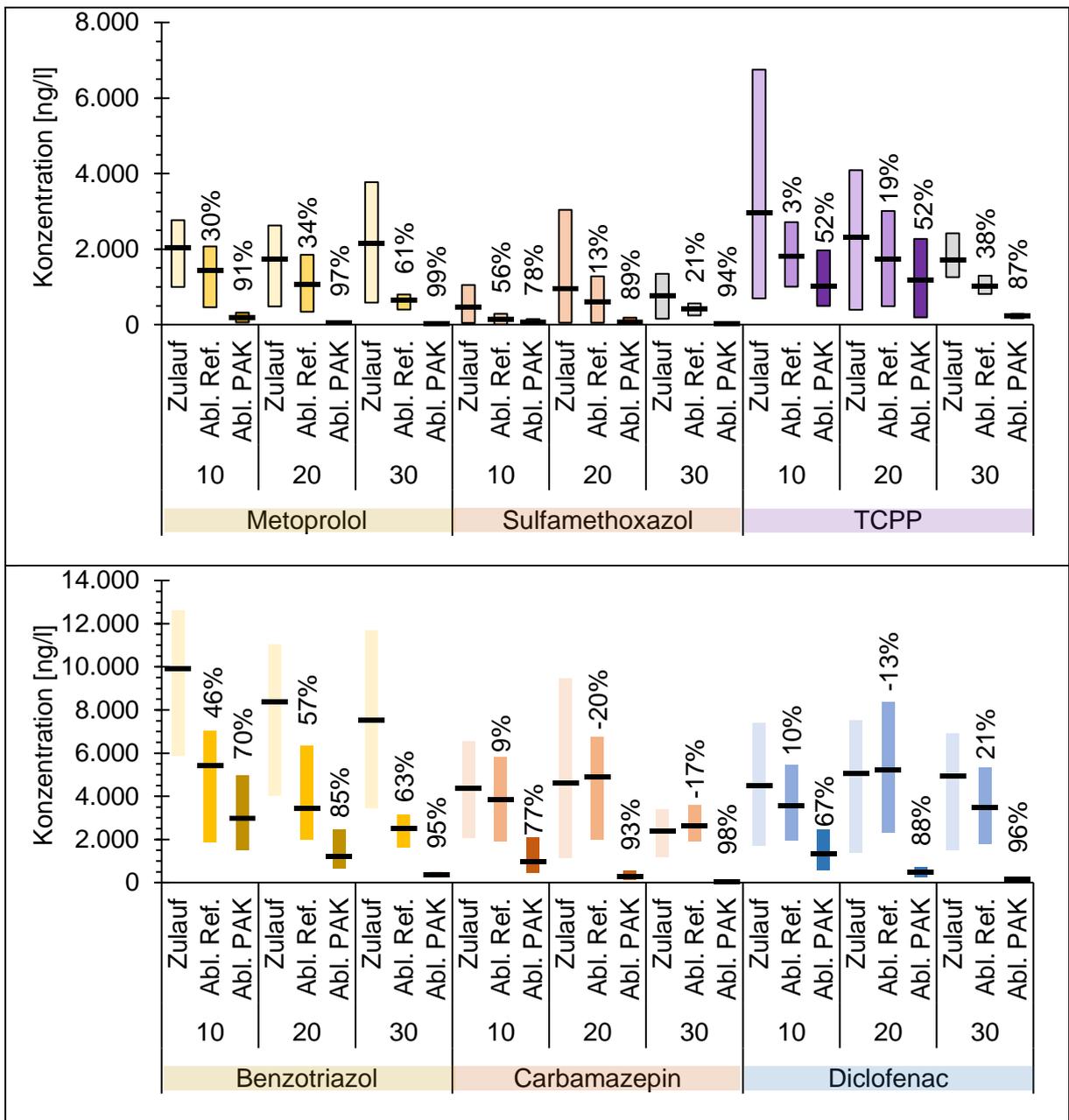


Abbildung 2.2: Spurenstoffelimination im großtechnischen MBR Xanten-Vynen ohne PAK (Abfl. Ref.) und mit Dosierungen von 10, 20 und 30 mg_{PAK}/l (Eigene Darstellung aus Daten von WESLING et al., 2018)

Ein Vergleich für drei PAK-MBR Pilotstudien wurde von BAUMGARTEN ET AL. (2017) durchgeführt. Die Ergebnisse in Tabelle 2.1 zeigen, dass in der Anlage LeLocle (Schweiz) mit geringer Hintergrundbelastung bereits sehr geringe spezifische PAK-Dosierungen kleiner $1 \text{ mg}_{\text{PAK}}/\text{mg}_{\text{DOC}}$ für die Spurenstoffelimination ausreichend waren. In Neuss-Ost lag eine, im Vergleich zu den anderen Anlagen deutlich höhere, CSB-Matrix-Belastung im Ablauf der Anlage vor. Dies senkt die rechnerische spezifische PAK-Dosis. Es ist zu beachten, dass der Faktor 2,9 zur Umrechnung CSB auf DOC aufgrund des hohen Industrieabwasseranteils der Anlage ggf. angepasst werden muss. Die Eliminationsleistung bezogen auf die volumenstromspezifische PAK-Dosis ist in Neuss schlechter als in LeLocle. Die Ergebnisse wurden hier um die Daten aus Xanten-Vynen erweitert.

Tabelle 2.1: Mittlere Spurenstoffelimination verschiedener PAK-MBR unter Angabe der PAK-Dosis (Ursprungsgrafik von BAUMGARTEN ET AL., 2017 erweitert um Daten von WESSLING et al., 2018)

Versuchsstandort	PAK Dosierung		Mittlere Elimination ^{b)}
	[$\text{mg}_{\text{PAK}}/\text{l}$]	[$\text{mg}_{\text{PAK}}/\text{mg}_{\text{DOC}}$]	[%]
LeLocle	10	0,83 ^{a)}	91
LeLocle	20	1,55 ^{a)}	87
Neuss-Ost	15	0,31 ^{a)}	74 ^{c)}
Neuss-Ost	20	0,28 ^{a)}	76 ^{c)}
Technikum KLEM	4,6	0,63	68
Technikum KLEM	9,5	1,35	72
Technikum KLEM	13,9	2,21	82
Xanten-Vynen ^{d)}	10	1,05	74
Xanten-Vynen ^{d)}	20	2,03	86
Xanten-Vynen ^{d)}	30	2,58	88
<p>a) Wert berechnet mit angenommenem Verhältnis CSB/DOC von 2,9 b) Mittlere Elimination der Stoffe Benzotriazol, Carbamazepin, Diclofenac, Metoprolol und Sulfamethoxazol c) Unter Berücksichtigung einer Elimination von 20 % in der A-Stufe der Kläranlage d) Daten WESSLING et al. (2018)</p>			

In Xanten-Vynen konnte bei $10 \text{ mg}_{\text{PAK}}/\text{l}$ fast eine mittlere Elimination von 80 % erreicht werden. Eine Verdopplung der PAK-Dosis auf $20 \text{ mg}_{\text{PAK}}/\text{l}$ steigerte die mittlere Elimination der Stoffe um 12 Prozentpunkte. Durch eine Erhöhung auf $30 \text{ mg}_{\text{PAK}}/\text{l}$ war jedoch kaum eine weitere Verbesserung festzustellen.

2.4 Auswirkung der PAK auf die Anlagenbemessung und die Schlammigenschaften

ZWICKENPFLUG et al. (2010) stellten bei dem Einsatz von PAK einen um ca. 5-10 % erhöhten Überschussschlammanfall fest. Der Heizwert des Klärschlammes erhöht sich bei üblichen Dosiermengen marginal um ca. 2 % (METZGER et al., 2014a).

Die Auswirkung der PAK-Dosierung auf typische Bemessungsparameter wie den Überschussschlammanfall und die benötigte Größe des Belebungsbeckens kann überschlägig mit Hilfe des DWA-A 131 (2016) berechnet werden. Dafür wurde nachfolgend für eine Modellanlage mit 50.000 E (Auslegungsparameter der Modellanlage und Erläuterung der Formelzeichen in Anhang A) das Schlammalter (5 bis 25 d) und die PAK-Dosierung (0, 10, 20, 30 mg_{PAK/l}) variiert. Die Pulveraktivkohledosierung wurde in Formel 24 zur Bestimmung des Überschussschlammanfalls des Arbeitsblatts als $X_{PAK,ZB}$ berücksichtigt:

$$\ddot{U}_{S_{d,c}} = Q_{d,Konz} \cdot \left(\frac{X_{CSB,inert,ZB}}{1,33} + \frac{X_{CSB,BM} + X_{CSB,inert,BM}}{0,92 \cdot 1,42} + X_{anorgTS,ZB} + X_{PAK,ZB} \right) / 1000 \left[\frac{kg}{d} \right]$$

Wie aus Abbildung 2.3 entnommen werden kann, erhöht sich durch diese Rechnung der einwohnerspezifische Überschussschlammanfall durchgehend um die tägliche PAK-Dosis, während die PAK-Konzentration im Belebungsbecken vom Schlammalter abhängig mit steigendem Schlammalter steigt.

Die rechnerische Erhöhung des benötigten Belebungsbeckenvolumens, aufgrund der zusätzlichen Schlammmasse aus der PAK (hier $TS_{BB,PAK}$), kann aus der Grafik abgelesen werden. In der Praxis ist bei bestehenden Belebungsanlagen von einer notwendigen Erhöhung des TS_{BB} um die zusätzliche Schlammmasse auszugehen. Hierbei ist bei konventionellen Belebungsstufen die Grenze der Flächenbelastung des Nachklärbeckens zu berücksichtigen. In Membranbioreaktoren ist von einem ausreichenden Puffer beim TS_{BB} auszugehen.

Zur Lagerung der PAK auf dem Gelände der Kläranlage müssen entsprechend groß dimensionierte Silos vorgesehen werden. Zudem sind erhöhte Anforderungen hinsichtlich des Explosionsschutzes (Vermeidung von Staubexplosionen) bei Auslegung und Betrieb der Dosiervorrichtungen zu beachten.

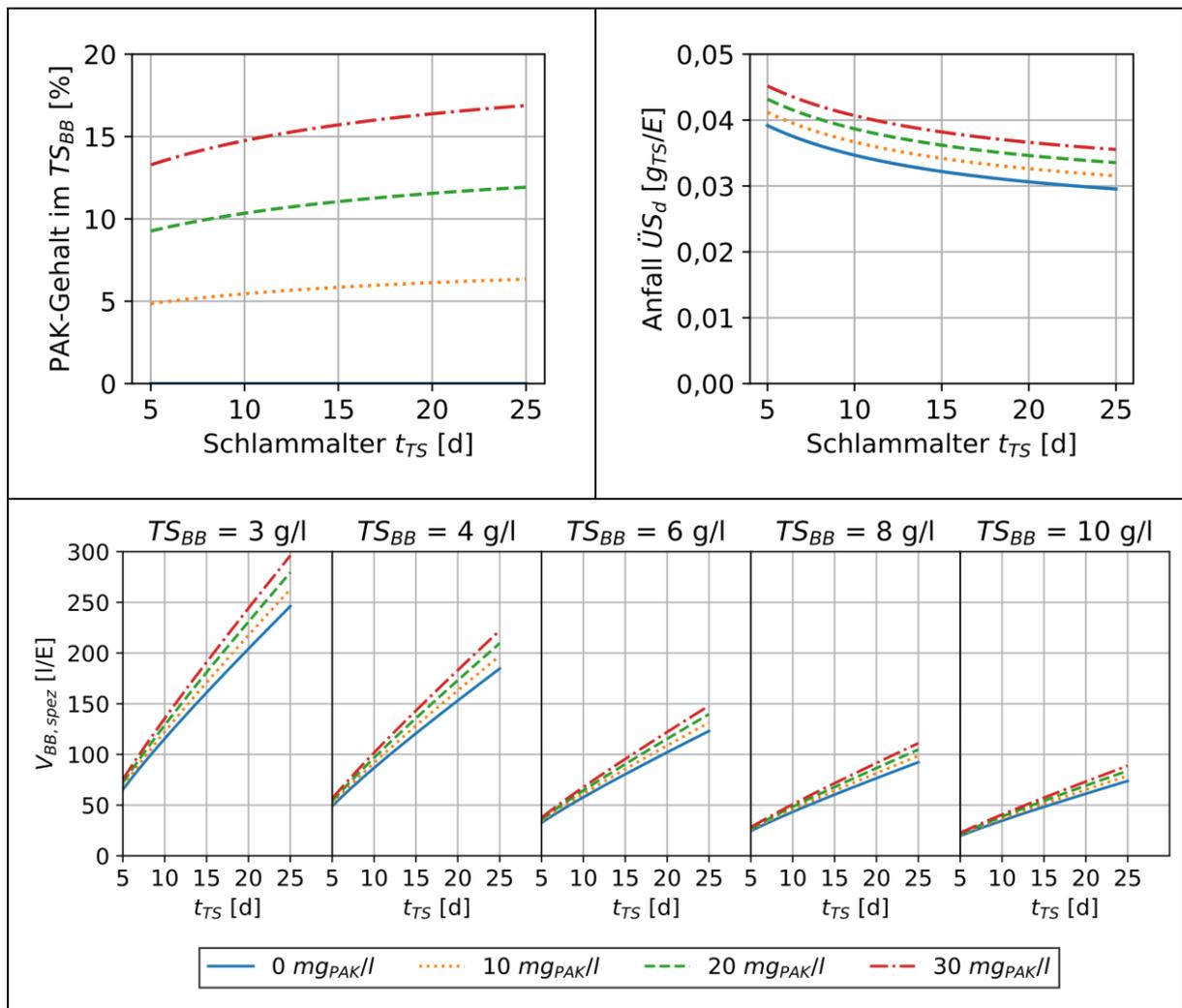


Abbildung 2.3: Rechnerische Auswirkung der PAK-Dosierung auf die Auslegung von Belebungsbecken nach DWA-A 131 (2016)

Bezogen auf Membranbioreaktoren konnte beim Einsatz von PAK ein weiterer positiver Effekt festgestellt werden: Die Reduzierung der Leistung von Filtrationsmembranen aufgrund von Porenverblockung und Biofilmbildung, das sog. Membranfouling, ist u.a. auf die Bildung extrazellulärer polymerer Substanzen (EPS) zurückzuführen. Bei Einsatz von PAK konnte dieser die Eigenschaft als Fouling-Inhibitor nachgewiesen werden (LEE et al., 2010; NG et al., 2010); dabei sind bereits geringe Konzentrationen kleiner $10 \text{ g}_{PAK}/\text{m}^3_{\text{Zulauf}}$ ausreichend, um einen Effekt festzustellen (TORRETTA ET AL., 2013). Die EPS sowie sonstige gelöste mikrobielle Produkte adsorbieren an der Aktivkohle und können sich somit nicht mehr direkt an den Membranen ablagern. Die Verblockung der Membranporen wird vermindert. Zusätzlich wird durch die Einbindung der PAK in die Schlammflocken die Wasserdurchlässigkeit in der Deckschicht auf den Membranen verbessert. Die zitierten Ergebnisse wurden in halbertechnischen Anlagen bzw. im Labormaßstab gewonnen. Eine Übertragung und Überprüfung in der Großtechnik steht noch aus. WESSLING et al. (2012) fanden jedoch im großtechnischen MBR erste Anzeichen für einen Zusammenhang zwischen der Dosierung von PAK in MBR und einem sinkenden Transmembrandruck. Als Vorteil einer geringeren

Foulingneigung ist neben der gesteigerten Haltbarkeit der Membranen auch die mögliche Reduktion notwendiger chemischer in-situ Reinigungen im belebten Schlamm mit chlorhaltigen Reinigern und somit die Verringerung der AOX-Konzentration im Permeat zu nennen (PINNEKAMP et al., 2008).

ZWICKENPFLUG ET AL. (2010) berichten von einer deutlichen Verbesserung der Absetzeigenschaften durch die PAK-Dosierung von $30 \text{ g}_{\text{PAK}}/\text{m}^3$ in das Belebungsbecken einer konventionellen Kläranlage mit chemischer Phosphatfällung. Die ISV-Werte richteten sich tendenziell abwärts, obwohl zur selben Zeit die ISV-Werte der Referenzstraße ohne PAK-Dosierung anstiegen. Eine erhöhte Wirksamkeit der Eindickung von ÜSS ist somit wahrscheinlich. Der belebte Schlamm in MBR weist aufgrund der meist vorherrschenden hohen Schlammalter größer 25 Tagen häufig Schlammvolumenindizes oberhalb von 120 ml/g auf. Diese nicht optimale Absetzbarkeit kann für die statische Überschussschlammeindickung nachteilig sein. Durch Einbau der PAK in die Schlammflocke kann ggf. eine verbesserte Absetzbarkeit erreicht werden. Dabei ist allerdings einem Absetzen des Schlammes im Belebungsbecken entgegenzuwirken. Die Dosierung von PAK in Belebungsbecken im Großmaßstab kann zu Ablagerungen von nicht suspendierten PAK-Partikeln führen.

Die Entwässerungseigenschaften des Überschussschlammes können durch Zugabe von PAK verbessert werden (DOHMANN und WERNING, 1992; FIRK, 1989). Die Übertragung von Messungen der kapillaren Fließzeit (capillary suction time, CST, vgl. Analytik in Kapitel 6.4.1.4) als Anhaltswert für die Entwässerbarkeit von Schlämmen auf technische Entwässerungsaggregate gestaltet sich schwierig (CLAUSEN et al., 2014). Zur Quantifizierung des Entwässerungsergebnisses sind groß- und halbtechnische Entwässerungsversuche notwendig. Die Einteilung der CST-Ergebnisse nach DICHTL und KOPP (2001) ist hinsichtlich der Entwässerbarkeit von Schlämmen als Anhaltswert zu interpretieren, da zur Anwendung der Methode ein TR von 1 % gefordert ist, der im Überschussschlamm nicht gesichert überschritten wird.

THAPA et al. (2009b) haben den Einfluss der Konditionierung mit Braunkohle von Faulschlamm auf die Bildung des Filterkuchens und auf die Eigenschaften des Filterkuchens nach der mechanischen Entwässerung untersucht. Hierbei haben sie genauer die Auswirkungen auf die Porosität und die Kompressibilität untersucht. Sie konnten feststellen, dass sich die Konditionierung mit Braunkohle, in Form einer Steigerung der Filtrationsrate, positiv auf die Bildungsphase des Filterkuchens ausgewirkt hat. Diese Zunahme konnte der Abnahme des spezifischen Filterwiderstands durch die Zunahme der Porosität des Kuchens zugeschrieben werden. Weiterhin konnten die Autoren einen positiven Effekt der Braunkohle-Dosierung in der Kompressionsphase vermerken. Hier konnte eine signifikante Steigerung der Permeabilität des Filterkuchens durch Verringerung der Kompressibilität erreicht werden.

Die Struktur der getrockneten, konditionierten Schlammproben zeigt eine glatte Oberfläche in Abbildung 2.4b. Dagegen ist in Abbildung 2.4c, bei der zusätzlich mit Braunkohle konditionierten Schlammprobe, eine raue Oberfläche zu erkennen, die starke Ähnlichkeit zu der Oberfläche der Braunkohle in Abbildung 2.4a aufzeigt. Dies deutet darauf hin, dass sich die Schlammteilchen an und in den Poren und Oberflächenkanälen der Braunkohle anlagern.

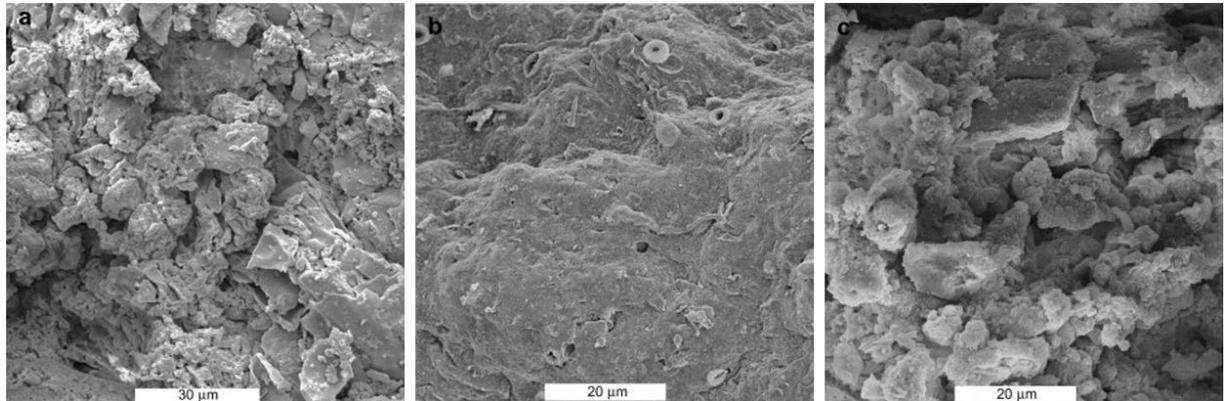


Abbildung 2.4: Rasterelektronenmikroskopie-Bilder. (a) Braunkohle (SCHOLES, 2005); (b) getrockneter konditionierter FS; (c) getrockneter konditionierter FS mit Braunkohlezugabe (40 % Masseanteil vom Schlamm-Feststoffgehalt) (THAPA et al., 2009a)

Die Steigerung der Porosität kann weiterhin auch zum Teil durch die interne Porosität von 65 % des Gesamtvolumen der verwendeten Kohlepartikel zurückzuführen sein. Die Autoren haben vor allem in den Meso- und Makroporen im Bereich größer von 0,5 µm eine Anlagerung der Schlammteilchen festgestellt. Während des Entwässerungsvorgangs werden die Schlammteilchen in die größeren Poren und Kanäle der Oberfläche eingepresst und umgeben die Kohlepartikel. Mit einer Verringerung des Kohleanteils im Schlamm nimmt in der Folge auch der freie Porenanteil ab. Anzumerken ist, dass die Versuche mit Kohle-Dosierungen von 25-86 % bezogen auf den Feststoffgehalt des stabilisierten Schlammes durchgeführt wurden.

Die Porosität gilt als eine der grundlegenden Einflussgrößen auf die Entwässerbarkeit einer Suspension (BUSCALL und WHITE, 1987). Aufgrund der Abhängigkeit der Porosität von der Kompressibilität des Filterkuchens ist diese nicht über den gesamten Entwässerungsprozess konstant. So THAPA et al. (2009a) festgestellt, dass die Porosität des Filterkuchens mit dem Kohle-Gehalt steigt und mit zunehmendem Kompressionsdruck sinkt.

Der Einfluss von mechanischen Konditionierungsmitteln im Zusammenspiel mit FHM wurde weiterhin von ZHANG et al. (2019) untersucht. Die Autoren konnten eine Verdopplung der Entwässerungsrate durch die zusätzliche Dosierung von Sägemehl, PAK und Kohle aus Reisschalen feststellen. Dosiermengen von unter 25 g/kg_{TM} von Sägemehl und Reisschalenkohle führten nur zu geringfügigen Verbesserungen der Entwässerungsrate. Diese konnte durch eine Dosierung von 25-75 g/kg_{TM} deutlich gesteigert werden und erreichte ein Maximum bei 75-125 g/kg_{TM}. Im Bereich von 25-75 g/kg_{TM} war ein abrupter Anstieg der

Entwässerungsleistung zu vermerken. Dies führte die Autoren zu der Annahme eines Schwellenwertes für die effektive Konditionierung. Der maximale Entwässerungsgrad bei den mit PAK konditionierten Proben lag bei einer Dosierung von 125 g/kg_{TM}. Die höhere benötigte PAK-Dosierung gegenüber der Reisschalenkohle wurde auf ein geringeres Porenvolumen zurückgeführt.

Werte zum erreichbaren TR-Gehalt bei PAK-Dosierung bei Verwendung von Entwässerungsaggregaten (Kammerfilterpresse, Zentrifuge) sowie möglicher Einsparungen von Flockungshilfsmitteln sind derzeit noch nicht publiziert.

2.5 Voruntersuchungen der Partner zur Spurenstoffelimination mittels simultaner PAK-Zugabe

Grundlegende Fragestellungen der simultanen PAK-Dosierung im klassischen Belebungsverfahren wurden am Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen im ResA6 Projekt „Simultane Aktivkohlezugabe in die biologische Reinigungsstufe – SIMPAK“ (MALMS et al., 2018) untersucht. Im Projekt wurde die simultane PAK-Dosierung an unterschiedlichen Stellen in die biologische Stufe einer konventionellen Kläranlage betrachtet. Unter anderem wurde in den Zulauf der Nachklärung dosiert. Eine direkte Übertragbarkeit und Anwendung der Ergebnisse auf das System mit MBR ist daher nicht gegeben.

Das ISA hat zudem im Projekt „Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen durch den Einsatz der Membrantechnik – MIKROMEM“ (WESSLING et al., 2018) erste Untersuchungen zur Dosierung von PAK in einem großtechnischen MBR in Xanten-Vynen durchgeführt. Dabei konnte die Spurenstoffelimination in der PAK-Straße des zweistraßigen großtechnischen MBR im Vergleich zur Referenzstraße deutlich verbessert werden. Unter Einsatz von 20 g_{PAK}/m³_{Abwasser} wurden nahezu alle untersuchten Spurenstoffe zu größer 80 % eliminiert. Zudem konnte eine nennenswerte DOC-Reduktion von im Mittel zusätzlichen 8 % im Vergleich zur Referenzstraße erreicht werden. Die Entwässerbarkeit sowie betriebliche Kennzahlen, wie der zusätzliche Personalbedarf, waren nicht Bestandteil des Forschungsvorhabens. Ein direkter Vergleich der Beanspruchung der Membranen in den beiden Straßen und eine mögliche Foulingreduzierung durch die PAK-Dosierung waren aufgrund des unterschiedlichen Alters der verbauten Module (in der Referenzstraße mussten vorab die Module ausgetauscht werden) nicht belastbar im Projekt zu untersuchen. Dennoch konnten sowohl in der Versuchsreihe mit 20 g_{PAK}/m³_{Abwasser} und in der Versuchsreihe mit 30 g_{PAK}/m³_{Abwasser} Verbesserungen in der Permeabilität der Membranen in der Versuchsstraße gegenüber den neuen Modulen der Referenzstraße festgestellt werden, die Ausgangspunkt für weitere Untersuchungen sein sollten. MELIN et al. (2007) und PINNEKAMP et al., (2015) stellten bei Absenkung des Schlammalters ein vermehrtes Fouling durch erhöhte EPS-Bildung fest. Die Untersuchung alternativer Foulinginhibitoren, wie PAK, ist somit von direktem Interesse für den stabilen Kläranlagenbetrieb.

Der Erftverband konnte im Rahmen des Vorhabens „Energetische Optimierung des GWK Nordkanal“ (gefördert im BMU-Umweltinnovationsprogramm) durch gezielte Optimierungsmaßnahmen erhebliche Einsparungen beim Energiebedarf erzielen. Der durchschnittliche spezifische Energieverbrauch der gesamten Membranbelebungsanlage Nordkanal lag in den Betriebsjahren bis 2011 noch im Bereich zwischen 0,9 und 1,0 kWh/m³. Der spezifische Energieverbrauch der Membranbelebungsanlage Nordkanal beträgt für das Erfolgskontrolljahr 2015 im Mittel 0,65 kWh/m³ bzw. ca. 40 kWh/(E·a). Die realisierten Optimierungsmaßnahmen haben eine Reduzierung des Energieverbrauchs von 2,3 GWh/a bewirkt (JANOT und DRENSLA, 2015). Weitere Energieeinsparungen wurden durch den Umstieg auf eine anaerobe Schlammstabilisierung generiert.

Suez WTS als Hersteller des Hohlfaser-Membransystems ZeeWeed® hat in den letzten Jahren positive Erfahrungen im Bereich der simultanen PAK-Dosierung zur weitergehenden Reinigung industrieller Abwasserströme und in jüngerer Vergangenheit auch zur Spurenstoffelimination aus kommunalem Abwasser gesammelt (TEICHGRÄBER et al., 2017; BAUMGARTEN et al., 2015). Die Spurenstoffelimination wurde unter anderem in einer siebenmonatigen Pilotstudie im halbtechnischen Maßstab auf der Abwasserreinigungsanlage Le Locle in der Schweiz untersucht: Hierbei wurde eine mittlere Elimination der analysierten Indikator-Spurenstoffe (Diclofenac, Metoprolol, Carbamazepin u. a.) von größer 90 % bei moderater Aktivkohledosierung von 10 g_{PAK}/m³ (1,7 g_{PAK}/g_{DOC,Ablauf}) demonstriert; weitergehend wurde eine hohe, stabile Leistung der Membranstufe bei spezifischen Flüssen von 25 bis 30 l/(m²·h)¹ nachgewiesen, sodass von einem relativ geringen Energiebedarf für den Filtrationsbetrieb (Permeatextraktion und Lufteintrag für die Membranüberströmung) von deutlich unter < 100 Wh/m³ ausgegangen werden kann. Auf Basis dieser positiven Ergebnisse hat Suez WTS zwei weitere Studien in Deutschland unterstützt: Auf dem Technikum der Kläranlage Emschermündung wurde ein halbtechnischer PAK-MBR im Parallelbetrieb zu einer konventionellen Versuchsanlage mit simultaner PAK-Zugabe und einer konventionellen Anlage mit nachgeschalteter PAK-Zugabe betrachtet. Die Versuche liefen unter Leitung von Emschergenossenschaft/Lippeverband. Auf der Kläranlage Neuss-Ost wurden halbtechnische Versuche zum nachgeschalteten Einsatz einer Membranstufe zur Reinigung des Ablaufes der Nachklärbecken mit Aktivkohlekontaktreaktor sowie zum PAK-MBR Verfahren durchgeführt. Die Untersuchungen sind Teil einer Machbarkeitsstudie durch die InfraStruktur Neuss AöR und SWECO GmbH und werden unter anderem mit ebenfalls durchgeführten Untersuchungen zum AFSF-Verfahren verglichen. Beide Vorhaben haben die im Schweizer Vorhaben ermittelten Erkenntnisse in Bezug auf Eliminationsleistung und Energieeffizienz (s. o.) weitgehend bestätigt.

¹ z. T. mit l_{mh} abgekürzt

3 Auswahl der Pulveraktivkohle

3.1 Auswahlkriterien

Es wurden insgesamt sechs Pulveraktivkohlen auf ihre Eignung hin untersucht. Die Aktivkohlen wurden bis August 2018 auf die Eliminationsleistung für Spurenstoffe (Auswahl), SAK₂₅₄ und DOC untersucht. In die Bewertung flossen danach die Kosten, die Abrasivität und der Feinkornanteil mit ein. Die Auswahlkriterien waren:

- Hohe Eliminationsleistung im Schüttelversuch
- Geringe Abrasivität (Gold-Zahl < 6)
- Falls möglich, geringer Feinkornanteil der Fraktion $d < 5 \mu\text{m}$
- Minimierung der Aktivkohlekosten

Aus Gründen der Neutralität werden die Aktivkohlen nachfolgend anonymisiert verglichen.

3.2 Analytik zur Bestimmung der Spurenstoffelimination

Die Kapazität zur Spurenstoffelimination der Kohlen wurde durch Schüttelversuche mit MBR-Permeat aus dem GWK Nordkanal bestimmt. Für jede der sechs untersuchten Aktivkohlen wurden die PAK-Konzentrationen 10, 15, 20 und 30 mg/l getestet und zudem eine Blindprobe untersucht (insg. 31 Proben).

Die Pulveraktivkohle wird zunächst vollgetrocknet und dann in destilliertem Wasser zu einer wässrigen Suspension ($1 \text{ g}_{\text{PAK/l}}$) angesetzt. Vor der Verwendung wird diese im Überkopfschüttler für eine Stunde homogenisiert. Die Dosierung zur behandelten Wasserprobe erfolgt mittels Pipette in Abhängigkeit der benötigten Dosis. Die Aufenthaltszeit im Überkopfschüttler (RA20, Fa. Gerhardt) beträgt 24 h bei 8 RPM.

Untersucht wird das Permeat aus dem Gesamtablauf des GWK Nordkanal. Die Probenmenge je Schüttelversuch beträgt 500 ml. Es erfolgt keine Zwischenprobenahme. Nach 24 h wird der Versuch beendet, die Permeatproben jeweils über $0,45 \mu\text{m}$ Membranfilter filtriert und für die nachfolgende Analytik chargiert.

In Abbildung 3.1 sind Säulendiagramme der Eliminationen von vier Spurenstoffen, DOC und SAK₂₅₄ dargestellt (alle Analyseergebnisse der Spurenstoffelimination in Anhang B).

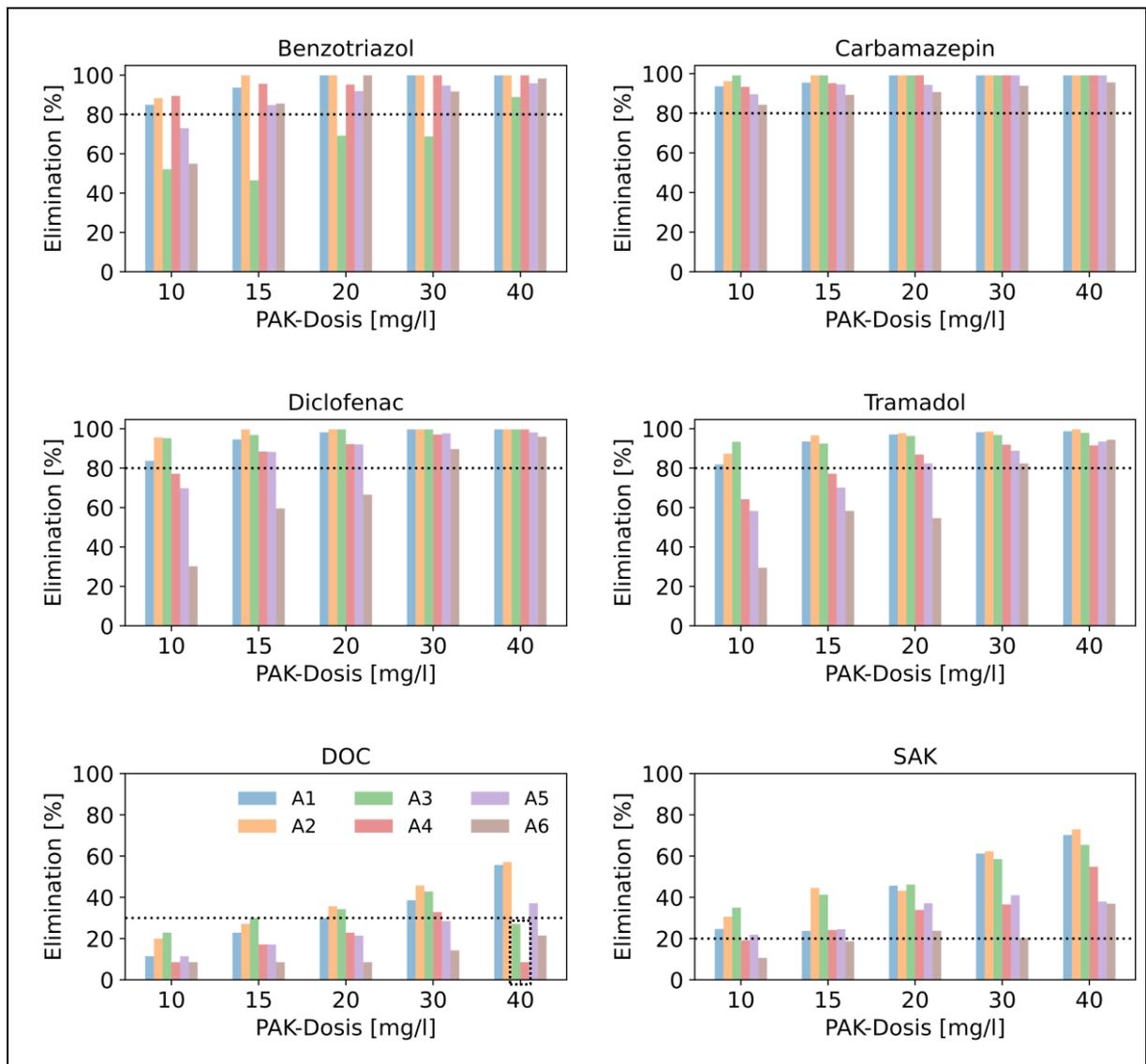


Abbildung 3.1: Elimination von Spurenstoffen, DOC und SAK₂₅₄ für die untersuchten Pulveraktivkohlen (A1 bis A6) im Schüttelversuch

Im Schüttelversuch mit 40 mg_{PAK/l} wurden für A3 und A4 deutlich geringere Eliminationen festgestellt als bei den niedrigeren Dosierungen. Aufgrund des allgemeinen Trends bei SAK und Spurenstoffen ist von einem Analysefehler beim DOC in diesen beiden Proben auszugehen, der jedoch nicht aufgeklärt werden konnte.

Anhand der gezeigten Analysewerte wurde die Pulveraktivkohlen A1 bis A3 (blau, orange und grün) aufgrund ihrer hohen Eliminationsleistung für Spurenstoffe (z. B. Diclofenac, Carbamazepin, Tramadol), DOC und SAK₂₅₄ auch bei geringer Dosierung in die engere Auswahl genommen. Die absteigende Eignungsreihung sah dabei wie folgt aus: A2 - A3 - A1.

3.3 Analytik zur Wiederholungsgenauigkeit der Schüttelversuche

Um Schwankungen bei der Abwasser- und PAK-Qualität sowie mögliche Ungenauigkeiten im Versuch zu quantifizieren, wurden 24 h-Schüttelversuche (Plattformschüttler LS20 der Fa. Gerhardt) zur Bestimmung der SAK_{254} -Elimination durchgeführt. Das Permeat wurde dabei z.T. für mehrwöchige Versuche verwendet. Um biologische Aktivität im Permeat aufgrund der Lagerung zu verhindern, wurde es mit 500 mg/l Natriumazid (NaN_3) versetzt. Dies wurde bei der SAK_{254} -Bestimmung über die Messung von mit NaN_3 versetzten Blindproben kompensiert. Jeder Schüttelversuch wurde mit 50 ml Permeatproben durchgeführt. Die Vorbereitung der PAK-Stammsuspension erfolgte wie in Kapitel 3.2 beschrieben.

Nach 24 Stunden wurde der Versuch beendet und die Proben wurden über 0,45 μm Membranfilter filtriert und der SAK_{254} analysiert. Die Blindproben wurden gleich der PAK-Proben behandelt.

Der Versuchsplan diente zur Klärung folgender Fragestellungen:

- V1. Wiederholungsgenauigkeit des Schüttel-Verfahrens bei verschiedenen Dosierungen (10, 15, 20 sowie 30 mg/l) bei gleichbleibender Abwassermatrix (3 Wiederholungen)
- V2. Wiederholungsgenauigkeit der Versuche mit anderer Permeatprobe (4 Wiederholungen)
- V3. Untersuchung der Homogenität der PAK-Chargen durch Vergleich von zwei PAK-Suspensionen (Ansatz aus der gleichen Musterprobe) bei $C_{PAK} = 20$ mg/l und gleichem, frischem Permeat (4 Wiederholungen)

In Abbildung 3.2 werden die Ergebnisse der ersten Versuchseinstellung (V1) dargestellt. Eine Verbesserung der SAK_{254} -Elimination mit gesteigerter Dosierkonzentration ist klar erkennbar. Bei nahezu allen Dosierungen wurden die besten Reinigungsleistungen mit Aktivkohle A2 erzielt. Bei 30 mg_{AK2}/l konnte 80 % des SAK_{254} aus dem Permeat adsorptiv entfernt werden. In der Reihenfolge mit absteigender Reinigungsleistung folgen A4, A5 und A6.

Weiterhin geht aus Abbildung 3.2 hervor, dass die Messwertabweichungen des SAK_{254} bei unterschiedlichen PAK-Dosierungen ein heterogenes Bild zeigen. Bei niedrigen PAK-Dosierungen von 10 und 15 mg_{PAK}/l war die Schwankungsbreite der Messerwerte gering. Erst ab einer Dosierung von 20 mg_{PAK}/l konnten große Schwankungen beobachtet werden. Die Schwankungsbreite lag mit $\pm 21,4$ % bei A2 bei einer Dosierung von 30 mg_{PAK}/l am höchsten. Aus diesem Grund wurde die Anzahl der Versuchswiederholungen von drei in V1 auf vier in V2 und V3 erhöht, um belastbarere Ergebnisse zu erzielen.

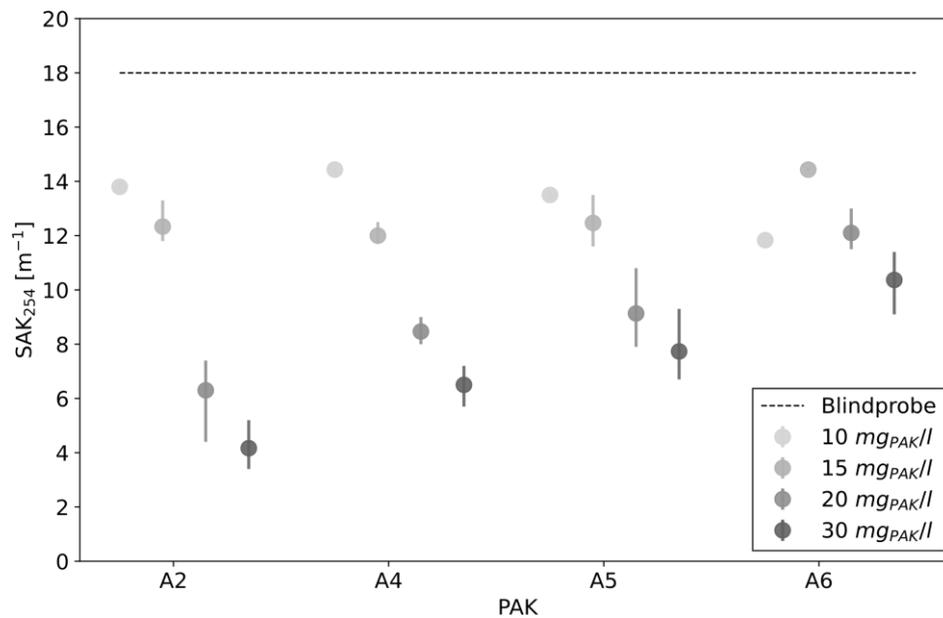


Abbildung 3.2: Wiederholungsgenauigkeit (Min, Max und Mittelwert) des SAK₂₅₄ bei verschiedenen PAK-Dosierungen mit Permeat 1 (24h-Schüttelversuche; Blindprobe = Permeat ohne Aktivkohle)

Bei V2 wurden die gleichen Versuche mit einer neuen Permeatprobe durchgeführt, die einen leicht höheren SAK₂₅₄ von 19,4 m⁻¹ in der Blindprobe aufwies als jene bei V1 (18 m⁻¹). Die entsprechenden Ergebnisse werden in Abbildung 3.3 dargestellt.

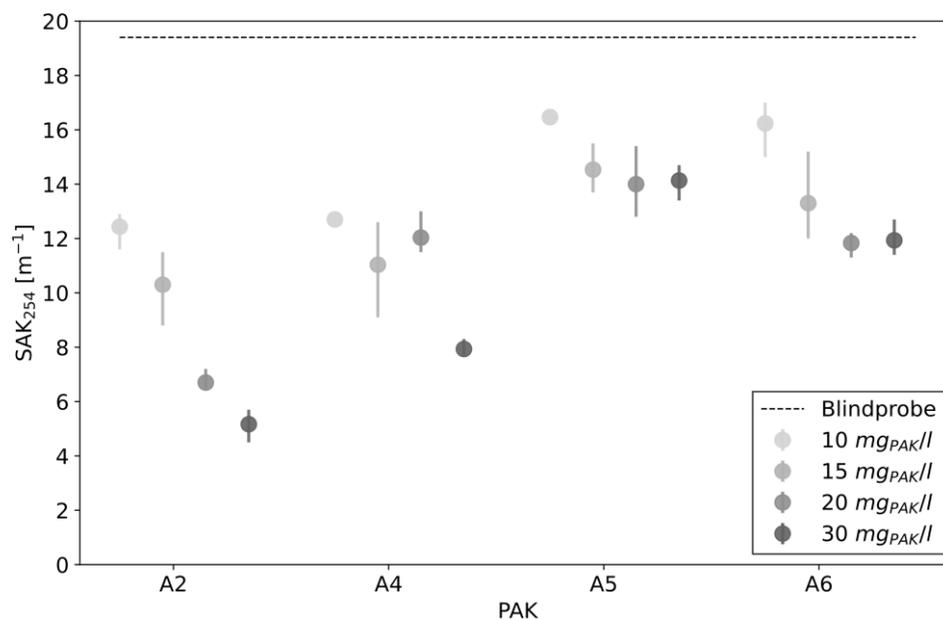


Abbildung 3.3: Wiederholungsgenauigkeit (Min, Max und Mittelwert) des SAK₂₅₄ bei verschiedenen PAK-Dosierungen mit Permeat 2 (24h-Schüttelversuche; Blindprobe = Permeat ohne Aktivkohle)

Beim Vergleich der Ergebnisse aus V2 und V1 zeigt sich die gleiche Hierarchie der PAK nach Reinigungsleistung trotz Änderung der Abwassermatrix. Die beste Elimination (73 %) wurde erneut mit A2 bei 30 mg_{PAK}/l erreicht. Besonders auffallend waren die Ergebnisse von A5 und

A6. Bei diesen Aktivkohlen war nur noch ein geringer Anstieg der Reinigungsleistung bei weiterer PAK-Dosiserhöhung erkennbar.

In V2 zeigen die Messergebnisse bei 30 mg_{PAK}/l die geringste Schwankungsbreite im SAK₂₅₄-Ergebnis. Dies widerspricht dem Ergebnis aus V1. Die größte Schwankungsbreite von ± 20,2 % wurde bei A4 mit einer Dosierung von 15 mg_{PAK}/l ermittelt.

Bei V3 wurden die Wiederholungsgenauigkeit der Schüttelversuche mit zwei unterschiedlichen PAK-Suspension 20 mg_{AK}/l überprüft. Der SAK₂₅₄ der Blindprobe lag bei 16 m⁻¹. Abbildung 3.4 zeigt die SAK₂₅₄-Werte bei Verwendung unterschiedlicher der Suspensionsansätze.

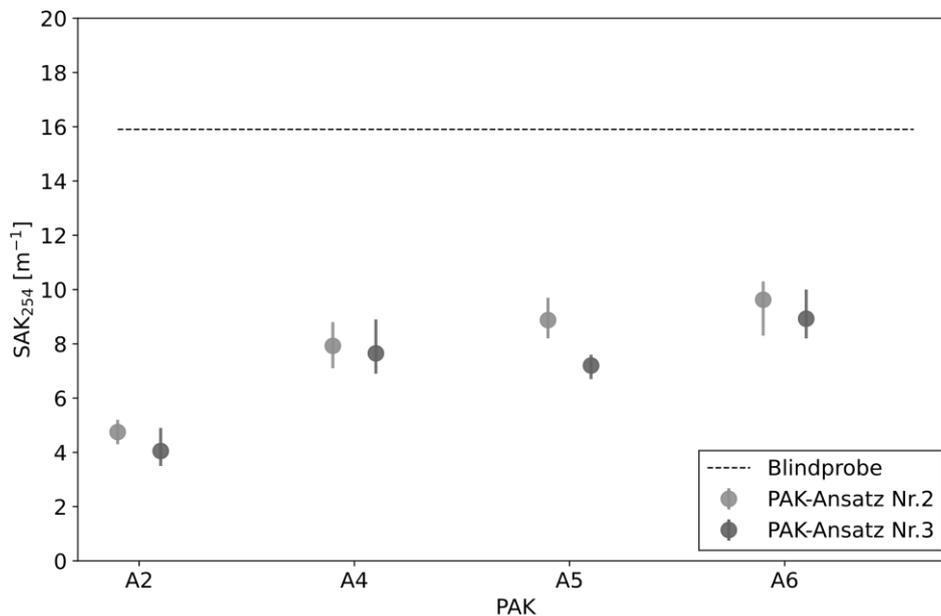


Abbildung 3.4: Wiederholungsgenauigkeit (Min, Max und Mittelwert) des SAK₂₅₄ bei verschiedenen PAK-Suspensionsansätzen (24h-Schüttelversuche; Blindprobe = Permeat ohne Aktivkohle)

Es ist gut erkennbar, dass sich die Reinigungsleistung der zwei PAK-Ansätze der vier getesteten PAK (mit Ausnahme von A4) zum Teil erheblich voneinander unterscheiden. Die höchste Abweichung wiesen die Ansätze von A5 auf, wo der SAK₂₅₄ bei der zweiten Suspension 19,1 % niedriger lag. Bei den anderen Aktivkohlen liegt der mittlere Unterschied zwischen den PAK-Suspensionen bei ca. 10 %. Dieses Ergebnis deutet darauf hin, dass die Homogenität einzelner PAK-Chargen z. T. relevante Abweichungen erwarten lässt, wenn das Reinigungsergebnis abgeleitet werden soll. Die deutliche Änderung beim Ergebnis von A5 hatte zudem zur Folge, dass diese in der Hierarchie beim Suspensionsansatz 2 hinter und bei Ansatz 3 vor A4 lag. Dies ist bei der Durchführung von Untersuchungen zur PAK-Auswahl zu berücksichtigen.

Mögliche Einflüsse auf die Messergebnisse bei der Versuchsdurchführung und Analytik waren:

- Ungenauigkeit beim Abwiegen oder der Pipettierung der PAK
- Änderung in der Korngrößenverteilung zwischen den Stichproben der PAK-Chargen
- Minimale Abweichungen des behandelten Probenvolumens (50 ml Gesamtvolumen bereits sehr gering, Abmessung erfolgte über Messkolben)
- Ungenauigkeit des Messgeräts kann ausgeschlossen werden, da der SAK₂₅₄ der Blindprobe gute Wiederholung zeigt

Es kann anhand der Ergebnisse festgehalten werden, dass eine mehrfache Wiederholung der Schüttelversuche zur Bestimmung des SAK₂₅₄ und DOC eine bessere Einschätzung der Schwankungsbreiten bei den unterschiedlichen PAK-Chargen ermöglicht. Es wird empfohlen, ggf. mehrere PAK-Muster anzufordern und eine größere Menge Suspension für die Schüttelversuche herzustellen, um Schwankungen in der Kohlequalität auszugleichen. Gleichzeitig blieb die Hierarchie des Eliminationsergebnis über alle Versuchsdurchführungen bei unterschiedlichen Permeatproben und Nutzung der gleichen PAK-Suspension bestehen, sodass der Schüttelversuch zur PAK-Auswahl methodisch grundsätzlich geeignet war. Eine Ungenauigkeit der SAK₂₅₄-Ergebnisse von max. 20 % ist dennoch erwartbar, wenn sich die Permeatqualität im Versuchsverlauf ändert. Eine Wiederholung der Schüttelversuche und Ermittlung der Spurenstoffelimination bei unterschiedlichen Dosierkonzentrationen scheint aufgrund der hohen Kosten nur nach erfolgter PAK-Auswahl sinnvoll.

3.4 Zusammenstellung aller Auswahlkriterien

Nach Prüfung der in Kapitel 3.1 genannten Parameter wurde die PAK „AK3“ für den großtechnischen Versuch ausgewählt (vgl. Tabelle 3.1).

Tabelle 3.1: Charakterisierung der untersuchten Pulveraktivkohlen

	Angabe	A1	A2	A3	A4	A5	A6
Herstellerangaben	Rohstoff	diverse	n.a.	n.a.	Braun- kohle	n.a.	Reaktivat
	Jodadsorption (mg _{I₂} /g _{PAK})	950	1100	> 950	800- 1.000	n.a.	700 ±50
	BET Oberfläche (m ² /g _{PAK})	1050	1200	> 1050	1150	n.a.	750
	Schüttdichte bei 20°C (kg/m ³)	375	225	< 400	250-600	n.a.	250-550
	Feuchte (Gew-%)	< 6	2	< 10	< 5	n.a.	< 15
Zusätzliche Untersuchungen	notw. Dosis ¹⁾ (g _{PAK} /m ³ _{Permeat})	15	10	10	20	20	40
	Goldzahl (mg/h)	0,84	2,68	0,45	6,99	n.b.	n.b.
	Feinkornanteil (Gew-% _{<5µm})	17,9	58,2	16,0	11,2	n.b.	n.b.
	Spezifische Dosierkosten ²⁾ (Ct/m ³ _{Abwasser})	2,3	2,3	1,9	2,9	n.a.	3,7
<p>1) PAK-Dosierung im Schüttelversuch, um mindestens 20 % DOC-Elimination zu erreichen, die Spurenstoffelimination der 6 Indikatorsubstanzen lag im Mittel bei > 80 % (vgl. Anhang B).</p> <p>2) Kosten für die PAK (ohne Anlieferung) bei Anwendung der o.g. Dosis.</p>							

4 Halbtechnische Untersuchungen zur PAK-Auswirkung auf die Filtrationsleistung

4.1 Anlagentechnik und Untersuchungsprogramm

Die Untersuchungen wurden auf dem Versuchsfeld der SUEZ WTS auf der Kläranlage in Burlington/Kanada durchgeführt. Drei identische MBR Versuchsanlagen bzw. -straßen wurden parallel, unabhängig voneinander mit mechanisch vorgereinigtem Abwasser beschickt. Die Membranmodule vom Typ ZeeWeed 500M, 4M (0,93m² je Straße, PVDF Hohlfaser, 0,04µm nominelle Porengröße) waren dabei direkt im vollständig belüfteten Bioreaktor (Belegungsvolumen: 380 l) installiert.

Die hier eingesetzten Labormodule werden üblicherweise für Forschungszwecke mit Fokus auf die erzielbare Permeatqualität verwendet, relativ selten gefertigt und von Hand montiert. Die Bestimmung der absoluten Betriebsleistung der Module (Flüsse, Permeabilitätsleistung, Reinigungsaufwand etc.) erfolgt üblicherweise im technischen Modulmaßstab. Anhand der Labormodule kann dennoch eine sehr gute Abschätzung zur Schlammfiltrierbarkeit, des Foulingverhaltens und der Stabilität der Membranfiltration erfolgen (Abbildung 4.1).

Zwei Filtrationsstraßen wurden mit Pulveraktivkohle (normale Korngrößenverteilung und feiner gemahlen) betrieben, die dritte Straße diente als Referenz ohne Aktivkohle.

- a) PAK: MACarrier E
- b) Feine PAK: gemahlene MACarrier E
- c) Referenzstraße ohne PAK

Der Filtrationsbetrieb der Membranen erfolgte vergleichbar mit dem Betrieb großtechnischer Anlagen unter folgenden Betriebseinstellungen:

- Filtrationseinstellungen: 12 Minuten Filtration gefolgt von 30 Sekunden Rückspülung bzw. ohne Rückspülung;
- Belüftungseinstellungen: intermittierende Belüftung 10 s an/ 30 s aus (bei niedrigen bis moderaten Flüssen), bzw. 10/10 (bei höheren Flüssen).

Zusätzlich zur Membranbelüftung wurde bedarfsweise eine feinblasige Belüftung zugeschaltet, um eine minimale Sauerstoffkonzentration von 2 mg/l im Bioreaktor sicherzustellen. Je nach Filtrationsfluss stellten sich hydraulische Aufenthaltszeiten von 6 – 14 Stunden ein. Das Schlammalter wurde auf 23 ± 3 Tage bei einem TS-Gehalt im Bioreaktor von 8 – 10 g/l eingestellt. Die Aktivkohle wurde so in die Straßen dosiert, dass sich bei oben genanntem Schlammalter eine Konzentration von ca. 1 g PAK/l einstellte. Der Wert liegt ca. 3-mal höher als bei üblichen PAK-MBR Anwendungen. Ziel der höheren Konzentration lag darin, die vermeintlichen Auswirkungen auf die Membranen zu beschleunigen, um nach Abschluss der begrenzten Versuchszeit z.B. Abrasionseffekte deutlich zu machen bzw. ausschließen zu können.

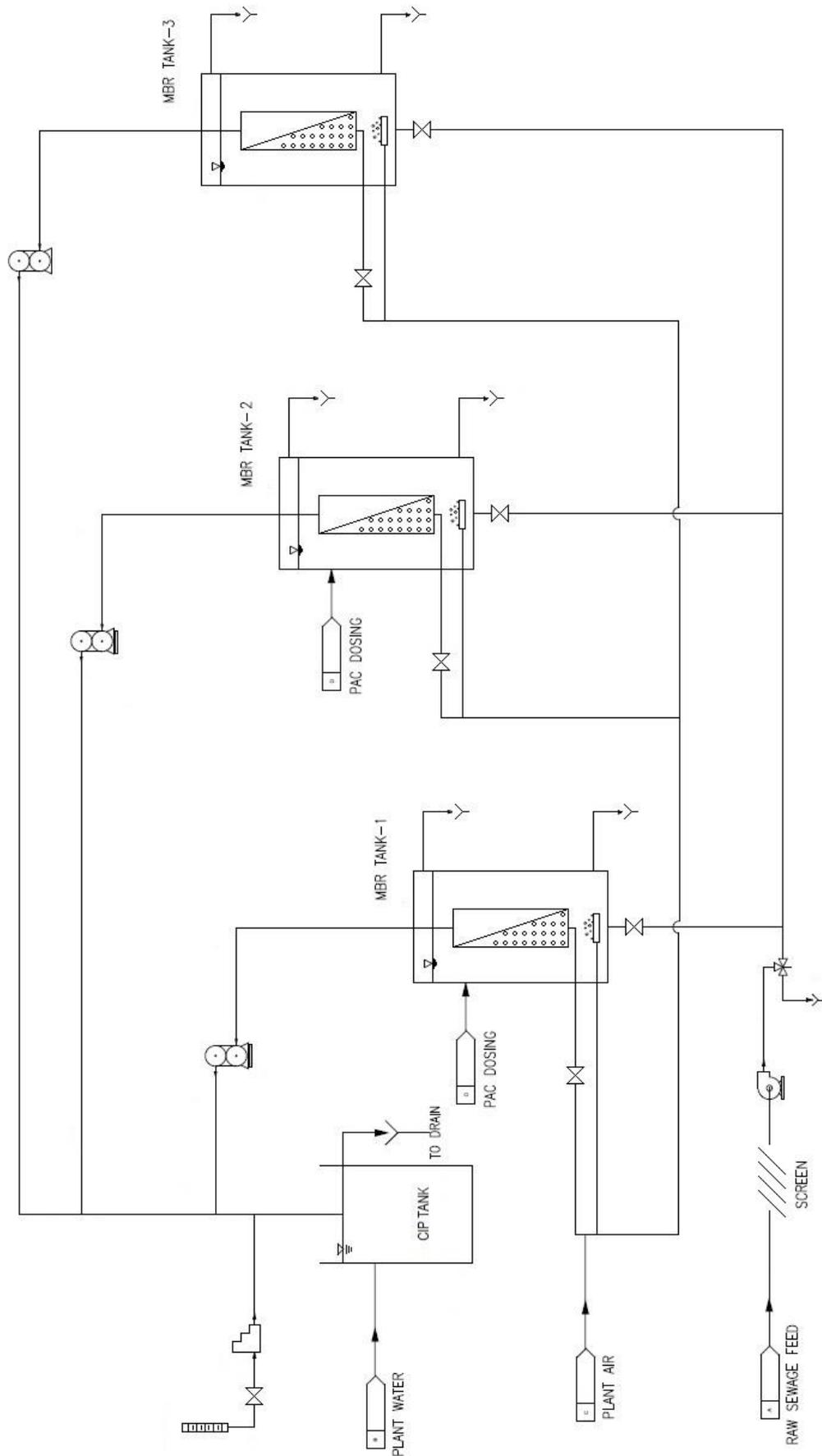


Abbildung 4.1: SUEZ MBR Pilotanlage in Burlington/Kanada

Die drei Straßen der Pilotanlage wurden am 26. Februar 2019 mit Impfschlamm einer nahegelegenen kommunalen Kläranlage (Skyway Wastewater Treatment Plant in Burlington, Ontario, Canada) angefahren und für 44 Tage an die Abwasserzusammensetzung (siehe Tabelle 4.1) und das neue Betriebsregime akklimatisiert.

Tabelle 4.1: Abwasserzusammensetzung während der Pilotversuche

Parameter	Einheit	Probenanzahl	Mittelwerte
pH		151	7,4 ± 0,1
TS ₀	mg/l	151	222,3 ± 117,8
oTS ₀	mg/l	27	157,5 ± 73,8
Alkalinität (als CaCO ₃)	mg/l	32	248,4 ± 33,6
NH ₄ -N	mg/l	69	21 ± 6,9
NO ₃ -N	mg/l	69	1,3 ± 1,7
NO ₂ -N	mg/l	49	0,3 ± 0,6
CSB _{ges}	mg/l	76	310,7 ± 138,9
CSB _{filtr} (0,45 µm)	mg/l	79	42,7 ± 17,7
CSB _{filtr} (1,5µm)	mg/l	59	54,1 ± 20,3

Während der Versuche wurden verschiedene Membranflüsse simuliert, angelehnt an Flüsse bzw. Flussbedingungen für die Auslegung großtechnischer Anlagen. Entsprechend wurden im Basisbetrieb Betriebsflüsse eingestellt, mit denen die Membranen durchgehend betrieben werden können. Zwischendurch wurden höhere bzw. deutlich höhere Flussleistungen für eine zeitlich begrenzte Dauer eingestellt, auf die wiederum sogenannte Erholungsphasen im Standardbetrieb folgten.

Bei der hydraulischen Auslegung von MBR werden üblicherweise die unten aufgeführten Lastfälle betrachtet, von der jeder für die zu installierende Membranfläche relevant sein kann. Insbesondere bei kommunalen Kläranlagen mit hohen Spitzenzuflüssen während Regenereignissen sind häufig die kurzzeitigen Flüsse wie PHF und MDF auslegungsrelevant. Daher wurden bei den durchgeführten Versuchen diese Lastfälle detailliert untersucht.

- ADF = Average Daily Flow = durchschnittlicher Tagesfluss, mittlerer Durchsatz über einen 24-Stunden-Zeitraum basierend auf jährlichen Durchflussdaten
- MMF = Maximum Month Flow = maximaler monatlicher Fluss, mittlerer täglicher Durchsatz während eines 30-Tage-Zeitraums mit dem höchsten Durchfluss basierend auf jährlichen Durchflussdaten

- MWF = Maximum Weekly Flow = maximaler wöchentlicher Fluss, mittlerer täglicher Durchsatz während eines 7-Tage-Zeitraums mit dem höchsten Durchfluss basierend auf jährlichen Durchflussdaten.
- MDF = Maximum Daily Flow = maximaler Tagesfluss, Durchsatz über einen 24-Stunden-Zeitraum mit dem höchsten Durchfluss auf der Grundlage von jährlichen Durchflussdaten.
- PHF = Peak Hourly Flow = Spitzenstundenfluss, maximale Durchflussrate über einen Zeitraum von 1 Stunde basierend auf jährlichen Durchflussdaten

Während der Versuche wurden bewusst sehr hohe Flüsse eingestellt (oberhalb der sonst üblichen Auslegungsflüsse), um Fouling zu provozieren und etwaige Unterschiede im Filtrationsverhalten schneller darstellen zu können.

Der Transmembrandruck wurde mit Drucktransmittern gemessen (Endress Hauser, Deutschland). Die Durchflussraten wurden über induktive Durchflussmessung (ABB, Burlington, Kanada) geregelt.

4.2 Ergebnisse zur Flussleistung und Permeabilität

Nach dem Standard-Testprotokoll sollten alle drei Module mit identischen Flüssen betrieben werden. Die Flüsse wurden an die Abwassertemperaturen angepasst und die Ergebnisse monatsweise ausgewertet und entsprechende Anpassungen der Betriebseinstellungen vorgenommen.

Nach Abschluss der Versuche wurde bei der Obduktion der Module festgestellt, dass einige der Membranfasern durch das Pottingharz verschlossen waren. Dadurch unterschied sich die aktive Oberfläche jedes Moduls von der ursprünglich angenommenen Membranfläche teils erheblich. Die aktive Membranfläche in den beiden Modulen, die mit PAK betrieben wurden, war vergleichbar. Das Referenzmodul hatte dagegen noch mehr verschlossene Fasern, so dass es mit fast doppelt so hohen Flüssen betrieben wurde als geplant. Dieser Umstand erschwerte die Bewertung der Versuchsergebnisse, dennoch lassen sich anhand der Daten Rückschlüsse auf das Leistungsverhalten der Membranen, während der drei betrachteten Betriebsbedingungen, ziehen.

Nach Abschluss der Versuche wurden die tatsächlichen spezifischen Flüsse anhand der verfügbaren Membranfläche je Modul neu berechnet. Alle folgenden Diagramme stellen somit die tatsächlichen Flüsse dar, die teilweise doppelt so hoch liegen wie die großtechnisch üblichen Betriebsflüsse.

Abbildung 4.2 zeigt die Leistung der drei Module am Ende der Akklimatisierungsphase. Der Transmembrandruck (TMP) der drei Module war über den gesamten Betrachtungszeitraum sehr stabil. Während dieser Zeit wurde standardmäßig zweimal pro Woche eine Zwischenreinigung (Maintenance Cleaning MC) mit NaOCl durchgeführt.

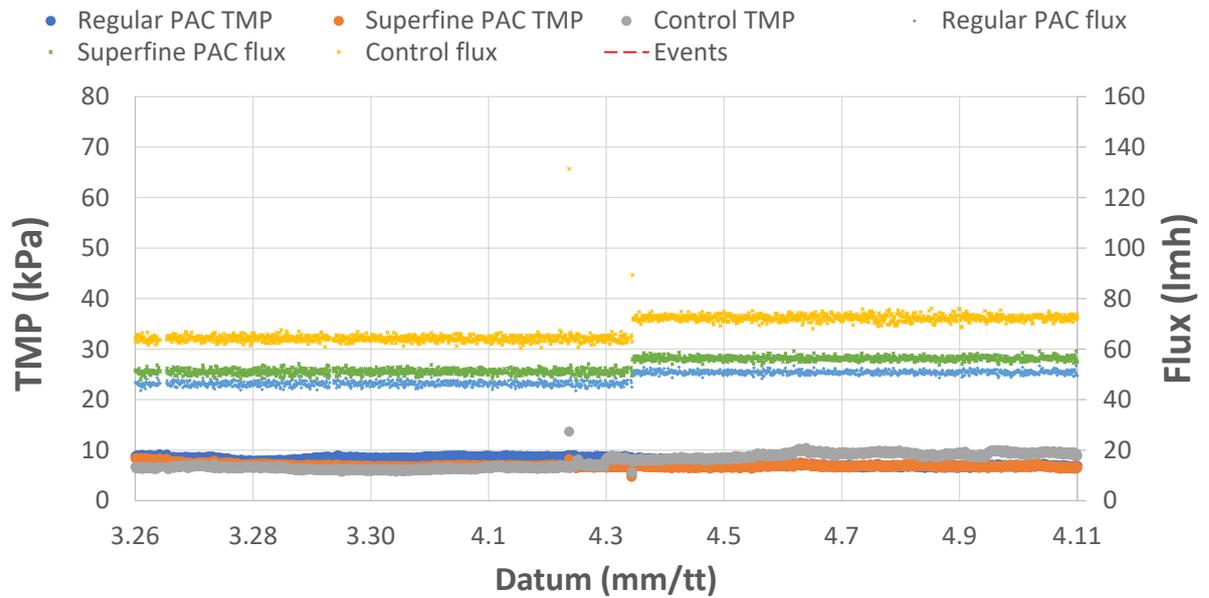


Abbildung 4.2: Flux und TMP der drei Filtrationsstraßen am Ende der Einfahrphase (alle noch ohne PAK)

Am 11. April 2019 startete die PAK-Dosierung in Straße 1 mit der regulären Pulveraktivkohle (regular PAK) und Straße 2 mit der gemahlene Aktivkohle (superfine PAK). Die chemische Zwischenreinigung wurde weiterhin zweimal pro Woche durchgeführt. Die drei Module zeigten eine sehr vergleichbare und stabile Leistung (Abbildung 4.3). TMP und daraus abgeleitetes Fouling für die drei Module lagen in ähnlichen Größenordnungen.

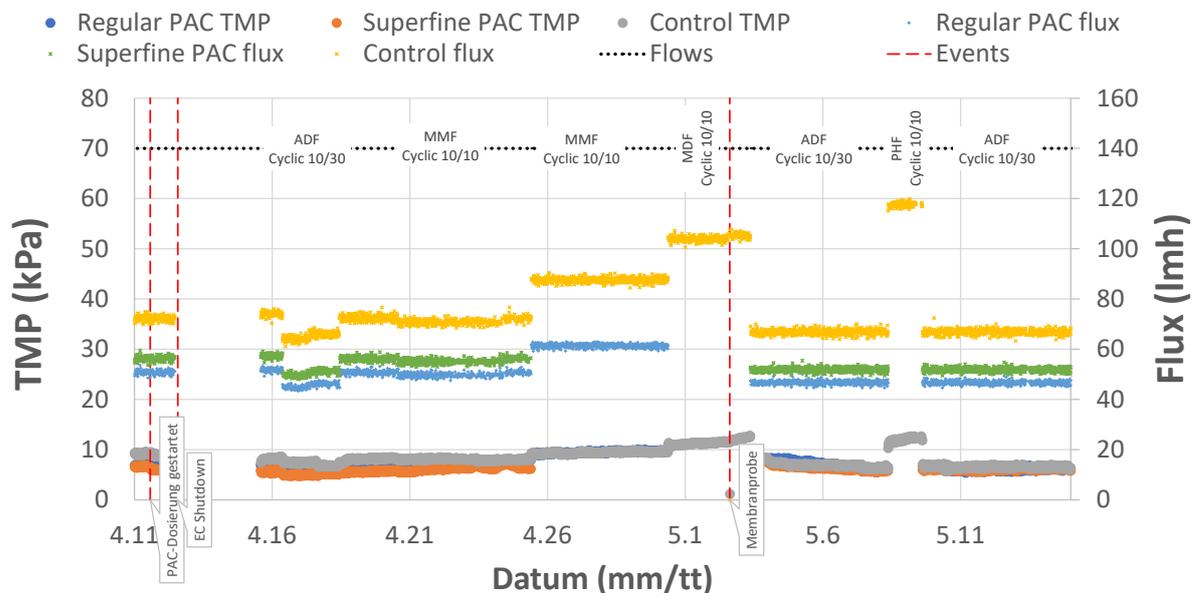


Abbildung 4.3: Flux und TMP nach Beginn der PAK-Dosierung

Im zweiten Betriebsmonat mit PAK wurden die spezifischen Flüsse um 10% erhöht und zudem den Temperaturänderungen angepasst. Das Referenzmodul zeigte dabei höhere TMP, insbesondere während der Zeiten unter maximalen Flüssen (Abbildung 4.4).

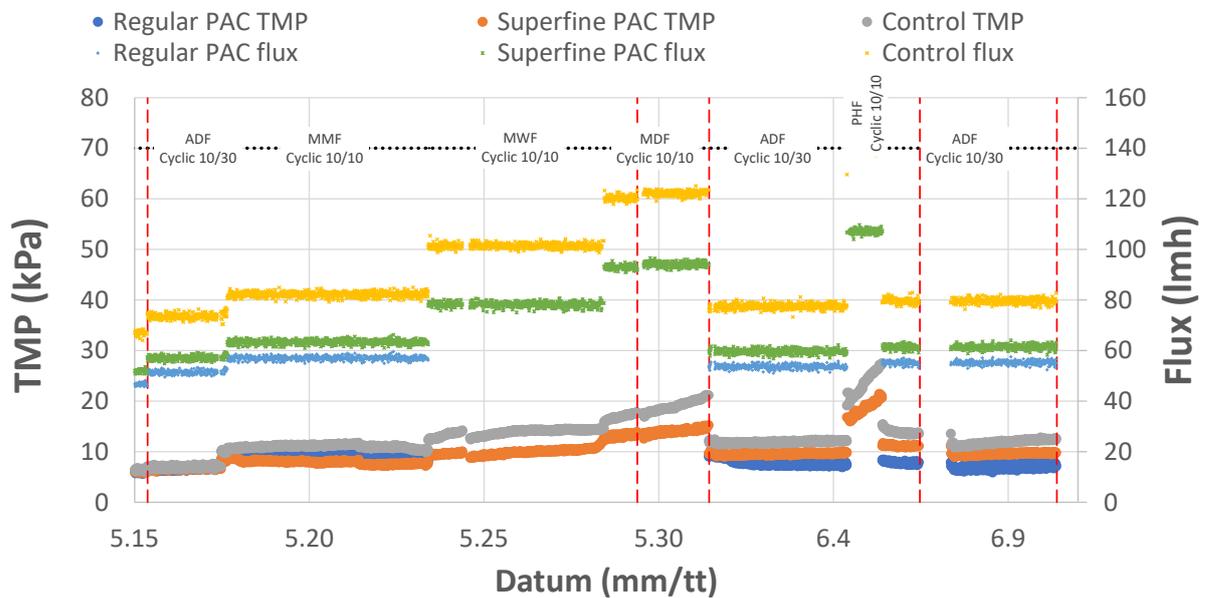


Abbildung 4.4: Flux und TMP im zweiten Betriebsmonat

Dies ist allerdings aufgrund des extrem hohen spezifischen Flusses von 120 l/mh auch nicht ungewöhnlich. Zum Ende dieser Versuchsphase wurden alle drei Module in einem separaten Reinigungstank einer Intensivreinigung unterzogen (Recovery Clean RC, 5h mit 1000ppm NaOCl gefolgt von 5h mit 2 g/l Zitronensäure).

Die MC-Frequenz wurde von zweimal auf einmal/Woche reduziert, und die Basis- und Spitzenflüsse wurden im dritten Testmonat um weitere 5 % erhöht. Unter diesen Betriebsbedingungen zeigte das Referenzmodul einen starken Anstieg der Transmembrandrücke – was allerdings den extrem hohen Flüssen zwischen 105 bis 130 l/mh geschuldet war (Abbildung 4.5). Nach dieser Extrembelastung wurden die Flüsse reduziert, lagen jedoch bei Referenzmodul noch immer bei hohen 90 l/mh, wodurch noch immer starke Foulingraten zu verzeichnen waren. Die beiden Module unter PAC-Einfluss zeigten ein geringeres Fouling (= geringerer TMP-Anstieg), was allerdings durch die niedrigeren Flüsse von 65 l/mh bzw. 70 l/mh zu erklären ist. Aufgrund der außergewöhnlichen Foulingsituation wurde daraufhin das Referenzmodul einer Intensivreinigung unterzogen.

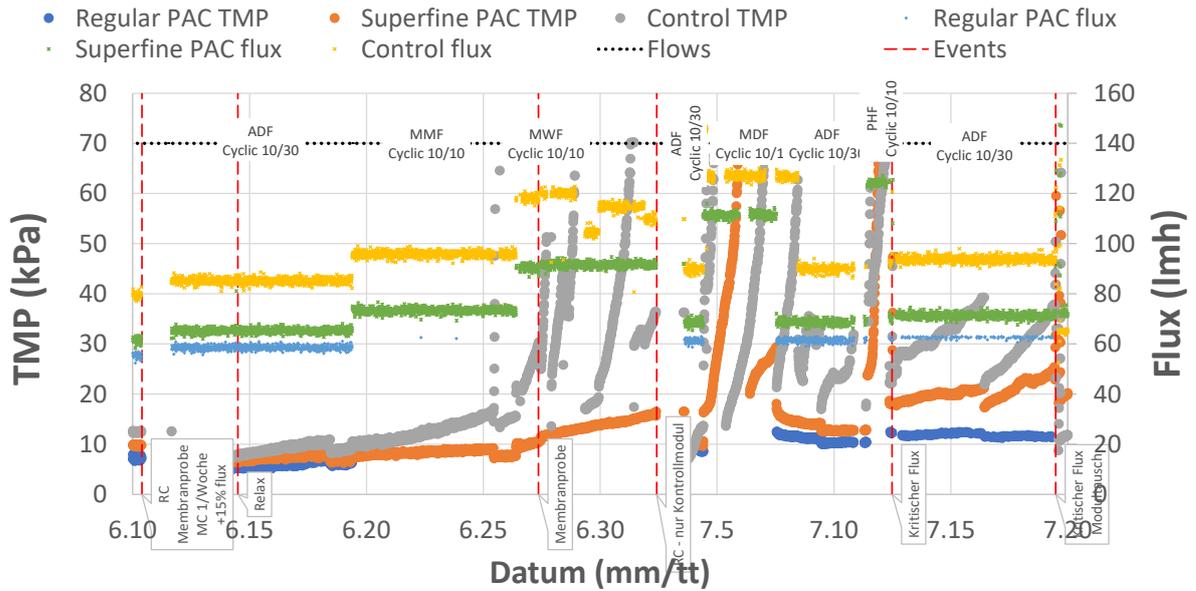


Abbildung 4.5: Flux und TMP im dritten Betriebsmonat

Vor Beginn der nächsten Testreihe (Mitte August bis Mitte September 2019) wurden alle Module erneut intensiv gereinigt und dann zwischen den Tanks getauscht. Das Modul der Referenzstraße wurde mit dem Modul in der Straße mit der normalen PAK getauscht. Die Foulingraten der drei Module waren danach vergleichbar, selbst bei Betrieb des Modules mit der normalen PAK bei Flüssen, die 40% über denen der Referenzstraße lagen. Nach Reduzierung der Peak-Flüsse von 150 auf 90 lmh zeigte das Modul mit normaler PAK nahezu keinen Fouling-bedingten TMP-Anstieg.

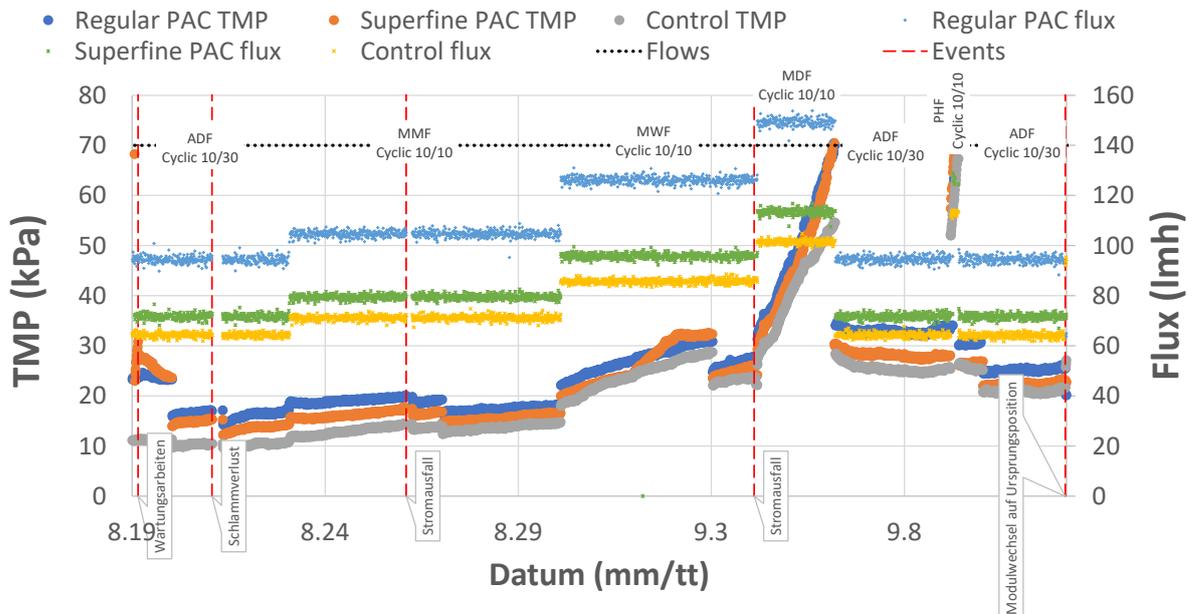


Abbildung 4.6: Flux und TMP im vierten Betriebsmonat nach Durchwechseln der Module

Am 12. September 2019 wurden das Modul ohne PAK und das Modul mit normalem PAK wieder in ihre ursprünglichen Tanks zurückgewechselt (Abbildung 4.7).

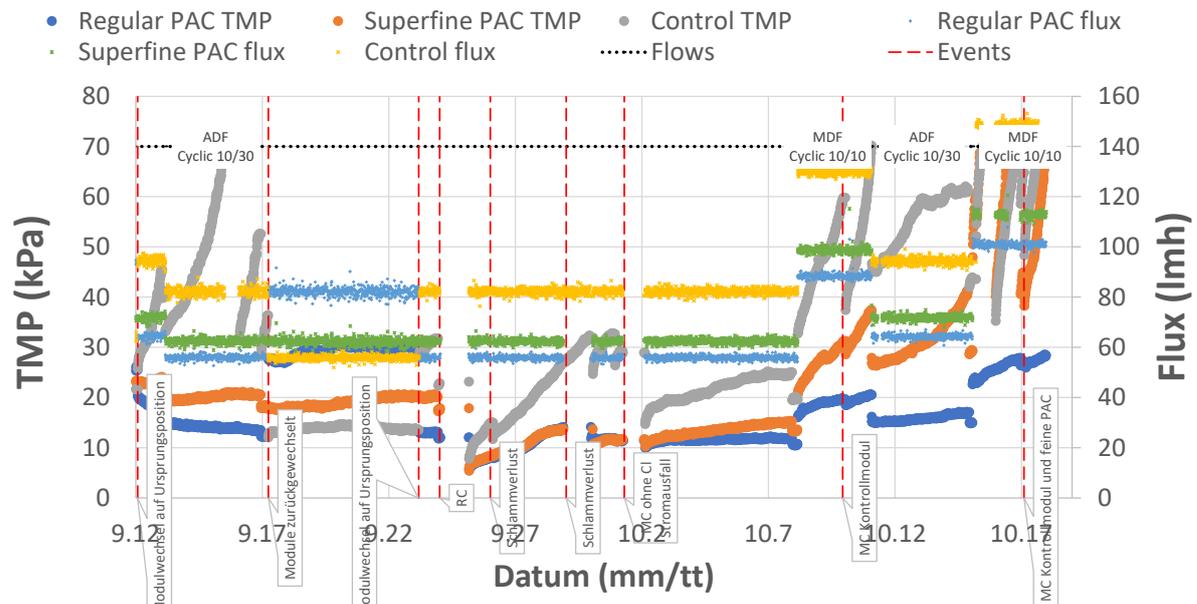


Abbildung 4.7: Flux und TMP im fünften Betriebsmonat

Das Modul im Betrieb ohne PAK konnte vorher nicht mit Flüssen >80 Imh betrieben werden. Nach dem Wechsel in die Straße mit der regulären PAK reduzierte sich die Fouling-Rate aber erheblich. Daraus lässt sich schließen, dass bei Betrieb ohne PAK der kritische Fluss überschritten war, bei Betrieb unter PAK-Einfluss jedoch die gleiche Wassermenge nicht zu einem erhöhten Anstieg der Transmembrandrücke führte und somit der Fluss unterkritisch war. Am 24. September 2019 wurden alle drei Module noch einmal intensiv gereinigt. In den letzten drei Wochen der Versuchsreihe wurden die Module wieder an ihren ursprünglichen Standorten betrieben. Die beiden Module mit PAK konnten mit niedrigen Foulingraten bei einem Fluss von 59 ± 5 Imh betrieben werden. Das Modul mit gemahlener PAK konnte nicht stabil bei Flüssen >70 Imh laufen, während das Modul mit regulärer PAK einen kritischen Fluss in der Nähe von 100 Imh aufzeigte.

4.3 Abschließende Intensivreinigung und Klarwassertests

Zum Abschluss der Versuche wurden alle drei Module nochmals einer Intensivreinigung unterzogen, um dann erneut die Klarwasserpermeabilität zu ermitteln. Abbildung 4.8 stellt die Klarwasserpermeabilitäten der neuen Module (initial), der noch verschmutzten Module vor den Reinigungen (Final), nach der Reinigung mit Natriumhypochlorit (Chlorine CIP) und der abschließenden Reinigung mit Zitronensäure (Acid CIP) dar. Die Schwankungen der Klarwasserpermeabilitäten der neuen Module ist im üblichen Rahmen – insbesondere unter Berücksichtigung der geringen Membranfläche je Modul. Bei großtechnischen Modulen liegt die Permeabilität üblicherweise > 600 Imh/bar.

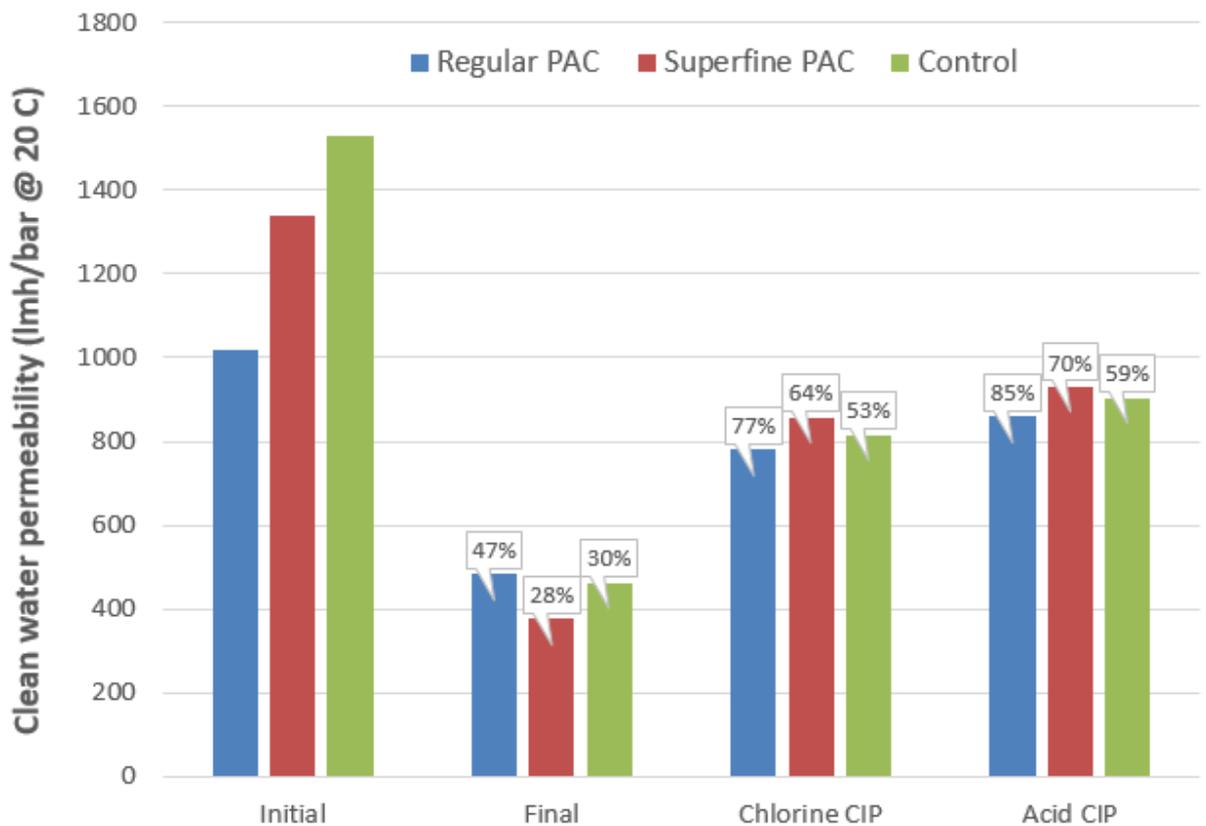


Abbildung 4.8: Klarwasserpermeabilität aller drei Module

Die Klarwasserpermeabilität einer Membran liegt nach Inbetriebnahme immer niedriger als die Permeabilität einer fabrikneuen Membran, da es bei der ersten Filtration von Belebtschlamm immer zu einem geringen irreversiblen Fouling kommt. Bei der Beurteilung der Ergebnisse muss zudem berücksichtigt werden, dass „Regular PAK“ und „Control“ zwischenzeitlich in ihren Becken getauscht wurden und somit kurzzeitig mit bzw. ohne PAK betrieben wurden. Dennoch lassen sich zwei wesentliche Schlussfolgerungen ziehen:

- Die Module unter PAK-Einfluss zeigten kein höheres irreversibles Fouling gegenüber dem Modul ohne (bzw. nur kurzzeitigem) PAK-Einfluss. Die Ergebnisse deuten sogar auf ein geringeres irreversibles Fouling unter PAK-Einfluss hin.
- Das Modul im Betrieb mit der gemahlene PAK zeigte kein höheres irreversibles Fouling als das Modul im Betrieb mit der originalen PAK. Die feiner gemahlene PAK stellt also kein erhöhtes Risiko für Porenverblockung dar.
- Mit der originalen PAK ließen sich die höchsten Flüsse ohne starkes Fouling realisieren. Dieses konnte jedoch nicht zeitgleich bei gleichen Flüssen demonstriert werden, sondern ergab sich aus der Nachbetrachtung der getauschten Module mit korrigierten Flüssen.

4.4 Schlammfiltrierbarkeit

Die Schlammfiltrierbarkeit gemessen am Parameter Time-to-Filter (TTF) war in allen drei Straßen während der gesamten Versuchszeit sehr gut, wobei die Straßen unter PAK-Einfluss etwas bessere und zugleich stabilere Werte zeigten (38 ± 11 s/100ml für „regular PAK“; 42 ± 14 s/100ml für „superfine PAK“) als die Straße ohne PAK (55 ± 25 s/100ml), wie Abbildung 4.9 zeigt. Die erwartete Verbesserung der Schlammfiltrierbarkeit durch die PAK hat sich damit bestätigt.

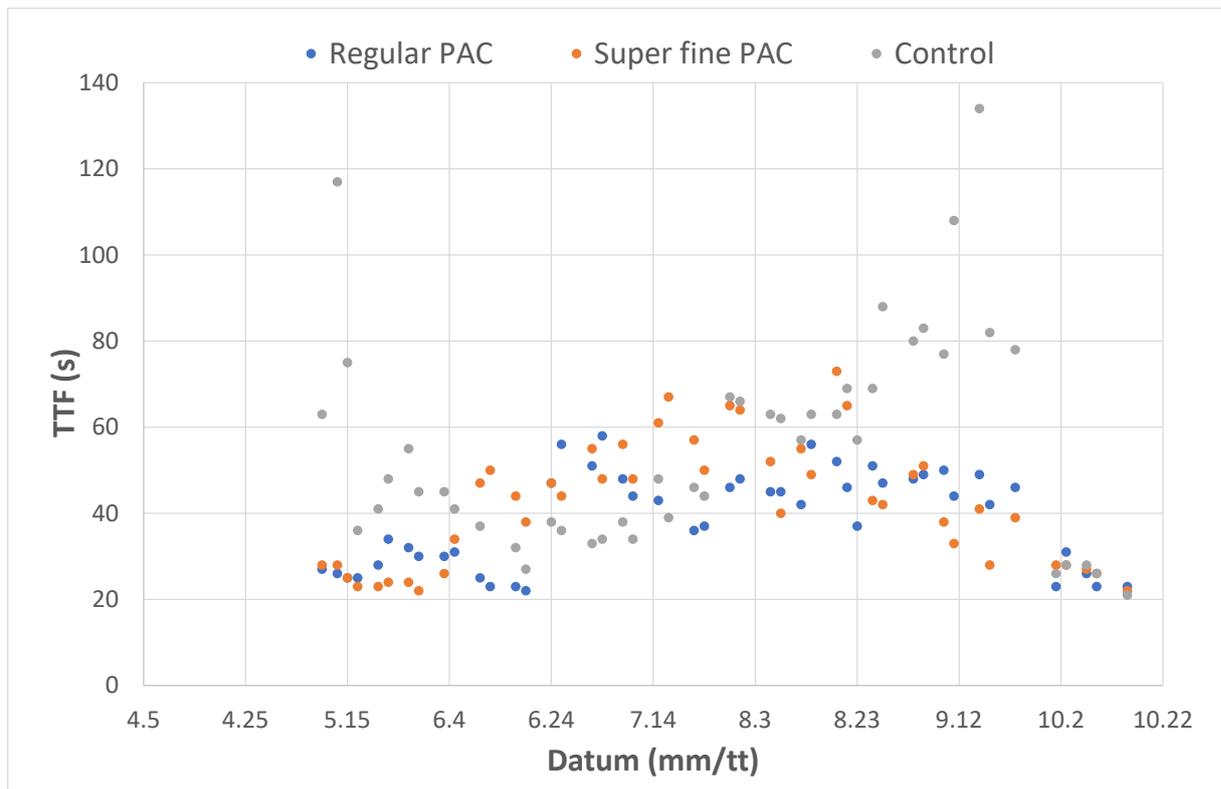
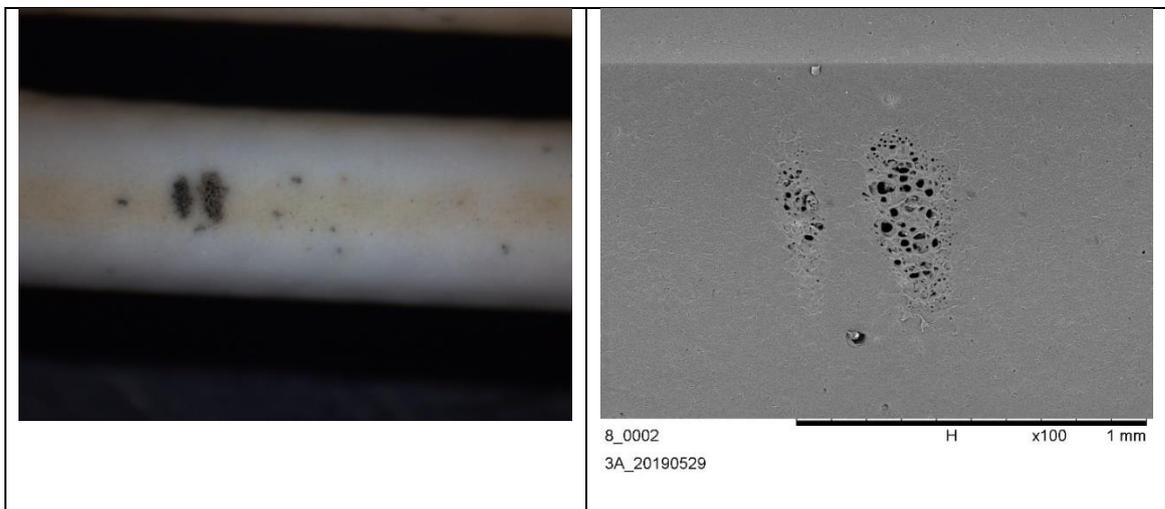


Abbildung 4.9: Entwicklung der Schlammfiltrierbarkeit gemessen als Time-To-Filter (TTF) in allen drei Straßen

4.5 Mikroskopische Untersuchungen der Membranen

Im März 2020 wurden aus allen drei Anlagen Membranproben entnommen und zur Autopsie in das europäische Labor von SUEZ in Ungarn geschickt. Dort wurden die Proben dann zunächst mit 100 ppm NaOCl desinfiziert und danach schrittweise über Ethanol getrocknet. Die so aufbereiteten Proben wurden dann sowohl mikroskopisch als auch per REM untersucht (Abbildung 4.10). Dabei stellte sich heraus, dass die Oberflächenstruktur aller Membranen weitgehend frei von Schadstellen war, bzw. vergleichbare Schadstellen aufwiesen. Die Aktivkohle, unabhängig von ihrer Korngrößenverteilung, führte also zu keinen vermehrten Schädigungen bzw. Abrasion der Membranoberfläche. Nachfolgende Abbildung stellt exemplarisch eine solche Schadstelle dar. Dabei sieht man im linken Bild (optische Vergrößerung) die gleiche Stelle wie im rechten Bild (REM).



**Abbildung 4.10: Links: Optische Vergrößerung einer Schadstelle;
Rechts: REM-Aufnahme der gleichen Stelle**

Jedoch fanden sich in den Straßen, die längerfristig mit PAK betrieben wurden vermehrt PAK-Ablagerungen in den Regionen mit Strukturschäden. Die beobachteten Strukturschäden treten auch bei Anlagen ohne PAK-Dosierung auf und sind daher nicht auf den Betrieb mit PAK zurückzuführen. Grundsätzlich sind solche Schadstellen nicht unüblich und beeinflussen die Leistung des Gesamtsystems hinsichtlich Ablaufqualität und hydraulischer Leistungsfähigkeit nicht.

Somit lässt sich im Wesentlichen schlussfolgern, dass der Betrieb mit PAK keine vermehrte Abrasion erzeugt als im Normalbetrieb ohne PAK. Auch führt die PAK nicht zu einer den Filtrationsbetrieb einschränkenden zusätzlichen Deckschichtbildung oder Fouling.

5 Membranbioreaktor GWK Nordkanal als PAK-MBR

Das Kapitel 5 liefert einen allgemeinen Überblick über das Gruppenklärwerk Nordkanal, die Integration der simultanen Pulveraktivkohledosierung und der einzelnen Dosierstrategien im Rahmen des Projektes.

5.1 Anlagenbeschreibung und Fließwege

Das im Jahr 2004 in Betrieb genommene Gruppenklärwerk (GWK) Nordkanal (Übersichtsbild: Abbildung 5.1, Fließwege: Abbildung 5.2) liegt im Westen der Stadt Kaarst am Rande des Stadtwaldes. Die Anlage wurde auf 80.000 EW bemessen und erstreckt sich über das Einzugsgebiet der Stadt Kaarst, die Ortsteile Kleinenbroich und Lüttenglehn der Stadt Korschenbroich und den Ortsteilen Dirkes, Lanzerath, Röckrath, Grefrath der Stadt Neuss. Von 2017 bis 2019 wurde die Kläranlage zur anaeroben Schlammstabilisierung ausgebaut. Der Zufluss zur Betriebsstelle erfolgt über die Pumpwerke „Am Bauhof Kaarst“ und „Korschenbroich“. Das gereinigte Abwasser des GWK Nordkanal wird in den Nordkanal eingeleitet (Einleitungs-Nr. 078077/002/01; Flussgebietskennzahl 275.126).



Abbildung 5.1: Lageplan des Gruppenklärwerkes Nordkanal - Stand 2021

Bei Trockenwetter fließt das gesamte Abwasser aus dem Einzugsgebiet über die Tauchmotorpumpwerke der mechanischen Reinigungsstufe zu. Die Fäkalien (das Abwasser) der Anwohner, die nicht an die öffentliche Kanalisation angeschlossen sind, werden mit Schlammfahrzeugen angeliefert und über die Fäkalannahmestation der Kläranlage zugeführt.

Die mechanische Reinigungsstufe ist bis zur Siebung 2-straßig ausgeführt und besteht aus einer Rechenanlage (Stabweite 5 mm), dem belüfteten Sandfang, der Vorklärung sowie einer Siebung (Lochweite 1,5 mm). Hier werden die Grobstoffe, der mitgeführte Sand und Fette sowie der Primärschlamm aus dem Abwasser und zuletzt feine Faserstoffe entfernt. Die nachfolgende biologische Hauptstufe entfernt zusammen mit der vorgeschalteten Denitrifikation Kohlenstoffverbindungen und Stickstoff aus dem Abwasser. Die Phosphorverbindungen werden mittels Simultanfällung mit Eisensalzen aus dem Abwasser entfernt. Das Permeat des Abwasser-Belebtschlamm-Gemischs wird mittels getauchten Membranfiltern aus dem Belebungsbecken abfiltriert und in den Nordkanal eingeleitet.

Der nicht mehr für den Reinigungsprozess benötigte Belebtschlamm-Anteil wird als Überschussschlamm aus dem System entfernt, im Bandedicker vorentwässert und der Faulung zugeführt. Ebenso wird der Primärschlamm zusammen mit dem Siebgut über einen Voredicker der Faulung zugeführt.

Nach erfolgter Faulung wird der Faulschlamm maschinell entwässert und extern thermisch verwertet. Das Schlammwasser der Zentrifuge (Zentrat) wird in der zweistufigen Deammonifikation weiterbehandelt. Hier werden Stickstoffverbindungen (NH_4) zu molekularem Stickstoff umgewandelt.

Das im Faulbehälter entstandene Faulgas wird gereinigt und zur Stromproduktion im BHKW genutzt. Ebenso ist eine thermische Verwertung über die Heizungsanlage möglich.

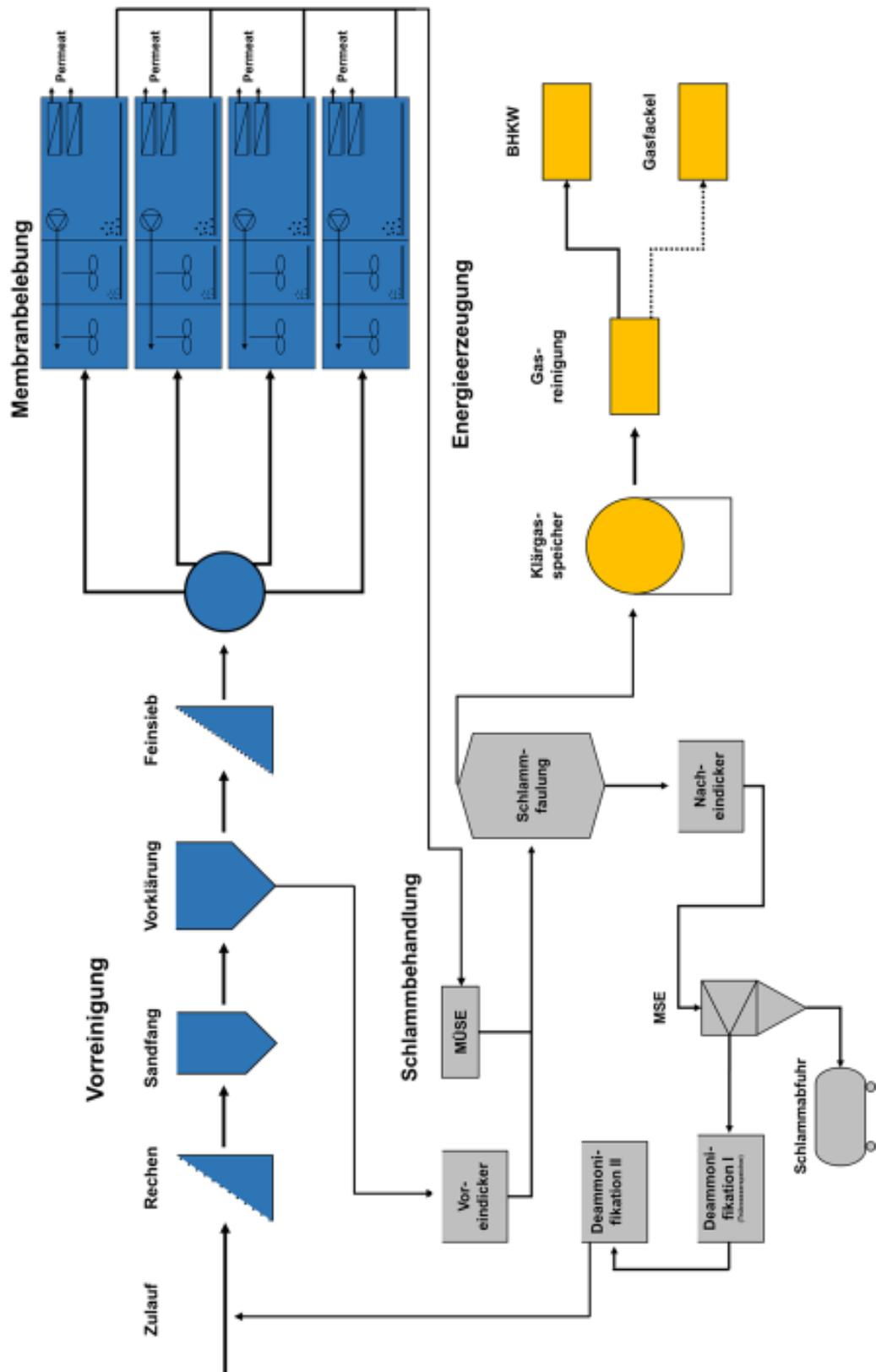


Abbildung 5.2: Prozessfließschema des Gruppenklärwerks Nordkanal (Wasser- und Schlammweg)

5.1.1 Mechanische Abwasservorreinigung

Abbildung 5.3 zeigt den Fließweg des Abwassers durch die mechanische Vorreinigung.

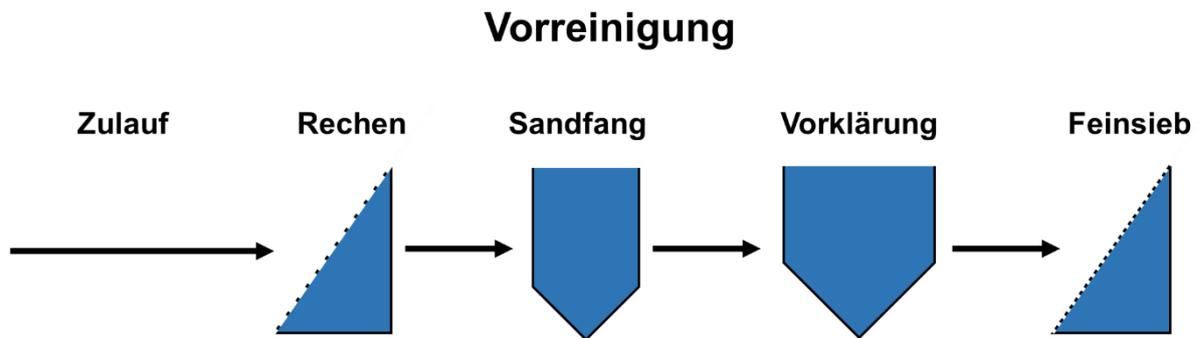


Abbildung 5.3: Fließschema Mechanische Abwasservorreinigung – Nordkanal 2021

Die Zulaufmessung ist im Messschacht vor dem Rechengebäude angeordnet, in dem sich die MID für beide Rohrleitungen befinden. Die Rohrleitungen selbst münden in den Quellschacht und sind dem Rechengerinne zugeführt. Die hier eingesetzten Aggregate sind zwei Filterstufenrechen mit einer Spaltweite von 5 mm.

Der Ablauf der Rechenanlage gelangt in den belüfteten Sand/Fettfang. Hier erfolgt die Abscheidung von Sand durch Sedimentation und von Fett durch Flotation. Die Anlage ist zweistraßig als Längssandfang ausgeführt. Das Fett wird in Sammelschächten aufgefangen und bevorratet. Eine Fettaufbereitung ist nicht vorgesehen. Das Fett wird separat abgefahren und entsorgt.

Das Rohabwasser aus dem Ablauf des Sandfangs wird in den Verteilerschacht vor der Vorklärung geführt. Dort erfolgt die Aufteilung auf die beiden Rechteckbecken bzw. den Bypass DN 800 zur vollständigen oder teilweisen Umfahrung.

Die Vorklärbecken dienen zur weitgehenden Abtrennung von gut absetzbaren Stoffen (Primärschlamm), sind zweistraßig ausgebildet und weisen ein Volumen von jeweils 350 m³ auf. Der zweistraßige Betrieb wird bei einer Zulaufmenge von größer 1.100 m³/h ausgelöst. Die geplante Aufenthaltszeit bei der maximalen Wassermenge beträgt 20 Minuten. Die Aufenthaltszeit unter Trockenwetterbedingungen liegt bei ca. 60 Minuten. Der Ablauf der Vorklärbecken wird über eine Sammelrinne zur Feinsiebanlage geführt.

Der Primärschlamm wird über Pumpen zur Primärschlamm-Eindickung und im Anschluss direkt in den Faulbehälter gefördert. Analoge Förderwege ergeben sich für den Schwimmschlamm. Tritt in der Denitrifikation der biologischen Stufe ein Kohlenstoffmangel auf, können ein oder zwei Vorklärbecken zur Reduzierung des Primärschlammrückhalts außer Betrieb genommen werden, die Vorklärung mit Abwasserteilströmen umfahren werden oder eine Dosierung von externen Kohlstoffquellen erfolgen.

Um Verzapfungen der Membranen durch Faserstoffe, Haare und sonstigen Bestandteilen in den nachgeschalteten Anlagen zur biologischen Abwasserbehandlung zu minimieren, erfolgt der Einsatz von zusätzlichen Feinsieben.

Das über die Vorklärung vorgereinigte Abwasser fließt der 10-straßigen Feinsiebanlage zu. Die 10 Siebanlagen sind zu fünf Doppelanlagen mit jeweils einer gemeinsamen Schwemmrinne zusammengefasst. Jede Einzelanlage verfügt über ein Lochblech (Sieblochung 1,5 mm), welches über rotierende Bürsten gereinigt wird. In Abhängigkeit vom Kläranlagenzulauf werden Einzelanlagen zu- bzw. abgeschaltet (Durchsatzleistung je Anlage max. ca. 500 m³/h). Das Siebgut wird von den rotierenden Bürsten über einen Abstreifer in die Schwemmrinne gelenkt, welche zyklisch gespült wird. Das Siebgut aller 10 Einzelanlagen wird in eine gemeinsame Schwemmrinne geleitet und von dort über ein Bogensieb abgereinigt. Das über das Bogensieb abgeschiedene Siebgut fällt in den Trichter einer Rachenpumpe, wird dort ggfs. mit Brauchwasser verdünnt und entweder zur Vor- oder zur Nacheindickung gefördert.

5.1.2 Belebungsbecken und Membranfiltration

Abbildung 5.4 zeigt den Aufbau der biologischen Stufe. Das bestehende Belebungsbecken hat ein Volumen von 9.300 m³.

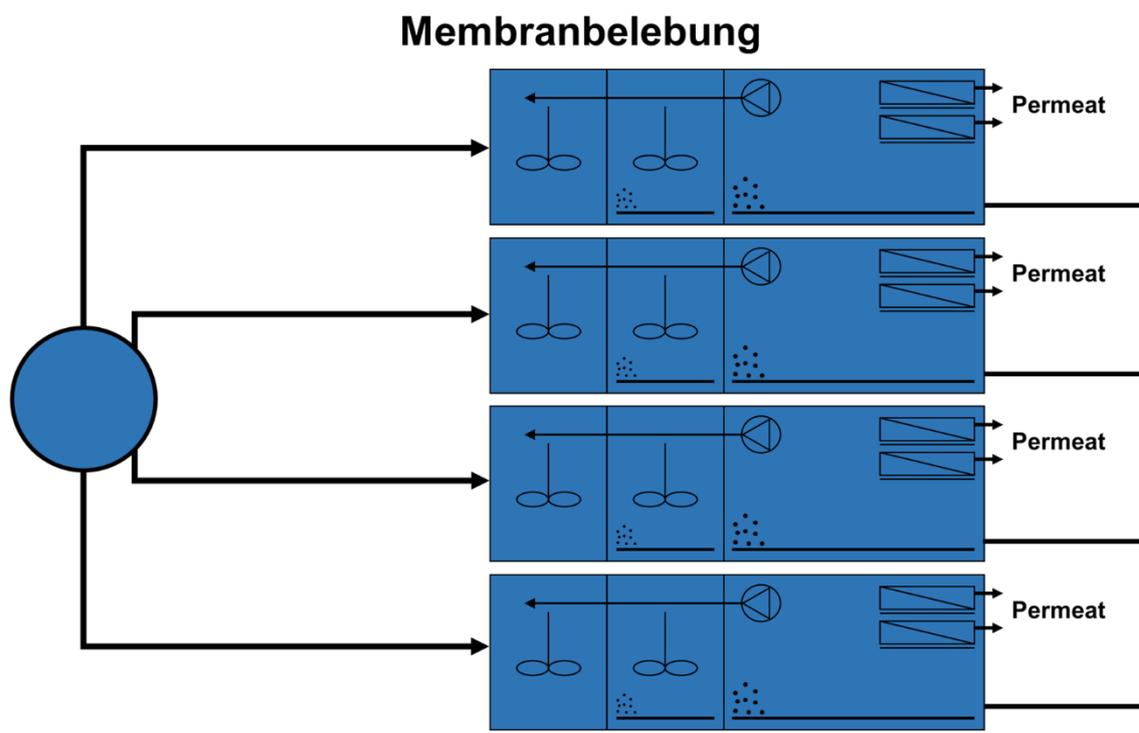


Abbildung 5.4: Fließschema Biologische Reinigung (Membranbelebungs) – Nordkanal 2021

Dieses besteht aus vier parallel beschickten Becken mit je drei Kaskaden und folgenden Teilvolumina:

- Denitrifikationszone: $4 \times 465 \text{ m}^3 = 1.860 \text{ m}^3$
- Wechselzone: $4 \times 418 \text{ m}^3 = 1.672 \text{ m}^3$
- Nitrifikationszone: $4 \times 1.442 \text{ m}^3 = 5.768 \text{ m}^3$

Mit der dauerhaft anoxischen und der fakultativen Zone beträgt der mögliche Anteil der Denitrifikation am Gesamtvolumen 38 %. Zur Schlammrückführung aus dem Membranbecken/ der Nitrifikation und gleichzeitigen Rezirkulation von Nitrat in die Denitrifikation sind 8 Rezirkulationspumpen, mit einer Leistung von $8 \times 600 \text{ m}^3/\text{h}$ installiert.

Über eine Sauerstoffmessung in jedem Nitrifikationsbecken wird der jeweilige Lufteintrag in die Nitrifikationsbecken geregelt. Nitrifikation und Denitrifikation werden durch eine sauerstoffabhängige Regelung beeinflusst. Die Nitrifikationsgeschwindigkeit steigt mit zunehmender Sauerstoffkonzentration, wobei bei ca. $2,0 \text{ mg/l}$ eine wirtschaftliche Grenze erreicht ist. Der O_2 -Sollwert wird in jedem der vier Nitrifikationsbecken separat über eine Sauerstoffmessung geregelt. Nitrifikation und Denitrifikation werden durch eine sauerstoffabhängige Regelung beeinflusst. Die Nitrifikationsgeschwindigkeit steigt mit zunehmender Sauerstoffkonzentration, wobei bei ca. $2,0 \text{ mg/l}$ eine wirtschaftliche Grenze erreicht ist. Die Einstellung des O_2 -Sollwertes auf dem GWK Nordkanal erfolgt in Abhängigkeit von verschiedenen Parametern, siehe Kap. 5.1.2. Die $\text{NH}_4\text{-N}$ Zulaufkonzentration sowie Wassermenge überlagert die Sollwertregelung, so dass auf Frachtstöße und Regenereignisse rechtzeitig reagiert werden kann. Zudem beeinflusst die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Online-Messung im Ablauf der Kläranlage die O_2 Sollwertvorgabe und ist ebenfalls überlagernd. Über die O_2 -Sollwerte werden Luftmengen je Becken vorgegeben, diese geben der O_2 -Regelung die Anzahl und Leistung an Belüfter-Aggregaten vor. Mit der Regelung kann der Sauerstoffsollwert ständig an die Zulaufverhältnisse und Nitrifikationsbedingungen angepasst werden. In den Belebungsbecken ohne Zulaufwasserbeschickung (Trockenwetter/ Nachtzufluss) schaltet die Sauerstoffregelung auf intermittierende Belüftung (Puls-Pause) unabhängig von der Sauerstoffkonzentration (siehe Kapitel 5.1.3).

Die Membranbiologie wird so betrieben, dass ein Nettofluss von $30 \text{ l}/(\text{h}\cdot\text{m}^2)$ in einem Filtrations-Rückspül-Intervall nicht unterschritten wird. Abhängig von Füllstand der Belebungsbecken werden die 8 Straßen der Membranfiltration gestaffelt zu- bzw. abgeschaltet. Beim Abschalten einer Straße wird gleichzeitig die Membranbelüftung mit abgeschaltet.

Die Abschaltung erfolgt intermittierend. Bei Außerbetriebnahme der Membranstraßen laufen weiter: Nitrifikationsbelüftung, Rezirkulationspumpen und alle Rührwerke.

Der Füllstand in den Nitrifikationsbecken wird innerhalb einer Wasserspiegeldifferenz von etwa 50 cm geregelt. Der Füllstandsregler erhält ein Niveausignal vom Messwertaufnehmer im

Nitrifikationsbecken. Der Füllstandsregler gibt ein Ausgangssignal an die Frequenzumformer der jeweiligen Permeatextraktionspumpen. In jeder Permeatleitung ist eine Mengenummessung installiert. Die Einschaltpunkte für die Straßen sind so bemessen, dass bei Filtrationsstart und Filtrationsende weiterhin eine Überdeckung der Membranen vorhanden ist. Die benötigte transmembrane Druckdifferenz wird online überwacht. Zusätzlich zur Überwachung ist eine Überdrucksicherung (Manometer mit Schaltkontakt PSA) an jeder Pumpe vorgesehen, der bei Ansprechen zum Schutz der Membranen eine sofortige Abschaltung der Pumpe bewirkt. Die Drehzahl der Pumpen kann durchflussabhängig geregelt werden.

Praktisch bedeutet dies, dass bei höherer Zulaufleistung aufgrund steigendem Höhenstand eine weitere Straße des jeweiligen Belebungsbeckens zuschaltet. Bei niedriger Zulaufleistung wird nach erfolgter Filtrationszeit gestoppt und gewartet bis der Einschaltpunkt für die erste Straße wieder erreicht wird. Wird der minimale Füllstand von 4,50 m erreicht schalten die Straßen des Belebungsbeckens aus Sicherheitsgründen ab, da eine ständige Flüssigkeitsüberdeckung der Membranen gewährleistet sein muss. Bedingt durch die Tatsache, dass der transmembrane Druck um ein Vielfaches höher ist als der Druckverlust in der Rohrleitung, stellt sich immer ein gleichmäßiger Permeatabzug für alle angeschlossenen Racks ein.

Nach erfolgter Filtration werden die Membranracks automatisch zurückgespült für einen Zeitraum von ca. 50 Sekunden. Am Beispiel einer Filtrationsstraße bedeutet das folgendes: Die Drehrichtung der Permeatextraktionspumpe wird umgekehrt. Die Pumpe saugt Permeat aus der Ablaufrinne und drückt dieses in die Filtration. Der Sollwert für die Permeatextraktionspumpe kann vorgegeben werden. Nach Ablauf der Rückspülzeit geht die Extraktionspumpe wieder in die Ausgangsposition und die Leistung wird auf den ursprünglichen Sollwert umgestellt.

Die Permeatmenge wird in Abhängigkeit der Wassertemperatur fest eingestellt und nicht geregelt. Dabei stellt sich ein bestimmter Saugdruck ein, der u. a. abhängig von der geförderten Durchsatzmenge, von der Temperatur, der Biomassekonzentration und vom Verschmutzungsgrad der Membranen ist. Der erforderliche Saugdruck zur Extraktion einer bestimmten Permeatmenge steigt im Laufe der Zeit langsam an. Wenn ein bestimmter Saugdruck überschritten wird, können die Membranporen mit einer entsprechenden Reinigung wieder frei gespült werden.

Um lange Stillstandszeiten von einzelnen Straßen der Biologie zu vermeiden, werden die nicht betriebenen Belebungsbecken in festen Intervallen durchgeschaltet. Die Umschaltung erfolgt nach festen Zeiteinheiten.

Im Langzeitbetrieb werden sich die Membranen belegen und die Filtrationsleistung wird zurückgehen. Die Reinigung mit Chemikalien wird erforderlich. Hierzu stehen zwei Verfahren

zur Verfügung: die Reinigung im getauchten Zustand (Maintenance-Clean, in situ) und die Intensivreinigung in externen Waschkammern (Recovery-Clean). Die In situ-Reinigung erfolgt im Belebungsbecken, so dass die Membranen während der Reinigung von außen mit belebtem Schlamm umschlossen sind.

5.1.3 Lastabhängiger Beckenbetrieb²

Das Belebungsbecken auf dem GWK Nordkanal ist in vier Becken mit jeweils zwei integrierten, getauchten Membranfilterstraßen unterteilt. Der Abwasserstrom im Zulauf zur Membranbelebungs wurde nach der ursprünglichen Planung in einem Verteilerbauwerk (Quelltopf) über vier Wehrschwelle gleichmäßig parallel auf die vier Belebungsbecken verteilt. Jedes der vier Becken erhielt somit permanent 25 % des Gesamtzulaufes. Der Füllstand in den Becken ist in engen Grenzen variabel, so dass die Belebungs gleichzeitig als Volumenvorlage für die Regelung der Membranfiltration genutzt wird.

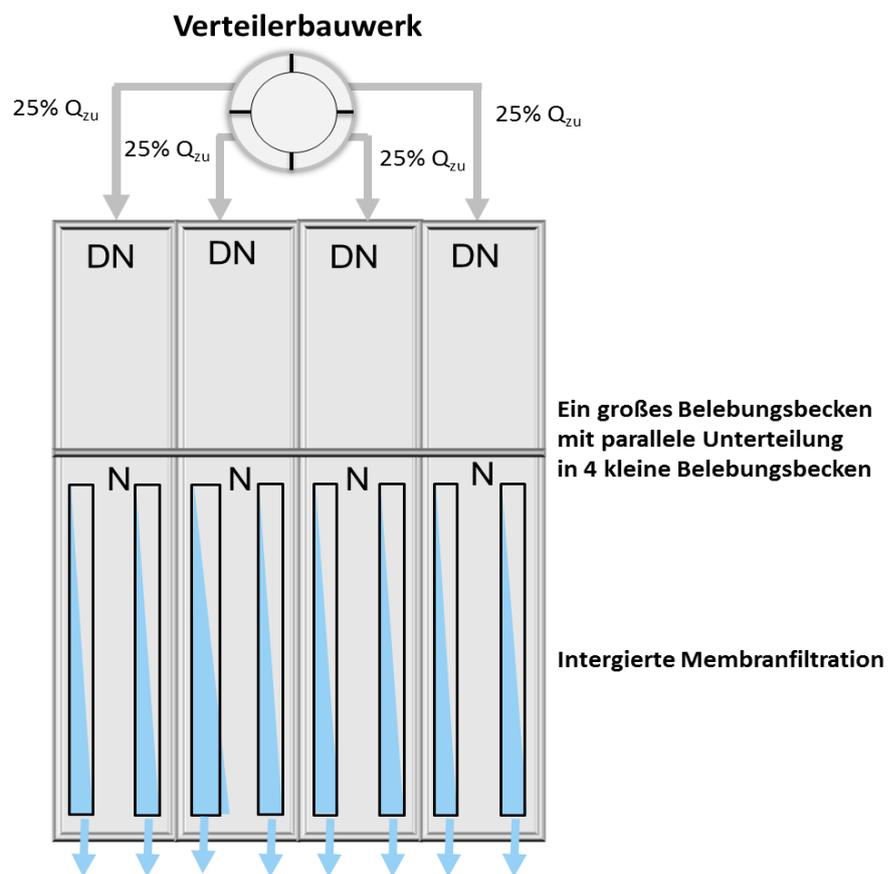


Abbildung 5.5: Ursprünglich geplante Verteilung der Zulaufwassermenge in vier parallelen Belebungsbecken

² Entnommen aus: Abschlussbericht zum Vorhaben „Verfahrenskombination der Membranbelebungs-technik mit der anaeroben Schlammstabilisierung -empirische Ermittlung der Bemessungsgrundlagen“ gefördert durch: BMUB-UMWELTINNOVATIONSPROGRAMM

Im Rahmen der betrieblichen Optimierungen wurde im Zulaufbereich zu den vier Beckenkammern jeweils ein geregelter Teleskoprohrschieber installiert, um den Zulauf abwechselnd gezielt in eines oder mehrere Becken leiten zu können. Somit wurden die vier, parallel und kontinuierlich beschickbaren, ursprünglichen Belebungsbecken zu vier separaten, diskontinuierlich beschickbaren Belebungsbecken umfunktioniert, was vier separaten Membranbelebungsanlagen (Filterstraßen) mit gemeinsamer mechanischer Vorbehandlung entspricht.

Während der Phasen mit geringer Belastung (Trockenwetter/Nachtzufluss) ist abwechselnd nur eine der vier Membranbelebungsanlagen (Filterstraßen) aktiv. Die Beschickung der Becken ist automatisiert, die Anzahl von aktiven Becken (aktiven Filterstraßen) wird nach den Kriterien Wassermenge, Zulaufkraft und Ablaufqualität geregelt (siehe Abbildung 5.6 und Abbildung 5.7).

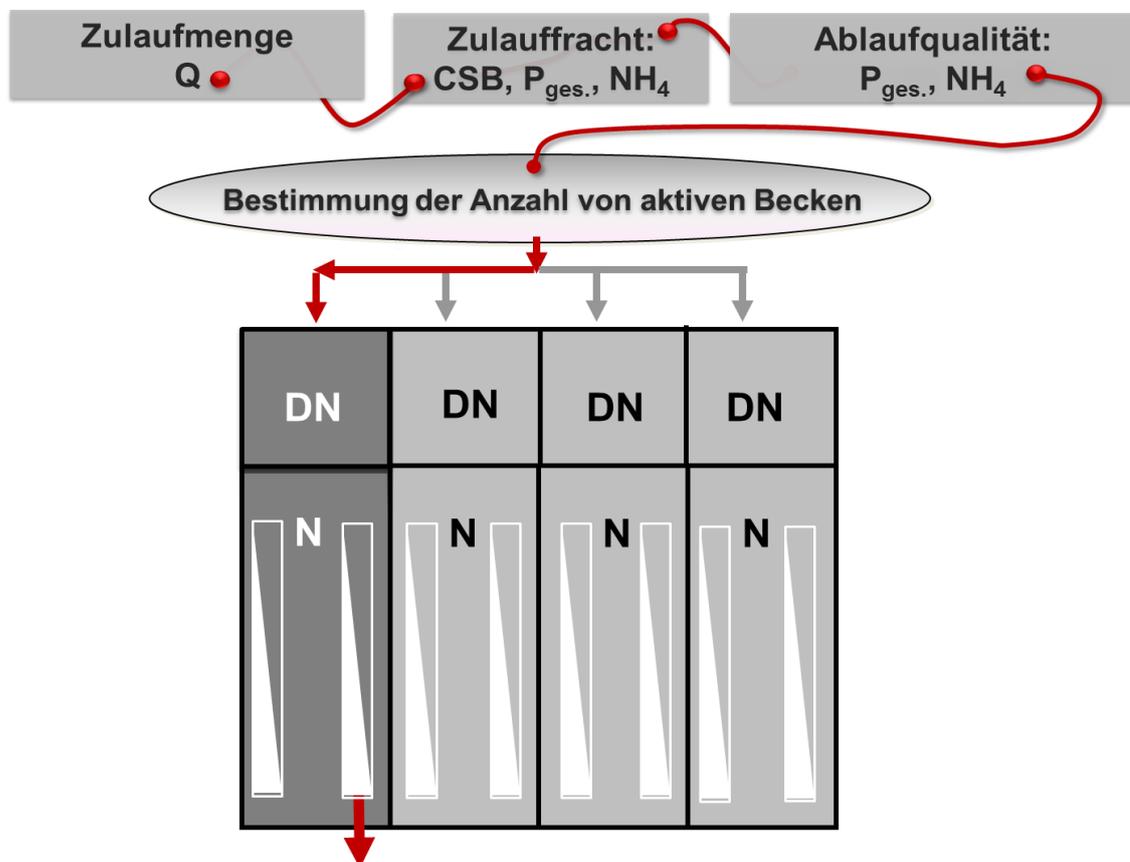


Abbildung 5.6: Bestimmung der Anzahl von aktiven Membranbelebungsbecken (Filterstraßen)

Orgelpfeifen/L87

Belebungsbecken 1-4

Sollwerte

eller Gesamtzulauf	1493,90	m³/h	Aktuelle Fracht NH4N Zulauf	22,40	kg/h
Zulauf >= (4 Becken Betrieb)	1270,00	m³/h	GW3 NH4 Fracht >= (4 Becken Betrieb)	60,00	kg/h
Zulauf >= (3 Becken Betrieb)	850,00	m³/h	GW2 NH4 Fracht >= (3 Becken Betrieb)	30,00	kg/h
Zulauf >= (2 Becken Betrieb)	750,00	m³/h	GW1 NH4 Fracht >= (2 Becken Betrieb)	20,00	kg/h
Zulauf Verzögerung hochschalten	300	sec	GW NH4 Fracht Verzögerung hochschalten	1200	sec
Zulauf Verzögerung runterschalten	600	sec	GW NH4 Fracht Verzögerung runterschalten	1800	sec
aktuelle Anzahl BB nach GW Zulauf	4		aktuelle Anzahl BB nach NH4 Fracht	2	
aktuelle Fracht CSB Zulauf	514,88	kg/h	Aktueller NH4N Ablauf	8,93	kg/h
CSB Fracht >= (4 Becken Betrieb)	1050,00	kg/h	GW3 NH4 Ablauf >= (4 Becken Betrieb)	7,00	kg/h
CSB Fracht >= (3 Becken Betrieb)	850,00	kg/h	GW2 NH4 Ablauf >= (3 Becken Betrieb)	5,00	kg/h
CSB Fracht >= (2 Becken Betrieb)	500,00	kg/h	GW1 NH4 Ablauf >= (2 Becken Betrieb)	1,00	kg/h
CSB Fracht Verzögerung hochschalten	300	sec	aktuelle Anzahl BB nach GW NH4 Ablauf	4	
CSB Fracht Verzögerung runterschalten	600	sec			
aktuelle Anzahl BB nach GW CSB Fracht	2				
aktuelle Fracht Pges Zulauf	3,15	kg/h	Aktueller Pges Ablauf	0,38	kg/h
Pges Fracht >= (4 Becken Betrieb)	6,00	kg/h	GW3 Pges Ablauf >= (4 Becken Betrieb)	0,80	kg/h
Pges Fracht >= (3 Becken Betrieb)	5,00	kg/h	GW2 Pges Ablauf >= (3 Becken Betrieb)	0,60	kg/h
Pges Fracht >= (2 Becken Betrieb)	4,00	kg/h	GW1 Pges Ablauf >= (2 Becken Betrieb)	0,40	kg/h
Pges Fracht Verzögerung hochschalten	300	sec	aktuelle Anzahl BB nach GW Pges Ablauf	1	
Pges Fracht Verzögerung runterschalten	600	sec			
aktuelle Anzahl BB nach GW Pges Fracht	1				

Abbildung 5.7: Schaltungsregelung der aktiven Becken - Abbildung aus dem Steuerungssystem der MBR Nordkanal

Damit ist - abhängig von hydraulischen oder stofflichen Lasten im Zulauf - die Möglichkeit geschaffen worden, Reaktorvolumen und Filterstraßen zu aktivieren oder außer Betrieb zu nehmen. Die Schaltpunkte der Regelung können variabel, z. B. in Abhängigkeit von der Abwassertemperatur oder des TS-Gehalts, angepasst werden.

Die Belebungsbecken (Filterstraßen) werden in Abhängigkeit der Zulauf-/Ablaufverhältnisse auf folgende Weise betrieben:

Stand-by-Betrieb

Grundsätzliche befinden sich Becken, die nicht mit Zulauf beschickt und nicht aktiv sind in einem Stand-by-Betrieb. Im Stand-by-Betrieb wird das Becken ohne Vorgabe eines Sauerstoffsollwertes intermittierend belüftet (Puls/Pause) z. B. in einem 20-Minuten-Takt. Bei Inaktivierung des Volumens wird die Membranfiltration jedoch noch so lange betrieben, bis der Minimalfüllstand im Belebungsbecken erreicht ist. Damit wird immer ausreichendes Puffervolumen bei plötzlich auftretenden hydraulischen Lastwechseln durch Niederschläge geschaffen.

Während Zeiten mit geringer Belastung (Trockenwetter/Nachtzuffluss) sind in der Regel nur ein bzw. zwei Becken aktiv.

Aktiver, alternierender Betrieb

Beim Betrieb von weniger als vier Belebungsbecken erfolgt automatisch ein zeitabhängig vorgegebener Wechsel der Beschickung, z. B. alle 3.600 s, siehe Abbildung 5.8 und Abbildung

5.9. Werden Becken mit Zulauf beschickt, werden diese aktiviert. Die feinblasige Belüftung wird auf den vorgegebenen Sollwert der Sauerstoffkonzentration geregelt, die Rührwerke und die Rezirkulationspumpen arbeiten.

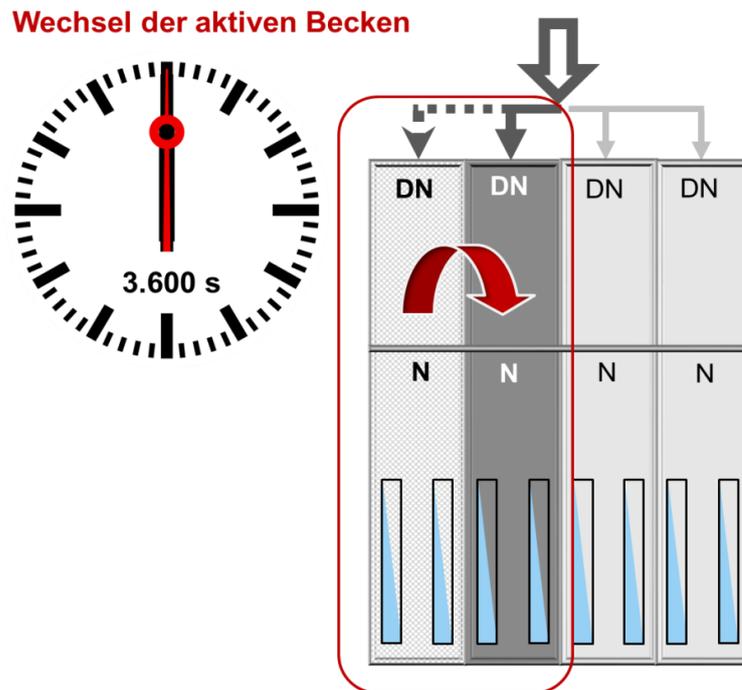


Abbildung 5.8: Alternierender Betrieb der aktiven Belebungsbecken nach Zeitkriterium

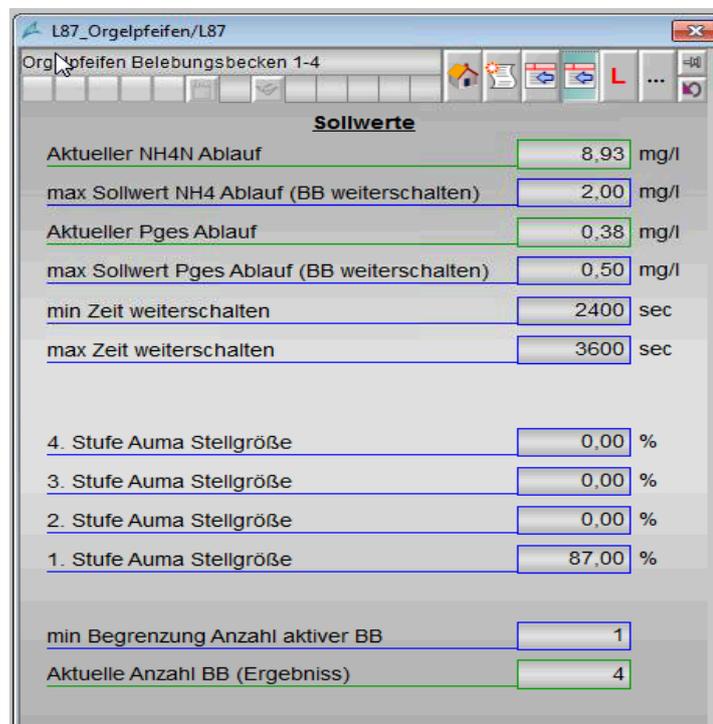


Abbildung 5.9: Wechselregelung der aktiven Becken-Abbildung aus dem Steuerungssystem der MBR Nordkanal

Das aktive Becken füllt sich mit dem mechanisch vorgereinigten Abwasser. Das absolute Vorlagevolumen beträgt dabei ca. 250 m³ (ca. 50 m x 10 m x 0,5 m), siehe Abbildung 5.10. Das tatsächliche Vorlagevolumen schwankt zwischen 200 m³ und 250 m³. Wird im Becken der

vorgegebene Wasserstand erreicht, schaltet sich automatisch die Membranfiltration ein. Während der Filtration werden die Membranen mit Air-Cycling-Belüftung in 10/10 Modus (10 s Belüftung/10 s Pause) mit grobblasier Luft gespült. Durch die Bewirtschaftung des Vorlagevolumens ist sichergestellt, dass die Filtration in einem möglichst guten Wirkungsbereich betrieben werden kann. Das bedeutet, dass die Permeatausbeute maximiert und so der spezifische Energieverbrauch für die Filtration minimiert wird.

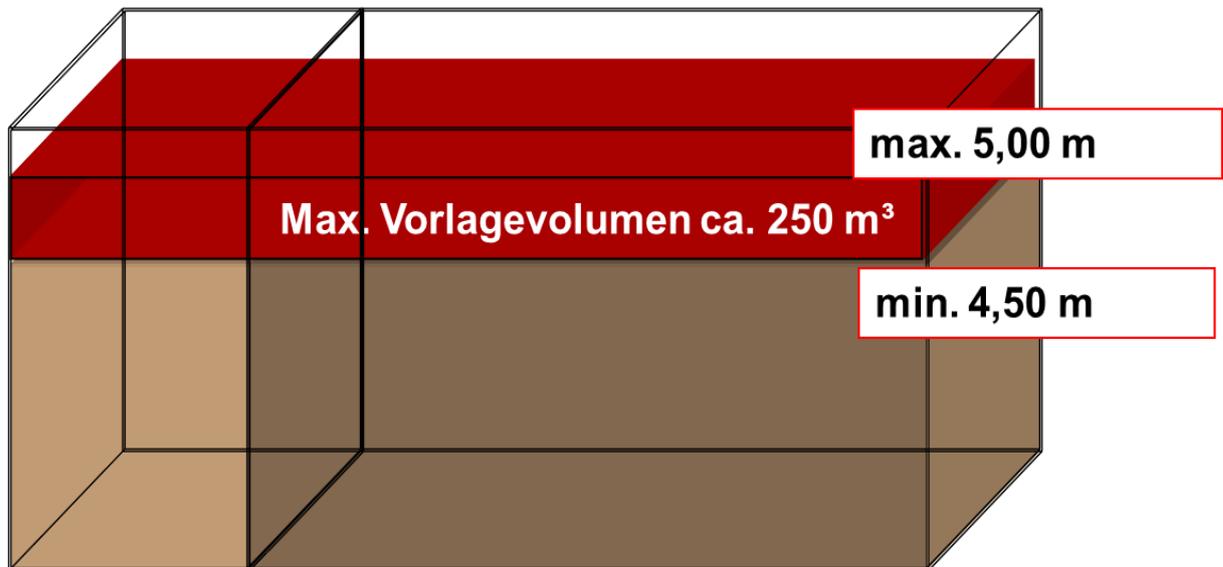


Abbildung 5.10: Vorlagevolumen in einzelnen Belebungsbecken

In den aktiven Belebungsbecken startet die Filtration einer Membranstraße, nachdem der Wasserspiegel die notwendige Füllhöhe vom 4,80 m erreicht hat. Der Filtrationszyklus dauert 900 s, danach erfolgt die Rückspülung von 50 s.

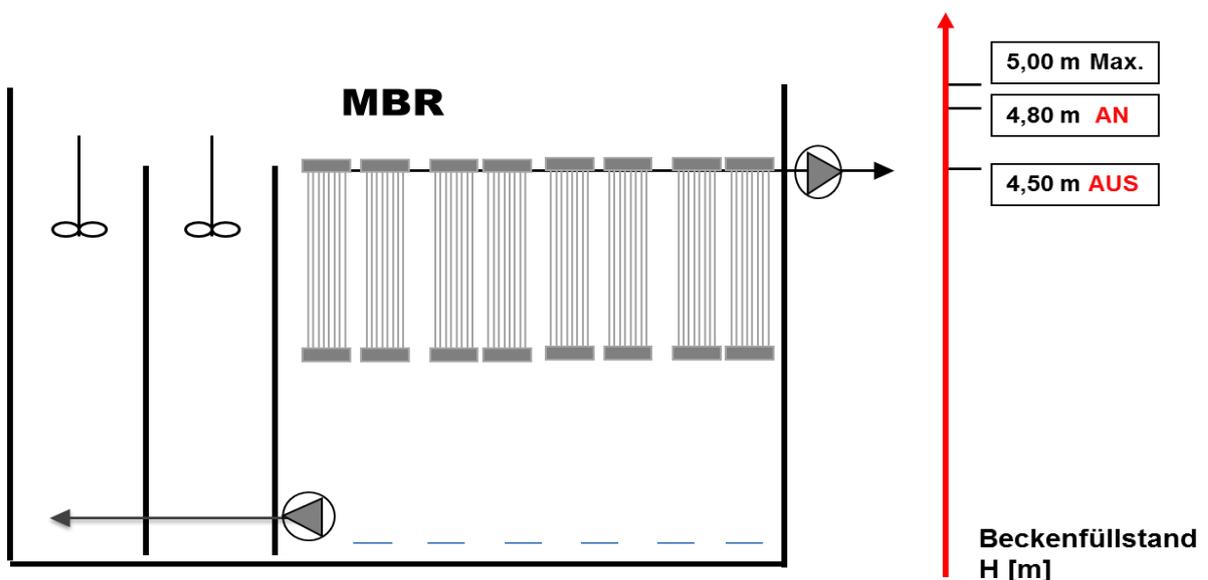


Abbildung 5.11: Steuerung der Membranfiltration nach dem Beckenfüllstand

Der Start eines neuen Zyklus ist von der Füllstandshöhe abhängig. Um einen vollständigen Filtrationszyklus von 900 s zu garantieren, prüft das Steuerungssystem, ob die Füllstandshöhe

> 4,75 m ist. Bei Unterschreitung der vorgegebenen Füllstandhöhe von 4,75 m sperrt die Steuerung den weiteren Filtrationszyklus, siehe Abbildung 5.12.

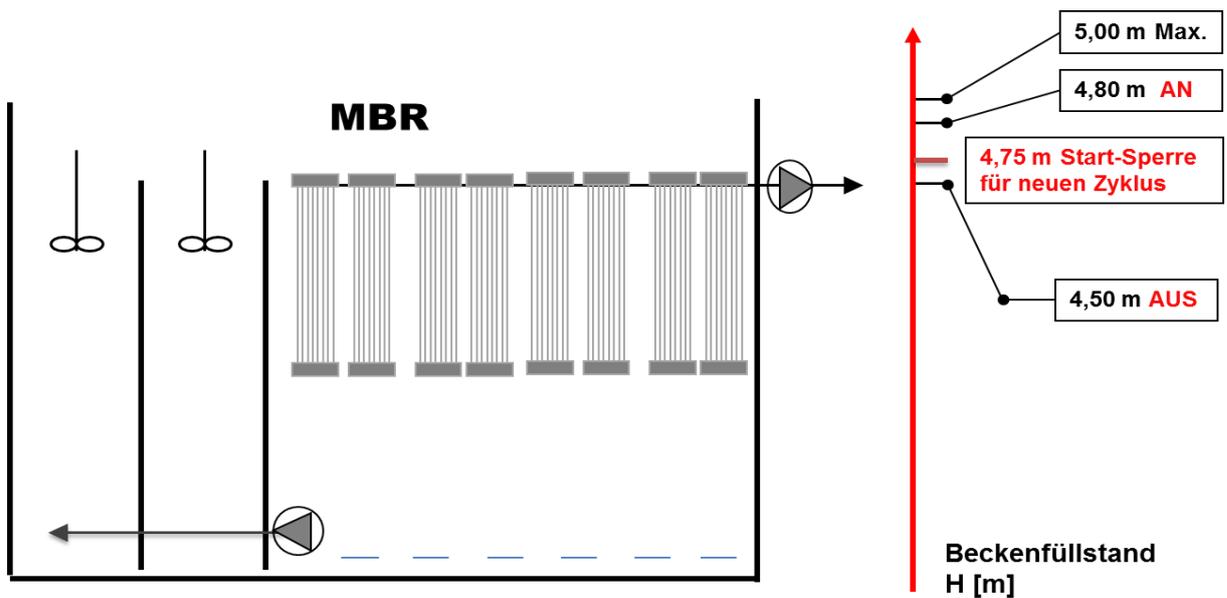


Abbildung 5.12: Steuerung der Membranstraßen im laufenden Filtrationsprozess

Steigt der Füllstand im Becken nach der Inbetriebnahme einer Membranstraße auf eine Höhe von 4,85 m, startet die Filtration der zweiten Membran(Filter-)straße, siehe Abbildung 5.13 und Abbildung 5.14.

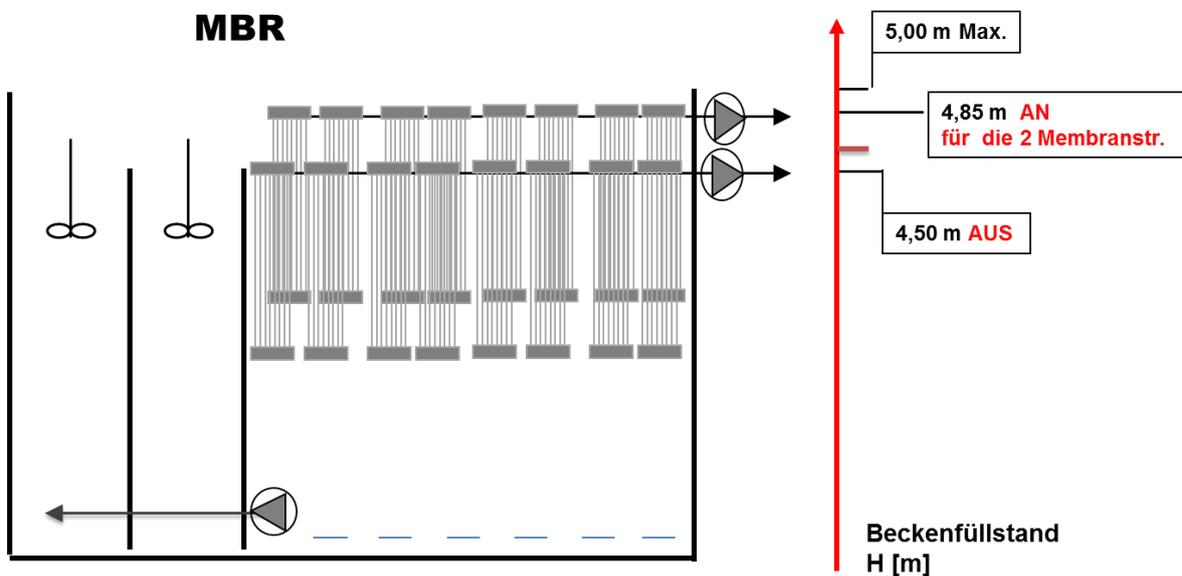


Abbildung 5.13: Steuerung der Anzahl der aktiven Membranstraßen in Abhängigkeit vom Beckenfüllstand

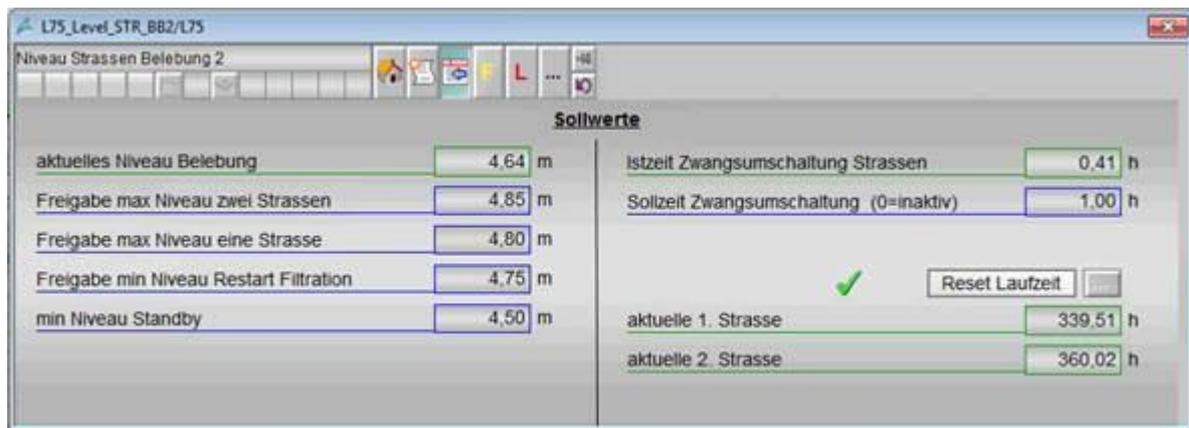


Abbildung 5.14: Steuerung der Membranfiltration nach dem Beckenfüllstand - Abbildung aus dem Steuerungssystem der MBR Nordkanal

Die starken Schwankungen der Zulaufwassermenge beeinflussen nur die Betriebszeit der Membranen. Demzufolge filtrieren die Membranen bei Trockenwetter zwischen 3 und 4 Stunden pro Tag, bei maximaler Zulaufwassermenge bis zu 18 Stunden pro Tag.

Während der Bauphase waren oft die ursprünglichen Einstellungen für längere Zeit verändert, um den Einfluss verschiedener Umbauzustände zu kompensieren. Die Zurücksetzung der Sollwerte erfolgte in manchen Fällen erst nach Monaten. Auch die Arbeiten an der SPS-Programmierung haben zu diversen Störungen geführt, die erst langsam behoben werden konnten. Davon betroffen war in erster Linie das System der Sollwertvorgaben von der oberen Bedienebene des PLS auf die darunter liegenden Ebenen der oben beschriebenen Regelung. Diese „Fehler“ im Steuerungsprogramm können daher zu unvorhersehbaren Änderungen der Sollwertvorgaben führen.

5.1.4 Schlammbehandlung

Die Schlammbehandlung ist in Abbildung 5.15 schematisch dargestellt.

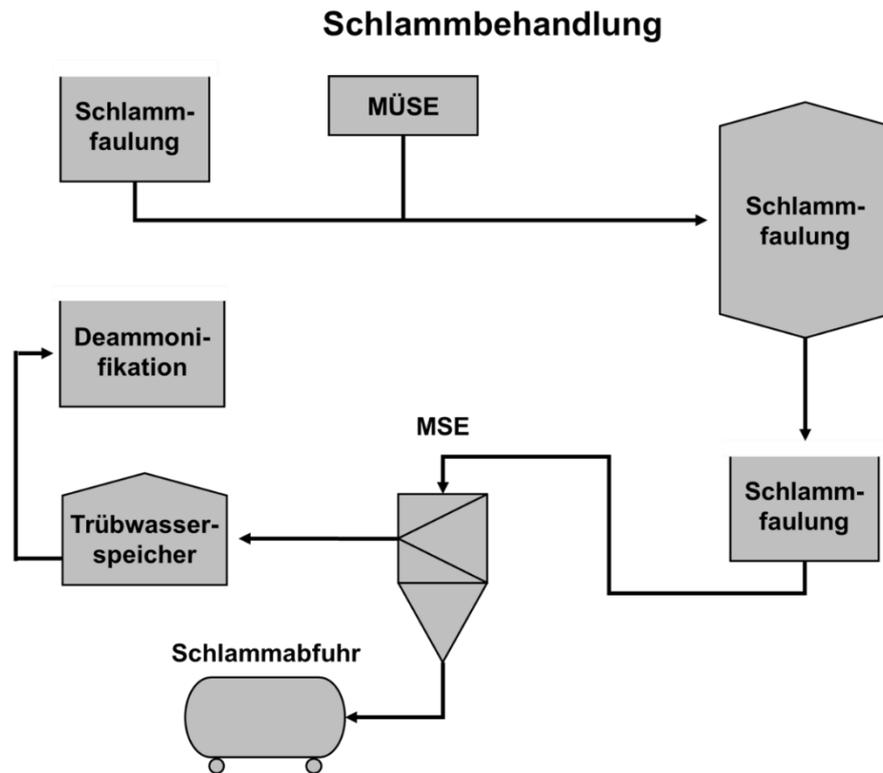


Abbildung 5.15: Fließschema Schlammbehandlung – Nordkanal 2021

Der Wassergehalt des aus der Membranbelebung abgezogenen Überschussschlammes wird in einer maschinellen Überschussschlammeindickung (MÜSE) reduziert. Die Anlage besteht aus einem Siebbandeindicker und ist für einen automatischen kontinuierlichen Betrieb ausgelegt, um stoßweise Belastungen der Schlammfäulung durch Entnahme- bzw. Beschickungszyklen zu vermeiden. Der Primärschlamm aus der Vorklärung wird über einen Schlamm-speicher, in dem der Schlamm statisch eindicken kann, dem Faulbehälter zugeführt.

Diese bei der Abwasserreinigung anfallenden Schlämme werden in einer anaeroben mesophilen Faulstufe weiterbehandelt. Die organischen Anteile des Primär- und Überschussschlammes werden möglichst weitgehend reduziert, dabei entsteht Klärgas.

Ausgehend von den vorliegenden Lastfällen des Schlammanfalls ergibt sich bei einer Aufenthaltszeit von mindestens 20 Tagen in dem Faulbehälter ein erforderliches Nutzvolumen von 2.600 m³.

Der Faulbehälter ist als zylindrischer Behälter mit flach geneigtem Deckel und Sohle ausgelegt. Der Behälter ist 17,8 m hoch und hat einen Außendurchmesser von 14,5 m, was ein Volumen von 2.940 m³ ergibt. Er verfügt über ein zentrales vertikales Rührwerk zur Durchmischung des Behälterinhalts. Die Betriebstemperatur in dem Behälter liegt bei 35 bis 38 °C. Der Behälter ist wärme gedämmt. Die Erwärmung der Schlämme erfolgt über einen

Rohrmantelwärmetauscher. Die Wärmeerzeugung erfolgt mit Wärme aus dem Blockheizkraftwerk oder einem Heizkessel und der Klärgasverwertung.

Da die Menge an Klärschlamm ab dem Umbau 2019 gegenüber der ursprünglichen Konzeption zurückgeht, wurde eine in ihrer Leistung angepasste Zentrifuge errichtet, die das alte, deutlich größere Aggregat ersetzt.

Durch die anaerobe Schlammbehandlung wird organisch gebundener Stickstoff als gelöstes Ammonium freigesetzt, über die Rückführung von Trübwasser aus der Schlammmentwässerung führt dies zu einer Erhöhung der Stickstoffzulaufkraft zur Membranbelebung.

Das anfallende Prozesswasser wird in einem Teilstrom vorbehandelt, um die biologische Reinigungsstufe zu entlasten. Als Verfahren kommt die Deammonifikation zum Einsatz.

5.1.5 Zusammenfassung der bestehenden Anlagentechnik

Zur schnelleren Übersicht sind in der untenstehenden Tabelle 5.1 die Volumina und Kenngrößen der wesentlichen Anlagebestandteile zusammengefasst.

Tabelle 5.1: Tabelle Verfahrenskenngrößen der wesentlichen Prozess-Stufen der realisierten Maßnahme

Verfahrensstufe	Kenngröße	Wert	Einheit
Rechen	Stabweite	5	mm
Belüfteter Sandfang mit Fettfang	Volumen	340	m ³
Vorklärung	Volumen	700	m ³
Feinsiebung	Lochweite	1,5	mm
Membranbelebung	Volumen	9.300	m ³
Schlamm Speicher (Primärschlamm)	Volumen	475	m ³
Maschinelle Überschussschlammeindickung	Max. hydraulischer Durchfluss	50	m ³ /h
Faulbehälter	Nutzvolumen	2.600	m ³
Schlamm Speicher (Faulschlamm)	Volumen	475	m ³
Maschinelle Schlammmentwässerung (Zentrifuge)	Max. hydraulischer Durchsatz	15	m ³ /h
Trübwasserspeicher	Volumen	240	m ³
Deammonifikation	Volumen	440	m ³
Gasspeicher	Volumen	1.190	m ³
BHWK	Leistung, elektrisch	300	kW

Ergänzend dazu sind in der nachfolgenden Tabelle 5.2, die technischen Daten zur Membranfiltration aufgeführt. Der überwiegende Teil der Filter ist bereits seit der Inbetriebnahme der ursprünglichen Anlage 2004 in Betrieb.

Im Laufe der Jahre wurden einzelne Membrankassetten, defekte Filterkassetten entweder repariert oder entfernt und nicht durch neue Kassetten ersetzt. Der Verlust an Filterfläche konnte im Zuge der durchgeführten Betriebsanpassungen, Verbesserungen an der Anlageautomation und durch geänderte Betriebseinstellungen der vorhandenen Filter kompensiert werden. Im Becken 1 hat der Erftverband in den Jahren 2015 und 2020 jeweils eine vollständige Filterstraße durch eine neuere Membranbauart ersetzt.

Tabelle 5.2: Technische Daten der Membranfiltration der MBA Nordkanal

Becken	Straße	Kassettenanzahl	Fläche [m ²]	Membrantyp
Becken 1	1.	18	9.907,20	ZeeWeed 500 D
	2.	14	8.400,00	ZENmbr 2000x30M-N
Becken 2	3.	26	11.440,00	ZeeWeed 500 C
	4.	25	11.000,00	ZeeWeed 500 C
Becken 3	5.	25	11.000,00	ZeeWeed 500 C
	6.	26	11.440,00	ZeeWeed 500 C
Becken 4	7.	25	11.000,00	ZeeWeed 500 C
	8.	25	11.000,00	ZeeWeed 500 C
Gesamtfläche:			85.187,20	

5.1.6 Ablaufqualität

5.1.6.1 Behördliche Anforderungen

Die Erlaubnis zur Einleitung von biologisch gereinigtem Abwasser für die Membrananlage (max. 1.034 m³/0,5 h) wurde am 15.11.2000 unter dem Az.: 54.16.31 – 103/2000 durch die Bezirksregierung Düsseldorf erteilt. Mit dem 5. Änderungsbescheid vom 18.08.2016 wurde die Bestimmung des Abwasserdurchflusses durch Summierung der Einzelwerte der folgenden vier induktiven Durchflussmessgeräte Zulauf Druckrohrleitung 1 und 2, Durchfluss Schmutzwasser (intern anfallendes SW) und Durchfluss Fäkalannahme angepasst.

Es gelten folgende Überwachungswerte für die Einleitung von gereinigtem Abwasser in den Nordkanal:

Tabelle 5.3: Überwachungswerte für die Einleitung von gereinigtem Abwasser

Messgröße	Konzentration	Einheit	Bedingung
CSB	90	mg/l	
BSB ₅	20	mg/l	
NH ₄ -N	10	mg/l	bei T ≥ 12°C
P _{ges}	1	mg/l	
N _{anorg}	18	mg/l	bei T ≥ 12°C
AOX	100	µg/l	

Mit dem 5. Änderungsbescheid wurde außerdem bestimmt, dass in den Jahren 2016 bis 2017 der Ablauf der Kläranlage einmal im Quartal auf die folgenden Stoffe zu untersuchen ist:

- Benzotriazol
- Carbamazepin
- Clarithomycin
- Diclofenac
- Metoprolol
- Sotalol
- Sulfamethoxazol

Darüber hinaus wurden chemisch-physikalische Untersuchungen im Nordkanal ober- und unterhalb der Einleitstelle angeordnet.

5.1.6.2 Genehmigung nach § 58 (2) LWG

Die Genehmigung nach § 58 (2) LWG zum Bau und Betrieb der ursprünglichen MBA Nordkanal wurde am 04.04.2000 unter dem Az.: 54.53.07 durch die Bezirksregierung Düsseldorf erteilt. Die Änderungen des Betriebes der Kläranlage wurden mit Schreiben vom 03.06.02, 11.06.04 und 18.12.2007 genehmigt. Im Zuge dieser Genehmigung hat die Bezirksregierung die Nebenbestimmung erlassen, nach erfolgtem Ausbau der Kläranlage aus dem Ablauf der Kläranlage vierteljährig eine Probe zu entnehmen und auf bakteriologische

Parameter untersuchen zu lassen, da der Vorfluter in unmittelbarer Nähe zu einem EG-Badegewässer liegt.

Der Untersuchungsumfang erstreckt sich auf folgende Parameter:

- Koloniebildende Einheiten bei 20 °C und 36 °C
- *E.- Coli*
- Coliforme Keime
- Salmonellen
- *Streptococcus feacalis*

5.2 Technische Integration der simultanen Pulveraktivkohledosierung

5.2.1 Auswahl der Dosierstellen

Die Aktivkohle wird durch Vermischung mit Wasser zu einer Aktivkohlesuspension angereichert und in das Nitrifikationsbecken befördert. Das Nitrifikationsbecken weist mehrere Vorteile auf. Die Beckendurchmischung bedingt durch Rührwerke und den Eintrag von Luft (Nitrifikations- und Cross-Flow-Belüftung) bildet die Grundlage für eine optimale Verteilung der Aktivkohle im Beckenvolumen. Zusätzlich dient die Aktivkohledosierung in die Nitrifikation der gezielte DOC/CSB-Elimination an frischer Aktivkohle. In der Denitrifikation und dem verbundenen Variobereich werden zunächst die leicht abbaubaren DOC/CSB-Fractionen aus dem Zulauf zur Verfügung gestellt.

Die Dosierung zwischen dem 1-Beckenbetrieb zum 4-Beckenbetrieb unterscheidet sich nur durch die Eintragsstelle in das Becken. Abbildung 5.16 zeigt die Dosierstellen für den 1-Beckenbetrieb und 4-Beckenbetrieb.

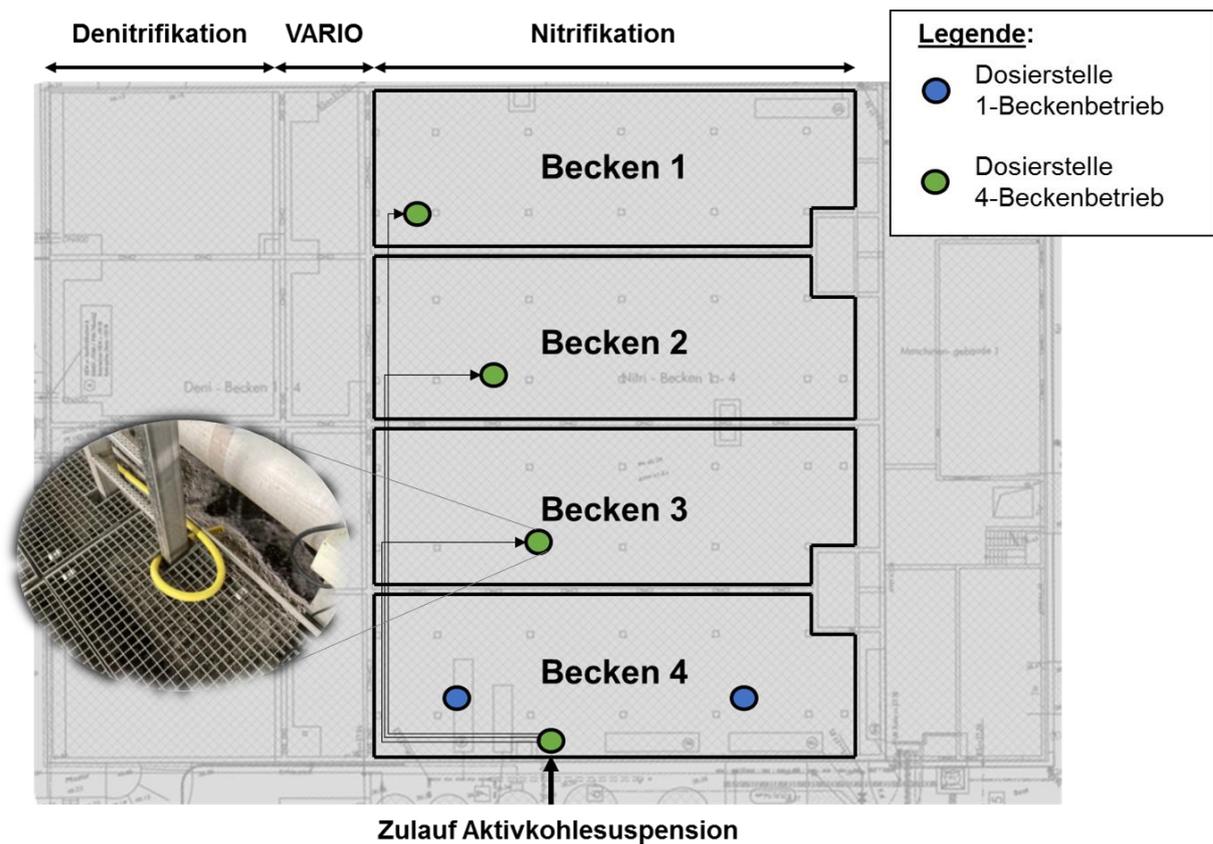


Abbildung 5.16: Dosierstellen bei 1 und 4- Beckenbetrieb

5.2.2 Auswahl der Dosiertechnologien

Die Anforderungen auf die Vorrichtung zur simultanen PAK-Dosierung wurden in der Antragsphase des Projekts durch die Partner wie folgt definiert:

- Die eingesetzte Dosiertechnik soll Rückschlüsse auf den späteren Dauerbetrieb einer Aktivkohledosierung und eine entsprechend großtechnische Umsetzung ermöglichen. Aus diesem Grund soll die Dosiervorrichtung trockene (nicht vor-befeuchtete) Aktivkohle verwenden, die auch im großtechnischen Betrieb zum Einsatz kommen wird.
- Robustheit und geringer Personalaufwand für den Betrieb sind Hauptkriterien für die Auswahl der zu testenden Dosiereinrichtung.
- Aus Sicherheitsgründen ist eine winterfeste Außenaufstellung der Dosieranlage unter Einhaltung der Regelungen des Explosionsschutzes erforderlich.
- Aufgrund des Pilot-Charakters der Untersuchungen war zudem die Verfügbarkeit einer Mietanlage über die Projektlaufzeit ausschlaggebend.
- Optional: Die Aktivkohledosierung soll möglichst genau bezogen auf den zu behandelnden Trockenwettervolumenstrom bzw. den Gesamtvolumenstrom in der betrachteten biologischen Straße erfolgen.

Im Rahmen einer Marktrecherche wurden unterschiedliche Anlagentypen und Verfahren verglichen. Der Hauptunterschied in den initial verglichenen Verfahren war dabei die Unterscheidung zwischen gravimetrischen Verfahren mit genauer Dosierwaage und rein volumetrischer Dosierung.

Nach Überprüfung der technischen Eignung (Geeigneter Dosierbereich, Verwendung trockener Aktivkohle), der Wirtschaftlichkeit und der Verfügbarkeit wurde die Anlage MOPAK (Mobile PAK-Dosiervorrichtung) der Fa. Schaub in Absprache aller Partner mit dem LANUV mit dem Ziel des Untersuchungsbeginns im Januar 2019 angemietet. Es handelt sich um eine vollständig containerisierte Station mit Aufgabestelle im Dach des Containers. Dort werden Behälter mit ca. 2 m³ Fassungsvermögen angeschlossen. Dies entspricht ca. 500-600 kg PAK mit einem Wassergehalt < 10 %, abhängig von der Schüttdichte des Materials. Die Aktivkohle wird mit Umgebungsluft fluidisiert und fällt durch den konischen unteren Behälterteil in einem ersten Schritt in eine Zellenradschleuse. Von dort erfolgt die Aufgabe auf eine – je nach gewünschter Dosiergenauigkeit auch optionale – Waage und anschließend die Dosierung über eine Förderschnecke in ein sogenanntes Vortex-Gefäß. In diesem trichterförmigen Gefäß wird die Aktivkohle mittig von oben zugegeben. Der Trichter selbst ist mit vier Düsen ausgestattet, die die Trichterwand dauerhaft benetzen. Die PAK wird so in einen konstanten Volumenstrom von 1,2 bis 1,4 m³/h Betriebswasser dispergiert. Die PAK-Zugabemenge wird durch die Dosierschnecke variiert, die eine Dosierung zwischen 0,5 und 10 kg/h ermöglicht. Unterhalb des Vortex-Gefäßes befindet sich eine Wasserstrahlpumpe, die die vollständige Durchmischung der Dispersion sicherstellt und zur Dosierung in das Kontaktbecken – in diesem Fall die Nitrifikation – dient. Diese Dosierstation wird nachfolgend als Dosierstation 1 bezeichnet.

Nach Erweiterung des ursprünglichen Projekts konnte eine weitere Dosierstation getestet werden. Es wurde eine Konzeptanlage der Fa. Carbon Service & Consulting (CSC) verwendet, die für die stoßweise Dosierung von 15 kg PAK-Chargen konzipiert ist. Die Anlage ist dabei teilweise containerisiert. Die PAK-Anlieferung erfolgt ebenfalls in den o. g. 2 m³-Containern, wobei der Aufgabepunkt neben der eigentlichen, in einem auf dem GWK Nordkanal vorhandenen Container verbauten, Dosierstation angeordnet ist. Vom Aufgabepunkt dort wird die PAK über eine Dosierschnecke ins Innere der Dosierstation geleitet. Die batchweise Anmischung des PAK-Wasser-Slurry erfolgt in einem geschlossenen Behälter mit Rührwerk, der auf einer technischen Waage mit automatischer Ablesung steht. Je Batch werden 15 kg Aktivkohle angemischt und dem jeweiligen Belebungsbecken zugegeben. Der Behälter ist zunächst mit 155 kg Wasser gefüllt. Dieses wird zur Leitungsspülung über eine Pumpe in das aktuelle Belebungsbecken abgeführt, bis eine Wassermenge von 45 kg im Behälter verbleibt. Danach wird, unter ständiger Benetzung der gesamten Behälterinnenfläche über Sprühdüsen im Kopf des Behälters, die PAK zugegeben, bis ein Gesamtgewicht von 60 kg erreicht ist.

Dann wird unter ständigem Rühren auf 155 kg mit Wasser aufgefüllt. Das Ausspülen des Behälters erfolgt über eine Wasserstrahlpumpe. Die Batchdosierung wird mit bedarfsgerechter Häufigkeit wiederholt. Diese Dosierstation wird nachfolgend als Dosierstation 2 bezeichnet.

5.3 Strategien zur PAK-Dosierung in diskontinuierlich betriebenen Membranbioreaktoren

Wie in Kapitel 2 ausgeführt wurde, sind die Auswirkungen der Änderung der PAK Dosiermenge auf die Ablaufqualität von PAK-MBR oder konventionellen Belebungs-becken mit simultaner Pulveraktivkohledosierung sind bereits häufig untersucht worden. Insbesondere wurde im halbtechnischen Maßstab kaum die Auswirkung der Variation des Zulaufvolumenstroms zur Belebungsstufe untersucht. Ein Vergleich unterschiedlicher Dosier-strategien fand bislang im großtechnischen Maßstab noch nicht statt. Aufgrund dessen wurden die drei nachfolgenden Versuchsstrategien ausgearbeitet und jeweils über mehrere Monate getestet:

- Kontinuierliche Dosierung (Dosierstation 1)
- Zulaufvolumenstromproportionale Dosierung (Dosierstation 1)
- Tägliche Stoßdosierung zur Mittagszeit (Dosierstation 2)

Der Zielwert für die mittlere Dosierung lag dabei immer bei ca. $15 \text{ g}_{\text{PAK}}/\text{m}^3_{\text{Abwasser}}$ bezogen auf die mittleren Jahresschmutzwassermenge des Klärwerks GWK Nordkanal von 3,2 Mio. m^3/a .

5.3.1 Kontinuierliche Dosierung

Die kontinuierliche Dosierung erfolgte auf den mittleren täglichen Schmutzwasseranfall im Zulauf eines der vier Belebungsbecken, der gerundet bei $3.200.000 / (4 \cdot 365) \text{ m}^3/\text{d} = 2.200 \text{ m}^3/\text{d}$ liegt. Die notwendige tägliche PAK-Menge zur Erreichung von $15 \text{ g}_{\text{PAK}}/\text{m}^3$ bezogen auf die Schmutzwassermenge beträgt somit $33,6 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{d}$.

Da die Dosierung auf die Jahresschmutzwassermenge erfolgt, wird bei hohem Regenwasseranfall die Wirksamkeit der Dosierung ggf. reduziert, während in Trockenzeiten ggf. an einzelnen Tagen eine leicht höhere Dosierung erreicht wird. Aus diesem Grund soll eine Trockenperiode mit einer Regenperiode verglichen werden.

5.3.2 Zulaufvolumenstromproportionale Dosierung

Bei der zulaufvolumenstromproportionalen Dosierung war die Installation einer zusätzlichen Volumenstrommessung im Zulauf des Belebungsbeckens notwendig. Zum besseren Vergleich wurde auch das Referenzbecken mit einer Volumenstrommessung im Zulauf ausgestattet. Die Dosierstation hatte eine Anlaufzeit von 180 s, sodass dies berücksichtigt werden musste. Die zunächst getätigte Überlegung, die Station durchgängig mit einer geringen PAK-Dosis zu fahren und diese bei Zulauf zum BB dem Volumenstrom anzupassen, wurde aufgrund der minimalen Dosierleistung von $0,5 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{h}$ (vgl. Kapitel 5.2.2) verworfen. Dies hätte eine Mindestdosierung von $12 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{d}$ zur Folge, die entsprechend dem täglichen Zulauf erhöht

würde. Dieser Ansatz bietet ggf. Möglichkeiten, die Vorteile einer belastungsspezifischen Dosierung mit der grundlastorientierten Dosierung zu verknüpfen.

In dieser Versuchsreihe wurde in Abhängigkeit vom Zulaufsignal auf eine Konzentration von $15 \text{ g}_{\text{PAK}}/\text{m}^3$ dosiert. Dies führt zu einer linearen Erhöhung der Stellgröße der Dosierstation, wie Abbildung 5.17 zeigt. Der maximal einstellbare PAK-Massenstrom der Dosierstation liegt bei 10 kg/h .

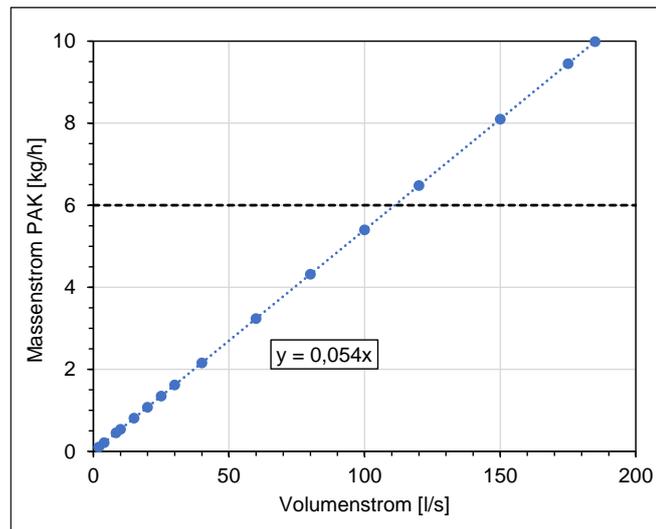


Abbildung 5.17: Verhältnis der stündlich dosierten PAK-Menge (Stellgröße Dosierstation 1) zum aktuellen Volumenstrom im Zulauf des Belebungsbeckens bei einer Dosierkonzentration von $15 \text{ mg}_{\text{PAK}}/\text{l}$

Um die Auswirkung des Regenwetterfalls auf den PAK-Bedarf zu reduzieren, wurde die maximale Dosiermenge auf 6 kg/h festgelegt.

5.3.3 Tägliche Stoßdosierung zur Mittagszeit

Die Idee hinter der täglichen Stoßdosierung ist es, eine möglichst einfache Dosiertechnologie zu verwenden und gleichzeitig eine vereinfachte Betriebsführung zu erreichen. Durch Verkürzung der Dosierzeit wird die abzuwiegende PAK-Menge deutlich erhöht, was die Nutzung weniger präziser Waagen erlaubt. Zudem wird die notwendige Prozesswassermenge deutlich reduziert, da lediglich in diesem kurzen Zeitfenster Wasser für die Suspension der PAK und das Ausspülen des Behälters benötigt wird. Gleichzeitig findet die PAK-Dosierung nur in Zeiten hoher personeller Verfügbarkeit statt, sodass die Funktionskontrolle und Wartung einfach zu gewährleisten ist. Bei Anlagen mit ausgeprägtem Tagesgang kann zudem durch diesen Ansatz sichergestellt werden, dass die hohe Adsorptionskapazität frischer, unbeladener PAK zu Zeiten hoher Zulauffrachten ausgenutzt wird. Gleichzeitig kann hier aber auch die Schwierigkeit für diese Dosierstrategie liegen, da den größten Teil des Tages keine frische PAK dem Belebungsbecken zugegeben wird und die Spurenstoffbelastung des Kläranlagenzulaufs z. T. nicht mit konventionellen Parametern wie der CSB-Fracht im Zulauf übereinstimmt.

5.3.4 Beispielhafte Darstellung der Dosierstrategien im Tagesverlauf

Um die drei Strategien und ihre Auswirkungen im zeitlichen Verlauf zu untersuchen, wurden diese anhand von Realdaten für TS_{BB} , Permeat- und Überschussschlammvolumenströme über zwei Monate in Abbildung 5.18 rechnerisch verglichen.

Die Dosiermengen wurden dabei wie folgt angenommen:

- Kontinuierliche Dosierung: $1,4 \text{ kg}_{PAK}/\text{h}$ ($33,6 \text{ kg}_{PAK}/\text{d}$)
- Volumenstromproportionale Dosierung: $15 \text{ mg}_{PAK}/\text{l}$
- Stoßdosierung: $16,8 \text{ kg}_{PAK}$ um 11 Uhr und $16,8 \text{ kg}_{PAK}$ um 12 Uhr ($33,6 \text{ kg}_{PAK}/\text{d}$)

Durch die Untersuchung anhand der Realdaten zeigt sich, dass die volumenstromproportionale Dosierung bei Regenwetter (schwarze Pfeile in Abbildung 5.18 a) deutlich erhöht ist. Diese Form der Dosierung ist erwartungsgemäß durch die Zulaufmenge zum Belebungsbecken bestimmt, was ohne tägliche Maximaldosis zu deutlich höheren PAK-Konzentrationen im BB führt als bei den anderen Dosierstrategien.

Die Kontinuierliche und die stoßweise Dosierung erreichen im Tagesmittel gleiche PAK-Konzentrationen im BB, doch zeigt sich bei der stoßweisen Dosierung ein ausgeprägter Tagesgang. Der PAK-Gehalt im belebten Schlamm beider Dosierstrategien wird maßgeblich über den Überschussschlammabzug reguliert. Dies zeigt sich zum Beispiel in Abbildung 5.18a an dem charakteristischen Treppenstufenmuster des Anstiegs der PAK-Konzentration im BB bei der stoßweisen Dosierung zu den Zeitpunkten in denen kein Überschussschlammabzug (graue Pfeile) stattfand.

Beim Vergleich soll der höhere PAK-Bedarf bei volumenstromproportionaler Dosierung einem möglichen Nutzen gegenübergestellt werden. Bei der kontinuierlichen Dosierung täglich gleicher PAK-Mengen ist v. a. die Auswirkung von durch Schmelzwasser und Regenwetter bedingten Zeiträumen höherer Zuflüsse von Interesse. Für die Stoßdosierung soll untersucht werden, wie sich die Verschmutzungsparameter im Tagesgang darstellen.

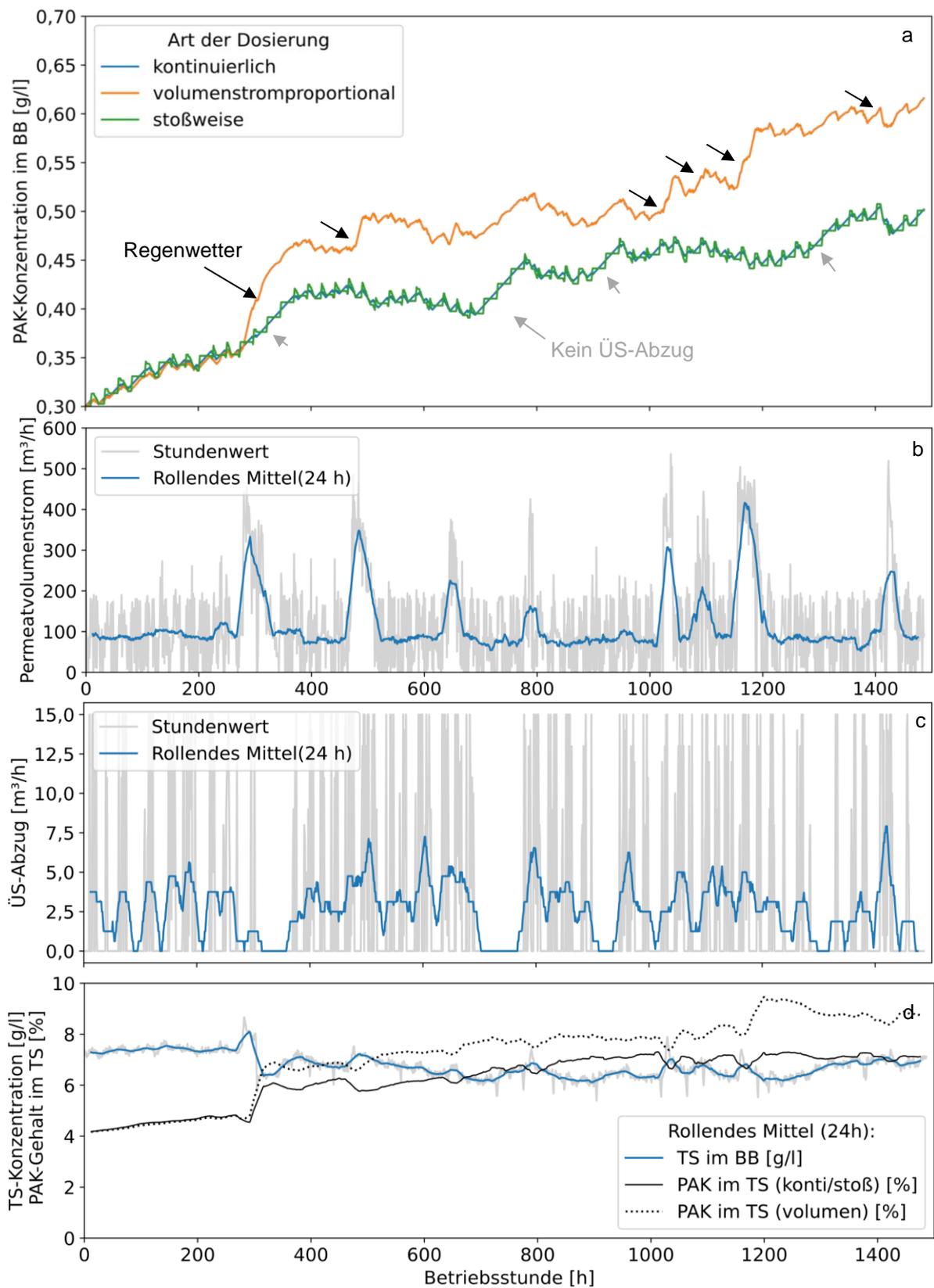


Abbildung 5.18: Beispielhafte Entwicklung der PAK-Konzentration (Startwert: 0,3 gPAK/l) bei den unterschiedlichen Dosierstrategien auf Basis von Realdaten zum Permeat- und Überschussschlammabzug (Zeitraum 01.07.2019 bis 31.10.2019)

6 Versuchsprogramm der großtechnischen Untersuchungen

6.1 Untersuchung der Reinigungsleistung

6.1.1 Ziel der Untersuchungen

Die Belebungsbecken 3 (Referenzstraße) und 4 (Versuchsstraße) sollen hinsichtlich ihres Reinigungsergebnisses verglichen werden. Aufgrund der diskontinuierlichen Beschickung der Becken in Abhängigkeit der aktuellen Zulaufbelastung des GWK Nordkanal (vgl. Kapitel 5.1.3) ist ein solcher Vergleich nicht punktuell möglich, sondern soll über längere Zeiträume in 24-Stunden-Mischproben oder via Online-Analytik stattfinden. Während für die sog. Standardparameter v. a. die Ablaufqualität von Bedeutung ist, steht bei den Spurenstoffmessungen die erreichbare Elimination im Belebungsbecken im Fokus. Die lange hydraulische Aufenthaltszeit des Abwassers im Belebungsbecken von 15 ± 6 h steht dabei einer Berechnung einzelner Eliminationswerte anhand korrespondierender Zu- und Ablaufproben entgegen. In unterschiedlichen Empfehlungen zur Spurenstoffprobenahme, werden daher längere Probenahmeintervalle von bis zu 72 Stunden angegeben (KOMS BW, 2018). Davon wurde hier aus zwei Gründen abgewichen: Erstens findet aus den gewonnenen Proben auch die weitere, z. T. über die Zeit veränderliche Analytik ($\text{NO}_2\text{-N}$, SAK_{254}) statt, sodass eine mehrtägige Lagerung der Proben im Probenehmer nicht praktikabel ist. Zweitens werden nachfolgend auch Tagesgänge und tägliche Schwankungen der PAK-Dosis untersucht, die ein kürzeres Probenahmeintervall erfordern. Damit wird akzeptiert, dass durch die Verkürzung des Probenahmeintervalls Schwankungen in der PAK-Dosierung und in weiteren Parametern stärkeren Einfluss auf die Eliminationsleistung zeigen. Dies wurde aufgrund der o. g. Überlegungen in Kauf genommen. Je Versuchsphase werden in den Auswertungen die Zu- und Ablaufkonzentrationen und -frachten der einzelnen Spurenstoffe dargestellt und auf deren Basis zulauffrachtgewichtete Mittelwerte der jeweiligen Elimination errechnet.

6.1.2 Probenahme

Es werden 24-Stunden-Mischproben, i. d. R. von 08:00 bis 08:00 durchgeführt (abweichend auch 4-Stunden-Mischproben zur Untersuchung von Tagesgängen). Im Zu- und Ablauf der Versuchs- und Referenzstraße waren Probenehmer der Fa. MAXX GmbH installiert. Drei Probenehmer des Typs SP5 konnten dabei im Rahmen des Projekts angemietet werden. Der Probenehmer im Zulauf der Referenzstraße (Typ SP3) stammt aus dem Bestand des ISA stand nach Beendigung eines parallelen Projekts für die letzte Versuchsphase dieses Projekts zur Verfügung. Die Probenehmer kühlen auf 4 bis 7 °C.

Die Probenehmer im Zulauf sind mit Verteilersystem und 12 Kunststoffflaschen je 2,9 l ausgestattet. Je Flasche ist eine Befüllzeit von 2 h eingestellt. Die Probenahme findet

mengenproportional zu 150 ml Probenvolumen je 50 m³ Zulauf statt und ist bei 1,5 l je Flasche gedeckelt. Das notwendige Zulaufvolumenstromsignal wird an den Messumformern (Typ Full Pipe, Fa. NIVUS GmbH) als 4-20 mA Signal abgegriffen. Die zugehörigen Sonden sind direkt in den aufwärts durchströmten Teil der Zulaufleitungen des Belebungsbeckens installiert.

Die Bestimmung eines Ablaufereignisses (Filtration findet statt) erfolgt auf Basis der Unterdruck- und Volumenstrommessung der jeweiligen Filtrationsstraße (Abgreifen der 4-20 mA Signale direkt an den Messumformern). Im Falle eines Filtrationsintervalls wird ein Magnetventil auf der Druckseite der Permeatpumpe geöffnet und Permeat über eine Schlauchleitung in ein ca. 3 l fassenden, aufwärts durchströmten Quelltopf geleitet. Die Abläufe beider Filtrationsstraßen eines Beckens werden jeweils in einem Quelltopf zusammengefasst, aus dem dann die Probenahme stattfindet. Die Probenehmer im Ablauf sind mit 12 Borosilikatglasflaschen je 1 l Probenvolumen ausgestattet. Je Flasche ist eine Befüllzeit von 2 h eingestellt. Die Probennahme im Ablauf findet in der 8. Minute jedes 15-minütigen Filtrationsintervalls statt. Es werden 100 ml Probe je Probenahme entnommen. Die Flasche ist auf 900 ml Füllvolumen begrenzt. In den Ablaufprobenehmern ist zudem jeweils eine SAK-Online Messstrecke installiert (vgl. Kapitel 6.1.6).

6.1.3 Standardparameter

Die Analytik der Standardparameter erfolgt durch Küvettentests der Firma Hach Lange (CSB-, Stickstoff- und Phosphorparameter) durch das Betriebspersonal des GWK Nordkanal, bzw. nach DIN-Verfahren im umweltanalytischen Laboratorium des ISA der RWTH Aachen (TOC, DOC, SAK₂₅₄). Tabelle 6.1 zeigt die Analysemethoden für die einzelnen Parameter.

Tabelle 6.1: Zusammenfassung der Analytik der Summenparameter und Nährstoffe

Kürzel	Parameter	Einheit	Küvettentest		Norm/Vorschrift/Verfahren
			Zulauf	Ablauf	
SAK254	Spektraler Absorptionskoeffizient bei 254 nm	m ⁻¹	-	-	DIN 38404-3:2005-07
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf	mg O ₂ /l	LCK 514	LCK 1414	ISO 6060-1989, DIN 38409-H41-H44
TOC	Gesamte organische Kohlenstoffverbindungen	mg/l	-	-	DIN EN 1484:1997-08
DOC	Gelöste organische Kohlenstoffverbindungen	mg/l	-	-	DIN EN 1484:1997-08
TNb		mg/l	LCK 338	LCK 238	EN ISO 11905-1
NH ₄ -N	Ammonium-Stickstoff	mg/l	LCK 302,303,304	LCK 304	ISO 7150-1, DIN 38406 E5-1, UNI 11669:2017
NO ₃ -N	Nitrat-Stickstoff	mg/l	-	LCK 339	ISO 7890-1-2-1986, DIN 38405 D9-2
NO ₂ -N	Nitrit-Stickstoff	mg/l	-	LCK 341	EN ISO 26777, DIN 38405 D10
Pges	Gesamt-Phosphor	mg/l	LCK 350	LCK 349	ISO 6878_2004, DIN EN 6878 / D11
PO ₄ -P	Phosphat-P	mg/l	LCK 350	LCK 349	ISO 6878_2004, DIN EN 6878 / D11

6.1.4 Organische Spurenstoffe

Eine Liste der untersuchten Spurenstoffe, deren Auswahlkriterium und die Einschätzung der Eliminierbarkeit finden sich in Tabelle 6.2. Die Analytik umfasst insgesamt 12 Spurenstoffe und 2 Metabolite, die mit HPLC-HRMS bestimmt werden. Die Bestimmungsgrenze der Stoffe in der unten erläuterten Analytik liegt bei 10 ng/l bzw. 50 ng/l. Um eine einheitliche Bewertung sicherzustellen, wird in nachfolgenden Kapiteln die Mindestelimination bis zum Bewertungskriterium (BK) 50 ng/l dargestellt.

Tabelle 6.2: Liste der untersuchten organischen Spurenstoffe

Spurenstoff, Kürzel (CAS-Nummer)	Einsatzgebiet	Auswahl nach ¹⁾	Einschätzung Elimination mit Aktivkohle ²⁾
Aminoantipyrin, AAA (83-07-8)	Nichtsteroidaler Entzündungshemmer	H	-
1H-Benzotriazol, BZT (80-05-7)	Komplexbildner, Korrosionsschutzmittel	H	Sehr gut/gut
5-Methylbenzotriazol, M-BZT (136-85-6)	Korrosionsschutzmittel	H	Sehr gut/gut
Bisoprolol, BIS (66722-44-9)	Betablocker	H	-
Candesartan, CAN (139481-59-7)	AT1-Antagonist (Blutdrucksenker)	K	Mittel/mäßig
Carbamazepin, CBZ (298-46-4)	Antiepileptikum, Psychopharmakon	K	Sehr gut/gut
Clarithromycin, CLA (81103-11-9)	Makrolidantibiotikum	K	Sehr gut/gut
Diclofenac, DCF (15307-86-5)	Nichtopioides- Analgetikum, Entzündungshemmer	K	Sehr gut/gut
Metoprolol, MET (37350-58-5)	Betablocker	K	Sehr gut/gut
N-Acetyl-Sulfamethoxazol NAC-SMX (21312-10-7)	Metabolit von Sulfamethoxazol	K	-
Sulfamethoxazol, SMX (723-46-6)	Antibiotikum	K	Mittel/mäßig
Telmisartan, TEL (144701-48-4)	AT1-Antagonist (Blutdrucksenker)	H	-
Tramadol, TMD (27203-92-5)	Opioid, Schmerzmittel	H	-
Valsartan, VAL (137862-53-4)	AT1-Antagonist (Blutdrucksenker)	K	Mittel/mäßig
<p>1) H: Hohe Konzentration festgestellt in einem zweifachen Screening des Zulaufs des GWK Nordkanal nach typischen Spurenstoffen, die am Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen untersucht werden; K: Auswahl aus Liste an Indikatorsubstanzen des ehemaligen Kompetenzzentrums für Mikroschadstoffe NRW (Bestand bis 2018)</p> <p>2) Bewertung nach DWA Themenband T1/2019 Aktivkohleeinsatz auf kommunalen Kläranlagen [...] (DWA, 2019)</p>			

Die Spurenstoffanalytik erfolgt im Umweltanalytischen Laboratorium des ISA. Die Methoden zur Quantifizierung der entsprechenden Spurenstoffe werden nachfolgend kurz dargestellt.

Die Pharmaka werden mittels Festphasenextraktion (solid phase extraction – SPE) aus den wässrigen Proben angereichert. Nach Elution der SPE Kartuschen werden die Analyten mit Hilfe der Flüssigchromatographie (HPLC) getrennt und anschließend mit einem Massenspektrometer detektiert und quantifiziert. Die Quantifizierung erfolgt mit den deuterierten Analyten.

Die Probenahme und Lagerung erfolgten in Glasgefäßen, um evtl. Verluste durch Adsorption zu vermeiden. Zur Verhinderung von mikrobiellem Abbau wurden die Proben direkt nach Entnahme aus dem Probenehmer und dem Transport nach Aachen weiterverarbeitet. Ist dies nicht möglich, werden sie bei 4 °C gelagert und spätestens nach 48 Stunden mittels SPE extrahiert. Auf SPE Kartuschen extrahiertes Probenmaterial ist bei -20 °C drei Monate ohne Verluste lagerbar.

Zur Anreicherung der Wirkstoffe (Pharmaka und Benzotriazole) auf eine SPE-Kartusche wird eine Autotrace SPE Workstation (Thermo Fisher Scientific) verwendet. Um eine Verblockung des Gerätes zu vermeiden, werden die Proben vor der Anreicherung durch einen Membranfilter (Porengröße 0,45 µm, Typ: Porafil® MV von Macherey Nagel) filtriert. Die SPE erfolgt über 60 mg Oasis HLB-Kartuschen (Waters). Die Konditionierung der SPE-Kartusche wird bei einer Fließgeschwindigkeit von 2 ml/min zuerst mittels 5 ml Methanol und dann mit 5 ml MilliQ-Wasser (VE-Wasser) durchgeführt. Nachdem die Proben bei einem Fluss von 5 ml/min angereichert sind, werden die SPE Kartuschen im Stickstoffstrom für 30 min getrocknet. Anschließend werden die Analyten mit einem Fluss von 2 ml/min dreimal mit jeweils 2 ml Methanol, in PE-Reagenzgläser eluiert. Das Eluat wird bei 60 °C im Stickstoffstrom zur Trocknen im Turbovap (Biotage) eingengt und anschließend mit 1,0 ml Methanol/Wasser (50/50) wieder in Lösung gebracht. Als Eluenten bei der chromatographischen Trennung dienen Methanol mit 2 mM Ammoniumacetat und 0,1 % Essigsäure und Wasser mit 2 mM Ammoniumacetat und 0,1 % Essigsäure. Das Injektionsvolumen beträgt 10 µL. Zur chromatographischen Trennung wird eine Hypersil Gold aQ Säule (150 x 2,1 mm 5 µm (Thermo Fisher Scientific) verwendet. Der Gradient beginnt mit 20 % Methanol. Nach 12 min wird auf 90 % Methanol erhöht und nach 23 min wieder auf 20 % Methanol gesenkt. Der Fluss beträgt 0,200 ml/min. Die Quantifizierung erfolgt im HR-SIM Modus auf einer LTQ-Orbitrap (Thermo Fisher Scientific) wobei die entsprechenden Massenspuren mit einer Toleranz von 10 mmu aus dem Totalionenstrom extrahiert werden. Die Identifizierung der Wirkstoffe erfolgt über die parallele Aufnahme der MSMS-Spektren. Die Auswertung erfolgt über die Quantifizierungsmassen. Durch Vergleich der Peakflächen von Standard und Probe sowie unter Berücksichtigung der Verdünnungsfaktoren und der Wiederfindung der internen Standards wird der Gehalt in der Probe automatisch, mit Hilfe der Software Xcalibur berechnet.

6.1.5 Größenfraktionierung der enthaltenen Moleküle mittels SEC-TOC

Die mittels Größenausschlusschromatografie (SEC) gewonnene Größenverteilung organischer Komponenten wird mittels UV- und DOC-Detektoren vermessen. Der M9 SEC Detektor wird zur Vermessung von natürlichen Wässern, Ab- und Prozesswässern eingesetzt. In konventionellen SEC-Anwendungen wird ein UV-Detektor eingesetzt, um die molekulare Größenverteilung von organischen Verbindungen zu ermitteln. Einige organische Verbindungen, wie z. B. Polysaccharide, absorbieren keine UV-Strahlung und führen daher zu Unterbestimmung. Durch die Kombination SEC- und DOC-Detektor kann das volle Größenspektrum organischer Komponenten erfasst werden (siehe ALLPIKE et al., 2005). Der M9 SEC Detector ist eine Modifikation der Sievers Portable TOC Analyzer, wobei der IC (inorganic carbon – anorganischer Kohlenstoff) Teil abgekoppelt und die Probenahmepumpe umgangen wird, um die Probe mittels der HPLC-Pumpe durch die Trennungssäule und den Detektor zu schicken. Durch Abkopplung des IC-Teils misst das Instrument den TC (Total Carbon – gesamter Kohlenstoff) und benötigt daher einen ICR (Inorganic Carbon Remover) zur Entfernung des anorganischen Kohlenstoffs. Zusätzlich ist der Detektor mit einem Turbo-Modus ausgestattet, um eine hohe Datenauflösung während der SEC-DOC Messung zu ermöglichen.

6.1.6 Online-Analytik des SAK₂₅₄

Der SAK₂₅₄ wird online im Ablauf der Belebungsbecken 3 und 4 gemessen. Die Online-Sonden sind in den Probenehmern Typ SP5 (Fa. MAXX Mess und Probenahmetchnik GmbH) verbaut und werden über diese mit Wasserproben beschickt. In einem Filtrationsintervall erfolgt die Probenahme zur Beschickung der Sonde alle 3 Minuten und somit. Die verbauten Sonden des Typs OPUS (Fa. TriOS Mess- und Datentechnik GmbH) waren mit einer Spaltweite von 5 mm ausgestattet.

6.1.7 Adsorbierbare organisch gebundene Halogene

Bei der in-situ-Reinigung ist die Vermischung des Spülwassers mit der Biomasse nicht zu verhindern. Die besten Reinigungsergebnisse für Beläge, die durch Biofouling entstanden sind, lassen sich mittels Natriumhypochlorit (NaClO) erzielen. Die Nebenprodukte der Reinigung können durch den Summenparameter "Adsorbierbare organische Halogenverbindungen" (AOX) erfasst werden

Die AOX Laboranalyse wird im Zentrallabor des Erftverbandes nach der DIN EN ISO 9562:2005-02 („Adsorption an Aktivkohle nach Säulenverfahren“) durchgeführt. Bei der Bestimmungsmethode wird die Probe mit einem definierten Volumenstrom durch ein mit Aktivkohle gefülltes Glasrohr (Säulenverfahren) an die Aktivkohle gebunden (adsorbiert). Die AOX-Konzentration wird in µg Cl/l angegeben.

6.2 Betriebssicherheit des PAK-MBR

6.2.1 Ziel der Untersuchungen

Der Fokus der nachfolgenden Untersuchungen besteht auf der Bewertung des Betriebsverhaltens und der Prozessstabilität eines PAK-MBR durch eine vergleichende Betrachtung der großtechnischen PAK-Straße und zweier Referenzstraßen. Dabei soll die Auswirkung der PAK-Partikel auf den belebten Schlamm in Bezug auf Filtrierbarkeit, Absetzbarkeit und Entwässerbarkeit anhand praxisnaher Messungen untersucht werden.

Zudem soll das Einsparpotenzial in der Belüftung und somit im Energiebedarf einer großtechnischen Membranbelebungsanlage unter Berücksichtigung einer möglichen Absenkung des Schlammalters und des TS_{BB} , sowie der daraus resultierenden Verbesserung des Sauerstoffübergangs (α -Wert) ermittelt und bewertet werden.

6.2.2 Analytik des belebten Schlammes

Auf dem GWK Nordkanal werden wichtige Schlammparameter routinemäßig analysiert. Der Trockensubstanzgehalt in den Belebungsbecken wird werktäglich durch Unterdruckfiltration über Papier-Faltenfilter und anschließende Trocknung bei 105 °C bestimmt. Der Glühverlust wird nach Verglühen der TS-Probe bei 550 °C im Muffelofen ermittelt. Für die Bestimmung des Schlammvolumens wird der Schlamm im Verhältnis 1 Teil Schlamm zu 2 Teile Wasser (1/3) verdünnt. Die Messung erfolgt im 1 Liter Messzylinder.

6.2.3 Schlammfiltrationszeit (Time to Filter - TTF)

Die Schlammfiltrationszeit (TTF, engl: Time to Filter) ist ein analytischer Testparameter, der wichtige Daten über die Filtrierbarkeit des Abwasser-Schlamm-Gemisches im Bioreaktor liefert. Wenn in Aufbereitungsanlagen höhere Transmembrandrücke (TMP) oder eine geringere Membranpermeabilität auftreten, können mithilfe des TTF-Tests die Faktoren im Zusammenhang mit dieser Veränderung abgegrenzt werden. Durch den Vergleich von TTF in Versuchs- und Referenzstraße können unabhängig vom Membranzustand Rückschlüsse auf die Auswirkungen der Pulveraktivkohle auf die filtrationsrelevanten Schlammeigenschaften ermittelt werden.

Die TTF (in Sekunden) entspricht dem zeitlichen Aufwand, der mit Vakuumpumpe ($\Delta p = 500$ mbar), Trichter und Erlenmeyer-Kolben zum Filtern einer vordefinierten Schlammmenge durch ausgewähltes Filterpapier erforderlich ist. Die TTF wird in Nordkanal für 25, 50 und 100 ml Filtrat bestimmt.

6.2.4 Gelöste extrazelluläre polymere Substanzen

Die Charakterisierung extrazellulärer polymerer Substanzen (EPS) im Belebtschlamm mit und ohne Pulveraktivkohle wurde mittels Flüssigchromatographie - organischer Kohlenstoffnachweis - organischer Stickstoffnachweis (LC-OCD-OND - Liquid Chromatography – Organic Carbon Detection – Organic Nitrogen Detection.) durchgeführt.

Das LC-OCD-OND-System kann für die hochempfindliche quantitative Bestimmung von organischen Kohlenstoff- und organischen Stickstoffverbindungen sowie Nitrat und Ammonium in wässrigen Lösungen genutzt werden. Natürliche organische Substanzen (NOM) werden hierbei in spezifische Fraktionen getrennt: Biopolymere, Huminstoffe, Baustoffe der Huminstoffe, organische niedermolekulare Säuren, niedermolekulare Neutralstoffe sowie hydrophobe Stoffe. Das Detektionslimit für organischen Kohlenstoff und Stickstoff liegt bei wenigen ppb (HUBER, 2020; HUBER et al., 2011).

Die Belebtschlamm-Proben wurden kurzfristig nach der Entnahme pasteurisiert und anschließend im DOC-Labor GmbH (Karlsruhe) untersucht.

Membranverschmutzung durch gelöste organische Stoffe ist ein inhärentes Problem bei der biologischen Abwasserbehandlung mit Membranfiltration. Die Mikroorganismen im Belebtschlamm bilden langkettige Verbindungen (Polymere), die in ihrer unmittelbaren Umgebung (angrenzend der Zelle – extrazellulär) abgegeben werden. Diese Extrazellulären Polymeren Substanzen (EPS) bzw. die EPS-Matrix oder Biofilmmatrix, dienen u. a. dem Anhaften von Biofilmen an Oberflächen, formen den Raum zwischen den darin eingebetteten Mikroorganismen und halten die Agglomerate in ihrer dreidimensionalen Anordnung zusammen. (SCHULTE und FLEMMING, 2006)

In sehr häufigen Fällen sind die üblichen Verunreinigungen der Membranoberfläche auf die extrazellulären polymeren Substanzen (EPS) zurückzuführen, die hauptsächlich aus Polysacchariden, Proteinen, natürlichen organischen Stoffen und Lipiden bestehen – die beiden ersteren machen den größten Anteil aus (SIOUTOPOULOS et al., 2019).

In der Regel bieten die EPS eine bessere Versorgung an verwertbaren Substraten. So können durch ständige Adsorption und Anreicherung von Substraten längere Hungerperioden überstanden werden. Die EPS gewähren Schutz vor chemischen und mechanischen Einflüssen wie Temperaturschwankungen, Schadstoffe, UV-Strahlung und begünstigt den Austausch von Genen (FLEMMING und WINGENDER, 2010).

Bei der Nano- und Ultrafiltration von natürlichen Wässern ist NOM-Fouling die Hauptursache für einen Permeabilitätsrückgang. Bevorzugt große, hydrophobe Moleküle mit einer vergleichsweise hohen UV-Absorption werden auf der Membranoberfläche angelagert (BRAGHETTA et al., 1998; GRIEBE und FLEMMING, 1998; JUCKER und CLARK, 1994). Die Eigenschaften der Moleküle weisen darauf hin, dass es sich dabei um Huminstoffe handelt,

die nach Jucker und Clark (1994) insbesondere den Huminsäuren und weniger den Fulvinsäuren zugeordnet werden konnten. Eine Erklärung für die Anlagerung von Huminsäuren geben ASSENMACHER und FRIMMEL (1996): „Sterische (Größenausschluss) und diffusive Effekte (behinderte Rückdiffusion aus der laminaren Grenzschicht) sorgen für eine Anreicherung hochmolekularer Verbindungen an der Membran und erhöhen somit die Triebkraft für adsorptive Vorgänge“. (GORENFLO, 2003)

6.2.5 Prozessdatenauswertung

Die Prozessdaten des GWK Nordkanal wurden für den Zeitraum Januar 2018 bis März 2021 aus dem vorliegenden Messdatenmanagementsystem ACRON (Fa. VIDEON Data Engineering GmbH, Bremen) extrahiert. Diese Daten liegen als Millisekunden genaue Werte in der zeitlichen Auflösung des jeweiligen Messumformers vor. Zudem wurden die, durch das ACRON System aggregierten 15-minütigen Werte ausgewertet. In nachfolgenden Auswertungen ist angegeben, ob bei diesen die Prozessdaten oder die aggregierten Daten Anwendung finden. Vor allem für zeitlich begrenzte Vorgänge und z. T. eng getaktete Abläufe (Beckenlauf, Filtration und Rückspülung der Membranen, Überschussschlammabzug aus den einzelnen Becken) wird eine direkte Prozessdatenauswertung vorgezogen. So kann z. B. der Anstieg des Transmembrandrucks innerhalb der 15 Minuten Filtration oder 60 bis 90 s Rückspülung untersucht werden.

Tabelle 6.3: Messinstrumente und Sonden je Belebungsbecken

Aggregat/Ort	Typ	Hersteller	Einheit	Art der Datenaggregation
MID Zulauf	Full Pipe	NIVUS GmbH	m ³ /h, m ³ /Zeit	Mittelwert, Summenzähler
MID Überschussschlamm	50W1F-UC0A1AA0A4AD	Endress + Hauser Messtechnik GmbH	m ³ /h, m ³ /Zeit	Mittelwert, Summenzähler
MID Permeat	Promag W 53W3H-UD0B1	Endress + Hauser Messtechnik GmbH	m ³ /h, m ³ /Zeit	Mittelwert, Summenzähler
TS-Messung Belebung	Solitax ts-line sc L	Hach Lange GmbH	kg/m ³	Mittelwert
Druckmessung (dynamischer Druck Permeatpumpe)	Cerabar M PMC41-RE15	Endress + Hauser Messtechnik GmbH	mbar	Mittelwert
Druckmessung (statischer Druck Wassersäule)	-	-	mbar	Mittelwert
Mengenmessung Luft	VA 400	CS Instruments GmbH	m ³ /h, m ³ /Zeit	Mittelwert, Summenzähler

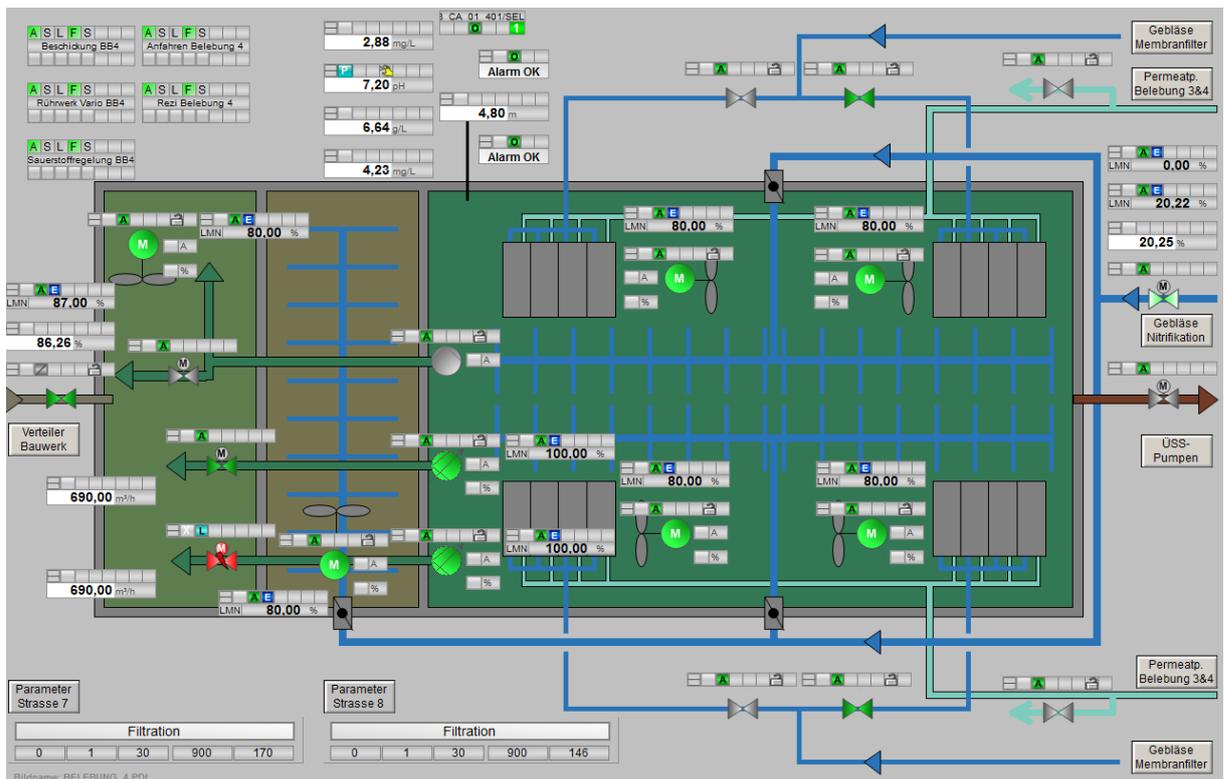


Abbildung 6.1: Schaubild des Belebungsbeckens 4 mit Equipment

6.3 Anfall und Eindickung des Überschussschlamm

6.3.1 Bilanzierung des ÜS-Anfalls

Für die Bilanzierung des Überschussschlammmanfalls werden die ACRON Prozessdaten aus TS_{BB} und Volumenstrommessung verwendet. Der ÜS-Abzug erfolgt dabei einzeln je Belebungsbecken abhängig vom TS_{BB} in ca. 40-minütigen Abzugsintervallen. Die Analyse des ÜS-Anfalls über die Zeit soll Aufschluss darüber geben, wie sich durch die PAK-Dosierung der Feststoffmassenstrom verändert.

6.3.2 Effizienz der maschinellen Überschussschlammeindickung

Aufgrund des getrennten Überschussschlammabzugs je Becken und der direkten Beschickung des Bändeindickers kann das Eindickergebnis der einzelnen Becken getrennt bewertet werden. Die Einschätzung des Eindickergebnisses wird auf Basis der Volumenstrom- und TS-Onlinemessungen im Zu- und Ablauf des Eindickers ermöglicht.

Tabelle 6.4: Aggregate in der ÜS-Eindickung

Aggregat/Ort	Typ	Hersteller
Bändeindicker	BGT 1500-3-1	Sülzle Klein
Polymerdosierung (Polymer)	~ 6 g WS/kg TM (Flopam CL 28 T)	(SNF Polychemie)
Volumenstrommessung Zulauf ED	Process Master300	ABB Automation Products GmbH
Volumenstrommessung Ablauf ED	Process Master300	ABB Automation Products GmbH
TS-Messung Zulauf ED	SC 200 LXV 404.99.00501	Hach Lange GmbH
TS-Messung Ablauf ED	SC 200 LXV 404.99.00501	Hach Lange GmbH

6.4 Entwässerbarkeit des Faulschlammes

6.4.1 Laboruntersuchungen

Die Auswirkung von PAK auf den Entwässerungsprozess ist aktuell noch nicht systematisch untersucht. Aus diesem Grund wurden zunächst Laborversuche mit PAK-Dosierung im Batch-Versuch durchgeführt, um sinnvolle Wertebereiche für die PAK- und FHM-Dosis für die nachfolgenden Versuche im halb- und großtechnischen Maßstab zu identifizieren. Im Versuchszeitraum war der Faulschlamm des GWK Nordkanal immer mit PAK vorbelastet. Aufgrund wechselnder Bedingungen bei der Dosierung, konnte diese Vorbelastung nur unzureichend genau berechnet werden. Deshalb wurden die Charakterisierungsversuche mit Faulschlamm des Klärwerks Aachen-Soers durchgeführt, das keine PAK-Stufe besitzt. So konnte der PAK-Gehalt im Schlamm genau eingestellt werden. Dies bot zudem logistische Vorteile aufgrund der Nähe zum Umweltanalytischen Laboratorium und Technikum des ISA.

6.4.1.1 Herkunft des Schlammes

Die KA Aachen-Soers ist mit einer Anschlussgröße von 464.478 EW (Stand 2018) die größte Kläranlage des Wasserverbands Eifel-Rur. Sie ist als mechanisch-biologische Kläranlage mit chemischer Phosphor-Elimination, nachgeschalteter Klarwassernitrifikation, Ozonung und Flockungsfiltration sowie anaerober Schlammbehandlung ausgebaut. Die Anlage verfügt über zwei beheizte Faulbehälter mit einem Fassungsvermögen von insgesamt 20.000 m³, die mit einer Aufenthaltszeit von 25 Tagen betrieben werden. Der Faulschlamm wird nach der Stabilisierung dem Nacheindicker zugeführt und anschließend mittels Zentrifugation entwässert. (ELWAS, 2020)

In Tabelle 6.5 sind die Schlammkennwerte des FS aus dem Nacheindicker von Februar bis Juli 2020 zusammengefasst.

Tabelle 6.5: Schlammkennwerte des Faulschlammes der KA Aachen-Soers (bereitgestellt durch das Labor der KA Aachen-Soers, Wasserverband Eifel-Rur)

	Februar	März	April	Mai	Juni	Juli
pH-Wert [-]	7,35-7,49	7,44-7,51	7,46-7,6	7,51	7,42-7,52	7,4-7,55
TR [%]	2,56-2,70	2,9-3,02	2,58-2,73	2,4-2,89	2,39-2,71	2,38-3,11
GV [% des TR]	58,9-60,1	57,5-58,1	56,9-59,8	57,4-59,1	56,4-57,3	53,6-56,1

6.4.1.2 Übersicht über die Versuche

Der Einfluss der PAK-Dosierung in dem Bereich von 30 bis 80 g PAK/kg TM wurde in sechs Dosierungsstufen untersucht. Die CST-Messung sowie die Absetzversuche erfolgten für jede PAK-Dosierung mit einer FHM-Dosierung von 0; 5,7; 7,6 und 9,5 g FHM/kg TM. Diese wurden an unterschiedlichen Tagen wiederholt, um Triplikate der Versuche mit jeder PAK-Dosierung zu erhalten. An jedem Versuchstag erfolgte weiterhin ein Durchlauf ohne PAK-Dosierung, um den Einfluss der PAK-Dosierung gewichten zu können. Tabelle 6.6 zeigt den Versuchsplan.

Das verwendete Flockungshilfsmittel war Flopam CL 12 T (Fa. SNF Poly Chemie), ein kationisches Polyacrylamid, welches sich laut Hersteller gut für die Entwässerung mit Filtrationsprozessen (u. a. Kammerfilterpresse) eignet. Das Polymer wurde aus 3 Produkten anhand von Absetzversuchen und CST-Messungen vorausgewählt (nicht dargestellt).

Tabelle 6.6: Versuchsplan für die Entwässerungsversuche mit CST-Messung (als Triplikate durchgeführt)

Versuchsreihe	0	1	2	3	4	5	6
PAK-Dosierung [g PAK/kg TM]	0	30	40	50	60	70	80
FHM-Dosierung [g WS/kg TM]	0	0	0	0	0	0	0
	5,7	5,7	5,7	5,7	5,7	5,7	5,7
	7,6	7,6	7,6	7,6	7,6	7,6	7,6
	9,5	9,5	9,5	9,5	9,5	9,5	9,5

Zudem wurden Versuche mit dem Polymer Flopam CL 16 T (Fa. SNF Poly Chemie) zur Entwässerung mit einer Laborzentrifuge durchgeführt. Das genannte kationische Polyacrylamid wird auf der Kläranlage Aachen-Soers vor die großtechnische Zentrifuge dosiert. Hier wurden die in Tabelle 6.7 genannten Einstellungen getestet.

Tabelle 6.7: Versuchsplan für die Entwässerungsversuche mit Zentrifugation (als Triplikate durchgeführt)

Versuchsreihe	0	1	2	3	4	5	6
PAK-Dosierung [g PAK/kg TM]	0	20	30	40	50	60	80
FHM-Dosierung [g WS/kg TM]	0	0	0	0	0	0	0
	7	7	7	7	7	7	7
	9	9	9	9	9	9	9
	11	11	11	11	11	11	11

6.4.1.3 Probennahme und Probenvorbereitung

Die Entnahme der FS-Proben erfolgte aus der Beschickungsleitung der Zentrifuge vor der Konditionierung. In einem ersten Schritt wurde der Feststoffgehalt der FS-Probe gemessen und der pH-Wert kontrolliert. Die TR-Bestimmung erfolgte dreifach mit einem Schnellmessgerät (Santorius Moisture Analyzer MA 30). Anschließend wurden je 2 l Probenvolumen in PE-Flaschen abgefüllt, welches dem benötigten Volumen für eine Versuchsreihe mit einer Kontrollprobe (ohne FHM) und drei FHM-Dosierungen entspricht.

Die Dosierung einer vorbereiteten PAK-Dispersion (0,2 g/ml) erfolgte mittels Pipette in die 2 l-Flaschen (siehe Abbildung 6.2 (1)). Anschließend wurden die Probeflaschen über Nacht für $17\text{h} \pm 1\text{h}$ in einem Überkopfschüttler (Gerhardt RA20) bei einer Raumtemperatur von $20 \pm 1^\circ\text{C}$ mit ca. 8 U/min geschüttelt (siehe Abbildung 6.2 (2)).



Abbildung 6.2: (1) PAK-Dosierung; (2) Probenflaschen im Überkopfschüttler

Das FHM wurde an jedem Probetag neu angesetzt und eine Reifezeit von mind. 45 min eingehalten. Die Verdünnung der Stammlösung mit Wasser erfolgte für 5 min bei 250 U/min und weiteren 15 min bei 200 U/min im Floctester ET 740 (Fa. Lovibond).

In einer Versuchsreihe wurden jeweils eine Kontrollprobe (ohne FHM) und drei verschiedene FHM-Dosierungen getestet. Jede Probe bestand aus 475 ml FS (mit oder ohne vordosierte PAK). Zu diesem Volumen wurde bei der Konditionierung die entsprechende Menge an FHM zudosiert. Die Gebrauchslösung war so verdünnt, dass für die maximale Dosierungsmenge ein FHM-Volumen von max. 25 ml benötigt wurde. Proben mit FHM-Dosierungsmengen von unter 25 ml wurden mit Wasser auf ein Gesamtprobenvolumen von 500 ml aufgefüllt. Die zugeführten Feststoffe aus der PAK wurde bei der FHM-Dosierung nicht berücksichtigt.

Die Konditionierung mit FHM der FS-Proben erfolgte in 1 l-Bechergläsern. Zunächst erfolgte ein turbulentes Einrühren bei 150 U/min in einem Zeitfenster von 2 min (Abbildung 6.3). Anschließend wurde bei 60 U/min für 5 min nachgerührt, um die Flockenbildung zu unterstützen und ein homogenes Flockenbild zu erhalten.

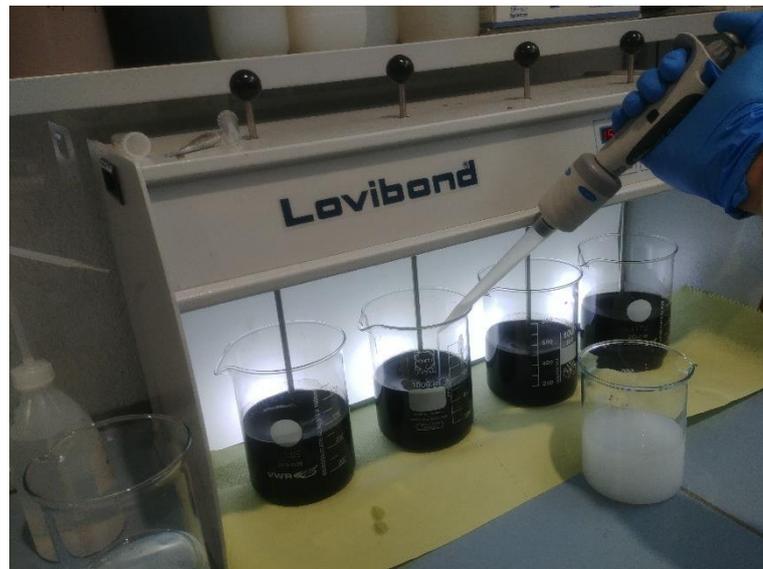


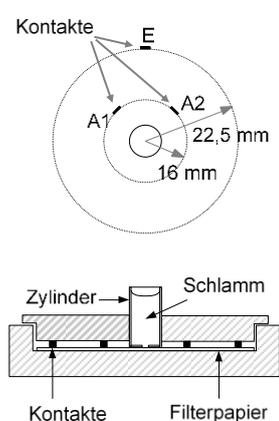
Abbildung 6.3: Konditionierung der FS-Proben mit FHM bei 150 U/min während 2 min mittels Lovibond® Floctester ET 740

Danach wurde die Probe für die nachfolgenden Untersuchungen chargiert.

6.4.1.4 Kapillare Fließzeit - CST

Die sog. kapillare Fließzeit oder Saugzeit (CST, engl. capillary suction time) ist ein Maß für die Wasserabgabe von Schlämmen. Die Messung wird nach DIN EN 14701-1 (2006) durchgeführt, wie in Abbildung 6.4 dargestellt. Ein Metallzylinder mit 5 ml Volumen und einer Bodenöffnung von 10 mm wird auf einem Chromatographiepapier (hier Whatman No.17) platziert. Auf das Papier wird zudem eine Kunststoffplatte mit drei Metallkontakten aufgesetzt, wobei sich die Kontakte A1 und A2 radial 16 mm und der Kontakt E 22,5 mm von der Öffnung des Metallzylinders entfernt befinden. In den Metallzylinder wird eine vorab homogenisierte Schlammprobe eingefüllt. Dem Schlamm wird über das Chromatographiepapier Wasser entzogen, welches sich als Front radial von der Öffnung des Zylinders aus im Papier ausbreitet. Über das Gerät W.R.C Multipurpose Filtration Unit TW 166 (Fa. Triton) wird der elektrische Kontakt zwischen A1 und A2 abgefragt. Ist dieser gegeben, startet ein Zählwerk, welches endet, wenn die Wasserfront Kontakt E erreicht hat. Die Zeit in Sekunden, die die Wasserfront benötigt, um die 6,5 mm Wegstrecke zwischen den Kontakten A und Kontakt E zurückzulegen wird als CST bezeichnet. Aufgrund möglicher Inhomogenitäten bei der Schlammabfüllung in den Zylinder, wird jeder Versuch in Dreifachbestimmung durchgeführt und muss wiederholt werden, wenn die Ergebnisse der Einzelbestimmungen um mehr als 20 % vom berechneten Mittelwert abweichen. Im Anwendungsbereich zwischen 12 und 30 °C Raumtemperatur kann diese laut Norm vernachlässigt werden, der Arbeitsbericht ATV (1992) empfiehlt jedoch eine Versuchsdurchführung bei 20 °C Raumtemperatur. Die Anwendungsgrenze der CST-Messung ist nach unten auf einen TR von 1 % begrenzt, da sich darunter kein ausreichend stabiler Schlammkuchen im Zylinder ausbilden kann und nach oben hin auf ca. 10 %, da sie dennoch noch gut fließfähig sein soll (ATV, 1992). Zur besseren

Vergleichbarkeit wird der CST auf den TR der Originalprobe normiert und in s/%TR angegeben (DWA-M 383, 2019; DICHTL und KOPP, 2001). Die Bewertung der Ergebnisse erfolgt nach Abbildung 6.4.



Entwässerbarkeit	CST (ATV, 1992)	CST/%TR (DICHTL und KOPP, 2001)
	[s]	[s]
Gut	< 80	< 30
Mittelmäßig	80 - 400	≈ 30 - 150
Schlecht	> 400	≥ 150

Abbildung 6.4: Prinzip der CST-Messung nach ATV (1992) und typische Klassifizierung der Entwässerbarkeit

6.4.1.5 Absetzversuche

Zur Bestimmung der Absetzbarkeit von Schlamm können Absetzversuche durchgeführt werden. Hierbei wird standardmäßig das gemessene Schlammvolumen nach einer Absetzdauer von 30 min in einem Standzylinder, bezogen auf die Trockensubstanz, bestimmt (DIN EN 14702-1, 2006). Daraus kann der auf den Trockensubstanzgehalt normierte Schlammvolumenindex berechnet werden:

$$ISV = \frac{V_s}{\varrho_T} \left[\frac{ml}{g} \right]$$

mit:

ISV [ml/g]	Schlammvolumenindex
V_s [ml/l]	Schlammvolumen nach einem 30-minütigen Absetzen
ϱ_T [g/l]	Konzentration der Feststoffe im Schlamm

Bei hohem Schlammvolumen (> 250 ml/l) muss die Probe mit Wasser verdünnt werden. Für die Bewertung muss der abgelesene Wert mit dem Verdünnungsfaktor multipliziert werden. Für die hier untersuchten Proben wurde immer eine Verdünnung von 1 Teil Schlamm auf 4 Teile Frischwasser gewählt (Faktor 5).

Die Absetzphase des Schlammes kann in vier Phasen eingeteilt werden, in denen die Flocken verschiedene Geschwindigkeitsstadien durchlaufen. Diese sind in Abbildung 6.5 dargestellt.

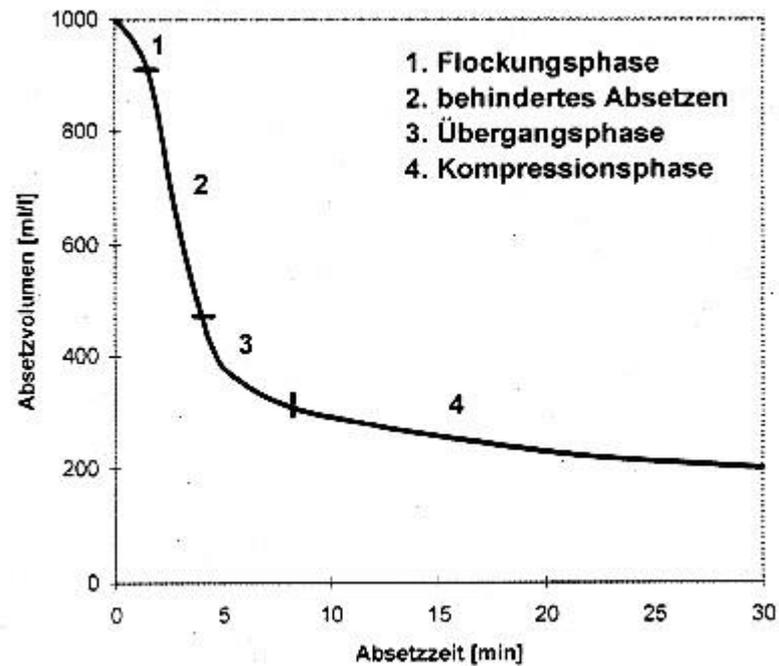


Abbildung 6.5: Absetzvorgang im 1 l-Messzylinder (MERKEL, 1971)

Für den Vergleich der Absetzbarkeit bietet sich v.a. der Bereich des behinderten Absetzens bis Minute 5 des Versuchs an. Nach 30 min Versuchslaufzeit wurde zudem die Trübung des Überstands mit dem Handtrübungsmessgerät TURB 355 IR (Fa. WTW) bestimmt, um die Güte der Schlamm-Wasser-Trennung zu beurteilen. Das Gerät wurde arbeitstäglich kalibriert. Die Genauigkeit des Geräts liegt im Bereich von 0 – 500 NTU bei $\pm 2\%$ vom Messwert bzw. $\pm 0,1$ NTU.

6.4.1.6 Laborzentrifugation

Der konditionierte Schlamm wurde zu 300 ml in einer 500 ml fassenden verschließbaren PE-Flasche in einer Laborzentrifuge (Megafuge 1.0R, Fa. Heraeus) bei 4000 RPM für 10 min bei 20 °C zentrifugiert. Die Zentrifuge weist vier Stellplätze auf. Nach der Zentrifugation wurde das Pellet vom Überstand durch Dekantieren getrennt. Im Pellet wurde der TR bestimmt und für den Überstand wurde die Trübung analysiert.

6.4.2 Mobile Kammerfilterpresse

Für den Entwässerungsversuch wurde eine mobile Kammerfilterpresse SMM-2 (Fa. SIMEX GmbH) eingesetzt, deren Aufbau Abbildung 6.6 entnommen werden kann.

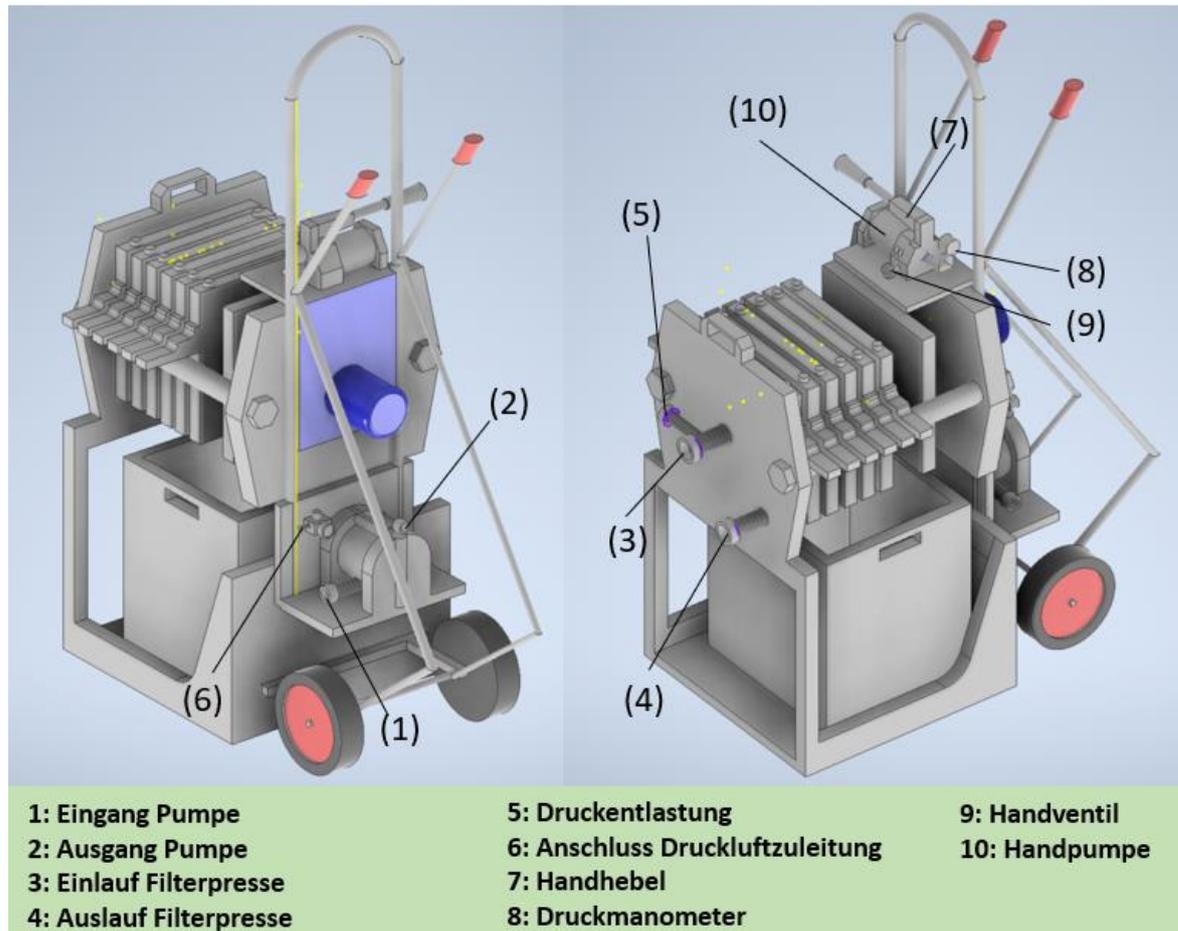


Abbildung 6.6: Aufbau der mobilen Kammerfilterpresse

Wie in Abbildung 6.6 zu sehen ist, werden die sechs quadratischen Filterplatten mit Innenmaßen von 300*300 mm² durch Aufbringen eines Schließdrucks von ca. 350 bar geschlossen und es bilden sich fünf Filterkammern. Zum Schließen der Filterplatten wird zunächst das Handventil (9) zuge dreht und die Handpumpe (10) mittels eines Handhebels (7) betätigt, bis das Manometer (8) 350 bar anzeigt. Um die Filtrationsleistung der Filtertücher zu verbessern, werden die Filtertücher vor dem Pressversuch mit Wasser zu befeuchten.

Die Schlamm beschickung erfolgt mittels einer Membranpumpe (1) (2) bei einem Förderdruck von 7-8 bar in den Einlauf der Presse (3). Zur Erzeugung der Druckluft wird die Membranpumpe an einen ölfreien Kompressor (Typ Pro-Line, Fa Herkules, Druckbereich: 6-8 bar) angeschlossen. Am Anfang des Füllvorgangs wird in der Regel viel Schlamm in die Presse gefördert, weshalb der Kompressor sehr häufig anspringt. Das Filtrat kann am Filtratauslauf der Presse (4) aufgefangen werden. Nach Beendigung des Pressvorgangs wird die Druckluftzufuhr am Kugelhahn (6) unterbrochen und das System über den Entlastungskugelhahn (5) entspannt. Zum Öffnen der Presse wird das Handventil der

Hydraulikpumpe geöffnet und die Filterplatten werden manuell auseinandergeschoben. In den Filterkammern bildet sich ein Filterkuchen mit einer Stärke von circa 3 cm, welcher mittels eines Kunststoffspachtels von den Tüchern abgetrennt werden kann.

Der gesamte Versuchsaufbau ergibt sich aus Abbildung 6.7. Der IBC-Behälter (1) ist mit einem Rührwerk ausgestattet (nicht dargestellt). In Abhängigkeit der Fragestellung (z. B. gezielte Nachdosierung von PAK in den Faulschlamm) dient der IBC zur Zwischenspeicherung oder zur Anmischung von ca. 450 l Faulschlamm.

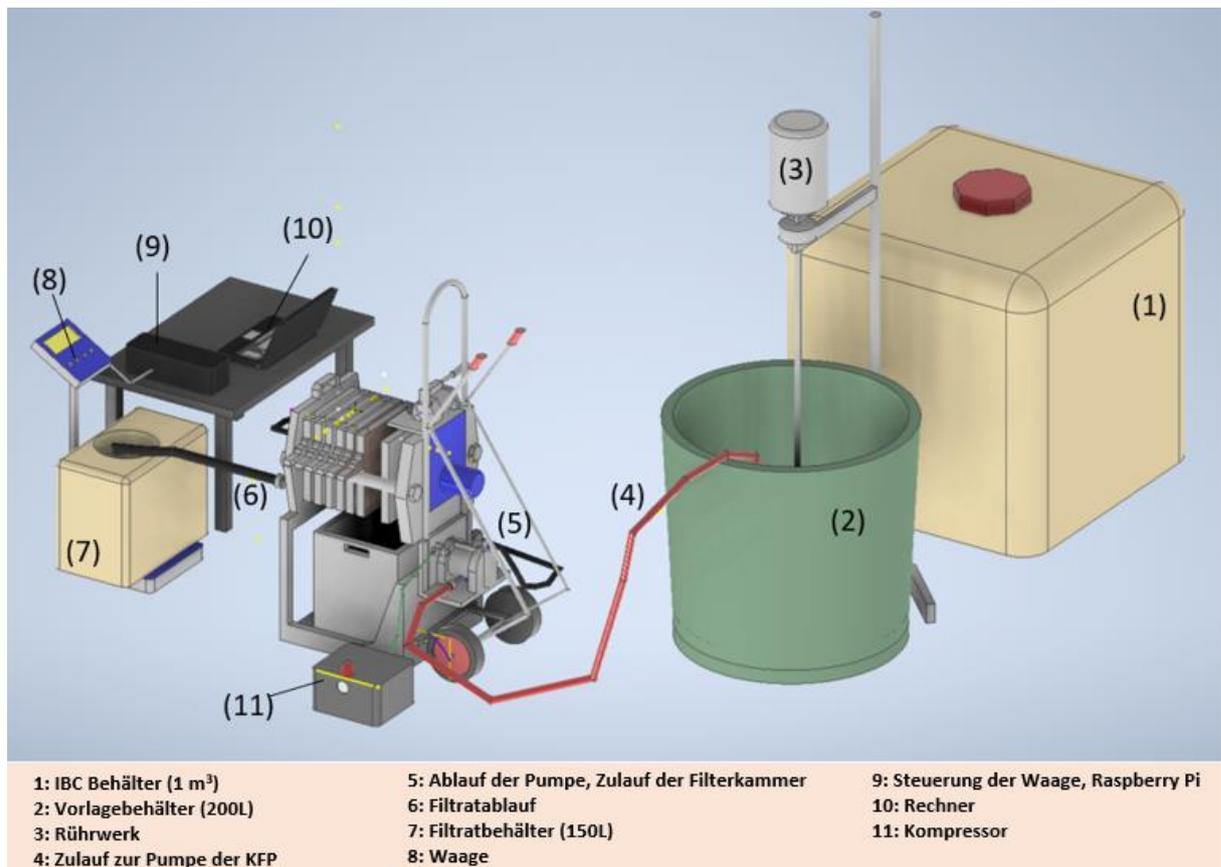


Abbildung 6.7: Darstellung des Versuchsaufbaus mit Kammerfilterpresse

Je Versuch werden 150 l Faulschlamm in einen Rundbehälter (2) abgefüllt, der mit einem konstant bei 150 UPM drehenden, seitlich angeordneten Rührwerk ausgestattet ist. Dem Schlamm wird vorab Flockungshilfsmittel in einer TS-spezifischen Dosierung als angemischte Polymerlösung zugegeben (ca. 40 l Lösung). Nach einer Einrührzeit von 5 min wird der Versuch durch Zuleitung der Druckluft zur Membranpumpe gestartet. Die Versuchslaufzeit beträgt, wenn nicht anders angegeben, i. d. R. 90 min. Die Kammern sind zur besseren Unterscheidung nummeriert von Kammer 1 an der Stirnplatte der KFP bis Kammer 5 am Zulauf der KFP.

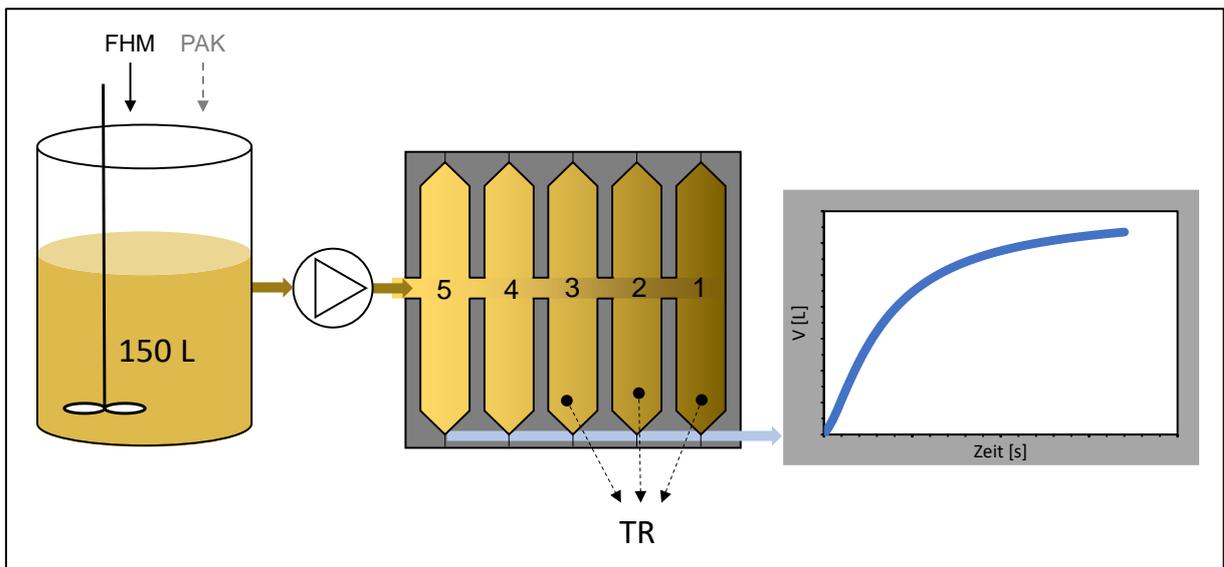


Abbildung 6.8: Schematischer Aufbau Kammerfilterpresse-Versuche

Während des Versuchs wird die gesammelte Filtratmenge aufgezeichnet. Dafür stand zunächst ein 12 l Eimer zur Verfügung, mit dem das Filtrat aufgefangen, die Befüllzeit notiert und das Filtrat verworfen wurde. In späteren Versuchen wird das Filtrat in einem 150 l Behälter aufgefangen und kontinuierlich gewogen (Schrittgröße 0,05 kg) und aufgezeichnet. Der Filtratanfall über die Zeit wird über folgende Formel mathematisch angenähert:

$$V(t) = \frac{a \cdot t^n}{b + t^n}$$

$V(t)$	Volumen zum Zeitpunkt t	[l]
t	Zeit	[s]
a, b, n	Konstanten	[-]

Die Analyse des TR nach dem Pressversuch erfolgt je Kammer als Triplikate-Messung aus einer Mischung des jeweiligen Kammerinhalts. Aufgrund des festgestellten TR-Gradienten in den Kammern (Kammer 4 und 5 waren nicht vollständig mit Filterkuchen befüllt), werden nur die Kammern 1 bis 3 ausgewertet und einzeln dargestellt.

Der Versuchsplan ist in Tabelle 6.8 zusammengefasst. Die Vorversuche zur Auswirkung unterschiedlicher PAK-Dosierungen für die KA Stolberg-Steinfurt (vgl. Kapitel 7.5.2.1) werden vollfaktoriell durchgeführt, d. h. jede Versuchseinstellungskombination wird getestet. Für die Kläranlage Nordkanal (vgl. Kapitel 5.1.4) wird der Faulschlamm, mit dem sich durch die Dosierung in die Membranbiologie natürlich einstellenden PAK-Gehalt, verwendet.

Tabelle 6.8: Versuchsprogramm Kammerfilterpresse

Kläranlage	PAK	PAK-Dosis [g _{PAK} /kg _{TM}]	PAK Kontaktzeit	FHM	FHM-Dosis [g _{WS} /kg _{TM}]
Steinfurt	-	0	0	SNF Polychemie, Flopan CP 52 NN	12; 15; 18
	A1	0; 30; 60	1		18
	A1	0; 30	1; 18		12; 15
Nordkanal	A3	berechnet	Dosierung in Biologie	SNF Polychemie, Flopan CL 12T	12

6.4.3 Großtechnische Zentrifuge

Der anfallende Faulschlamm wird über eine Zentrifuge entwässert. Die Messung des TS im Dünnschlamm erfolgt online. Der Austrag der Zentrifuge wird durch tägliche TR-Stichproben kontrolliert.

Tabelle 6.9: Aggregate in der Faulschlammentwässerung

Aggregat/Ort	Typ	Hersteller
Zentrifuge	DP45-422 VA BD	Hiller GmbH
Polymer (Dosis)	Flopam CL 28 T (11-12 g WS/kg TM)	SNF Polychemie
Volumenstrommessung Zulauf Entwässerung	Promag L	Endress + Hauser Meßtechnik GmbH
TS-Messung Zulauf Entwässerung	SC 200 LXV 404.99.03501	Hach Lange GmbH

7 Ergebnisse der großtechnischen Untersuchungen

7.1 Versuchszeiträume

Die einzelnen Versuchsphasen fanden zu den in Tabelle 7.1 genannten Zeiträumen statt. Im Einfahrbetrieb der Anlage wurden bereits einzelne Messungen und Analysen durchgeführt. Da dort jedoch noch nicht die mengenproportionale Probenahme gesichert in Betrieb genommen war, werden die Ergebnisse lediglich zur Orientierung gezeigt.

Tabelle 7.1: Versuchsphasen für die PAK-Dosierung im GWK Nordkanal (Nr. 1-7: Dosierung nur in BB 4, Nr. 8: Dosierung in BB 1 bis 4)

Nummer	Bezeichnung	Startdatum	Enddatum
1	Kontinuierliche Dosierung 1,4 kg/h (Einfahrbetrieb)	01.04.2019	16.07.2019
2	Kontinuierliche Dosierung 1,4 kg/h (Trockenwetter)	16.07.2019	07.10.2019
3	Volumenstromproportionale Dosierung (Ziel: 15 mg/l)	07.10.2019	21.12.2019
4	Kontinuierliche Dosierung 1,4 kg/h (Regenwetter)	21.12.2019	01.03.2020
5	keine Dosierung	01.03.2020	09.09.2020
6	Stoßdosierung 30 kg/d (Einfahrbetrieb)	09.09.2020	09.11.2020
7	Stoßdosierung 30 kg/d (Regelbetrieb)	09.11.2020	08.03.2021
8	Stoßdosierung 30 kg/d x 4 (alle Becken)	08.03.2021	01.06.2021

In den Versuchsphasen 1 bis 4 und 6 bis 7 wurde jeweils nur in das Belebungsbecken 4 dosiert. In der 8. Versuchsphase wurde eine PAK-Dosierung in alle vier Belebungsbecken mit dem Ziel der Verbesserung der Faulschlammentwässerbarkeit untersucht. Eine Auswertung der Betriebsstabilität der einzelnen Versuchseinstellungen erfolgt in Kapitel 7.3.1.

7.2 Untersuchung der Reinigungsleistung

7.2.1 Basisparameter

Im folgenden Abschnitt werden die Basisparameter wie im Arbeitspaket 2 aufgeführt, dargestellt und ausgewertet erläutert. Für die Übersicht und Interpretation der Abbildungen wird vorab im Kapitel 7.2.1.2 kurz auf den Aufbau der Abbildungen eingegangen.

7.2.1.1 Erklärte Werte

Die herabberklärten Werte für das Gruppenklärwerk Nordkanal sind in Tabelle 7.2 aufgeführt. Diese Werte werden in den grafischen Darstellungen als rote Linien implementiert (vgl. auch Tabelle 7.3).

Tabelle 7.2: Erklärte Werte des Gruppenklärwerks Nordkanal im Zeitraum 01.01.2019 bis 30.06.2021

Messgröße	Konzentration	Einheit	Bedingung
CSB	30	mg/l	
NH ₄ -N	10	mg/l	bei T ≥ 12°C
P _{ges}	0,8*	mg/l	
N _{anorg}	10	mg/l	bei t ≥ 12°C
AOX	100	µg/l	

* Seit 2021 2.Quatal 0,5 mg/l

7.2.1.2 Abbildungsaufbau

Die nachstehenden Abbildungen sind identisch aufgebaut. Die linken Abbildungen beschreiben die Untersuchungsreihen im Rahmen des Projektes MBR-Aktiv. Die rechten Abbildungen beschreiben denselben Zeitraum mit den Kläranlagenmessungen (KA-Messungen bzw. Auszug aus dem APEX-Datenbank). Die Auswahl des Zeitraumes wurde auf Basis der Kläranlagenmessungen gewählt und umfasst den Zeitbereich vom 01.01.2019 bis zum 01.05.2021. Der Probennehmer der KA-Messung ist zwischen der Vorklärung und der Feinsiebung installiert. Der Probennehmer für die Untersuchungsreihen im Rahmen des Projektes zieht das Abwasser aus den Tubusrohren nach dem Verteilerschacht (Zulaufdenitrifikation). Der Auszug aus den APEX-Datenbanken dient der Datenverdichtung, der verbesserten Datenauswertung und der grundlegenden Beurteilung der Maßnahme im Rahmen einer großtechnischen Anwendung. Im Diagramm zu finden sind ebenfalls zwei Zeiträume, welche den Zeitraum der einzelnen Anlagentypen bzw. Betriebsarten eingrenzen.

- Anlage 1: Anlage der Firma Schaub (kontinuierlicher Anlagentyp)
- Anlage 2: Anlage der Firma CSC (diskontinuierlicher Anlagentyp)
 - 1BB: 1-Belebungsbeckenbetrieb
 - 4BB: 4-Belebungsbeckenbetrieb

Für eine bessere Auflösung der Ablaufwerte sind die Diagramme zwischen Zu- und Ablaufdiagrammen unterschieden. Eine Übersicht zu den unterschiedlichen Symboltypen ist unter den Diagrammen oder in Tabelle 7.3 zu finden.

Tabelle 7.3: Legende zum Abbildungsaufbau (Basisparameter)

Ort der Messung	Symbol
Zulauf BB 4	
Zulauf KA	
Ablauf BB 3	
Ablauf BB 4	
Stichproben	
Erklärte Ablaufwerte	
Temperaturabhängiger Wert für Stickstoffgruppen	

In den Abbildungen sind zwei Abschnittslinien eingepflegt. Die rote Linie zeigt den für den Basisparameter entscheidenden erklärten Wert. Die dunkelblaue Linie liegt nur für Stickstoffgruppen vor und dient der besseren optischen Einschätzung für erhöhte Stickstoffwerte, welche bei niedrigeren Temperaturen (< 12°C), auftreten.

Vor allem zu Beginn der Versuche war das installierte Probenahmesystem aufgrund der Vielzahl an Mess- und Steuergrößen fehleranfällig. Zudem wurde durch zwischenzeitliche Anpassungen an den Messgrößen eine Umprogrammierung der Probenehmersteuerung notwendig. Die entsprechenden Zeiträume wurden durch die Entnahme von Stichproben zur Betriebsüberwachung überbrückt, die in allen Grafiken durch einen roten Rand gekennzeichnet werden.

Zudem ist in den Grafiken jeweils der Zeitraum an denen die unterschiedlichen Dosierstationen angewandt wurde grau hinterlegt (Anlage 1: Dosierstation 1; Anlage 2: Dosierstation 2; 4BB: Dosierstation 2 im 4-Becken-Betrieb).

7.2.1.3 Chemischer Sauerstoffbedarf

Homogenisierter CSB (CSB_{hom})

Die Zulaufkonzentrationen für beide Probeorte (KA-Messung und Untersuchungsreihe MBR-Aktiv) sind erwartungsgemäß vergleichbar. Dies geht aus Abbildung 7.1 hervor.

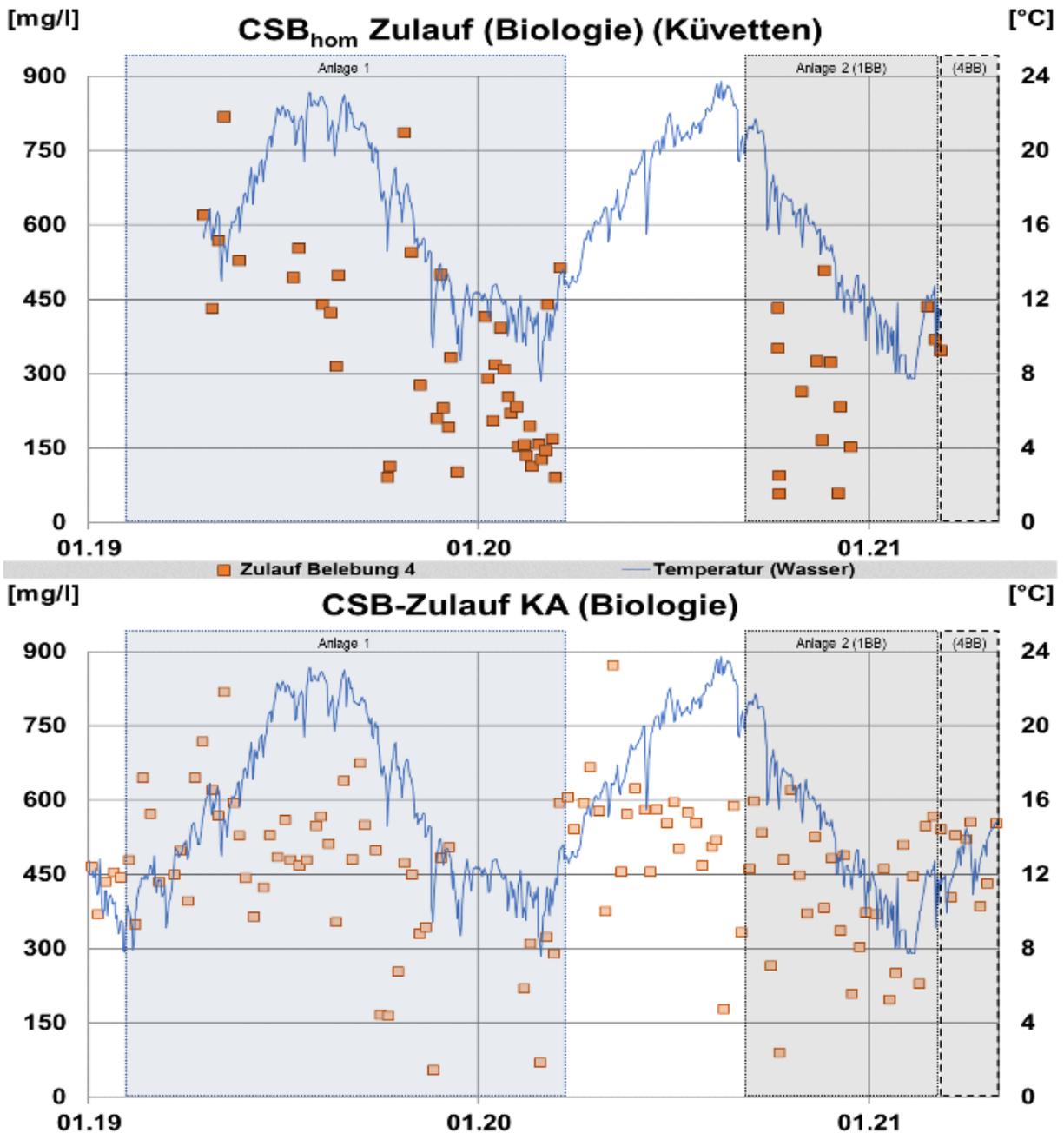


Abbildung 7.1: **Oben: homogenisierter CSB (CSB_{hom}) im Zulauf BB 4 (Küvetten)**
Unten: CSB-Messung im Zulauf Biologie (KA-Messung)

Das Permeat aus dem Becken 3 liegt durchschnittlich ca. 2 mg CSB/l oberhalb des Ablaufs aus Becken 4. Zu Beginn der Dosierung (Anfang Februar 2019) befanden sich die Konzentrationen (unabhängig von den einzelnen Peaks) für beide Becken in einem Bereich von 16,7 bis 22,2 mg/l. Mit länger andauernder Dosierung nahm der Konzentrationsbereich für beide Belebungsbecken (BB) ab und befand sich bis Dosierungsende (April 2020) zwischen 4 bis 19,6 mg/l. Für das BB 3 lagen die Werte zwischen 6,0 und 19,6 mg/l und für das BB 4 zwischen 4 bis 16,9 mg/l.

Im zweiten Untersuchungszeitraum (Anlage 2, 1BB) befanden sich die ersten Untersuchungsergebnisse zwischen 15 bis 29 mg/l. Zu berücksichtigen ist, dass die Analytik im Labor des Erftverbandes mit einer Bestimmungsgrenze für CSB bei 15 mg/l durchgeführt wurde. Der oben beschriebene Trend wird hier ebenfalls deutlich. Die Konzentrationen für das BB 3 sind hier bis zu 3 mg/l höher als im BB 4.

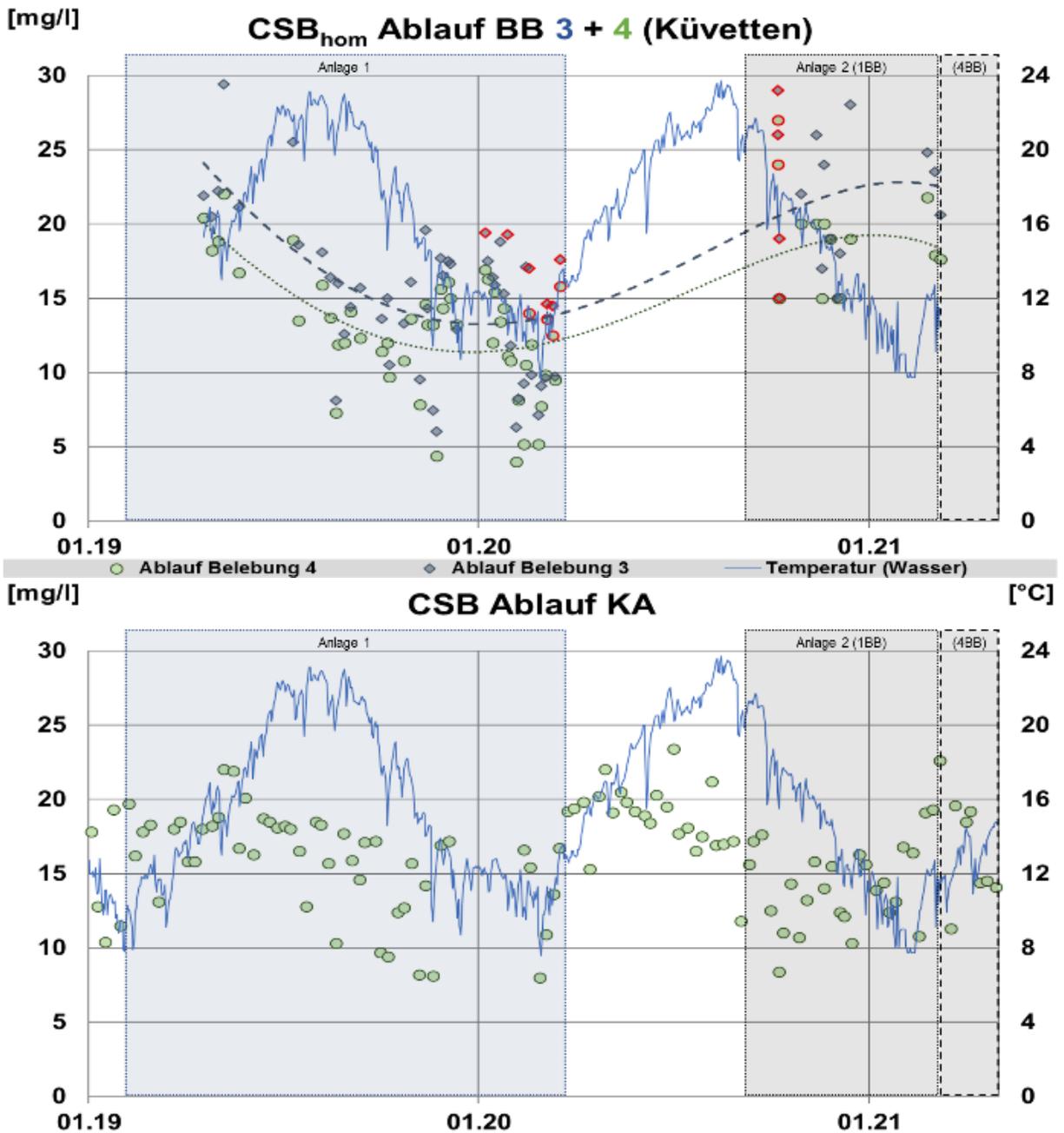


Abbildung 7.2: Oben: homogenisierter CSB (CSB_{hom}) im Ablauf BB 3 und 4 (Küvetten)
 Unten: CSB-Messung im Ablauf Kläranlage (KA-Messung)

Im letzten Untersuchungszeitraum (Anlage 2, 4BB) liegt der Fokus im Gesamtablauf der Kläranlage, somit wurden keine zusätzlichen Vergleichsproben angesetzt. Nach einer einmonatigen Dosierung stellten sich durchgehend Konzentrationen unterhalb 15 mg CSB/l im

Ablauf der Kläranlage ein. Dieser Trend lässt sich ebenfalls bis in den Juni Monat 2021 erkennen.

Für einen zeiträumlichen Vergleich der Jahre 2019 und 2021 wurde der Zeitraum 01.04. bis 15.06. für den Ablauf der Kläranlage Nordkanal aus den APEX-Datenbanken genauer aufgelöst und ausgewertet. Der Vergleich liefert eine großtechnische Einschätzung für die Vollstrombehandlung des Gruppenklärwerks. Im oben genannten Zeitraum für das Jahr lag der Ablaufmittelwert bei 18,32 mg/l im selben Zeitraum 2021 lag der Wert um ca. 19,4 % niedriger bei 14,77 mg/l.

Filtrierter CSB (CSB_{filt})

Abbildung 7.3 zeigt den Wert des filtrierten CSB im Zulauf des Belebungsbeckens 4. Der filtrierte chemische Sauerstoffbedarf im Zulauf der Denitrifikationsbeckens liegt erwartungsgemäß unterhalb des homogenisierten Wertes. Der filtrierte Ablaufwert ist mit dem homogenisierten Ablaufwert für die Membrananlage gleichzusetzen. Die Porenweite der Membranen liegt bei 0,04 μm . Der verwendete Filter für die Aufbereitung der filtrierten CSB-Proben liegt bei einem Porendurchmesser von 0,2 μm .

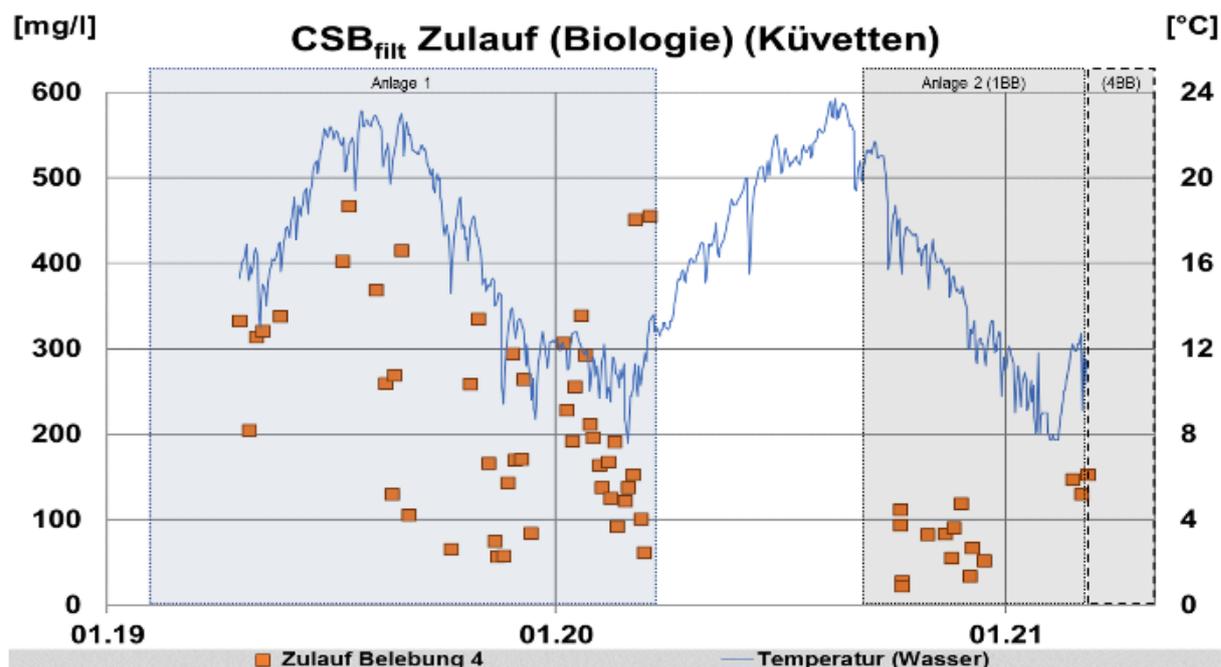
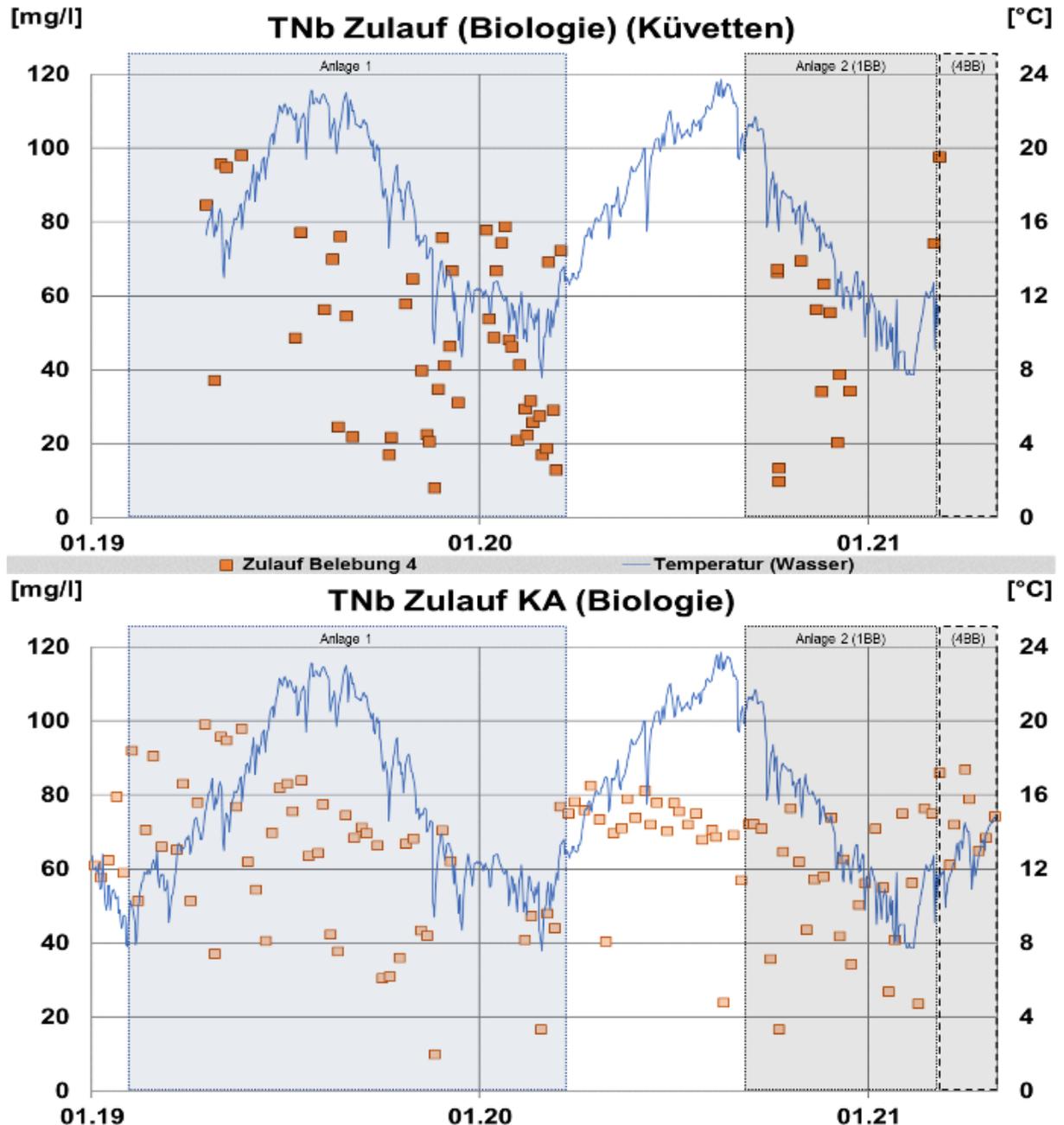


Abbildung 7.3: Filtrierter CSB (CSB_{filt}) im Zulauf BB 4 (Küvetten)

7.2.1.4 Stickstoff

Gesamter gebundener Stickstoff (TNb)

Abbildung 7.4 zeigt die TNb Zulaufwerte. Die Konzentrationen im Zulauf des BB4 und nach dem Verteilerschacht zur Denitrifikation (Gesamtzulauf der biologischen Stufe) weisen erwartungsgemäß vergleichbare Ergebnisse auf.



**Abbildung 7.4: Oben: Gesamter gebundener Stickstoff (TNb) im Zulauf BB 4 (Küvetten)
Unten: Gesamter gebundener Stickstoff (TNb) im Zulauf Biologie (KA-Messung)**

In den Ablaufprobenehmern ist für den gesamtgebundenen Stickstoff ebenfalls eine Verbesserung für das Belebungsbecken 4 aus Abbildung 7.5 zu entnehmen. In der kalten Jahreszeit (Monate November bis März, für die Jahre 2019 bis 2021) lagen die TNb-

Konzentration für das BB 4 unterhalb 12 mg/l. Die Werte für das BB 3 lagen punktuell über den 12 mg/l und im Mittel 1,2-fach höher als für das BB 4.

Beim 4-Beckenbetrieb ab dem 08.03.2021 stellte sich für den Ablauf der Kläranlage ebenfalls ein ökologisch guter Wert ein. Die Ablaufdaten aus dem APEX weisen für die Jahre 2019 und 2021 (Zeitraum 01.04. bis 15.06.) einen Rückgang von 1,8 % TNb auf.

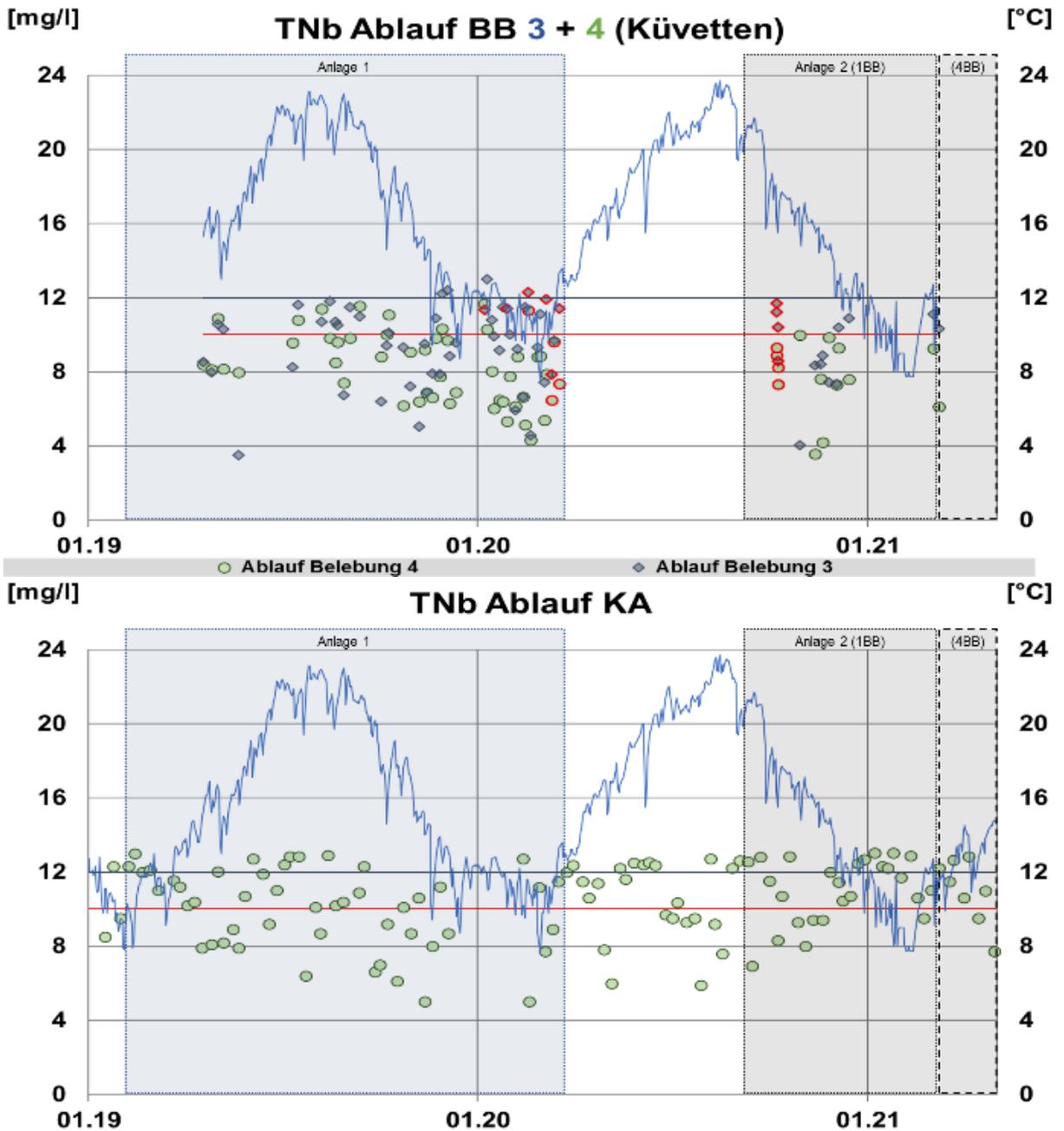


Abbildung 7.5: Oben: Gesamter gebundener Stickstoff (TNb) im Ablauf BB 3 und 4 (Küvetten)
 Unten: Gesamter gebundener Stickstoff (TNb) im Ablauf Kläranlage (KA-Messung)

Ammoniumstickstoff (NH₄-N)

Abbildung 7.6 zeigt die Ammonium-Konzentrationen im Zulauf des BB4 und im Gesamtzulauf der Biologie. Die Konzentrationen im Zulauf der Biologie 4 und nach dem Verteilerschacht zur Denitrifikation (Gesamtzulauf) weisen erwartungsgemäß vergleichbare Ergebnisse auf.

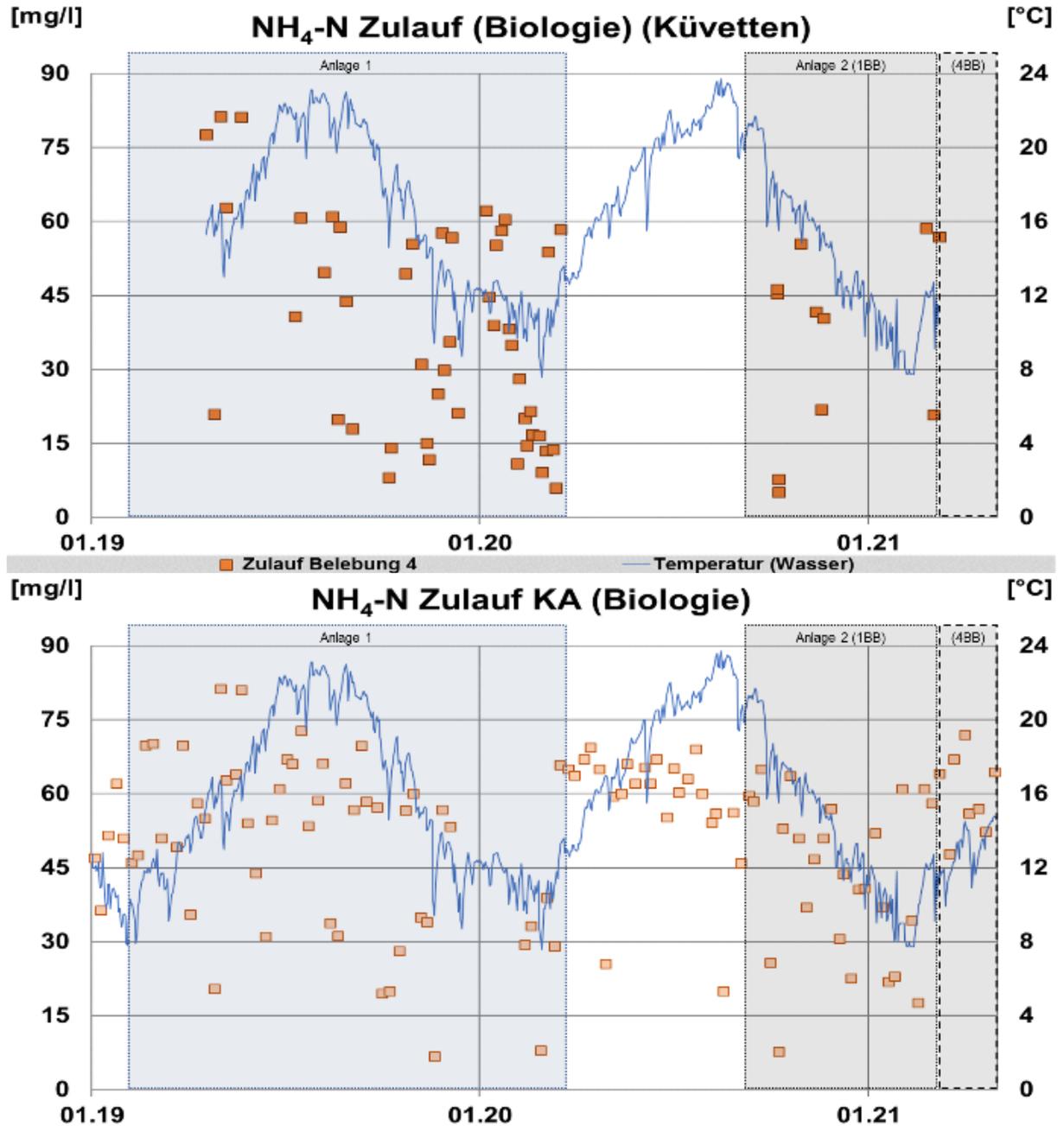


Abbildung 7.6: Oben: Ammonium (NH₄-N) im Zulauf BB 4 (Küvetten)
Unten: Ammonium (NH₄-N) im Zulauf Biologie (KA-Messung)

Die Temperaturabhängigkeit der Ablaufkonzentration mit höheren Konzentrationen bei sinkenden Abwassertemperaturen kann gut aus Abbildung 7.7 (unten) abgelesen werden. Mögliche Einflüsse der Aktivkohle in BB4 auf dessen Ablaufwert konnten beim Vergleich der Becken BB3 und BB4 nicht festgestellt werden.

Im 4-Beckenbetrieb ist eine Stabilisierung der Ammoniumkonzentration ersichtlich, die aber auch mit einer Erhöhung der Abwassertemperaturen einherging. Im Vergleich zum Juni 2019 liegen die Ablaufwerte der Kläranlage im Juni 2021 um 66,5 % niedriger.

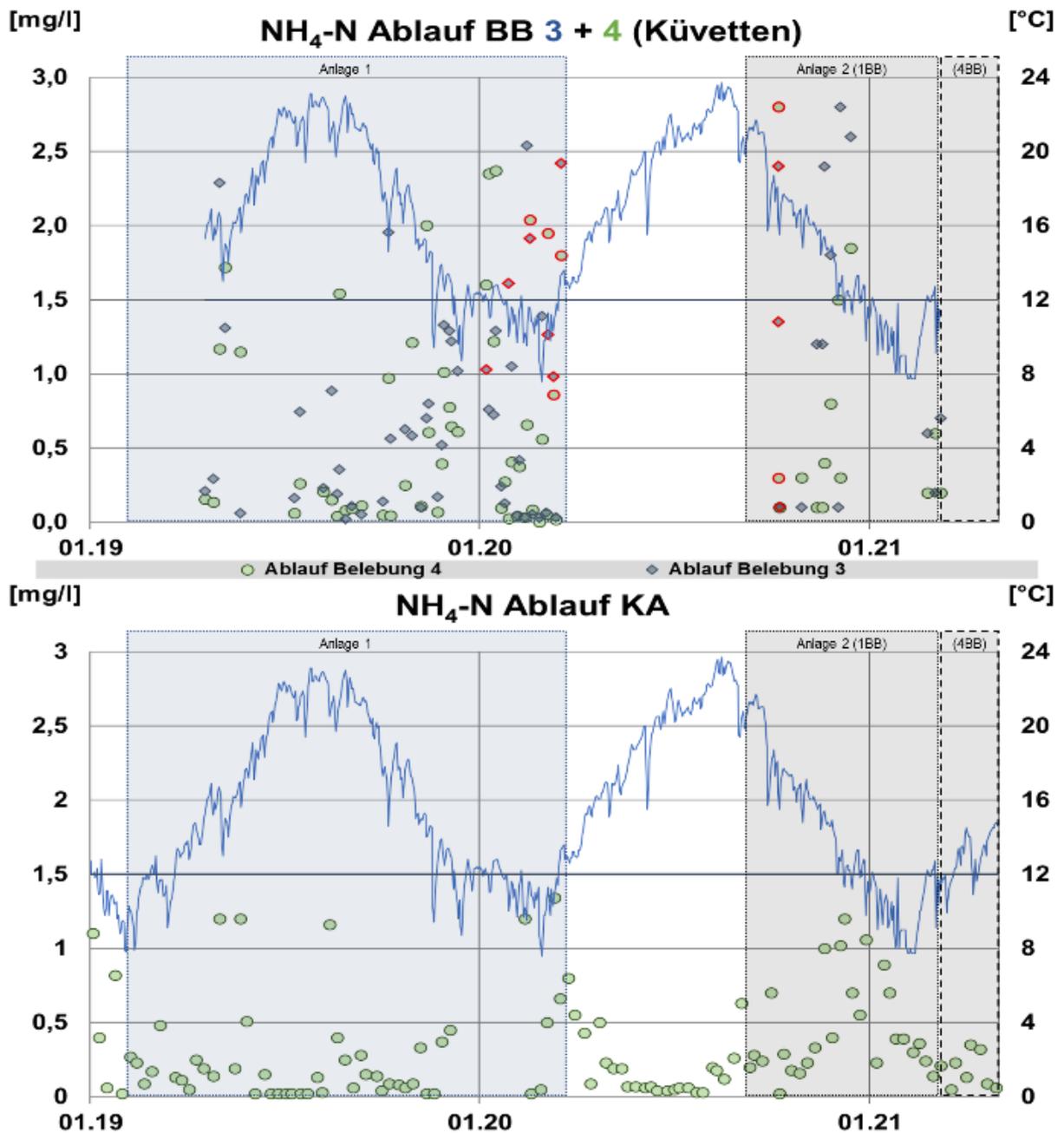


Abbildung 7.7: Oben: Ammonium (NH₄-N) im Ablauf BB 3 und 4 (Küvetten)
Unten: Ammonium (NH₄-N) im Ablauf Kläranlage (KA-Messung)

Nitratstickstoff (NO₃-N)

Abbildung 7.8 zeigt die Ablaufwerte für NO₃-N. Ein Einfluss der Aktivkohle lässt sich zwischen den Vergleichsbecken 3 und 4 leider nicht erkennen. Beim 4-Beckenbetrieb ist ein sinkender Trend zu erkennen. Diese Abnahme ist punktuell und ist bis Juni 2021 nicht weiter zu erkennen.

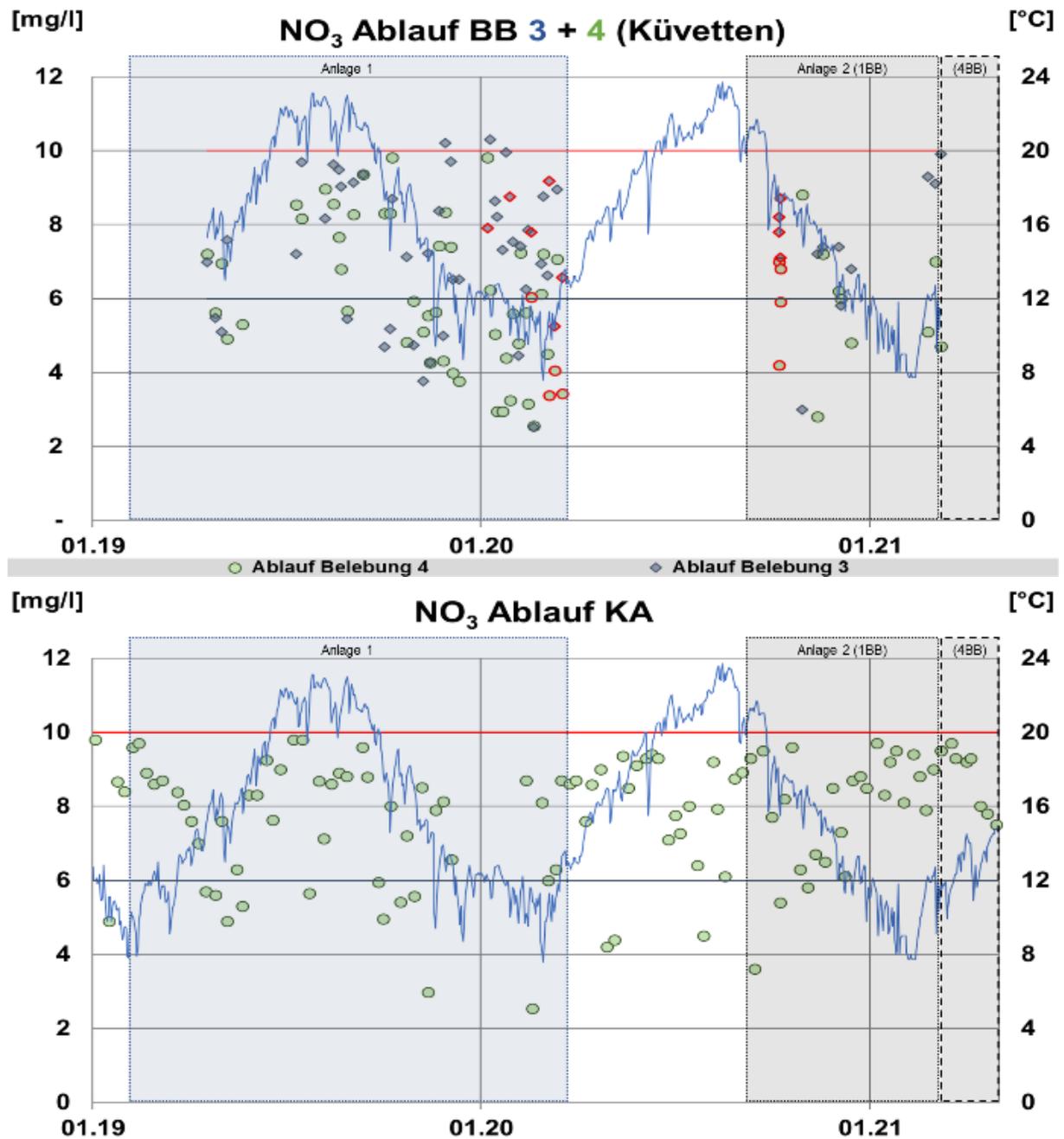


Abbildung 7.8: Oben: Nitratstickstoff (NO₃-N) im Ablauf BB 3 und 4 (Küvetten)
Unten: Nitratstickstoff (NO₃-N) im Ablauf Kläranlage (KA-Messung)

Nitritstickstoff (NO₂-N)

Für Nitritstickstoff sind sowohl die Abläufe der Vergleichsbecken als auch die KA-Messungen nahezu identisch (vgl. Abbildung 7.9). Es lassen sich keine expliziten Einflüsse der Aktivkohle erkennen.

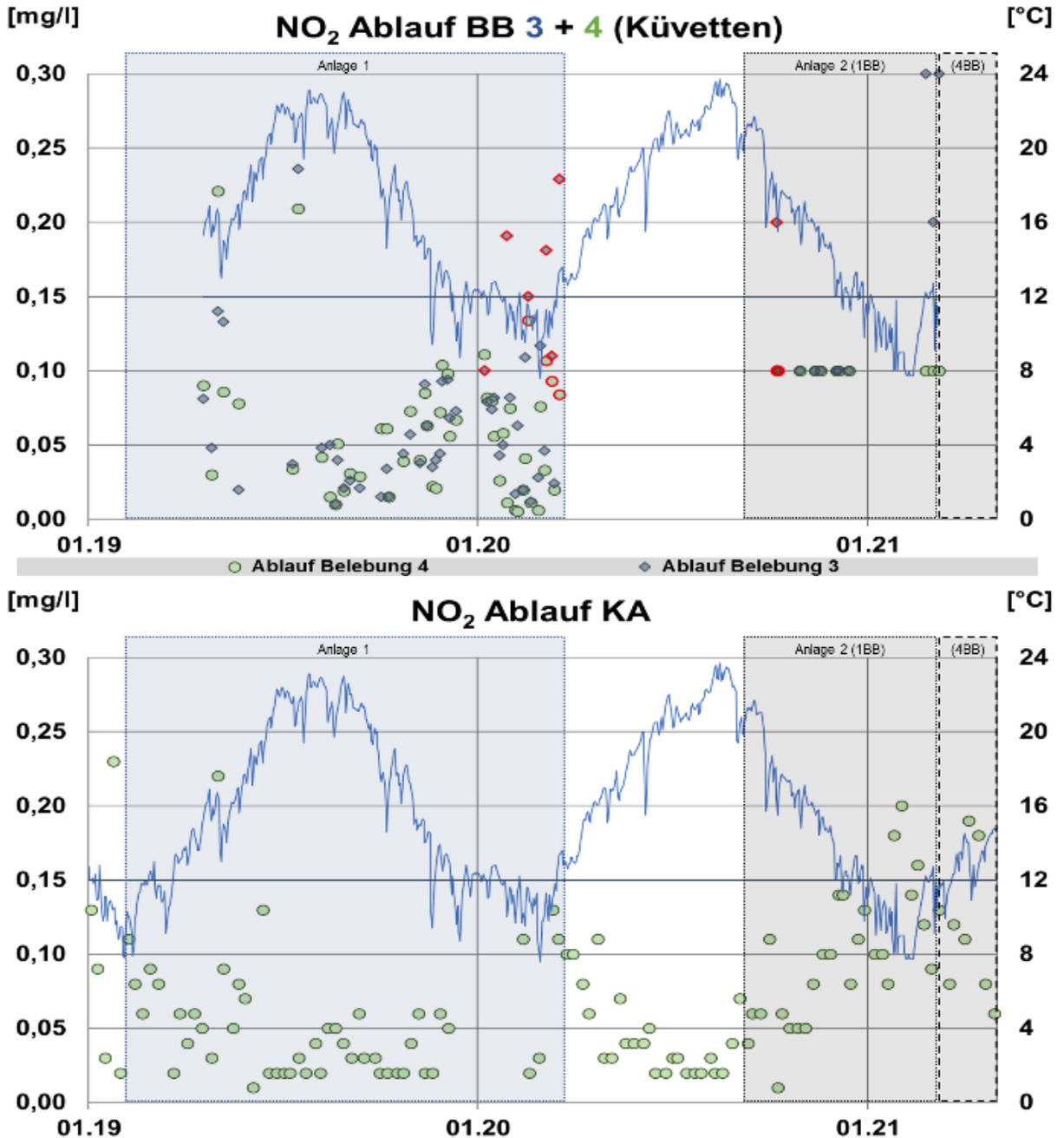


Abbildung 7.9: Oben: Nitritstickstoff (NO₂-N) im Ablauf BB 3 und 4 (Küvetten)
Unten: Nitritstickstoff (NO₂-N) im Ablauf Kläranlage (KA-Messung)

Anorganischer Stickstoff (N_{anorg})

Der berechnete anorganische Stickstoff wird aus der Summe der Einzelstickstoffe ($\text{NH}_4\text{-N}$, NO_3 und NO_2) gebildet und nimmt somit einen vergleichbaren Verlauf wie die oben dargestellten Abbildungen in Bezug auf den Stickstoff an (vgl. Abbildung 7.10).

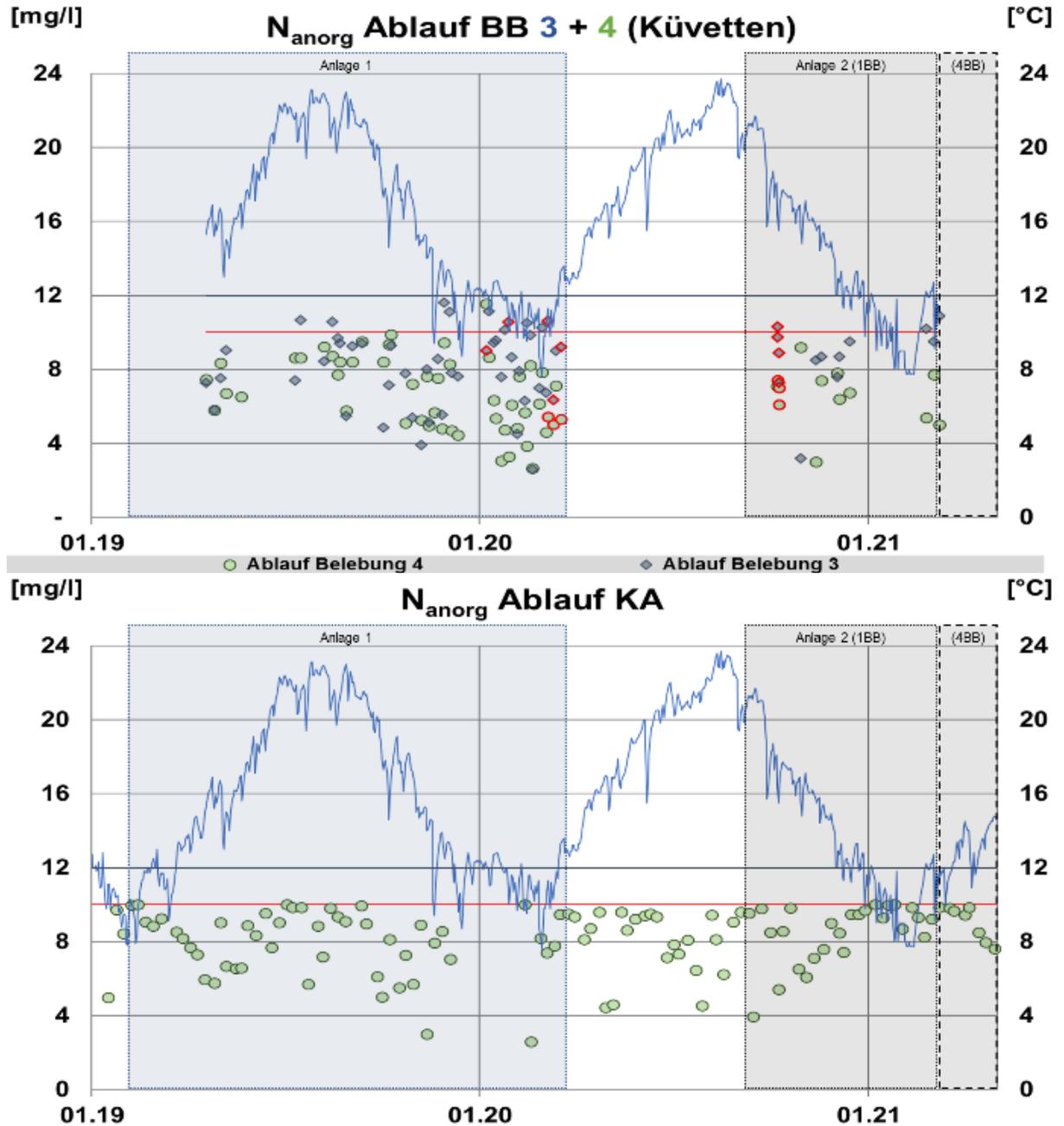
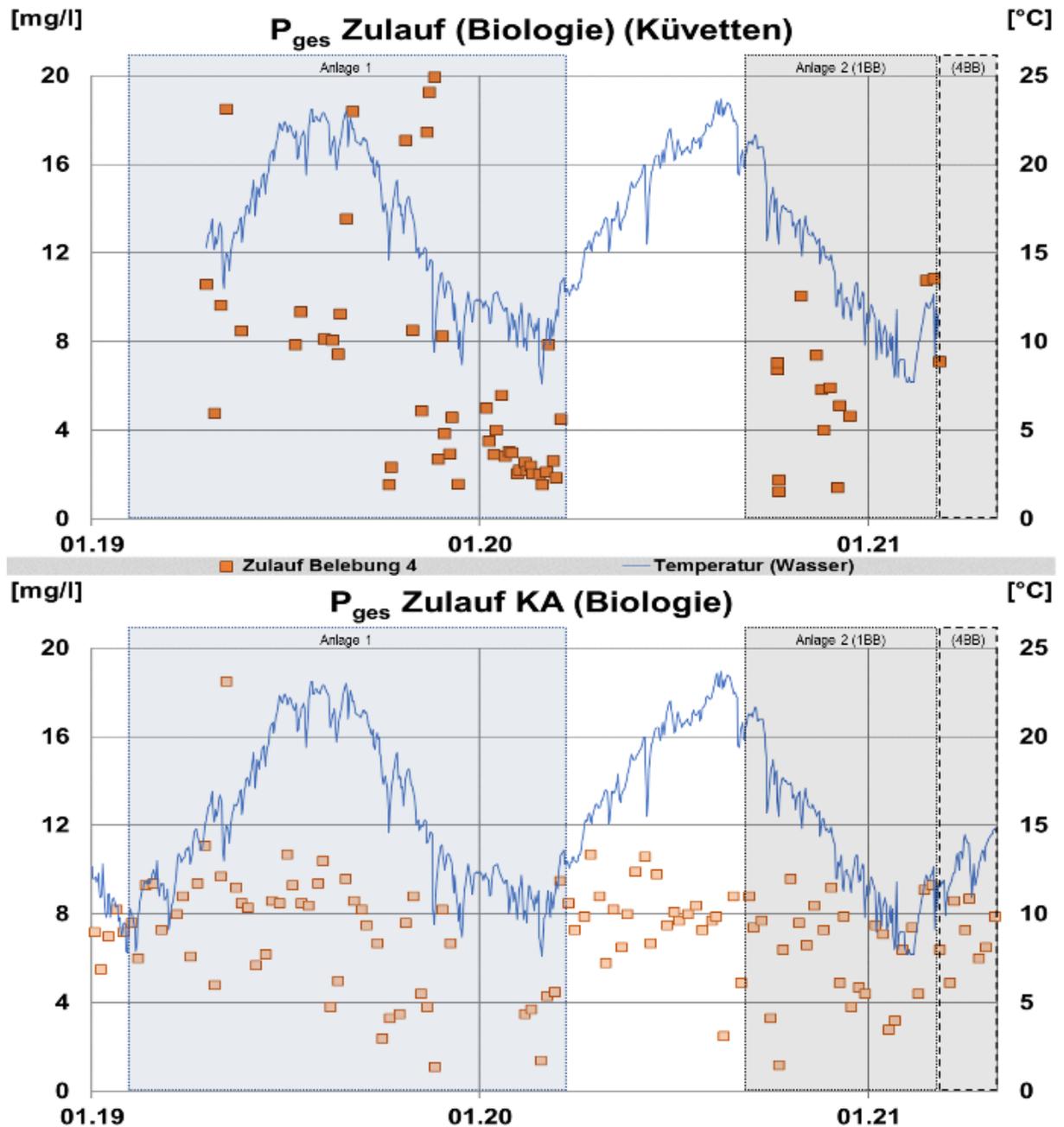


Abbildung 7.10: Oben: Anorganische Stickstoff (N_{anorg}) im Ablauf BB 3 und 4 (Küvetten)
Unten: Anorganische Stickstoff (N_{anorg}) im Ablauf Kläranlage (KA-Messung)

7.2.1.5 Phosphor

Phosphor, gesamt (P_{ges})

Die Zulaufkonzentration von P_{ges} der KA-Messung und der Untersuchungen im Rahmen des MBR-Aktiv-Projektes weisen bis auf den Zeitraum September bis Dezember 2019 deckende Ergebnisse auf (Abbildung 7.11). Verdachtsweise können die einzelnen erhöhten Messungen durch fehlerhafte Probenahmen oder Analytik nicht ausgeschlossen werden.



**Abbildung 7.11: Oben: Gesamter Phosphor (P_{ges}) im Zulauf BB 4 (Küvetten)
Unten: Gesamter Phosphor (P_{ges}) im Zulauf Biologie (KA-Messung)**

Abbildung 7.12 zeigt die Ablaufwerte für P_{ges} . Die Ablaufwerte sind im 4. Quartal 2020 bedingt durch die vermehrte Fällmitteldosierung als Vorbereitung auf den ab dem 2. Quartal 2021

verschärften Einleitgrenzwert (0,5 mg/l) reduziert. Dieser Trend kann in beiden Becken und im Gesamtablauf der Kläranlage beobachtet werden.

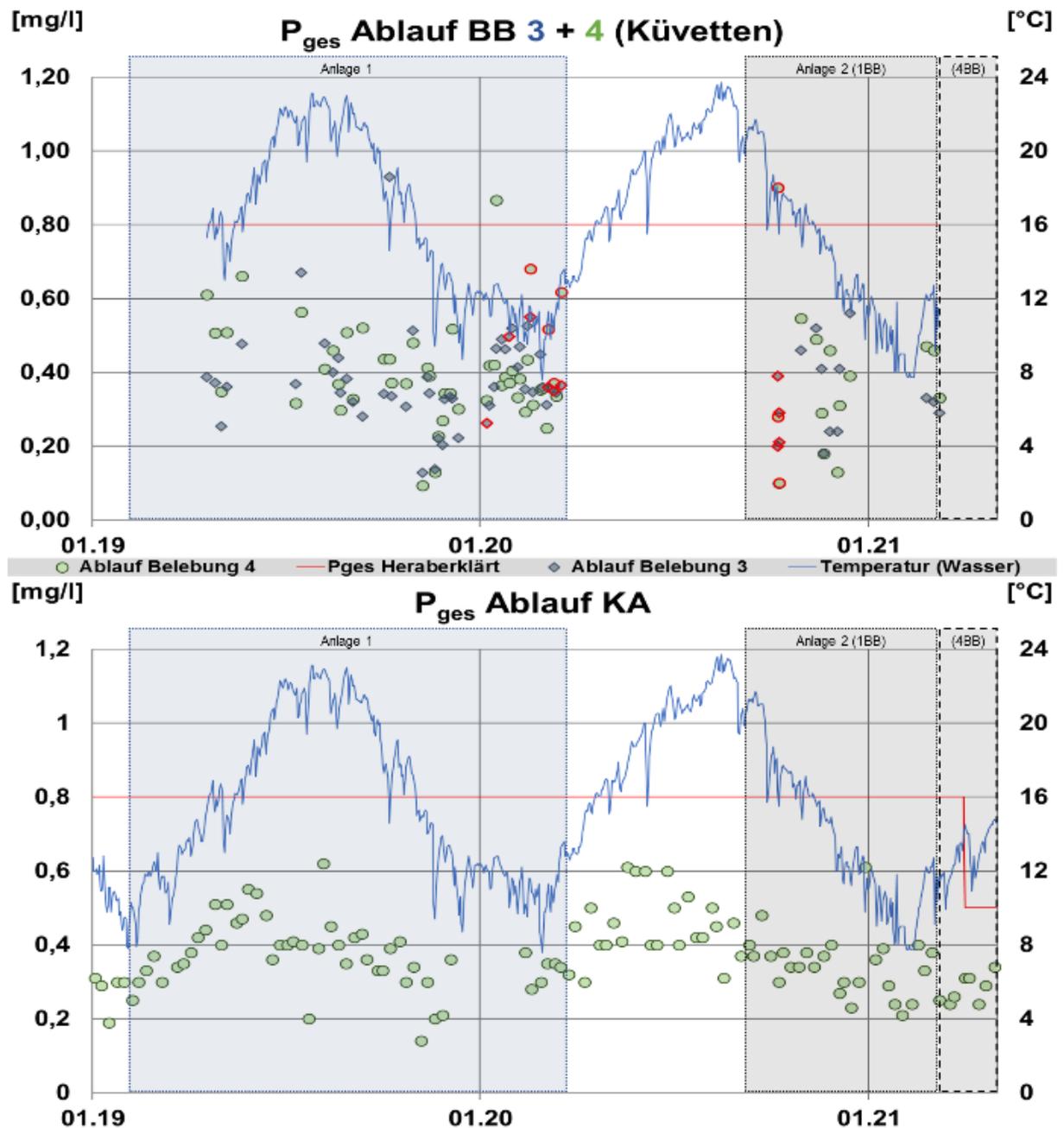


Abbildung 7.12: Oben: Gesamter Phosphor (P_{ges}) im Ablauf BB 3 und 4 (Küvetten)
 Unten: Gesamter Phosphor (P_{ges}) im Ablauf Kläranlage (KA-Messung)

Orthophosphat (o-PO₄-P)

Der Orthophosphat wird nicht standardmäßig auf der Kläranlage Nordkanal gemessen, sodass keine Werte für Gesamtzu- und -ablauf vorliegen. Die Vergleichswerte für BB3 und BB4 zeigt Abbildung 7.13. PO₄-P zeigt ab dem 4. Quartal 2020 einen ähnlichen Trend zu niedrigeren Ablaufwerten wie P_{ges}. Zudem kann eine deutliche Reduzierung auch im Zulauf des BB4 beobachtet werden. Dies ist voraussichtlich auf die Fällmittel-Dosierstelle im Verteilerbauwerk für alle vier Belebungsbecken vor der separaten Zulaufbeprobung zurückzuführen.

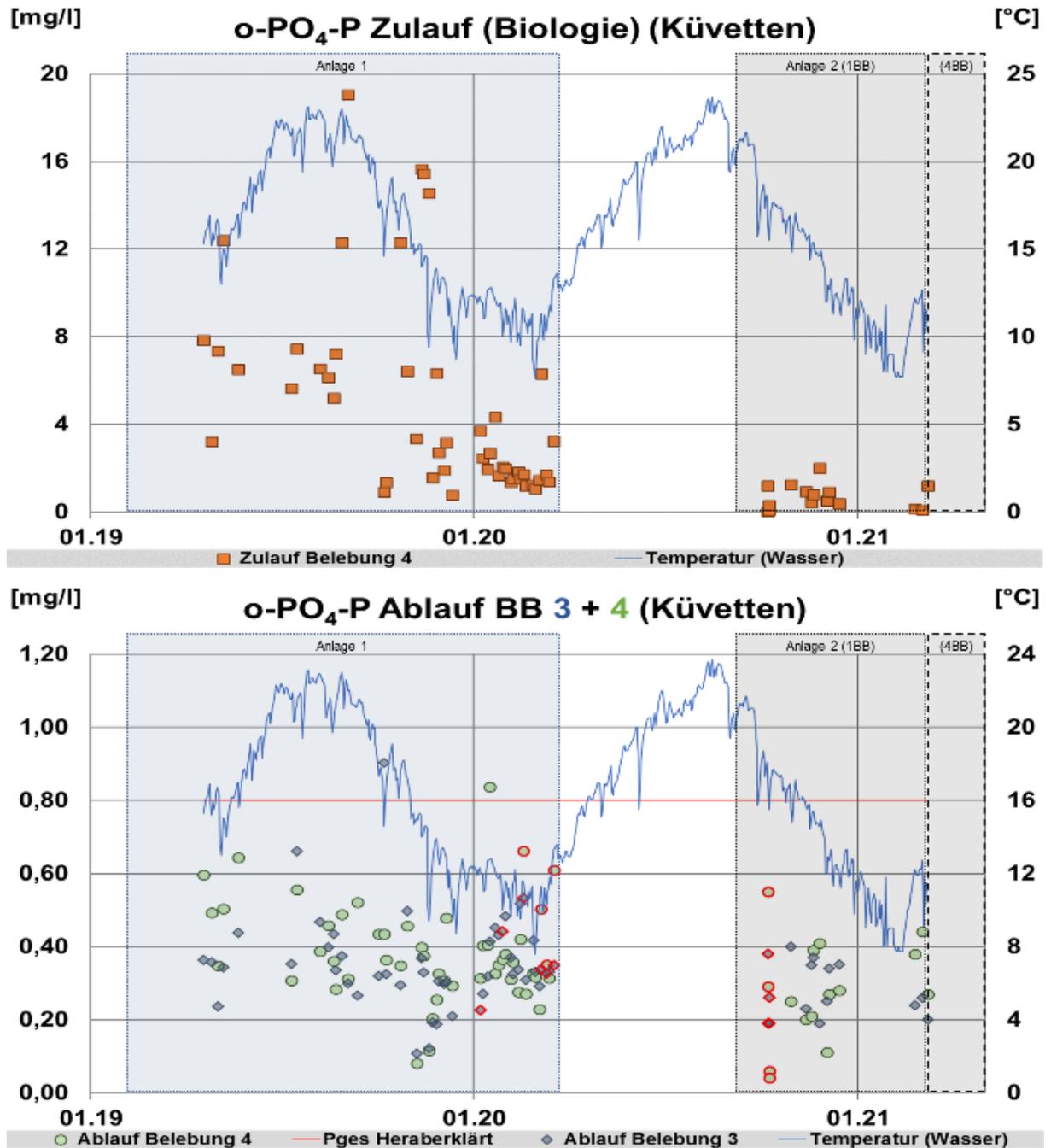


Abbildung 7.13: Oben: Orthophosphat (o-PO₄-P) im Zulauf BB 4 (Küvetten)
Unten: Orthophosphat (o-PO₄-P) im Ablauf Kläranlage (KA-Messung)

7.2.1.6 Übersicht der Basisparameter

Tabelle 7.4 fasst die Ergebnisse der Basisparameter-Analytik als Mittelwerte, Min- und Maximalwerte, sowie als mittlere Eliminationen je Belebungsbecken zusammen.

Tabelle 7.4: Übersichtstabelle zu den Basisparametern im Zulauf Denitrifikation, Ablauf Belebungsbecken 3 und 4 (Mittelwert, Min-, Maxwerte, Ø-Eliminationsgrad)

Parameter	CSB _{hom}	CSB _{filt}	TNb	NH ₄ -N	NO ₃ -N	NO ₂ -N	N _{ges}	P _{ges}	o-PO ₄ -P
	[mg/l]								
Zulauf Denitrifikation									
Mittelwert	314,8	189,1	48,4	37,29				6,43	3,96
MIN-Wert	58,0	22,0	8,1	5,10				1,23	0,02
MAX-Wert	818,0	467,0	98,2	81,30				19,9	19,05
Ablauf Permeat Belebungsbecken 3 (ohne PAK)									
Mittelwert	16,6	19,3	9,41	0,84	7,36	0,09	8,33	0,37	0,34
MIN-Wert	6,0	15,0*	3,51	0,02	2,52	0,01	2,58	0,13	0,11
MAX-Wert	29,4	24,4	13,0	2,8	10,30	0,30	11,62	0,93	0,90
Elimination (Ø in %)	93,4	70,9*	72,7	97,0				89,9	84,1
Ablauf Permeat Belebungsbecken 4 (mit PAK)									
Mittelwert	14,2	16,65	8,2	0,66	5,98	0,07	6,67	0,40	0,36
MIN-Wert	4,0	15,0*	3,56	0,01	2,55	0,01	2,65	0,09	0,04
MAX-Wert	27,0	19,0	11,7	2,80	9,81	0,22	11,52	0,90	0,84
Elimination (Ø in %)	94,2	73,7*	76,3	97,9				90,5	84,7

*Bestimmungsgrenze: 15,00 mg/l (Laboranalytik)

Es wurde eine deutliche Verbesserung der Ablaufqualität durch die PAK-Zugabe festgestellt. Die Mittelwerte für CSB, Ammonium, Nitrat, Nitrit und N_{ges} lagen im Ablauf des BB4 mit PAK-Dosierung um 13-22 % niedriger als beim BB3 ohne PAK-Dosierung.

7.2.2 DOC und SAK₂₅₄

Die Eliminationsleistung der organischen Spurenstoffe wird typischerweise mit der Elimination des DOC und der Reduzierung des SAK₂₅₄ verglichen. Für beide Parameter ließ sich im BB4 mit PAK eine Verbesserung der Elimination gegenüber dem BB3 ohne PAK zeigen (Abbildung 7.14). Beim SAK₂₅₄ liegt die Elimination im BB4 dabei bis auf einen Ausreißer immer oberhalb der Winkelhalbierenden (n = 46). Die mittlere Verbesserung über alle Versuchsphasen lag dabei bei 8,6 Prozentpunkten (14,2 % relative Verbesserung).

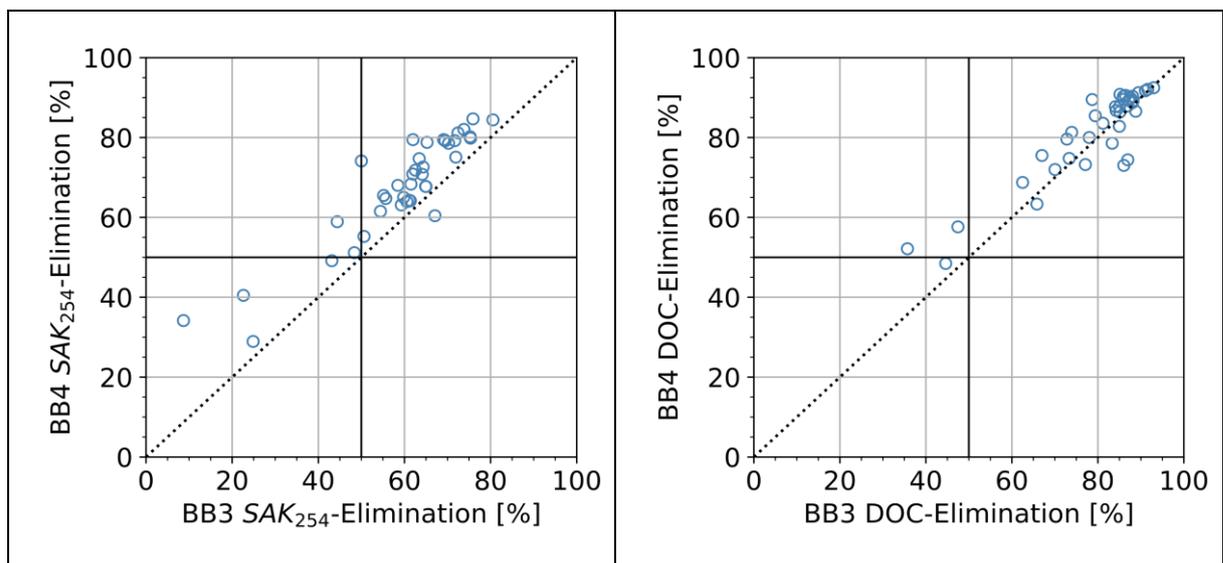


Abbildung 7.14: Vergleich der SAK₂₅₄- (links) und DOC-Elimination (rechts) der Becken BB3 und BB4 (mit PAK)

Für den DOC lagen in 7 von 39 Messungen höhere Eliminationen für BB3 vor. Dennoch ist auch hier eine klare Verbesserung der Entnahme organischer Kohlenstoffverbindungen aus der flüssigen Phase durch PAK-Dosierung erkennbar. Die Verbesserung lag im Mittel über alle Werte bei 2,3 Prozentpunkten (2,9 % relative Verbesserung).

Wird die prozentuale Verbesserung der DOC-Ablaufkonzentration von BB4 zu BB3 bezogen auf die DOC-spezifische PAK-Dosierung berechnet, liegen die meisten Werte zwischen 5 und 20 % zusätzlicher DOC-Elimination (vgl. Abbildung 7.15 links). Für die Versuchsphase mit PAK-Stoßdosierung zeigte sich einen leichter Trend in der grafischen Auswertung, der jedoch nicht statistisch signifikant nachgewiesen werden konnte. Eine Abhängigkeit der DOC-Elimination von der Art der PAK-Dosierung konnte aus den Grafiken nicht abgelesen werden. In Abbildung 7.15 rechts zeigt sich eine deutliche Abhängigkeit zwischen SAK₂₅₄-Mehrelimination und DOC-Mehrelimination. Ob diese besteht, soll nachfolgend genauer untersucht werden.

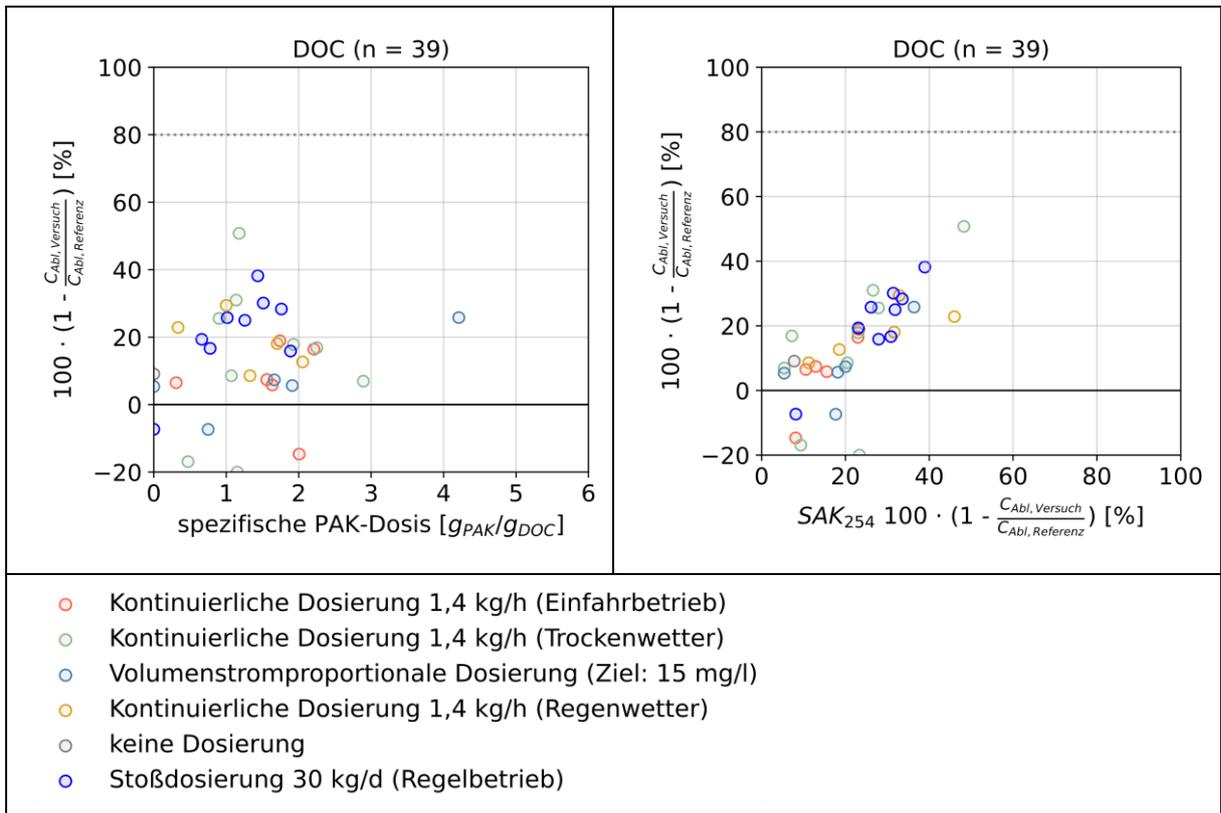


Abbildung 7.15: Vergleich der DOC-Elimination der Abläufe Becken BB4 und Becken BB3 als „Mehrelimination PAK-MBR“ in Abhängigkeit der DOC-spezifischen PAK-Dosis (links) und bezogen auf die SAK₂₅₄-Mehrelimination (rechts)

Die DOC-Elimination bezogen auf die DOC-spezifische PAK-Dosis ist in Abbildung 7.16 mit Werten von MALMS et al. (2018) und WESSLING et al. (2018) verglichen. Die erreichte DOC-Elimination in diesem Projekt fügt sich gut in die Ergebnisse der anderen Pilot-Studien ein. Es ist zudem ersichtlich, dass die spezifischen PAK-Dosierungen in MBR-AKTIV im Vergleich gering waren.

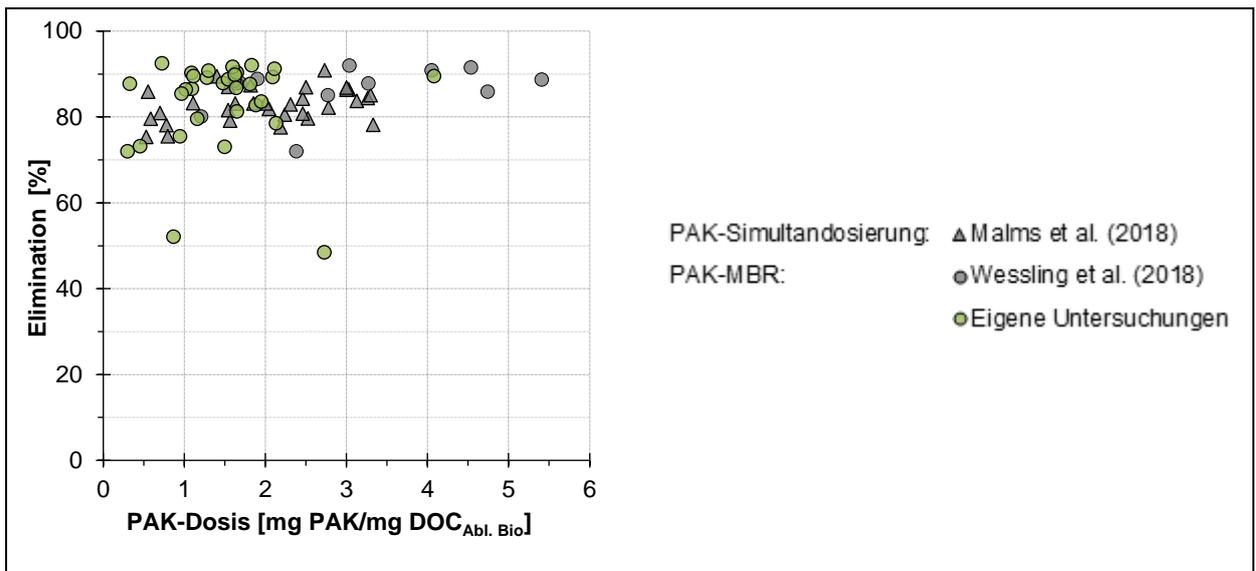


Abbildung 7.16: DOC-Elimination bezogen auf die PAK-Dosis im Vergleich mit Literaturergebnissen

Neben den 24-Stunden-Mischproben wurden auch 4-Stunden-Mischproben genommen. Es zeigte sich bei den in Abbildung 7.17 dargestellten Ergebnissen sehr unterschiedliche Verläufe der DOC und SAK₂₅₄- Werte im Ablauf der Becken 3 und 4.

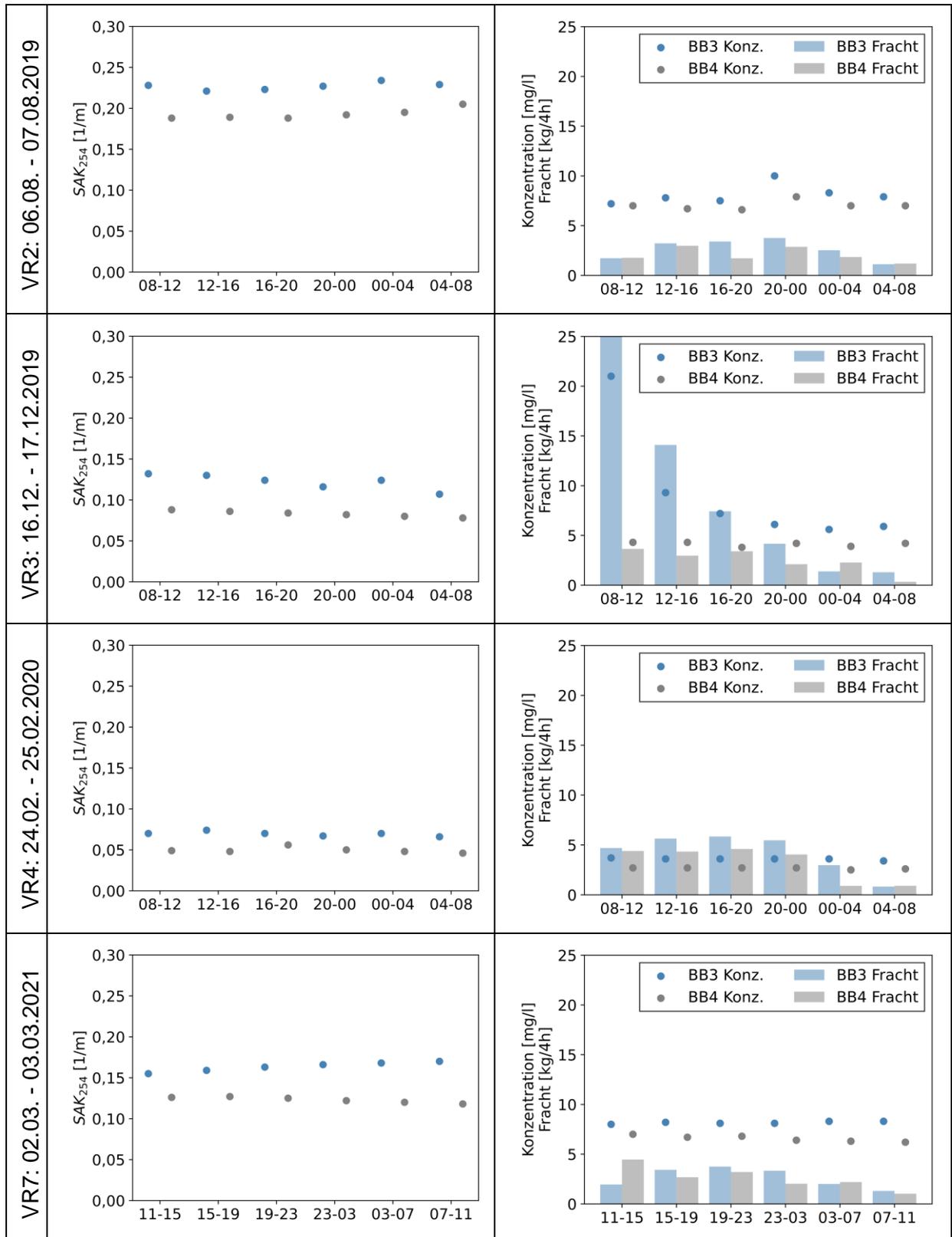


Abbildung 7.17: Tagesgänge des SAK₂₅₄ und DOC im Ablauf von BB4 (mit PAK) und BB3 (Zeiträume in Stunden z. B. 8 bis 12 Uhr: 08-12)

Die Volumenströme und PAK-Zugabe sind in Tabelle 7.5 zusammengestellt.

Die Tagesgänge zeigen eine punktuelle Aufnahme der Belastungssituation in den jeweiligen Versuchszeiträumen. Am 6.-7.8.2019 im Versuchszeitraum mit kontinuierlicher Dosierung bei Trockenwetter war die PAK-Dosierung gestört. Es wurde von 8 bis 16 Uhr ca. 9,7 kg PAK dosiert, bevor die Anlage nach Schichtende des Betriebspersonals ausfiel. Die Dosierung wurde erst am Morgen des 7.8. wieder gestartet. Insgesamt wurden ca. 11 von 33,6 kg dosiert. Bei DOC ist dennoch eine Reduzierung in Fracht und Konzentration für den Ablauf von BB4 feststellbar. Der SAK_{254} weist demgegenüber eine stärkere Verbesserung auf.

Am 16. bis 17.12.2019 im Zeitraum mit volumenstromproportionaler Dosierung war die Dosierstation vollständig inaktiv. Dennoch ist eine Mehrelimination von DOC und SAK_{254} in BB4 durch die PAK feststellbar. Die zunächst hohen DOC-Konzentrationen und Frachten in BB3 sind darauf zurückzuführen, dass BB3 in diesem Zeitraum eine deutlich höhere Auslastung (vgl. Tabelle 7.5) aufwies. Dies ist in den SAK_{254} -Messungen nicht ersichtlich.

Tabelle 7.5: Volumenströme und PAK-Zugabe in den 4-Stunden-Intervallen der Tagesgänge

Zeitraum	06.-07.08.2019	16.-17.12.2019	24.-25.02.2020	02.-03.03.2021
	Permeatvolumen BB3 [m ³] Permeatvolumen BB4 [m ³] / PAK-Zugabe [kg]			
08:00 - 12:00 (11:00 - 15:00)	240 253 / 5,3	1542 848 / 0	1596 1749 / 0	244 637 / 15
12:00 - 16:00 (15:00 - 19:00)	413 444 / 4,4	1516 689 / 0	1627 1455 / 0	418 400 / 45
16:00 - 20:00 (19:00 - 23:00)	454 261 / 0	1031 896 / 0	1094 1201 / 0	463 472 / 0
20:00 - 00:00 (23:00 - 03:00)	376 363 / 0	683 501 / 0	1258 1375 / 0	412 317 / 0
00:00 - 04:00 (03:00 - 07:00)	304 264 / 0	247 583 / 0	852 1196 / 0	242 349 / 0
04:00 - 08:00 (07:00 - 11:00)	142 170 / 1,3	220 80 / 0	997 776 / 0	157 166 / 0

Auch am 24.-25.02.2020 im Zeitraum mit kontinuierlicher Dosierung bei Regenwetter fand keine PAK-Dosierung statt. Trotz vergleichbarer, bzw. z. T. höherer Abflüsse in BB4 lagen DOC-Konzentration und -Fracht in diesem niedriger. Auch beim SAK_{254} war ein deutlicher Unterschied zu erkennen. Das System PAK-MBR ist nach dieser Auswertung robust gegen kurzzeitige Ausfälle der PAK-Dosierung. Im Zeitraum mit PAK-Stoßdosierung am 02.-03.03.2021 kam es zu einem Fehler beim Start der Probenehmer, sodass hier die Zeiten anders sind. An diesem Tag wurde eine höhere PAK-Menge dosiert, um vorangegangene Minderdosierungen auszugleichen. Im ersten Zeitraum von 11 bis 15 Uhr lag der

Volumenstrom im BB4 mehr als doppelt so hoch wie bei BB3, sodass trotz geringerer DOC-Konzentration eine höhere Fracht errechnet wurde. Es zeigt sich, dass durch die Mehrdosierung über den Tag sowohl DOC-Konzentration als auch SAK_{254} einen Abwärtstrend folgen, während der SAK_{254} in BB3 im gleichen Zeitraum anstieg.

7.2.3 Online-Analytik des SAK_{254}

Die SAK_{254} -Online-Analytik der beiden Abläufe zeigte vor Beginn der PAK-Dosierung einen höheren SAK_{254} für BB4 (PAK-Straße) im Vergleich zum BB3 (Referenz), wie in Abbildung 7.18 zu sehen ist. Ab Mai 2019 lag der SAK_{254} im BB4 niedriger. Ein ähnlicher Verlauf war auch ab September 2020 zu beobachten, wo erneut PAK dosiert wurde. BB4 und BB3 lagen in der Einfahrphase zunächst nahezu gleich. Nach Erreichen eines stabilen Betriebs zeigte sich jedoch wieder ein niedrigerer SAK_{254} im BB4 mit PAK.

Aufgrund des membranfiltrierten Abwassers war die Verschmutzung der Sonden auf der Filtratseite im Laufe des Betriebs minimal. Bei der ca. zweiwöchentlichen Reinigung der Sondenaufnahmen wurden diese zunächst mit Wasser gespült und dann die Messfenster der Sonden mit einem Mikrofasertuch gereinigt. Zweimonatlich fand präventiv eine Reinigung mit 3 %iger HCl statt, um mögliche Biofilmbildung zu unterdrücken.

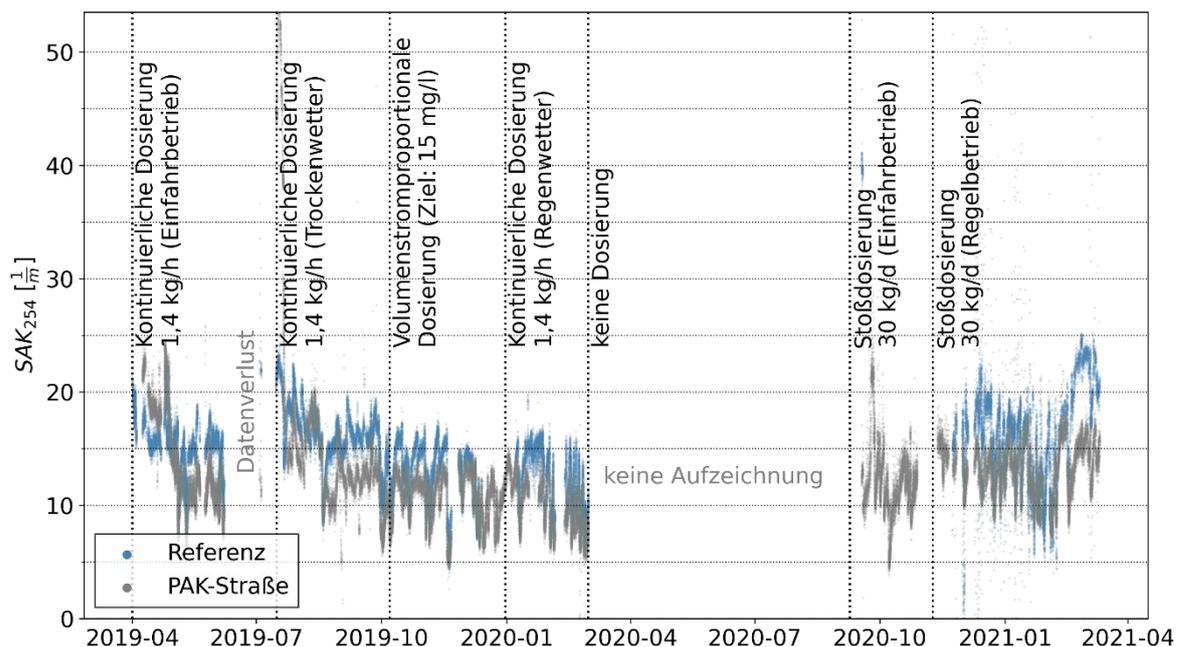


Abbildung 7.18: Online-Messung des SAK_{254} in Referenz- (BB3) und PAK-Versuchsstraße (BB4)

Aufgrund des diskontinuierlichen, gestaffelten Betriebs der Membran-Straßen, sind die Online-Messungen häufig nicht parallel. In Abbildung 7.19 flossen zum Vergleich der Ablaufwerte daher nur Sonden-Messungen ein, die zeitgleich (mit ± 1 min Toleranz) gemessen wurden. Diese wurden mit den im Labor des ISA bestimmten SAK_{254} -Werten aus 24-Stunden Mischproben verglichen. Es zeigt sich eine gute Übereinstimmung der Ergebnisse. Zudem ist auch hier der klare Trend zu niedrigeren SAK_{254} -Werten in der PAK-Straße zu erkennen.

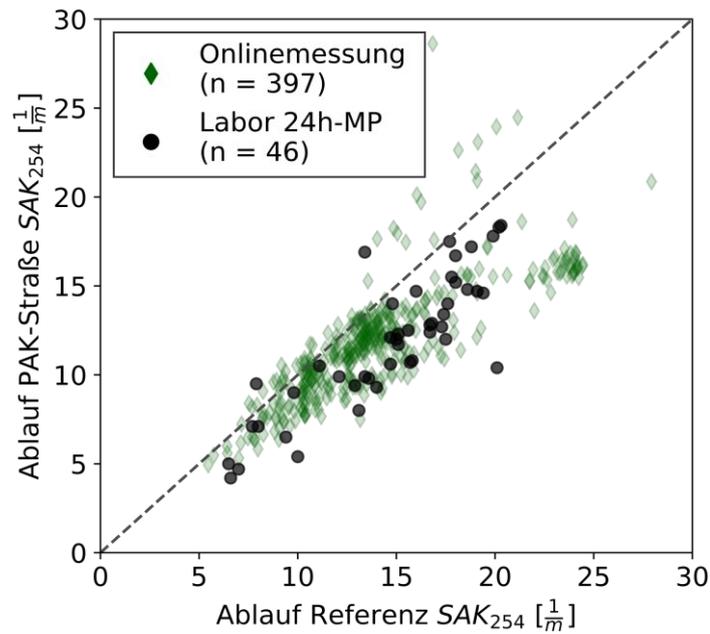


Abbildung 7.19: Vergleich der SAK₂₅₄-Werte (online und Labor) zwischen Referenz- (BB3) und PAK-Versuchsstraße (BB4)

Die jeweiligen Versuchsreihen werden in Abbildung 7.20 als Box-Whisker-Plot verglichen.

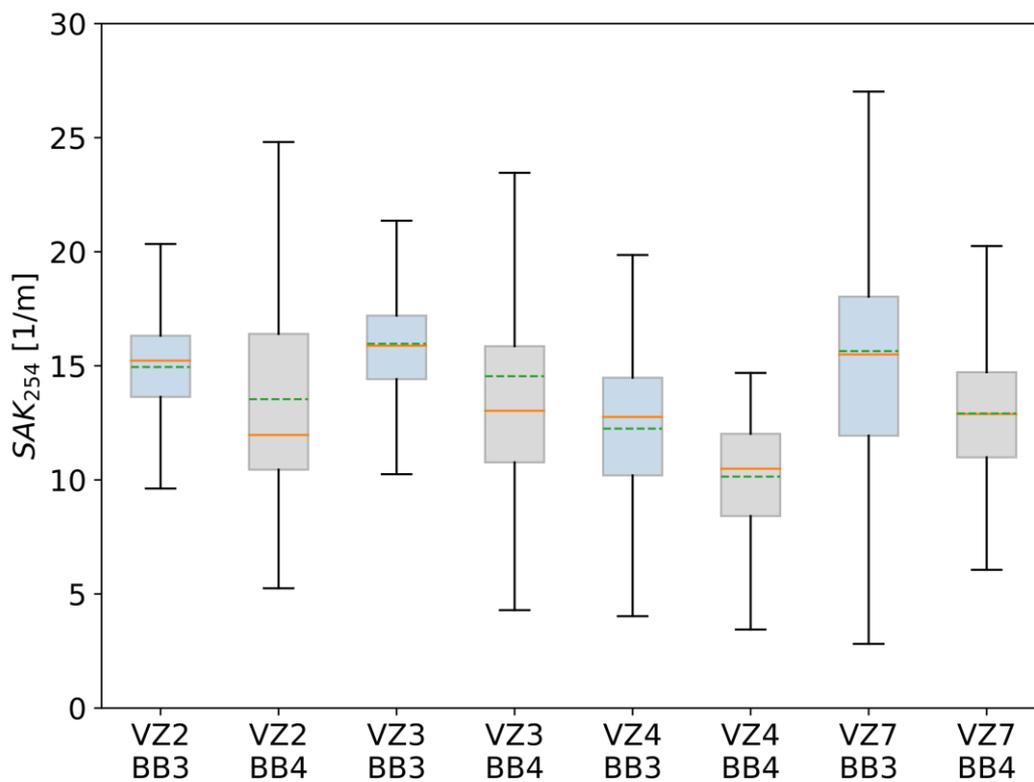


Abbildung 7.20: SAK₂₅₄ Onlinedaten für die Versuchszeiträume 2, 3, 4 und 7 im Vergleich (Median: orange, Mittelwert: grün, Whiskers: 1,5·IQR)

7.2.4 Organische Spurenstoffe

Zum Vergleich der Eliminationsleistung der Spurenstoffe in BB3 und BB4 (mit PAK) wurden 14 Substanzen quantifiziert. Nähere Informationen zu den Einzelstoffen und die entsprechenden Kürzel finden sich in Kapitel 0. Abbildung 7.21 zeigt die Zulaufkonzentrationen zum Belebungsbecken 4 über alle Versuchsphasen.

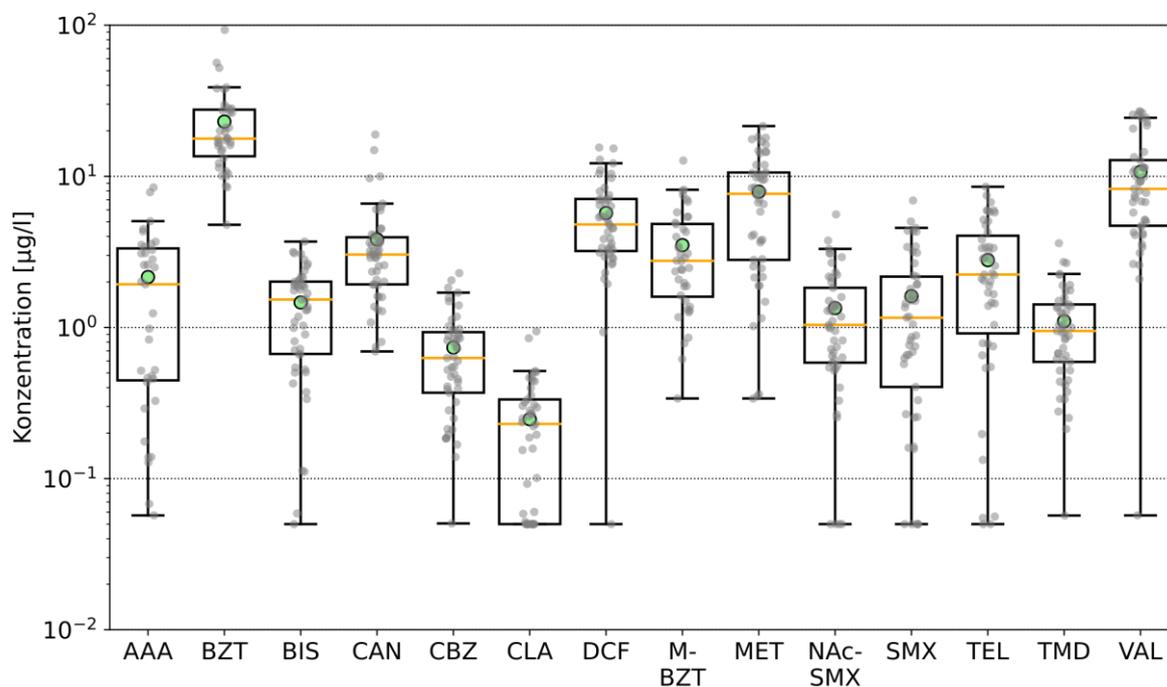


Abbildung 7.21: Box-Whisker-Plot der Zulaufkonzentrationen der Spurenstoffe im Zulauf zu Becken 4 (logarithmische Darstellung)

Es zeigt sich, dass z. T. hohe Konzentrationsschwankungen um 1 bis 2 log-Stufen bei den Stoffen vorliegen. Aus diesem Grund wurde in Anhang C auch ein Box-Plot der Zulauffrachten in den jeweiligen Versuchszeiträumen dargestellt.

Die Eliminationsleistung für Spurenstoffe – aufgeteilt nach Versuchsphasen – ist in Tabelle 7.6 zusammengefasst. Bei den Werten handelt es sich um mittlere Frachteliminationen im jeweiligen Versuchszeitraum (Einteilung nach Tabelle 7.1). Es zeigt sich eine deutliche Verbesserung der Spurenstoffelimination durch PAK-Dosierung. In Abhängigkeit der Verbesserung sind die Zellen unterschiedlich eingefärbt. Eliminationen < 20 % und negative Eliminationen sind nicht mit Zahlenwerten dargestellt. Die Auswertung der versuchsbedingten Schwankungen in der PAK-Dosierung finden sich in Kapitel 7.3.1.

Wie bereits bei der PAK-Auswahl beobachtet werden konnte, weist die Kohle A2 eine im Vergleich mit anderen getesteten Aktivkohlen schlechtere Adsorptionsleistung für Benzotriazol auf, welches nach der Einteilung in DWA (2019) eigentlich als sehr gut adsorbierbar gilt. Es sollte unter Berücksichtigung der ausstehenden Novelle des Abwasserabgabengesetzes ggf. für einen eventuellen Regelbetrieb eines PAK-MBR eine andere Aktivkohle ausgewählt

werden. Für die Pilotierung und den Nachweis der Wirksamkeit des Verfahrens eignete sich die Kohle A2 sehr gut.

Tabelle 7.6: Mittlere Fracht-Eliminationen der Spurenstoffe in den Versuchszeiträumen

	Konstante	Dosis	Volumen- proportional	Stoßdosierung	Referenzzeiträume			
	TW	RW			VZ2	VZ4	VZ3	VZ7
	VZ2	VZ4			VZ3	VZ7		
Mittlere PAK-Dosis im Versuchszeitraum [g _{PAK} /m ³]:	10,5±7,3	7,4±5,0	6,5±5,7	7,8±6,9	0	0	0	0
Parameter								
Benzotriazol (BZT)	71,3	81,2	75,8	65,7	57,4	77,5	71,8	52,9
Bisoprolol (BIS)	96,3	92,8	92,9	94,4	80,0	75,7	56,5	29,2
Candesartan (CAN)	63,3	51,5	46,1	42,1		45,5	22,6	
Carbamazepin (CBZ)	65	69,6	65	65,0		44,6		
Clarithromycin* (CLA)	81,5	37,5*	16,7*	80,0	59,3			56,0
Diclofenac (DCF)	73,7	65,8	42,8	57,3	39,2	47,6		
Methylbenzotriazol (M-BZT)	82,9	75,6	58,1	60,2	51,5	66,6	53,7	21,0
Metoprolol (MET)	96,7	92,5	93,7	90,3	79,4	81,4	71,6	56,0
N-Acetyl-SMX (NAC-SMX)	92,4	95,0	95,0	96,7	88,0	95,8	94	96,8
Sulfamethoxazol (SMX)	85,5	80,3	85,3	78,3	64,5	71,2	77,6	45,7
Telmisartan (TEL)	97,2	96,6	96,3	97,6	71,2	71,1	56,9	55,3
Tramadol (TMD)	51,6	40,8		37,8		30,3		
Valsartan (VAL)	96,6	87,7	89,7	88,7	93,3	89,2	86,1	51,9

 $x \geq 90 \%$ oder $*C \leq 0.05 \mu\text{g/l}$;	 $80 \leq x < 90 \%$;	 $60 \leq x < 80 \%$;
 $20 \% \leq x < 60 \%$;	 $x < 20 \%$	

Während der konstanten PAK-Dosierung in Trockenwetterbedingungen (TW) lag die PAK-Dosis im Mittel bei 10,5 g PAK/m³ Abwasser. Dort waren die höchsten mittleren Spurenstoffeliminationen zu verzeichnen. Bei der kontinuierlichen Dosierung im Zeitraum mit hohem Niederschlagsaufkommen (RW) war die PAK-Dosis im Vergleich auf im Mittel 7,4 g PAK/m³ reduziert. Dies zeigte sich v.a. bei der Elimination von Candesartan, Diclofenac, Methylbenzotriazol und Tramadol. Auch bei den Versuchsphasen mit volumenstromproportionaler Dosierung und Stoßdosierung lag die mittlere PAK-Dosis niedriger als in der ersten Versuchsphase, aber vergleichbar mit der kontinuierlichen Dosierung im Zeitraum mit hohem Niederschlagsaufkommen. Dennoch ist bei Diclofenac und Candesartan eine weitere Verschlechterung der Eliminationsleistung zu beobachten. Auch Methylbenzotriazol wurde im geringeren Umfang eliminiert.

Aufgrund der hohen Schwankungen bei der Eliminationsleistung der Referenzstraße, wird in Tabelle 7.7 zusätzlich die Fracht im Ablauf der PAK-Versuchsstraße BB4 auf den Ablauf der Referenzstraße BB3 bezogen und eine Mehrelimination durch den PAK-MBR berechnet.

Tabelle 7.7: Spurenstoffelimination durch PAK-Dosierung (Ablaufvergleich BB4 und BB3)

	Konstante	Dosis	Volumenproportional	Stoßdosis
	TW	RW		
	VZ2	VZ4	VZ3	VZ7
Mittlere PAK-Dosis im Versuchszeitraum [g _{PAK} /m ³]:	10,5±7,3	7,4±5,0	6,5±5,7	7,8±6,9
Parameter	Elimination [%]			
Benzotriazol (BZT)	32,8	16,5	14,5	27,1
Bisoprolol (BIS)	81,5	70,4	83,8	92,1
Candesartan (CAN)	64,3	11,1	30,3	59,3
Carbamazepin (CBZ)	80,7	45,2	65,6	70,8
Clarithromycin* (CLA)	54,6*	80,8	64,3*	54,6*
Diclofenac (DCF)	56,8	34,7	37,6	63,3
Methylbenzotriazol (M-BZT)	64,8	27,1	9,7	49,6
Metoprolol (MET)	84,0	59,8	77,7	79,4
N-Acetyl-SMX (NAc-SMX)				
Sulfamethoxazol (SMX)	59,0	31,6	34,3	60,0
Telmisartan (TEL)	90,2	88,2	91,4	94,6
Tramadol (TMD)	64,2	15,1	41,8	43,2
Valsartan (VAL)	50,0	-14,5	26,2	76,5
DOC	19,3	14,0	-2,3	19,2
SAK ₂₅₄	17,7	20,0	9,1	25,0
<div style="display: flex; justify-content: space-around; align-items: center;"> ■ x ≥ 80 % or *C ≤ 0.05 µg/l; ■ 50 ≤ x < 80 % </div>				

Beim Vergleich der Beckenabläufe schneidet die kontinuierliche Dosierung im Trockenwetterfall – vermutlich aufgrund der höheren mittleren PAK-Dosis – am besten ab. Danach folgt die Stoßdosierung. Es ist anzunehmen, dass bei Anpassung der Dosierkonzentration in der Stoßdosierung auf das Niveau der kontinuierlichen Dosierung (TW) eine ähnliche prozentuale Verbesserung erreicht worden wäre. Die DOC-Elimination mit Bezug auf die Referenzstraße lag in beiden Fällen ähnlich. Die kontinuierliche Dosierung bei Regenwetter und die volumenstromproportionale Dosierung zeigen im Vergleich leicht schlechtere Eliminationen. Hervorzuheben ist, dass während der Phase mit volumenstromproportionaler Dosierung die schlechteste DOC- und SAK₂₅₄-Elimination zu verzeichnen war. Hier lag die PAK-Dosis im Mittel am niedrigsten.

Aufgrund der nicht zeitlich korrespondierenden Zu- und Ablaufprobenahmen, d. h. der Nichtberücksichtigung der hydraulischen Aufenthaltszeit aufgrund des geringen Probenahmeintervalls von 24 h für die Mischproben, ist eine Untersuchung der rechnerischen Einzeleliminationen in den Probenpaaren fehlerbehaftet. Dennoch soll nachfolgend untersucht werden, ob eine Abhängigkeit zwischen PAK-Dosis und Spurenstoffelimination besteht. Dazu wurden die Einzelwerte in Abbildung 7.22 und Abbildung 7.23 sowie im Anhang C analog zur Vorgehensweise von Tabelle 7.6 und Tabelle 7.7 dargestellt. Die Elimination wird dabei als Elimination des PAK-MBR (jeweils links) und im Vergleich der Abläufe (Mehrelimination des PAK-MBR, jeweils rechts) dargestellt. Für Bisoprolol zeigt sich in allen Versuchsphasen, mit Ausnahme von drei Analysen, eine Elimination im PAK-MBR von mehr als 80 %. Bei zwei der drei Analysen wurde eine Mindestelimination größer 50 % bis unter die Bestimmungsgrenze errechnet. Die Elimination verbesserte sich auf Werte > 90 % ab einer PAK-Dosis > 1 g_{PAK}/g_{DOC}. Auch beim Ablaufvergleich von PAK-Straße und Referenz zeigt sich eine deutliche Mehrelimination, die auch mit steigender PAK-Dosis zunahm. Auch hier ist zu beachten, dass die als Raute dargestellten Datenpunkte eine Elimination bis unter die Bestimmungsgrenze indizieren. Für Sulfamethoxazol ist bei den Einzelmessungen ein beim PAK-MBR ein leichter Trend zur Verbesserung der Elimination mit steigender PAK-Dosis erkennbar. Die volumenstromspezifische PAK-Dosierung zeigt hier den klarsten Zusammenhang zur PAK-Dosis. Für die kontinuierliche Dosierung liegen die Eliminationen unabhängig von der PAK-Dosis häufig > 80 %. Die Stoßdosierung weist im Mittel die niedrigsten Eliminationen auf. Werden die Abläufe von PAK-Straße und Referenz verglichen, ist der Trend zu höheren Eliminationen bei steigender PAK-Dosis über alle Versuchsreihen ausgeprägter. Es zeigt sich zudem, dass die Elimination in der Phase mit Stoßdosierung im Vergleich zur Referenz deutlich verbessert war.

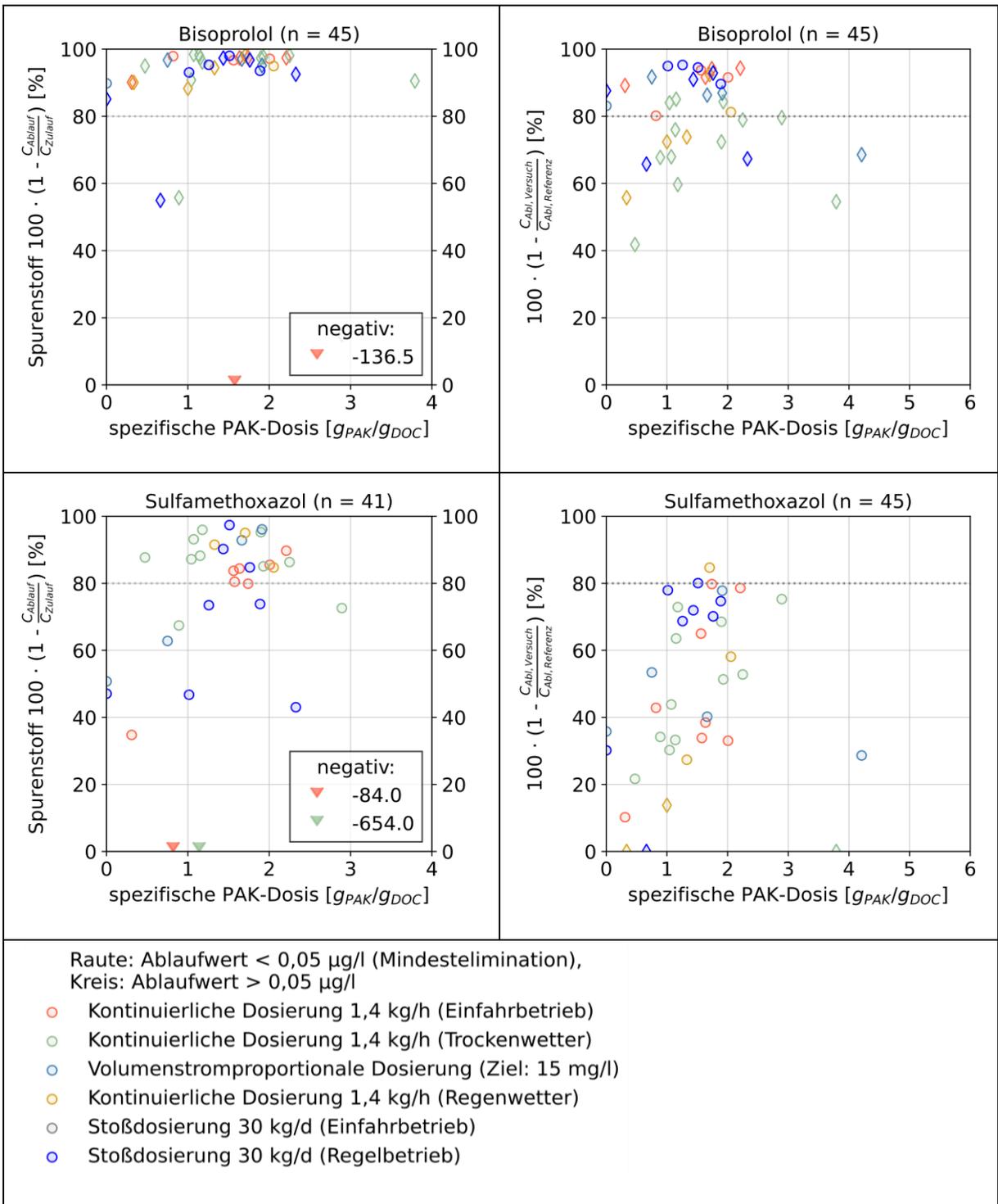


Abbildung 7.22: Elimination ausgewählter Spurenstoffe als „Gesamtelimination PAK-MBR“ (links) und im Vergleich der Abläufe Becken 4 und Becken 3 als „Mehrelimination PAK-MBR“ (rechts) in Abhängigkeit der DOC-spezifischen PAK-Dosis

Bei Diclofenac (Abbildung 7.23) ist zu erkennen, dass das gewünschte Eliminationsziel von 80 % nur vereinzelt erreicht wurde. Hier wies die kontinuierliche Dosierung bei Trockenwetter insgesamt die besten Eliminationen auf (vgl. Tabelle 7.6), was die Vermutung nahelegt, dass eine Verbesserung der Elimination durch höhere PAK-Dosierungen erreichbar ist, auch wenn die Daten dazu keinen statistisch klaren Trend zeigen.

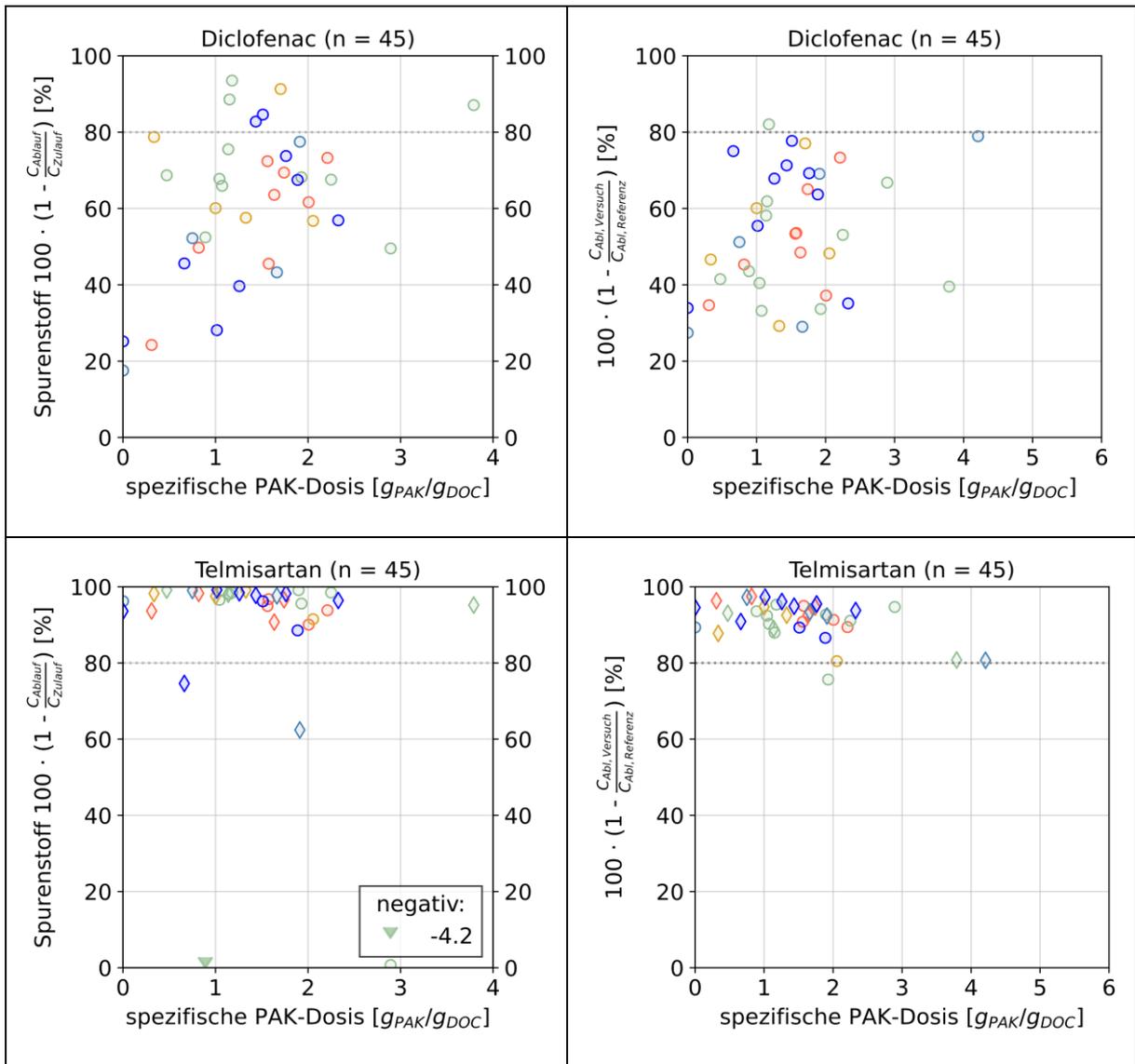


Abbildung 7.23: Elimination ausgewählter Spurenstoffe als „Gesamtelimination PAK-MBR“ (links) und im Vergleich der Abläufe Becken 4 und Becken 3 als „Mehrelimination PAK-MBR“ (rechts) in Abhängigkeit der DOC-spezifischen PAK-Dosis (Legende siehe Abbildung 7.22)

Für Telmisartan konnte durch die PAK-Dosierung in allen Versuchsphasen eine deutliche Elimination erreicht werden, die bereits bei geringen DOC-spezifischen PAK-Dosen im Mittel größer als 90 % und/oder unterhalb der Bestimmungsgrenze lag. Dabei wurde eine deutliche Verbesserung im Vergleich zur Referenzstraße erreicht.

Eine Einordnung der errechneten Einzel-Eliminationen in Literaturdaten findet für die Spurenstoffe Diclofenac und Carbamazepin in Abbildung 7.24 statt.

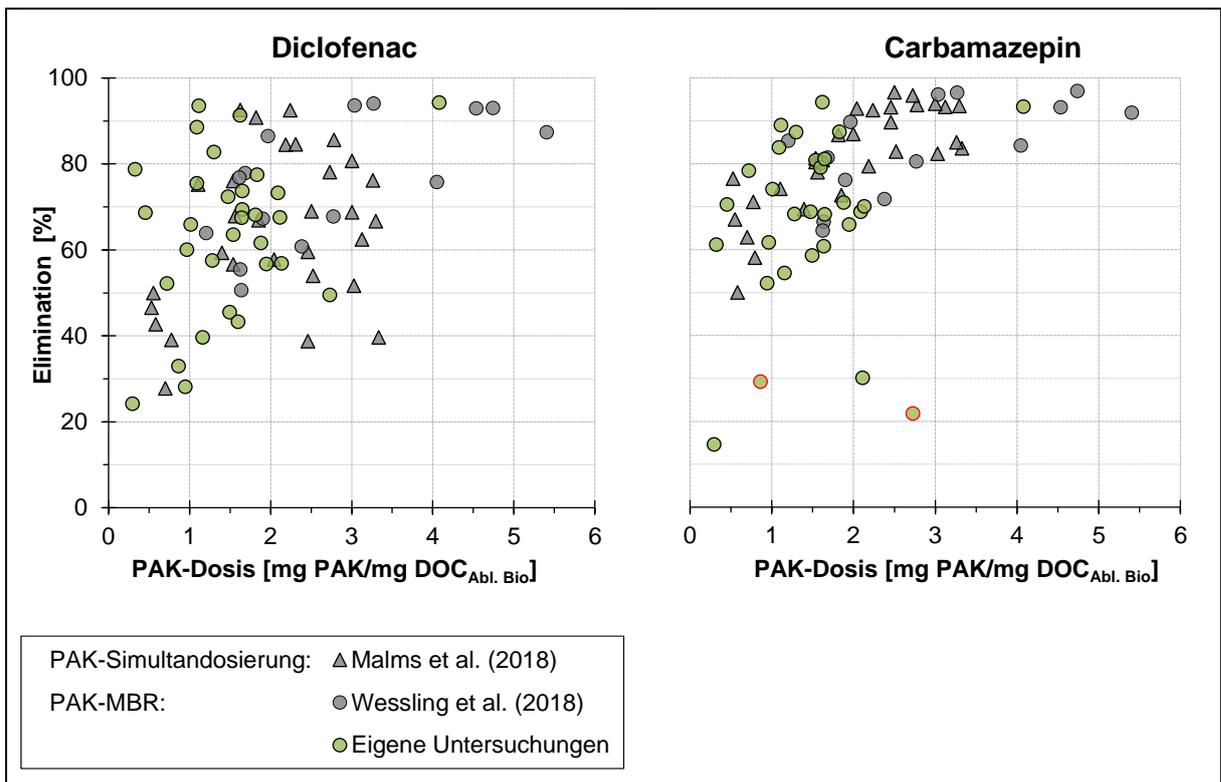


Abbildung 7.24: Vergleich der Eliminationsleistung für Diclofenac und Carbamazepin in Abhängigkeit der DOC-spezifischen PAK-Dosierung mit Literaturangaben (MALMS et al., 2018; WESSLING et al., 2018)

Die Ergebnisse aus dem PAK-MBR Nordkanal passen sich gut in die dargestellten Ergebnisse der Studien von MALMS et al. (2018) und WESSLING et al. (2018) ein. Wie abgelesen werden kann, streut die Diclofenac-Elimination bei simultaner PAK-Dosierung bei konventioneller Biologie und Membranbiologie ähnlich stark. Um dem entgegenzuwirken, sind hohe DOC-spezifische PAK-Dosierungen notwendig. Aufgrund des sehr niedrigen Orientierungswertes von $< 0,05 \mu\text{g/l}$ für die Gewässerbelastung ist die alleinige technische Diclofenac-Elimination mittels PAK-Dosierung als End-of-Pipe Lösung voraussichtlich nicht ausreichend.

Carbamazepin zeigt demgegenüber eine homogenere Streuung der Messwerte über den dargestellten Dosierbereich von 0,2 bis 6 mg PAK/mg DOC. Hier ist auch eine Abhängigkeit der Elimination von der spezifischen PAK-Dosierung erkennbar. Die zwei rot markierten der vier niedrigen Eliminationswerte wiesen jeweils sehr niedrige Carbamazepin-Konzentrationen in der Zulaufprobe (0,19 und 0,21 $\mu\text{g/l}$, bei einem mittleren Zulaufwert von 0,67 $\mu\text{g/l}$) auf. Dies kann ggf. die geringe errechnete Elimination im Vergleich zu den anderen Werten erklären. Wie oben beschrieben, sind die hier gezeigten Eliminationen aufgrund der gleichzeitigen Probenahme im Zu- und Ablauf bei langen Durchflusszeiten nur als Anhaltspunkte zu verstehen. Die erreichbare mittlere Frachtelimination ist aus Tabelle 7.6 abzulesen.

Beim ersten der in Kapitel 7.2.2 erläuterten Tagesgänge vom 06.08.2019 08:00 bis 07.08.2019 08:00 wurden mit den 4-Stunden-Mischproben Spurenstoffanalysen betrieben. Daraus konnten die Spurenstoffkonzentrationstagesgänge der Abbildung 7.25 und Abbildung 7.26

ermittelt werden. Es zeigten sich für die Spurenstoffe unterschiedlich starke Konzentrationsschwankungen im Zulauf der Anlage. Wie aufgrund des großen Reaktorvolumens der einzelnen MBR-Becken von 2.300 m³ zu erwarten war, waren die dargestellten Ablaufwerte demgegenüber gleichförmiger. Dies ist bereits im BB3 ohne PAK-Dosierung zu beobachten.

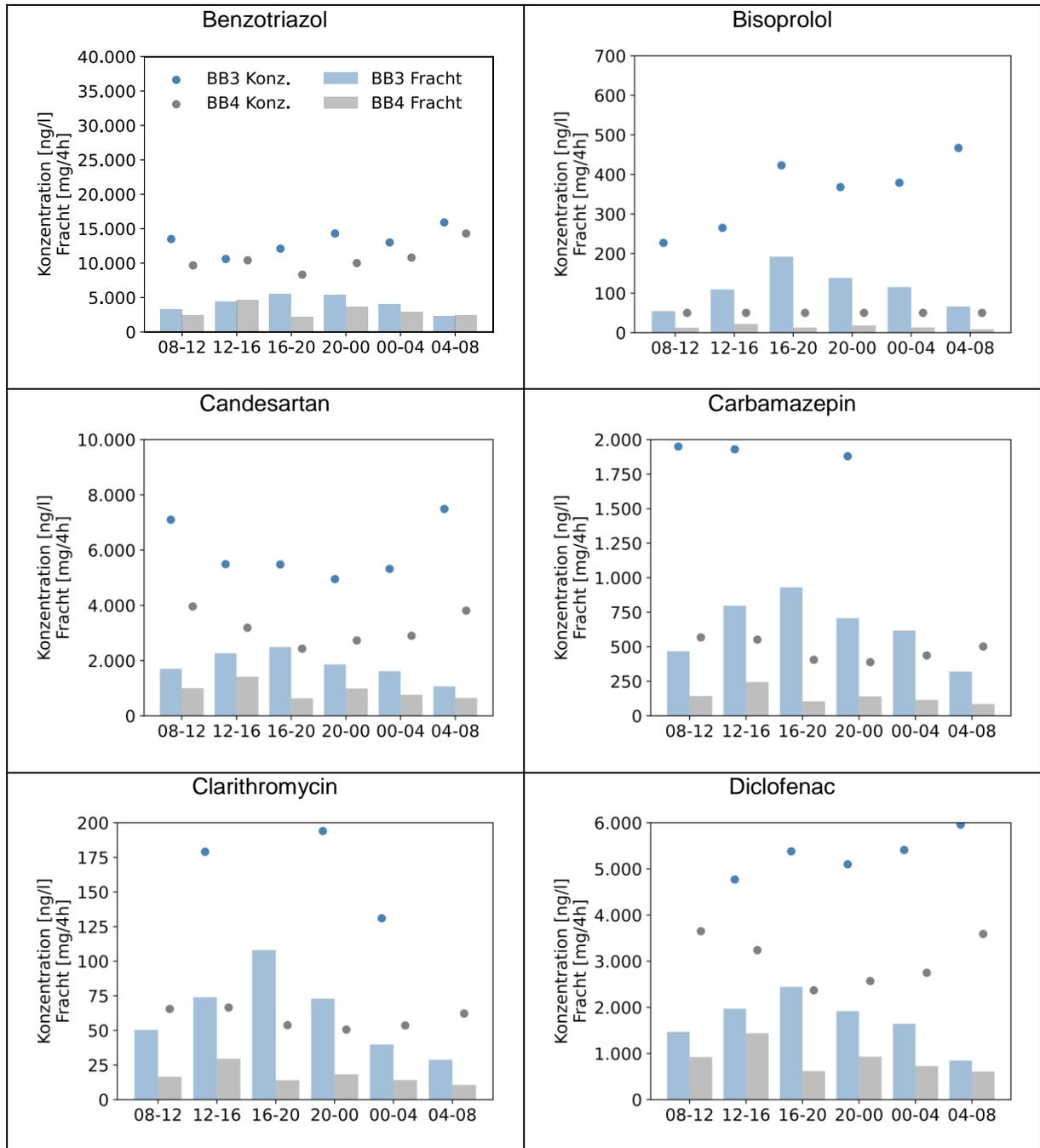


Abbildung 7.25: Tagesgang der Spurenstoffkonzentrationen im Zu- und Ablauf BB4 und im Ablauf BB3 im Untersuchungszeitraum mit kontinuierlicher PAK-Dosierung (06.08. bis 07.08.2019, Teil 1)

Im BB4 mit PAK-Dosierung zeigte sich, neben der deutlichen Reduktion der Ablaufkonzentrationen im Vergleich zu BB3, zudem auch eine stärkere Vergleichmäßigung

der Ablaufkonzentrationen über den Tag. Dies stimmt mit den Beobachtungen aus Kapitel 7.2.2 bezüglich des DOC-Tagesgangs am besprochenen Tag überein.

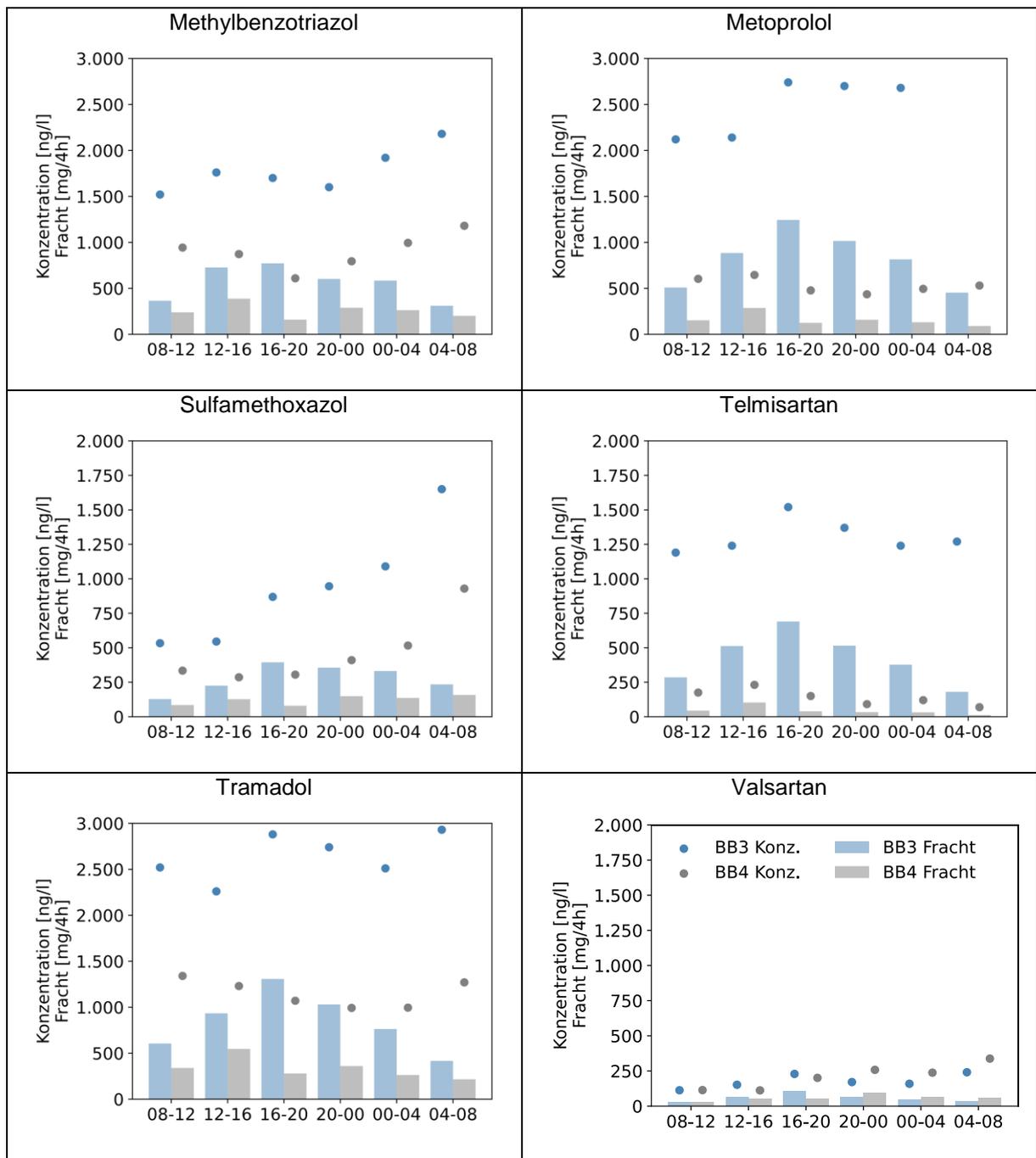


Abbildung 7.26: Tagesgang der Spurenstoffkonzentrationen im Zu- und Ablauf BB4 und im Ablauf BB3 im Untersuchungszeitraum mit kontinuierlicher PAK-Dosierung (06.08. bis 07.08.2019, Teil 2)

7.2.5 Größenfraktionierung der enthaltenen Moleküle mittels SEC-TOC

Zwischen Juni und September 2019 sowie zwischen Oktober 2019 und Januar 2020 wurden im Rahmen der von SUEZ WTS in Eigenleistung durchgeführten Analysen insgesamt 18 Permeatproben aus den Becken 3 und 4 zur Größenausschlusschromatografie in das Labor von SUEZ Analytical Instruments in Boulder/Colorado geschickt. Tabelle 7.8 stellt zunächst die Probenahmedaten mit den gemessenen DOC-Konzentrationen zusammen.

Tabelle 7.8: DOC Ergebnisse [mg/l] der Probenahmen für die SEC-DOC Chromatographie

Datum	Belebung 3	Belebung 4
03.06.2019	2,85	3,36
25.06.2019	5,19	4,47
16.07.2019	3,57	3,12
06.08.2019	3,99	3,63
08.10.2019	2,84	3,30
29.10.2019	4,46	4,91
19.11.2019	1,26	1,20
10.12.2019	2,52	2,58
07.01.2020	5,90	5,92

Die DOC-Ergebnisse waren allerdings nicht schlüssig. Im Gegensatz zu den anderen DOC-Messungen, die in Deutschland durchgeführt wurden, konnte bei den Ergebnissen aus den USA kein signifikanter Unterschied beider Straßen festgestellt werden. Da in Becken 4 die Aktivkohle dosiert wurde, sollten auch dort geringere DOC-Werte gemessen werden. Dies war nur bei 4 der 9 Proben der Fall. Zudem lagen die DOC-Werte absolut betrachtet deutlich unter den in Deutschland gemessenen Daten. Eine mögliche Erklärung dafür wäre ein DOC-Abbau während des ungekühlten mehrtägigen Probentransportes nach Boulder. Damit sind die Ergebnisse nicht mehr belastbar. Dennoch wurden die Proben weiter genutzt und die mittels Größenausschlusschromatografie (Size Exclusion Chromatography, SEC) gewonnene Größenverteilung der organischen Komponenten mittels UV- und DOC-Detektoren (Sievers M9 SEC Detektor) vermessen. Der M9 SEC Detektor ist eine Modifikation der Sievers Portable TOC Analyzer, wobei der IC (inorganic carbon – anorganischer Kohlenstoff)-Teil abgekoppelt und die Probenahmepumpe umgangen wird, um die Probe mittels der HPLC-Pumpe durch die Trennungssäule und den Detektor zu schicken. Durch Abkopplung des IC-Teils misst das Instrument den TC (Total Carbon – gesamten Kohlenstoff) und benötigt daher einen ICR (Inorganic Carbon Remover) zur Entfernung des anorganischen Kohlenstoffs. Zusätzlich ist der Detektor mit einem Turbo-Modus ausgestattet, um eine hohe Datenauflösung während der SEC-DOC Messung zu ermöglichen.

Ergebnisse der Chromatogramme (TOC und UV₂₅₄) der Proben vom 25.06.2019 und 06.08.2019 sind in Abbildung 7.27 dargestellt.

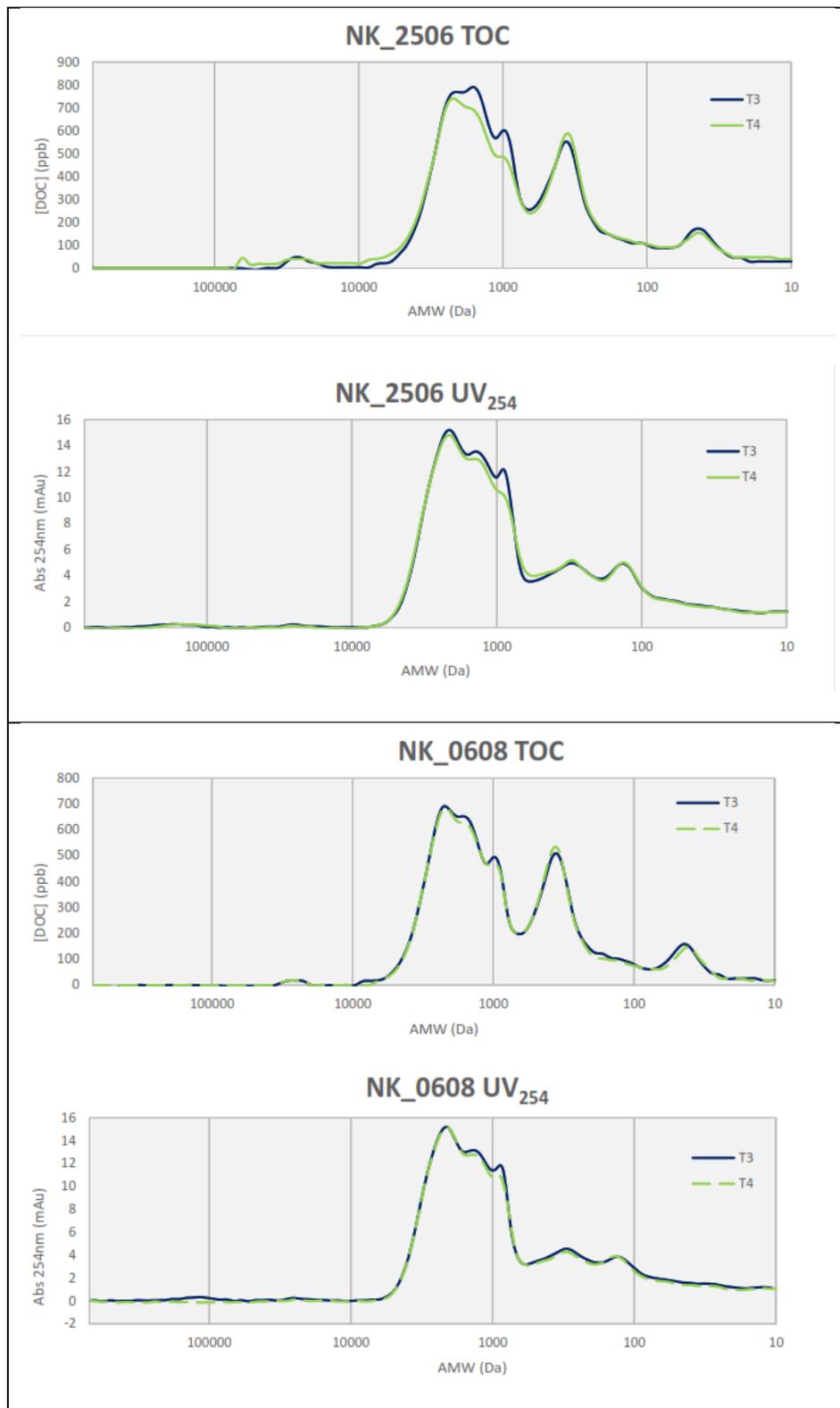


Abbildung 7.27: SEC-DOC Chromatogramme vom 25.06. und 06.08.2019

Insbesondere bei der Probe am 25.06.2019 konnten während des ersten Peaks im Bereich zwischen ca. 5 kDa und 900 Da leicht höhere Messwerte beobachtet werden. Allerdings lassen die Ergebnisse aus genannten Gründen keine Korrelation zu den parallel gemessenen Mikroschadstoffanalysen zu.

7.2.6 Adsorbierbare organisch gebundene Halogene

Die Membranen auf dem GW Nordkanal werden wöchentlich in-situ im belebten Schlamm gereinigt. Die in-situ-Reinigung als Zwischenreinigung ist typisch für rückspülbare Systeme und wird in drei Schritten durchgeführt. Zuerst erfolgt die saure Reinigung mit organischer und anorganischer Säure, um die anorganischen Verbindungen zu beseitigen. Nach einer Zwischenspülung (Neutralisationsphase) findet die oxidative Reinigung unter Verwendung von NaOH (pH mit 10 bis 10,5) und einem oxidativen Reiniger (z. B. NaOCl 150 mg Cl/l bis 500 mg Cl/l) statt. Das chlorhaltige Reinigungsmittel ist sehr effizient, jedoch kommt es bei Vermischung der Chemikalie mit dem belebten Schlamm zur AOX-Bildung.

Die Reinigung wird im Rückspülmodus mit einem Chemikalienzusatz ausgeführt und dauert einige Minuten. Im Anschluss an die in-situ-Reinigung erfolgt eine Nachspülung/Ruhezeit, um die restliche Chemikalie aus den Rohleitungen und Membranfasern auszuspülen. In der Ruhezeit adsorbieren die entstandenen AOX-Verbindungen an der Belebtschlammflocke ($0,2 \text{ mg}_{\text{AOX}}/\text{g}_{\text{TS}}$, KOPPE und STOZEK, 1998). Während der Zeit werden die Membranen belüftet, um die restlichen Chemikalien aus den Zwischenräumen der Membrankassette zu entfernen. Damit sind die AOX-Konzentrationen im Permeat entsprechend niedrig, $<100 \text{ } \mu\text{g/l}$ (Grenzwert). Gleichzeitig wird der Klärschlamm höher belastet, jedoch im zulässigen Bereich. Die Filtration startet nach der Ruhezeit von ca. 90 min.

Durch die PAK Dosierung erhöhen sich die Adsorption-Kapazitäten des Belebtschlamm-Aktivkohlegemisches. Die reduzierende Wirkung der PAK-Zugabe auf die AOX-Konzentrationen sollte durch mehrfache Beprobung nach der in-situ-Reinigung in den Zeitabständen von 15 Minuten bestätigt werden. Geplant war eine 8-fache Probenahme, die durch Betriebsumstände auf eine 6-fache Probenahme reduziert wurde.

Da die Filtration nach der Ruhezeit (Belüftungszeit 30 min) starten darf, wurde anstatt Permeat die Belebtschlamm-Probe aus der unmittelbaren Nähe der Membrankassetten entnommen. Die Belebtschlamm-Probe wurde mit einem Spritzenvorsatzfilter (Porenweite $0,45 \text{ } \mu\text{m}$) filtriert. Die Vergleichbarkeit der AOX-Konzentration im Permeat mit der Konzentration aus der filtrierten Belebtschlamm-Probe wurde im Vorfeld getestet. Die Laboranalyse wurden nach der DIN EN ISO 9562:2005-02 („Adsorption an Aktivkohle nach Säulenverfahren“) durchgeführt.

Die in-situ-Reinigung auf dem GW Nordkanal findet vornehmlich während der Arbeitszeit und bei Trockenwetter statt. Damit ist die Beprobung im Belebungsbecken mit (BB4) und ohne PAK (BB3) zeitversetzt erfolgt. Die Durchführung der AOX-Küvetten-Tests im Labor der Kläranlage stellte sich aufwendig und oft nicht plausibel dar. Demensprechend wurde die Analytik ins Zentrallabor des Erftverbandes verlagert.

Die durchgeführte Analytik in den Jahren 2019 und 2020 zeigt eindeutig die positive Wirkung der Pulveraktivkohle, siehe Abbildung 7.28 und Abbildung 7.29. Die AOX-Konzentrationen im

Belebungsbecken mit und ohne Pulveraktivkohle waren sehr differenziert. Die Abweichungen können durch unterschiedliche TS-Gehalte (bis zu 1,5 g/l) entstanden sein. Die Analytik aus dem Monat Dezember 2020 entspricht nicht dem üblichen Verlauf der Konzentrationen, was aus der Veränderung der Einstellung an der Chemikalienpumpe resultiert.

Insgesamt variiert die AOX-Konzentration im Filtrat nach der chemischen Reinigung aus dem Belebungsbecken 3 zwischen 66 µg/l und 100 µg/l und aus dem Belebungsbecken 4 zwischen 46 µg/l und 83 µg/l (siehe Anhang D Tabelle 0.2). Typische Werte des Gesamtablaufs des GWK Nordkanal liegen bei $33,4 \pm 14,6$ µg/l (Ergebnis aus 50 Stichproben im Zeitraum April 2019 bis Juli 2021).

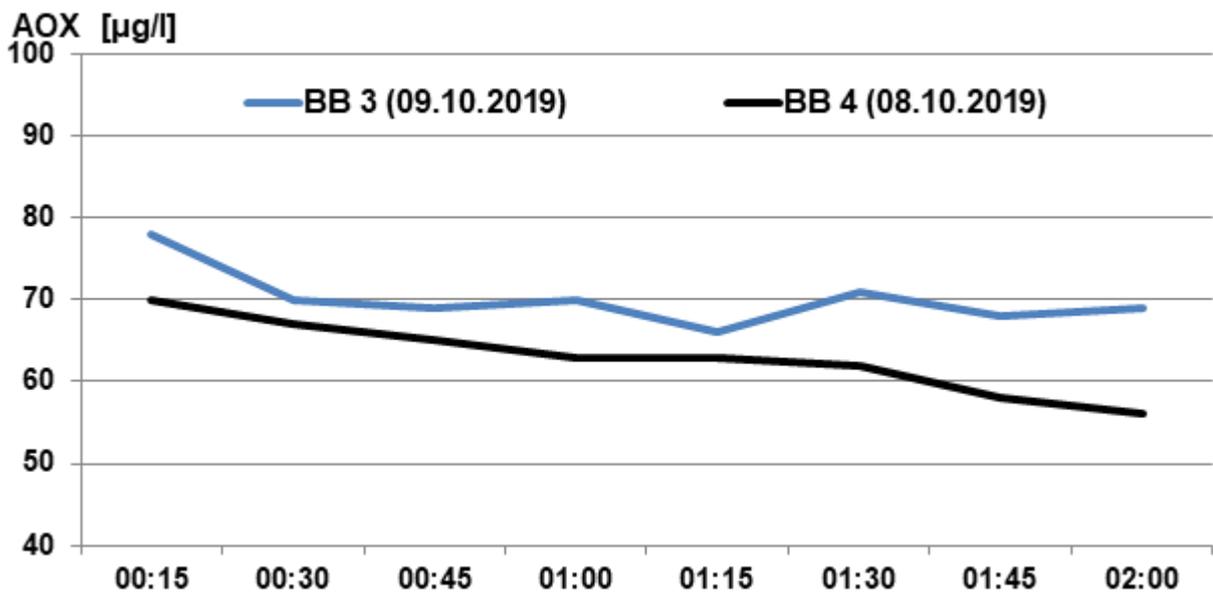


Abbildung 7.28: AOX-Konzentrationen in den Zeitabständen von 15 Minuten nach der in-situ-Reinigung (Probenahme von 09.10.2019, 08.10.2019)

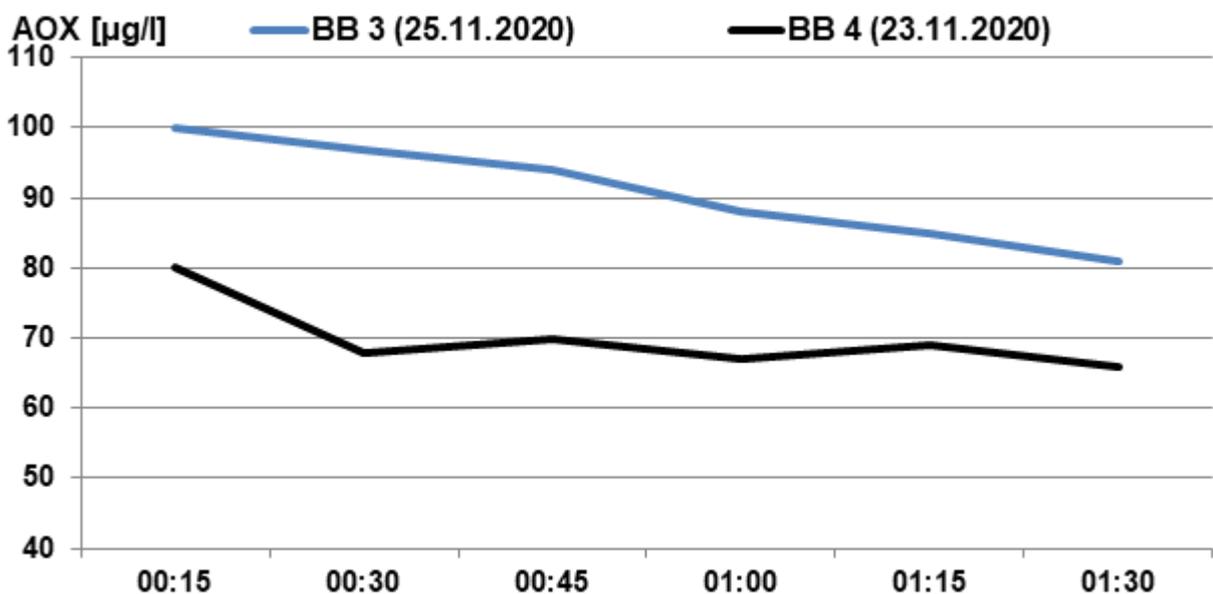


Abbildung 7.29: AOX-Konzentrationen in den Zeitabständen von 15 Minuten nach der in-situ-Reinigung (Probenahme von 25.11.2020, 25.11.2020)

7.2.7 Bewertung der Reinigungsleistung

Die Reinigungsleistung für Kohlenstoffverbindungen und insbesondere Spurenstoffe konnte bereits bei den geringen untersuchten PAK-Dosierungen deutlich gesteigert werden. Es wurde eine deutliche Verbesserung der Ablaufqualität durch die PAK-Zugabe festgestellt. Die Mittelwerte für CSB, Ammonium, Nitrat, Nitrit und Nges lagen im Ablauf des BB4 mit PAK-Dosierung um 13-22 % niedriger als beim BB3 ohne PAK-Dosierung (vgl. Tabelle 7.4). Die sich andeutende Reduzierung der Ammonium-Spitzen im Ablauf der PAK-Straße kann die bei Regenwetter geringen hydraulischen Aufenthaltszeiten im MBR zumindest teilweise ausgleichen, die sich aus der Volumenreduzierung des MBR im Vergleich zur konventionellen Biologie ergeben.

Bei Verwendung der Dosierstation 1 im Regelbetrieb (Juli 2019 bis Februar 2020) war eine Unterschreitung des Schwellenwertes von 20 mg_{CSB/l} aus dem Abwasserabgabengesetz im Ablauf der PAK-Straße durchgängig sowohl in den 24-Stunden-Mischproben als auch in den Stichproben gegeben. Dies legt nahe, dass durch die PAK-Dosierung eine dauerhafte Einsparung der Abwasserabgabe auf CSB ermöglicht wird. Bei der Stoßdosierung lag der CSB-Wert in den 24-Stunden-Mischproben deutlich höher, was eventuell auf die geänderte Analyseverfahren des CSB mit insgesamt höherer Bestimmungsgrenze von 15 mg_{CSB/l} zurückzuführen ist. Es gab jedoch auch Überschreitungen der 20 mg_{CSB/l} bei dieser Dosierstrategie, sodass Zeitpunkt und Anzahl der Dosierungen je Tag anpassungsbedürftig sind, um die Schwellenwertunterschreitung sicher zu stellen. Im Zeitraum mit kontinuierlicher Dosierung war die Einstellung einer mittleren PAK-Dosierkonzentration von 10 mg_{PAK/l} bezogen auf die gesamte Jahresabwassermenge zur Einhaltung von Werten < 20 mg_{CSB/l} ausreichend. Eine konstante Dosierung von 10 mg_{PAK/l} auf die Jahresabwassermenge kann für den Einfahrbetrieb bei Membrananlagen unter Umständen empfohlen werden. Jedoch stellte sich die untersuchte Dosieranlagen mit Stoßdosierung in den Versuchen als wirtschaftlicher und zuverlässiger heraus.

Das Spurenstoff-Eliminationsziel ist abhängig von der zukünftigen Rechtslage. Der aktuelle Entwurf der Novelle des Abwasserabgabengesetzes (GAWEL et al., 2021) enthält als Indikatorsubstanzen die nachfolgenden neun Stoffe, von denen sechs im Mittel zu 80 % eliminiert werden sollen (unterstrichene Stoffe wurden in diesem Projekt analysiert): Carbamazepin, Clarithromycin, Diclofenac, Hydrochlorothiazid, Irbesartan, Metoprolol, Sulfamethoxazol, Benzotriazol, Σ4- und 5-Methylbenzotriazol. Die Kontrolle der Spurenstoffelimination soll dabei in 48-Stunden-Mischproben (volumen- oder mengenproportional) erfolgen. Im frachtgewichteten Mittelwert der 24-Stunden-Mischproben über den Versuchszeitraum mit konstanter PAK-Dosierung (VZ2) lag die Elimination der im vorangegangenen Absatz unterstrichenen Spurenstoffe bei > 80 %. In VZ4 wurde das Ziel mit 78 % mittlerer Elimination nur knapp verfehlt. Werden die Ausfallzeiten der Dosierung von ca. 15 % in VZ2

und von > 20 % in VZ4 berücksichtigt (vgl. Abbildung 7.30), ist davon auszugehen, dass das mittlere Eliminationsergebnis in 48-Stunden-Mischproben zukünftig ohne Ausfälle der PAK-Dosierung gesicherter höher als 80 % liegt. Irbesartan und Hydrochlorthiazid wurden hier nicht bestimmt, sie gelten jedoch als sehr gut/gut adsorbierbar (DWA, 2019).

Bei Vergleich der Stoffliste mit den analysierten Stoffen und deren Eliminationen, zeigt sich, dass bei der Auswahl der Aktivkohle zusätzliches Potenzial besteht, um künftige rechtliche Vorgaben zu erfüllen. Die verwendete Aktivkohle A3 zeigte bereits bei der Vorauswahl schlechtere Eliminationsergebnisse für Benzotriazol (vgl. Abbildung 3.1), was sich im Verlauf der großtechnischen Versuche für Benzotriazol bestätigte und sich zudem für Methylbenzotriazol zeigte (vgl. Tabelle 7.6).

Der Vergleich der unterschiedlichen Dosierstrategien zeigte, dass bei ähnlicher PAK-Dosis nur geringfügige Änderungen zwischen den Strategien zu beobachten waren. Insgesamt zeigte die konstante, kontinuierliche Dosierung die beste mittlere CSB- und Spurenstoffelimination. Die Inkonsistenz bei der volumenstromproportionalen Dosierung und die festgestellte hohe Zahl an Anlagenproblemen führt dazu, dass diese Strategie mit der verwendeten Dosierstation für die Dosierung ins Belebungsbecken nicht empfohlen werden kann. Die Stoßdosierung zeigte eine sehr gute Eliminationsleistung des SAK und DOC um die Mittagszeit. Eventuell kann die PAK-Ausnutzung durch eine zeitlich weiter auseinander liegende Dosierung der zwei täglichen PAK-Chargen verbessert werden.

Die Verbesserung der Adsorption von AOX nach der chemischen Membranreinigung bietet großes Potenzial für den Gewässerschutz. Der Grenzwert von 100 µg/l im Ablauf der Kläranlage wurde bereits sicher im belüfteten Zeitraum ohne Permeat-Abzug nach der chemischen Reinigung eingehalten, wie Proben des belebten Schlammes nahe den Membranen zeigten.

Insgesamt scheint eine mittlere Dosierkonzentration von $\geq 10 \text{ mg}_{\text{PAK}}/\text{l}$ als Startpunkt für die simultane Dosierung von PAK ins Belebungsbecken geeignet zu sein.

7.3 Betriebssicherheit des PAK-MBR

7.3.1 Sicherheit der PAK-Dosierung in den unterschiedlichen Versuchsphasen

Die Versuchszeiträume sind in Tabelle 7.1 (Kapitel 7.1) zusammengestellt. Hier wird die technische Machbarkeit der jeweiligen PAK-Dosierstrategie mit den zur Verfügung stehenden Dosierstationen bewertet. Die Ausfalltage und -gründe in jedem Versuchszeitraum finden sich in Tabelle 7.9 wieder; in Abbildung 7.30 sind die prozentualen Werte grafisch aufbereitet. In Versuchszeitraum 5 fand keine PAK-Dosierung statt.

Tabelle 7.9: Aufschlüsselung der Betriebsstörungen bei der PAK-Dosierung in BB4 nach Versuchszeitraum und Störungsgrund (Angabe in Tagen)

Störungsgrund		Versuchszeiträume						
		1	2	3	4	5	6	7
		Anlage 1	Anlage 1	Anlage 1	Anlage 1	-	Anlage 2	Anlage 2
Keine Störung		78,6	70,9	57,8	46,4	-	50,1	90,9
Fehler Station	Allgemein	13,9	1,2	4,0	8,1	-	3,9	7,0
	Disperser	0,3		13,2	6,5	-		
Fehler Peripherie			2,2	6,9		-		
Betriebswasser		0,7	8,6			-		
Kohle		12,4	0,1	3,2		-	7,0	5,1
Umbau		0,2				-		9,0
Witterung						-		7,0

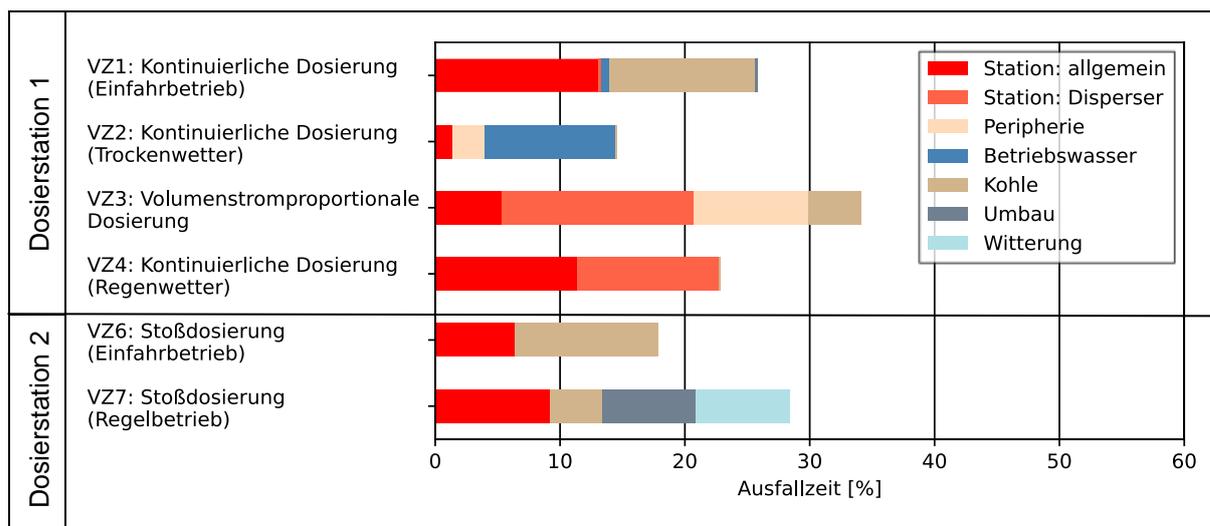


Abbildung 7.30: Prozentuale Aufschlüsselung der Betriebsstörungen bei der PAK-Dosierung in BB4 nach Versuchszeitraum und Störungsgrund

Unter dem Fehler „Kohle“ sind alle Logistik- und Befüllungsprobleme im Zusammenhang mit der Aktivkohlelieferung zusammengefasst, dies sind also keine technischen Fehlfunktionen der Dosierstation. Aufgrund der geringen Aktivkohlemenge in den Containern war ein häufiger Wechsel notwendig. Es wurde versucht, die vorhandenen Container derart zu bewirtschaften, dass Ausfallzeiten in der Nacht und am Wochenende durch geleerte Container möglichst vermieden wurden. Im ersten Versuchszeitraum war anfangs noch kein permanent auf dem Gelände verfügbarer Stapler vorhanden, um die Container auf dem Dach der Dosierstation zu wechseln, sodass es häufiger zu Stillstandzeiten kam. Diese Stillstandzeiten sind durch Nutzung eines größeren Silos zur PAK-Lagerung vermeidbar.

Bei den ersten Versuchen zur kontinuierlichen PAK-Dosierung wird der Einfahrbetrieb (VR1) und die erste Betriebsphase mit Abwasserbeprobungen (VR2) unterschieden. In der Einfahrphase wurden u. a. Fehler mit der Dosierstation (Störung Druckerhöhungspumpe, Störung am Aufgabepunkt zwischen Zellenradschleuse und Waage, Störung der Container-Arretierung) festgestellt, die vor dem eigentlichen Probetrieb behoben wurden.

In Versuchszeitraum 3 (volumenstromproportionale Dosierung) kam es zu Problemen beim Betrieb mit der Dosierstation 1. Diese war nicht optimal auf den diskontinuierlichen Betrieb der Membranbecken (vgl. Kapitel 5.1.3) angepasst. Zum Start der Anlage musste zunächst ein dreiminütiger Hochfahrbetrieb durchlaufen werden, in dem keine Dosierung stattfand. Ein typisches Zulaufereignis zum Belebungsbecken 4 findet in einem Zeitraum von 30 bis 40 min statt. Somit wurde standardmäßig in 10 % der Zeit keine PAK dosiert. Dies ist grundsätzlich durch Steuerungstechnik behebbar, indem z. B. 3 Minuten nachdosiert werden. Ist eine solche Dosierstation in die Steuerungstechnik der Kläranlage integriert, könnte zudem mit einer gewissen Vorlaufzeit die Dosierstation hochgefahren werden. Gleichzeitig ist bei einem vollständigen Ausbau der Kläranlage immer mindestens ein Becken in Betrieb, sodass die Problematik in diesem Fall entfallen könnte. Die größere Schwierigkeit lag darin, dass im Zulauf der einzelnen Belebungsbecken keine Zulaufvolumenstrommessung installiert war. Dies wurde im Projektverlauf durch den Ertfverband auf eigene Kosten nachgerüstet (vgl. Kapitel 6.2.5). Die Messungen wurden in den Belebungsbecken 3 und 4 jeweils in die Zulaufleitungen installiert und nach Anleitung des Herstellers parametrisiert. Dennoch zeigte sich bei der Auswertung der Messdaten, dass die Volumenstrommessung im BB4 im Zeitraum der volumenstromproportionalen Dosierung (VZ 3) Mindermengen von ca. 10-20 % der Wassermenge anzeigte. Dies schlug sich auch auf die PAK-Dosierung nieder, die um diesen Faktor reduziert war. Zudem wurde während des Versuchszeitraums 3 die ex-situ Reinigung von Membranen durchgeführt, die viel Betriebswasser benötigt. So wurde der Betriebswasserstrom auf die Minimalangaben des Herstellers reduziert. Daraus resultierten vermutlich Anbackungen von Aktivkohle im Disperser der Dosierstation, die ab einer gewissen Zeit zu Verblockungen bei der Dosierung führten. Die Kontrolle des Dispersers wurde in die

tägliche Routinebegehung der Anlage integriert, jedoch trat der Fehler z. T. sehr schnell auf, sodass dadurch Ausfallzeiten nachts und am Wochenende resultierten.

Aufgrund der Problematik bei der volumenstromproportionalen Dosierung wurde in Versuchszeitraum 4 erneut auf eine kontinuierliche Dosierung umgestellt.

In Versuchszeitraum 5 fand keine PAK-Dosierung statt.

Die Versuchszeiträume 6 und 7 wurden mit Dosierstation 2 durchgeführt. Diese wurde vom Hersteller direkt für den gewünschten Betriebsfall „Stoßdosierung“ als Pilotanlage ausgelegt. Aufgrund dessen waren während des Betriebs häufiger Anpassungen des Programms und Änderungen der Verfahrenstechnik notwendig, die hier – um eine Vergleichbarkeit mit Dosierstation 1 zu ermöglichen – ebenfalls als „Fehler Dosierstation“ zusammengefasst werden. Im Februar 2021 (Zeitraum „Umbau“ in VZ7 in Abbildung 7.30) wurde die Anlage für den Vier-Becken-Betrieb vorbereitet. Versuchszeitraum 6 bestand aus dem Einfahrzeitraum für Dosierstation 2 und der Erprobung der technischen Machbarkeit der stoßweisen PAK-Dosierung zur Mittagszeit. Hier lagen hauptsächlich Probleme bei der Aktivkohleanlieferung vor. In Versuchszeitraum 7 wurde dann der Regelbetrieb erprobt. Hier kam es u. a. zu witterungsbedingten Ausfällen, die im Rahmen der Pilotierung behoben werden konnten. Die im jeweiligen Tagesmittel erreichte PAK-Dosis an den einzelnen Versuchstagen ist in Abbildung 7.31 dargestellt (Dosierungen $> 20 \text{ g}_{\text{PAK}}/\text{m}^3$ = Schwarz).

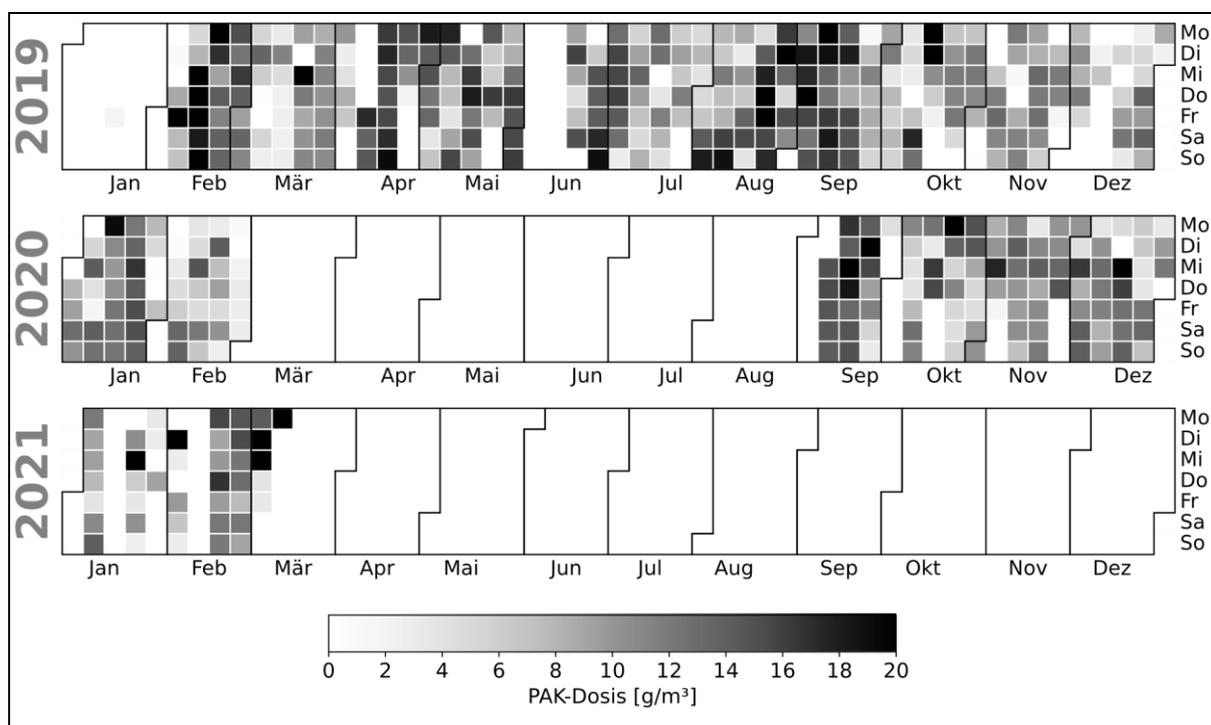


Abbildung 7.31: Mittlere tägliche PAK-Dosis in Abhängigkeit des täglich durchgesetzten Volumenstroms im Belebungsbecken 4 beim Ein-Becken-Betrieb bis Anfang März 2021

Aus der Übersichtsgrafik können gut die großen Schwankungen und v. a. auch die Minderdosierung in den Versuchszeiträumen im Winter 2019 bis 2020 abgelesen werden.

7.3.2 Analytik des belebten Schlammes

In Abbildung 7.32 ist der Versuchszeitraum mit Dosierstation 1 dargestellt. Der TS_{BB} des BB4 (später mit PAK) lag vor Beginn der PAK-Dosierung im April 2019 höher als der TS_{BB} in BB3. Der Glühverlust in beiden Becken lag auf einem ähnlichen Niveau, sodass BB4 insgesamt mehr verglühbare Schlammmasse aufwies. Nach Beginn der PAK-Dosierung kehrte sich dies jedoch um.

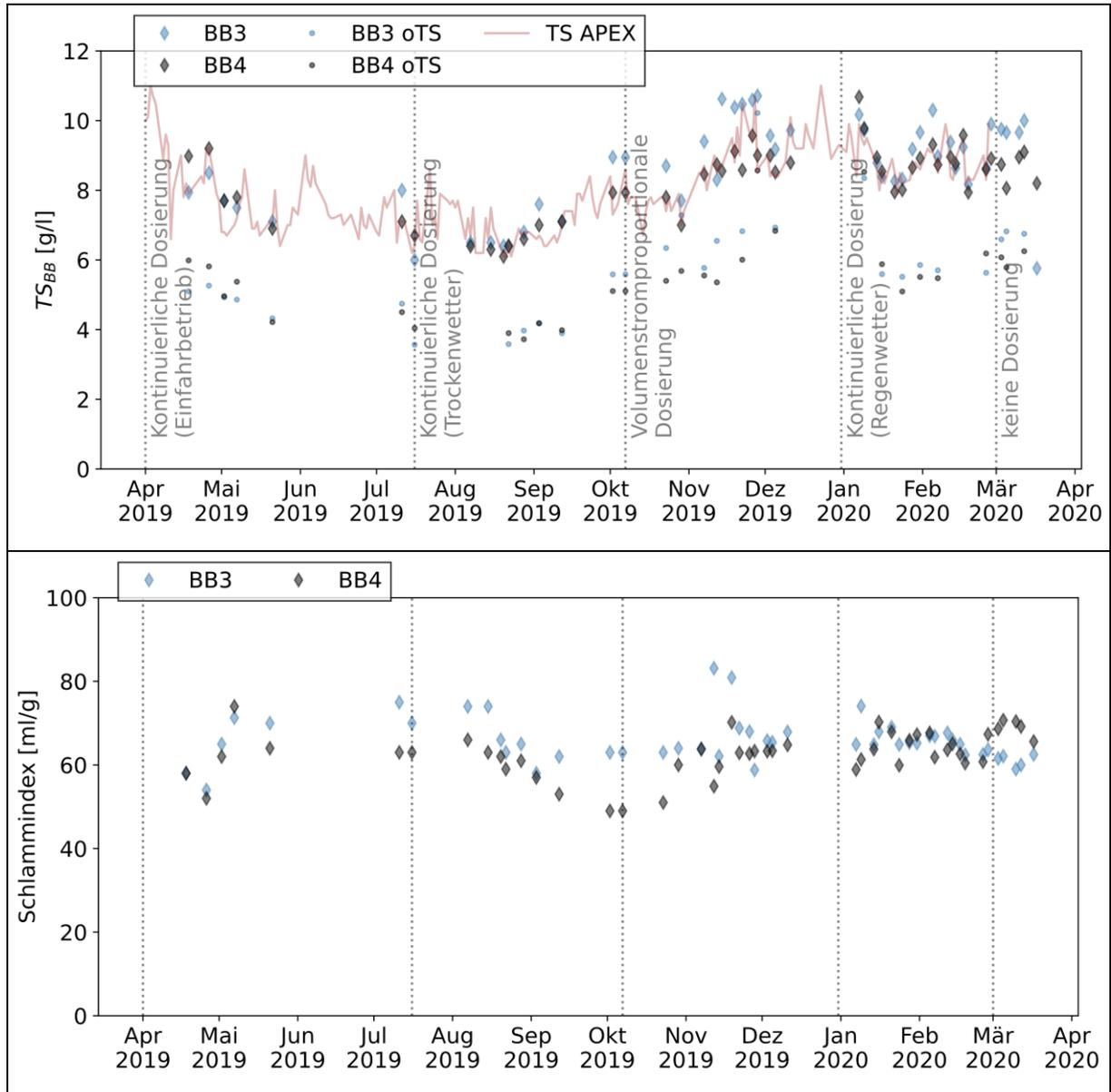


Abbildung 7.32: Trockensubstanzgehalt, organischer Trockensubstanzgehalt und Schlammindex in den Belebungsbecken 3 und 4 sowie mittlerer TS_{BB} aller Becken (TS APEX)

Der Schlammindex beider Becken liegt für MBR in einem sehr niedrigen Bereich. Im April und Mai 2019 lagen beide Becken ähnlich bzw. z. T. lag der Schlammindex von BB4 auch höher als von BB3. Nach diesem Zeitraum lag der Schlammindex in BB4 konstant niedriger als in BB3, mit dem deutlichsten Unterschied im Zeitraum September bis November 2019, wo die höchste rechnerische PAK-Konzentration im BB4 vorlag.

7.3.3 Untersuchung der Schlammfiltrierbarkeit

Über den gesamten Versuchszeitraum wurden regelmäßig Schlammproben aus den Belebungsbecken im Labor des Erftverbandes auf deren Filtrierbarkeit untersucht. Dazu wurde der Parameter „Time-To-Filter“ (TTF) bestimmt, der sich zur Bewertung der Filtrationseigenschaften von belebten Schlämmen auf MBR durchgesetzt hat und mehr Aussagekraft besitzt als zum Beispiel der Schlammindex. Zur Ermittlung des TTF werden dazu 500 ml einer Schlammprobe über einen Büchnertrichter unter definiertem Saugdruck (hier 500 mbar) filtriert und die Zeit gemessen, bis 25 ml, 50 ml bzw. 100 ml Permeatvolumen filtriert wurden. Die Schlammeigenschaften des MBR in Kaarst sind im Vergleich zu anderen MBR Anlagen überdurchschnittlich gut, zu erkennen an den geringen TTF Werten (übliche TTF Werte in kommunalen MBR liegen zwischen 40-100 s/100 ml). Daher waren zwischen beiden betrachteten Straßen (BB3 = Referenzstraße; BB4 = unter Aktivkohleeinfluss) keine ausgeprägten Unterschiede zu erkennen, auch wenn BB4 niedrigere Werte aufwies. In den Sommermonaten zeigten beide Straßen ähnliche Werte um 10 Sek/100 ml, was einem extrem gut filtrierbaren Schlamm entspricht. In den Wintermonaten, in denen sich häufig aufgrund der geringeren Wassertemperaturen die Schlammfiltrierbarkeit verschlechtert, zeigte die PAK-Straße etwas bessere Werte (siehe Abbildung 7.33).

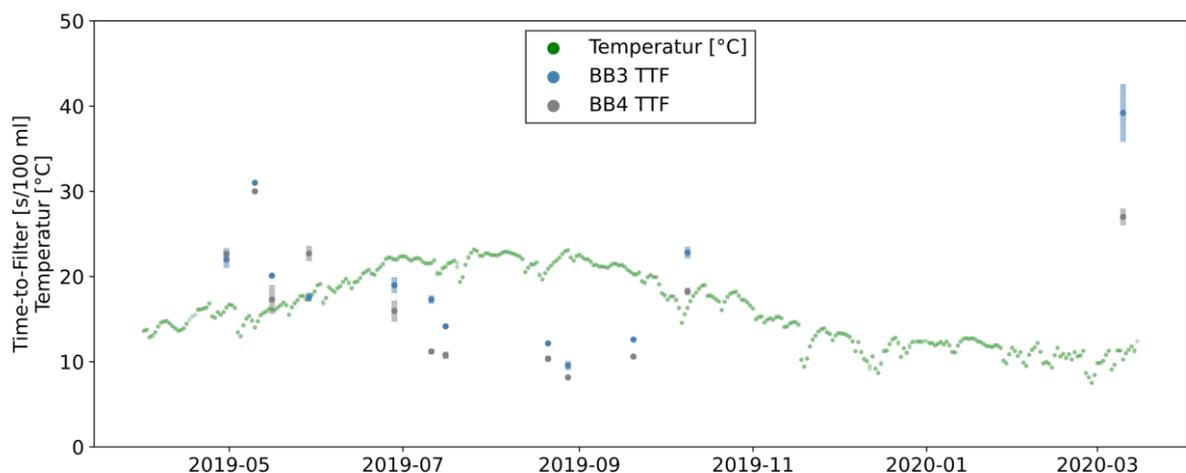


Abbildung 7.33: Verlauf der Time-to-Filter (s/100 ml) Analysen aus BB3 und BB4 (mit PAK) des GWK Nordkanal

7.3.4 Filtrationsleistung der Membranstraßen

Die Messungen des Transmembrandrucks der jeweils 2 Membranstraßen Becken 2, 3 und 4 sind in Abbildung 7.34, Abbildung 7.35 und Abbildung 7.36 dargestellt. Jeder Punkt zeigt den mittleren Druck in einem 15-minütigen Filtrationsintervall. Die vertikalen, gepunkteten Linien zeigen jeweils die Zeitpunkte der Zwischenreinigung an. Die Punktfarbe zeigt die Temperatur des Kläranlagenablaufs. In den Grafiken ist jeweils die charakteristische Temperaturabhängigkeit des TMP erkennbar. In der Niedrigtemperaturphase von März bis April 2019 verhielt sich der TMP mit Ausnahme der Membranstraße 1 im BB3 in allen betrachteten Membranstraßen sehr ähnlich. BB3 Straße 1 wies deutlich höhere TMP auf als die anderen Straßen. Aus diesem Grund und aufgrund zeitweiser Betriebsprobleme der Straße im Herbst 2019 wurde zusätzlich BB2 als Referenz herangezogen.

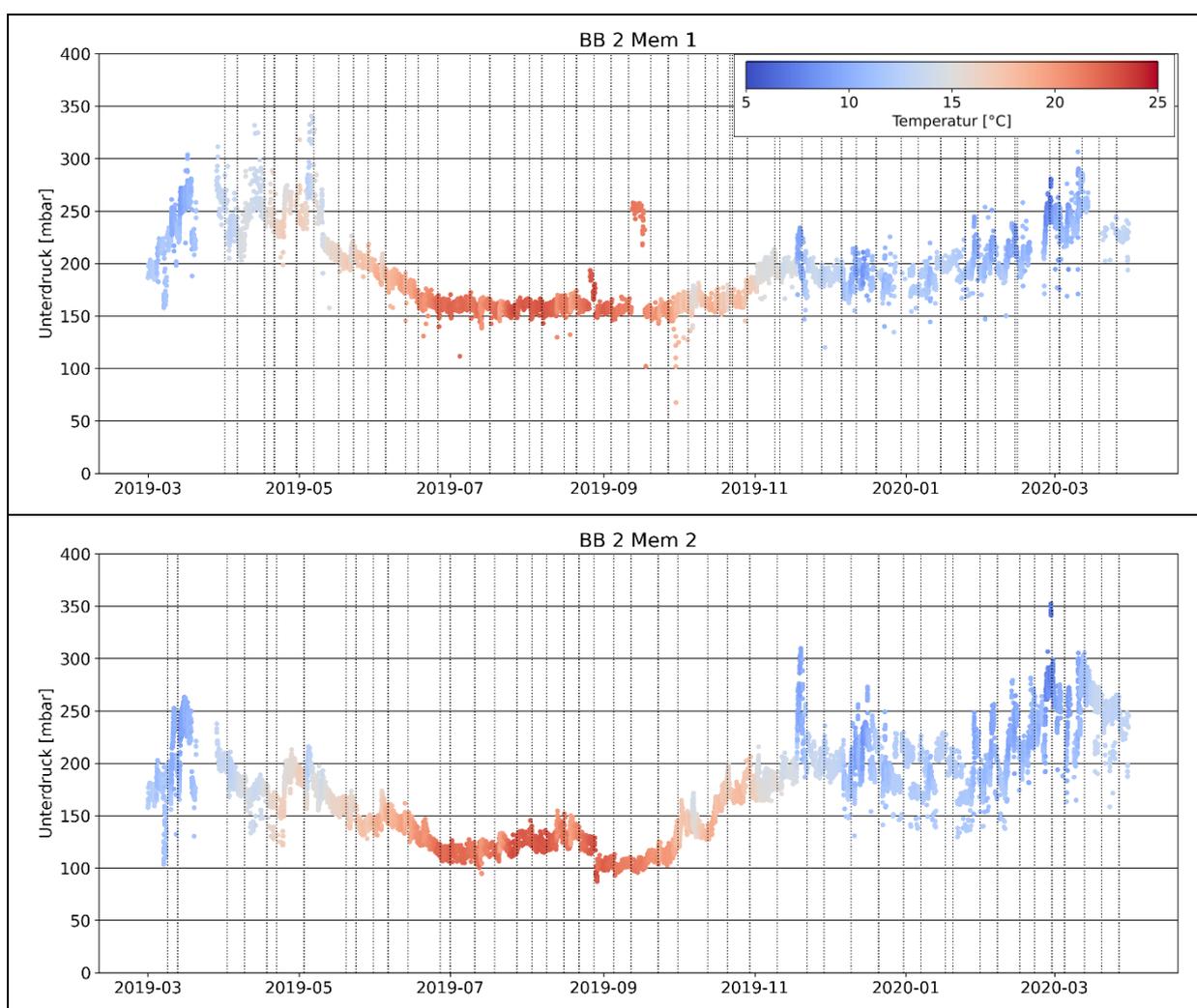


Abbildung 7.34: Entwicklung des TMP (Mittelwert je Filtrationsintervall) in BB2 (ohne PAK)

Es ist auffällig, dass der TMP der Straßen in BB4 mit PAK-Dosierung (Abbildung 7.36) von Juni bis Oktober 2019 niedriger lag als bei den Vergleichsstraßen. Insgesamt wies der TMP in diesem Zeitraum zwischen den jeweiligen Reinigungsintervallen einen moderaten Anstieg auf.

Sowohl in BB2 als auch in BB3 waren hingegen Zeiträume mit erhöhtem Unterdruck im Vergleich zu BB4 zu beobachten. Der TMP in BB2 Straße 1 lag im Mittel oberhalb von 150 mbar. In BB2 Straße 2 schwankte der Wert zwischen 100 und 150 mbar und stieg im Oktober 2019 schneller an, als dies in den durch PAK beeinflussten Straßen zu beobachten war.

Aufgrund der zeitweisen Betriebsprobleme mit BB3 Straße 1 im Zeitraum bis November 2019 war die Straße 2 im BB3 z. T. stärker ausgelastet.

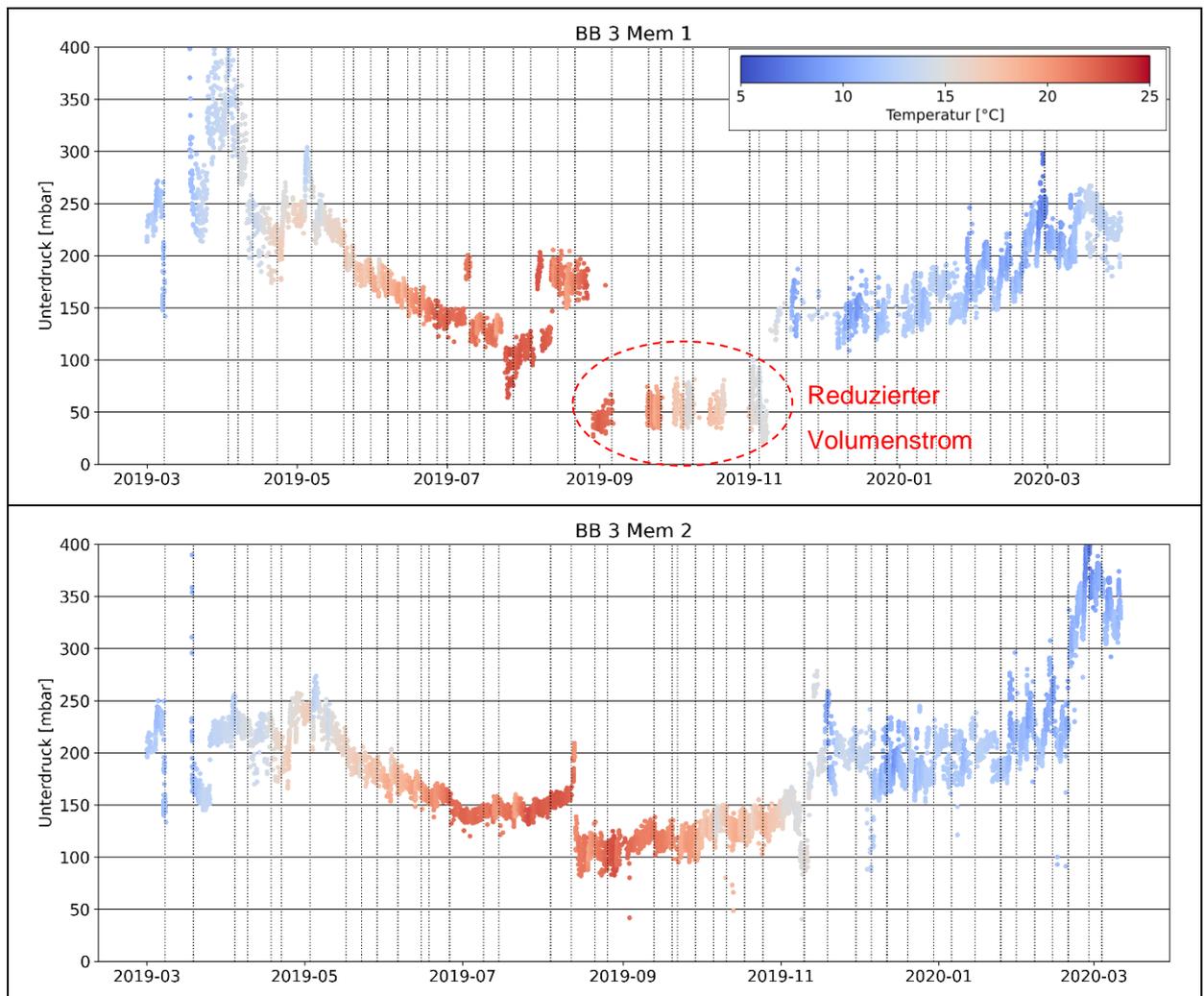


Abbildung 7.35: Entwicklung des TMP (Mittelwert je Filtrationsintervall) in BB3 (ohne PAK)

Im Zeitraum ab November 2019 zeigte sich in den Becken ohne PAK-Einfluss ein deutlicher TMP-Anstieg (v. a. BB2 Straße 2, BB3 Straße 1 und 2). Dies war in BB4 nicht im gleichen Maße zu beobachten. Im Gegenteil zeigte BB4 Straße 2 nach einem anfänglichen Anstieg sogar eine Erholung und ein Einpendeln der Unterdrücke auf einem gegenüber den Sommermonaten nur leicht erhöhten TMP. Auch der TMP in Straße 1 im BB4 lag im Mittelwert unterhalb von 200 mbar und stieg im Maximum über 250 mbar. In den anderen Straßen waren TMP-Werte zwischen 250 und 300 mbar zu beobachten.

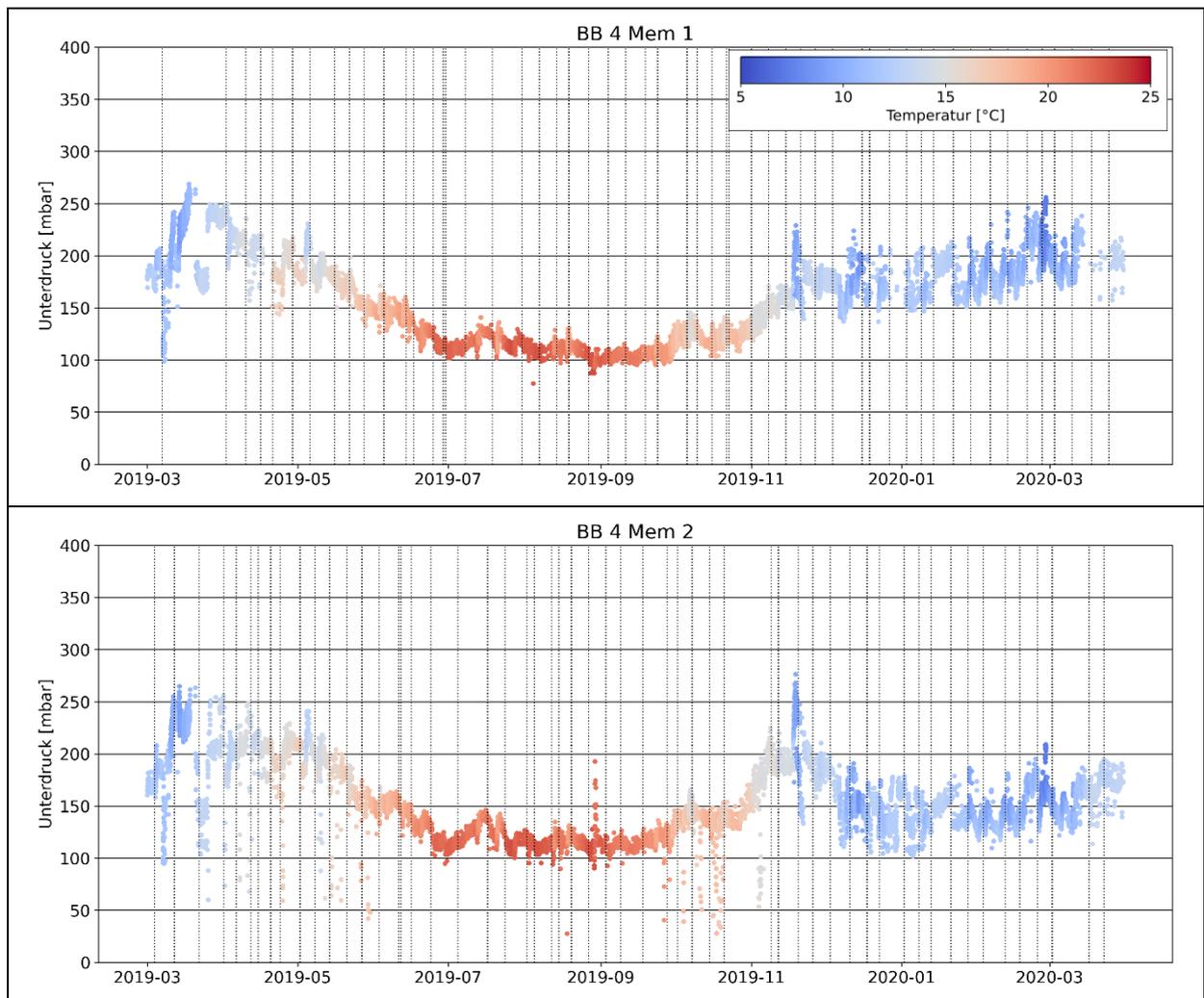


Abbildung 7.36: Entwicklung des TMP (Mittelwert je Filtrationsintervall) in BB4 (mit PAK)

Es bleibt zu beachten, dass die Membranen seit der Inbetriebnahme des MBR Nordkanal im Jahr 2004 betrieben wurden. Entsprechend ist der deutliche Unterschied im Becken mit PAK-Dosierung vorab nicht erwartet worden. Durch den benötigten geringeren Filtrationsunterdruck können direkt Einsparungen bei der benötigten Pumpenenergie zur Erreichung des Filtrationsflusses generiert werden. Inwieweit Einsparungen bei der Cross-Flow-Belüftung zur Deckschichtkontrolle möglich sind kann aus den Ergebnissen nicht abgelesen werden, da die Form der Cross-Flow-Belüftung der verbauten Membranen der Becken 2 bis 4 nicht mehr dem aktuellen Stand der Technik entspricht und heutige Membranen einen deutlich geringeren Luftbedarf aufweisen (vgl. TAO ET AL., 2021; BAUMGARTEN, 2013).

7.3.5 Gelöste extrazelluläre polymere Substanzen

Der Vergleich der belebten Schlämme aus den Becken BB3 und BB4 in Abbildung 7.37 zeigt die reduzierte EPS-Konzentration im Schlammmwasser des BB4 mit PAK-Zugabe.

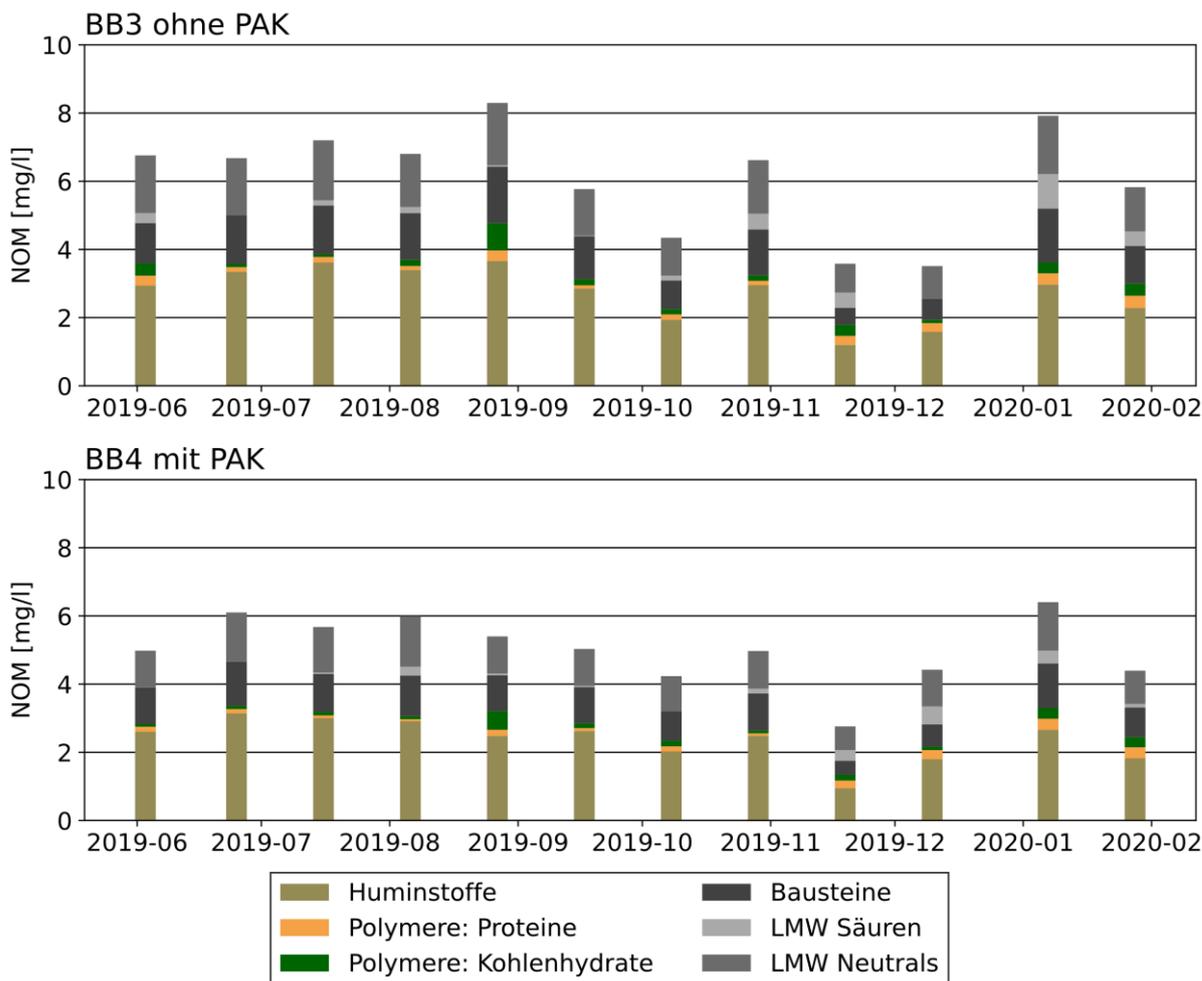


Abbildung 7.37: Natural Organic Matter (NOM) aufgeteilt nach Bestandteilen als mg_{Kohlenstoff}/l
oben: Konzentrationen im Belebungsbecken BB3;
unten: Konzentrationen im Belebungsbecken BB4 mit PAK-Zugabe

Der Gehalt an Biopolymer-Proteinen im Schlammmwasser des BB3 lag im Mittel über alle Proben bei $217,4 \pm 94,0 \mu\text{g}_C/\text{l}$ und somit im Mittel um 28 % höher als in BB4 ($170,3 \pm 95,3 \mu\text{g}_C/\text{l}$). Bei den Kohlenhydraten lag der Wert für BB3 mit $258,3 \pm 199,4 \mu\text{g}_C/\text{l}$ im Mittel um 42 % höher als in BB4 ($181,1 \pm 138,6 \mu\text{g}_C/\text{l}$).

Die in Abbildung 7.38 dargestellten c-TEP-Werte verdeutlichen die reduzierende Wirkung der Pulveraktivkohle auf die Foulingprozesse und lassen damit höhere hydraulische Leistungen der Membranen erwarten.

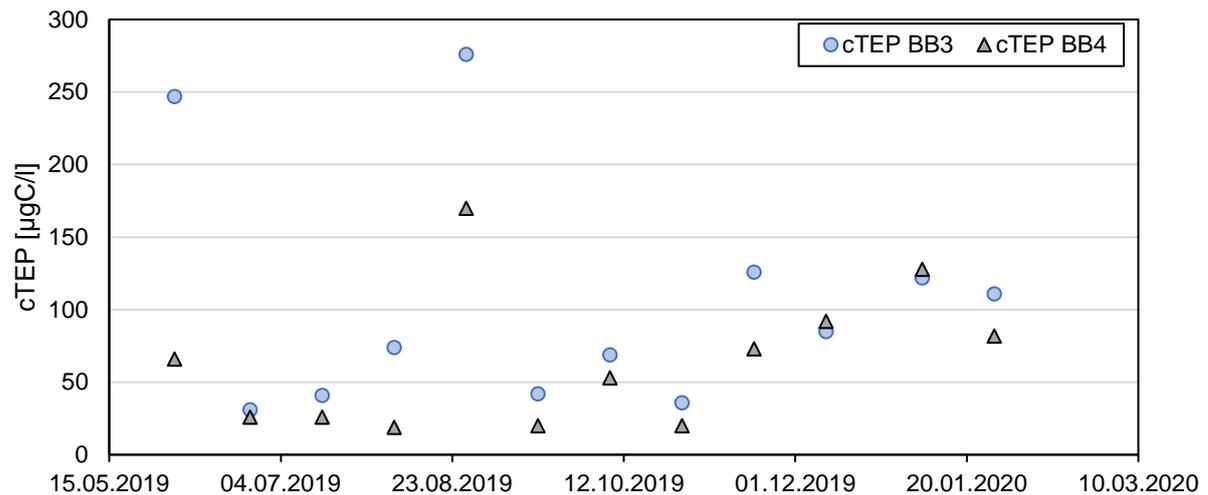


Abbildung 7.38: Kolloidal Transparente Exopolymer-Partikel (c-TEP) im Belebungsbecken BB3 ohne Zugabe von PAK und im BB4 mit PAK

In den letzten Jahren wurden Transparente Exopolymer-Partikel (TEP) als wesentliche Faktoren für das Biofouling von Membranoberflächen identifiziert. ZHANG et al. (2020) zeigten, dass sowohl gebundene, als auch freie TEP zu schwerwiegenderem Membran-Fouling führen können, dass irreversibles Fouling aber vermehrt mit freien TEP korreliert. In diesen freien TEP weisen kolloidale TEP (c-TEP) eine signifikantere Korrelation mit irreversiblen Membran-Fouling auf als partikuläre TEP (p-TEP) (ZHANG et al., 2020).

In BB3 lag der analysierte Gehalt an c-TEP mit $105,0 \pm 80,4 \mu\text{gC/l}$ im Mittel um 62,7 % höher als im BB4 ($64,5 \pm 48,2 \mu\text{gC/l}$), was ein deutlich höheres Foulingpotenzial im MBR ohne PAK-Dosierung erwarten lässt.

7.3.6 Notwendiger Luftvolumenstrom im Nitrifikationsbecken mit und ohne Pulveraktivkohle

Die ersten Voruntersuchungen zeigten den reduzierten Luftbedarf in Becken mit PAK gegenüber den Becken ohne PAK-Zugabe.

Der entsprechende großtechnische Nachweis soll unter vergleichbaren Bedingungen in den Test-Belebungsbecken stattfinden. Zu den Testzwecken wurden 3 von 4 Belebungsbecken (BB 2, 3, 4) ausgewählt. Für das Belebungsbecken (BB) 1 kann durch den Membranaustausch in den Jahren 2015 und 2020 kein Vergleich vorgenommen werden; das Belüftungssystem der Membranen und die Membranfläche unterscheidet sich von den anderen Filterstraßen. In den Belebungsbecken 2, 3 und 4 filtern die ursprünglichen Membrankassetten mit den gleichen Belüftungssystemen.

In der Vorbereitung zum Messprogramm der Luftmengen in den Belebungsbecken mit und ohne Aktivkohlezugabe sollten folgende Parameter identisch und somit vergleichbar eingestellt und plausibilisiert werden:

- TS-Konzentration in den Becken
- Wasserstand im Becken
- Zulaufwassermenge zu einzelnen Becken (Abgleich mit dem Wasserstand)
- Vergleichbare Frachten pro Tag von relevanten Parametern: CSB, NH₄, N_{ges}
- Vergleichbare Luftvolumenströme bei der Belüftung der Membrankassetten
- Sauerstoffkonzentrationen im gesamten Belebungsbecken vor dem Test
- Rezirkulationsrate
- Schlammabzug nach Bedarf

Die vergleichbare Einstellung erforderte eine Kalibrierung sowie Überprüfung der Messgeräte und Aggregate gemäß Tabelle 7.10.

Tabelle 7.10: Kalibration/Überprüfung und Anpassung von Geräten vor Durchführung der Vergleichsuntersuchungen zum Luftbedarf

Sensoren / Messsonden / Aggregate	Maßnahme
Durchflussmessungen BB 1-4	Abgleich / Offset im PLS
Höhenstand-Messungen BB 1-4	Anpassung / mit Laser ausrichten
Höhenstände O ₂ -Sonden BB 1-4	Anpassung / mit Laser ausrichten
Luftmengenmessungen BB 1-4	Kontrollmessung / Abgleich / 1 Sonde durch den Hersteller kalibrieren lassen
TS-Messungen BB 1-4	Abgleich / AQS
Filtrax - Probenfiltrations-System	Reinigung Filtrax / Sonden / Schläuche
O ₂ -Sonden	Abgleich / AQS
Rezirkulationspumpen BB 1-4	Überprüfung der Stromaufnahme / Parameter / Regelung
Rührwerke Denitrifikation/Vario/Nitrifikation	Überprüfung der Stromaufnahme / Parameter / Regelung
Überprüfung Membrangebläse Stromaufnahme, Parameter und Regelung	Überprüfung der Stromaufnahme / Parameter / Regelung
Überprüfung Nitrifikationsgebläse Stromaufnahme, Parameter und Regelung	Überprüfung der Stromaufnahme / Parameter / Regelung
Anzahl der Membrankassetten je Straße	Ausgleich der Filterfläche

Im weiteren Schritt sollten die Einstellungen für die Belebungsbecken 2, 3 und 4 im Prozessleitsystem (PLS) angeglichen werden. Die automatische Regelung wurde ausgesetzt und durch eine manuelle Regelung ersetzt. Im Vorfeld der Testreihe (ca. 24 h) wurde der Zulauf zu den drei Test-Belebungsbecken geöffnet, um die gleiche Frachtbelastung in den Becken zu erreichen.

Bei gleichem Wasserstand wurde der TS-Gehalt in allen Becken angeglichen. Die Sauerstoffregelung, der Überschussschlammabzug, der Standby-Betrieb (Betrieb ohne Filtration) wurden weitgehend angeglichen und dauerhaft während der Testzeit überwacht.

Um die Parameter besser zu verfolgen, wurde ein Bericht zur Luftvolumenmessung im ACRON-Programm mit tabellarischer Zusammenstellung aller Daten und entsprechende Grafiken erstellt. Die Testreihe wurde zwischen dem 1. und 7. März 2021 durchgeführt.

Trotz mehreren Versuchen konnte die gleichmäßige Verteilung der Zulaufwassermenge und die damit erhoffte gleichmäßige Verteilung der Zulaufmengen nicht erreicht werden. Die Messung der Zulaufwassermenge in den Tubus-Rohren wurde mehrfach angepasst.

Die Auswertung zeigt (Abbildung 7.39), dass in Belebungsbecken BB4 die niedrigste und in BB3 die höchste Zulaufwassermenge fließt.

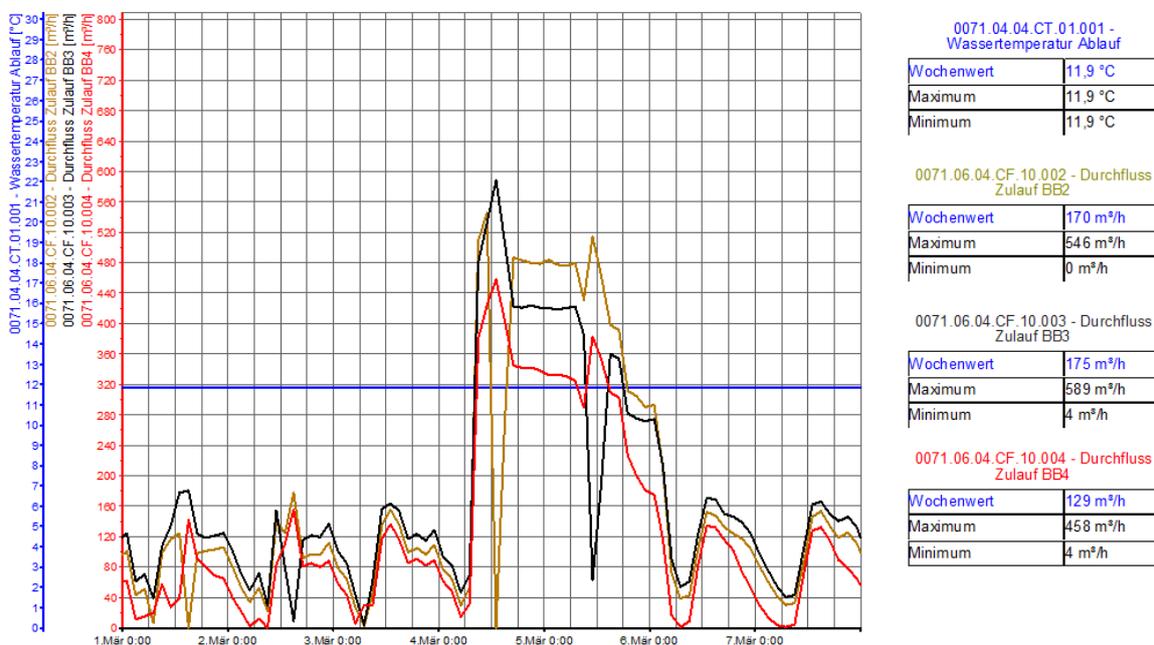


Abbildung 7.39: Zulaufwassermenge zu Belebungsbecken BB 2, BB 3, BB 4 (Messung in den Tubus-Rohren) und Abwassertemperatur aus dem ACRON Programm in der Testwoche

Dementsprechend ist die Frachtbelastung (z. B. CSB-Fracht, siehe Abbildung 7.40) und damit der Sauerstoffbedarf in den Becken unterschiedlich.

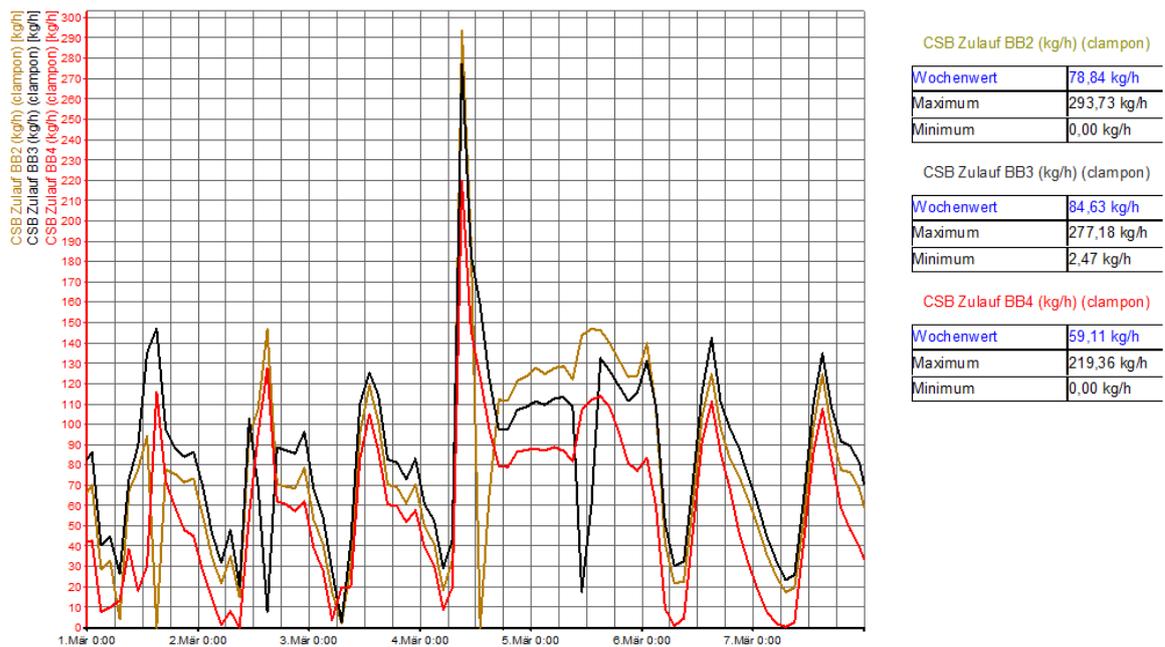


Abbildung 7.40: CSB Frachten in den Belebungsbecken BB 2, BB 3, BB 4 (Zulaufwassermengen-Messung in Tubus-Rohren) und Abwassertemperatur aus dem AKRON Programm in der Testwoche

Der Luftvolumenstrom in Becken BB4 war am niedrigsten, wie in Abbildung 7.41 dargestellt. Jedoch wird im Verhältnis zu den CSB-Frachten die Luftmenge relativiert (Abbildung 7.41). Die niedrigen Frachten, welche aus den Zulaufwassermengen resultieren, führen zu einem niedrigen Luftbedarf.

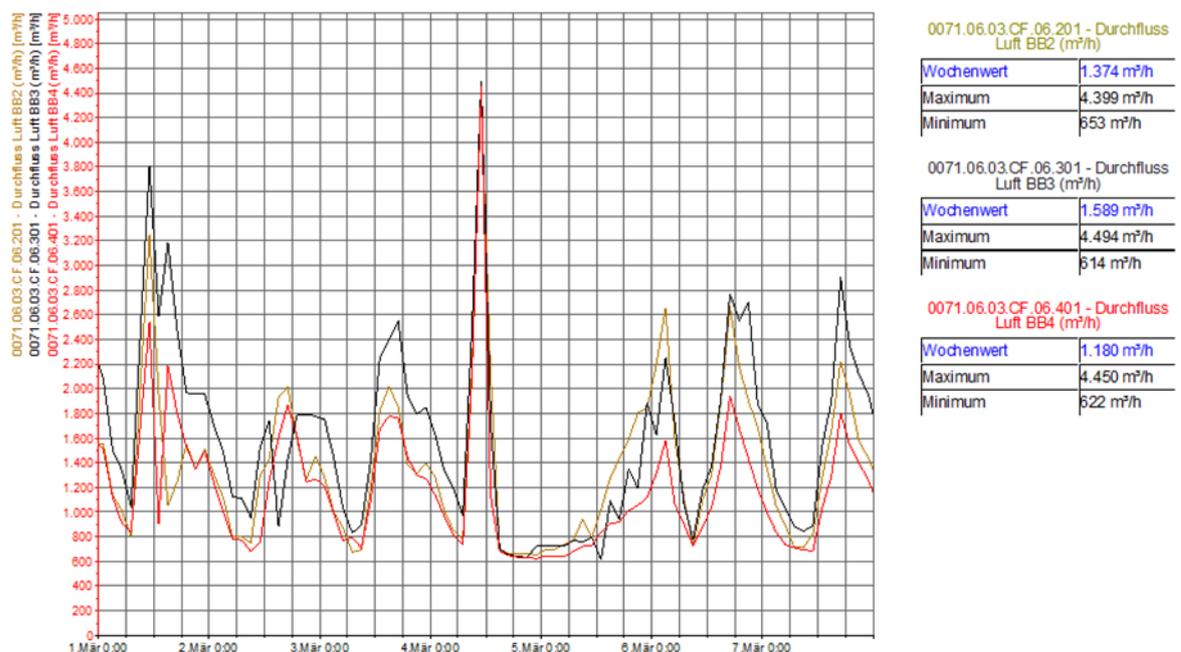


Abbildung 7.41: Luftvolumenstrom pro Belebungsbecken in der Testwoche

Das Ergebnis der Untersuchung in der Testwoche war im Wesentlichen von der Zulaufwassermenge beeinflusst. Die anderen relevanten Parameter waren wie erwartet gleichmäßig in allen Becken geblieben.

Um die Zulaufwassermessung zu plausibilisieren, wurde die kalibrierte Zulaufwassermenge der Kläranlage mit der Messung in den Tubus-Rohren und mit der Netto-Permeatmenge der Filtrationsstraßen verglichen (siehe Abbildung 0.12, Abbildung 0.13 im Anhang D). Die Tageswerte zeigen die Zuverlässigkeit der Permeatmessung. Die Messwerte der Ablaufmenge an den Permeatpumpen ist wegen der Entgasung nach der Filtration um 2-3 % höher als die Zulaufmenge, was in der Grafik zu erkennen ist.

Nach Validierung der Messwerte ergibt sich im Zeitraum 1. Januar bis 30. Mai 2021 die in Abbildung 7.42 dargestellte Verteilung bei den filtrierten Permeatmengen auf die jeweiligen Belebungsbecken.

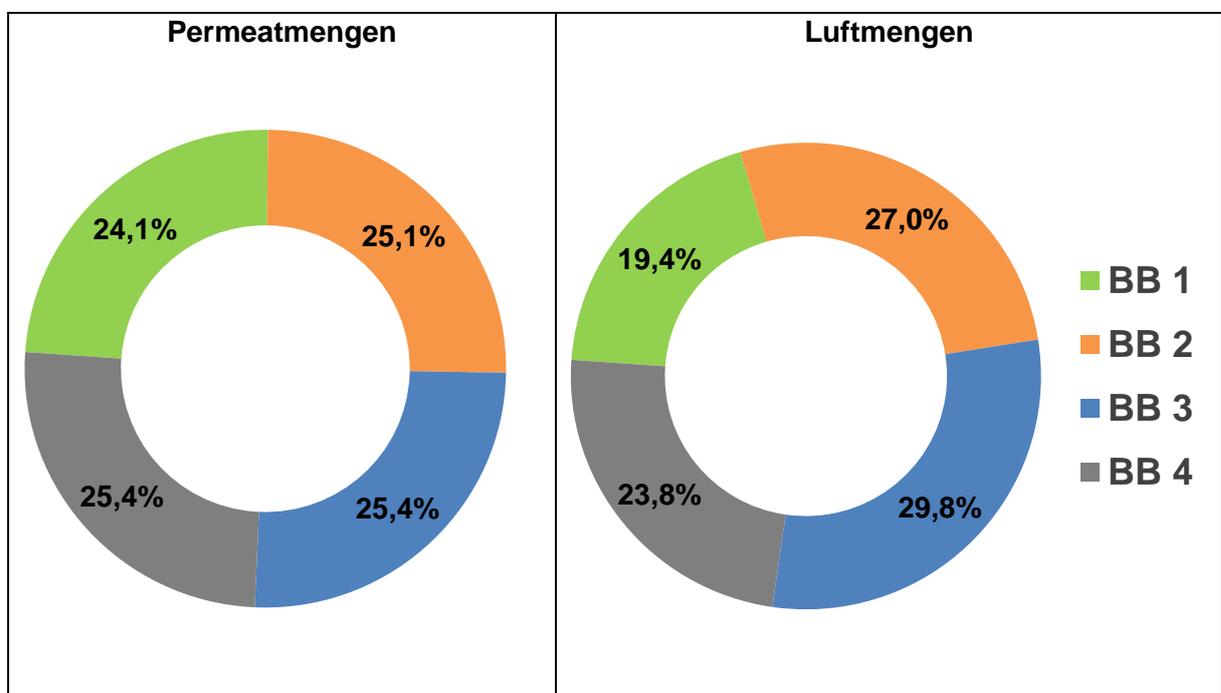


Abbildung 7.42: Anteil der Permeatmenge (links) und Nitrifikations-Luftmenge (rechts) der Belebungsbecken 1, 2, 3, 4 im Zeitraum Januar bis Mai 2021

Die Permeatmengen im Regelbetrieb liegen somit für die Becken 2, 3 und 4 annähernd gleich, während Becken 1 etwas weniger Abwasser filtriert.

Die Verteilung der Nitrifikations-Luftvolumenströme der jeweiligen Becken ist ebenfalls in Abbildung 7.42 dargestellt. Demzufolge ist der Luftbedarf im Belebungsbecken BB4 wesentlich niedriger als in BB2 und BB3. Im BB1 werden die Membranstraßen durch das Cross-Flow-Gebläse während des Stand-by-Betriebs intensiver belüftet als in restlichen Becken, was zum gemessenen reduzierten Luftbedarf bei der Nitrifikationsbelüftung führt.

Nach der Testwoche (08.03.2021) zur Untersuchung des Luftvolumenstroms hat die PAK-Dosierung in alle vier Belebungsbecken begonnen. Nach einigen Startstörungen wurden in

alle Becken jeweils 30 kg PAK pro Tag dosiert. Die Unterbrechungen in der Dosierung wurden in den nachfolgenden Tagen mit zusätzlichen PAK-Zugaben ausgeglichen. Nach zwei Wochen der PAK-Dosierung hat sich der Luftvolumenstrom in alle Testbecken angeglichen.

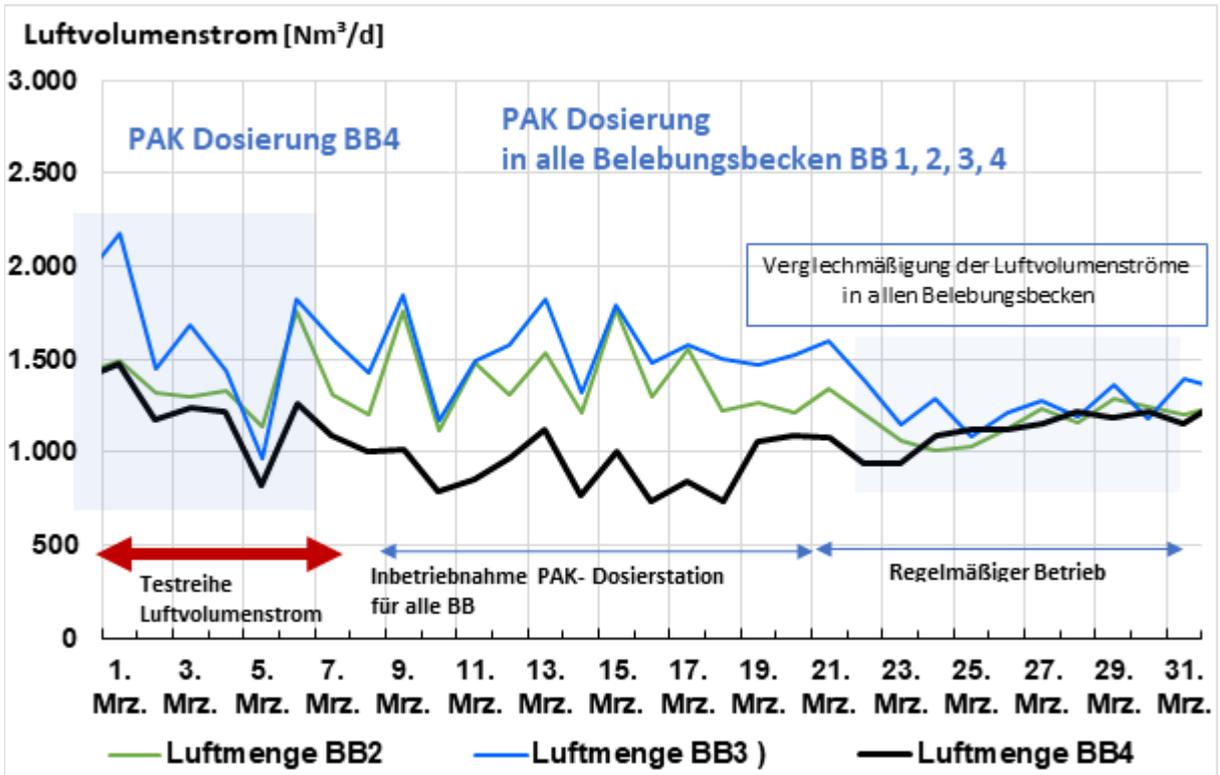


Abbildung 7.43: Luftvolumenstrom aus Nitrifikationsbelüftung in Belebungsbecken 2, 3 und 4 im März 2021 (Tagessummen; PAK-Dosierung in BB4)

Ein Vergleich der Luftmenge im Monat vor der PAK-Dosierung (siehe Abbildung 7.44) mit dem Monat nach der Dosierung (siehe Abbildung 7.45) bestätigt die Annahmen. Der Luftbedarf pro Tag in den Monaten vor der PAK-Dosierung erreichte in allen Belebungsbecken Werte bis zur 2.500 Nm³/d. Mit der Aktivkohle in allen Becken steigt der Luftbedarf nicht über 1.800 Nm³/d.

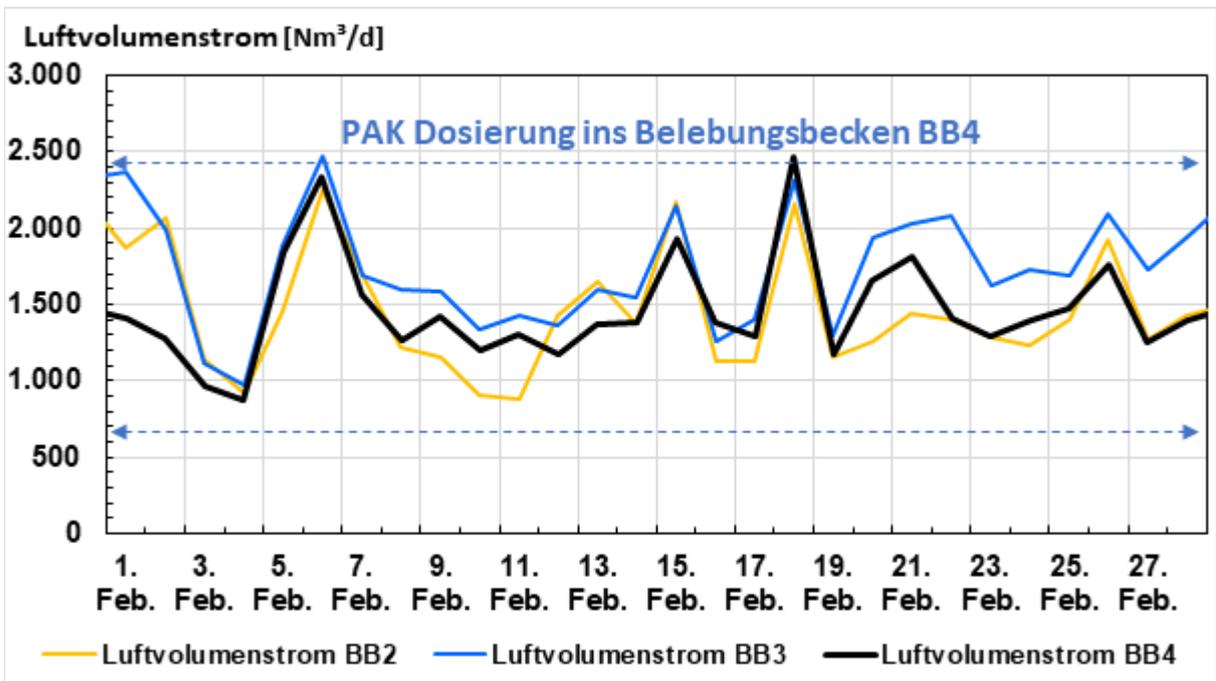


Abbildung 7.44: Luftvolumenstrom aus Nitrifikationsbelüftung in Belebungsbecken 2, 3 und 4 im Februar 2021 (Tagessummen; PAK-Dosierung in BB4)

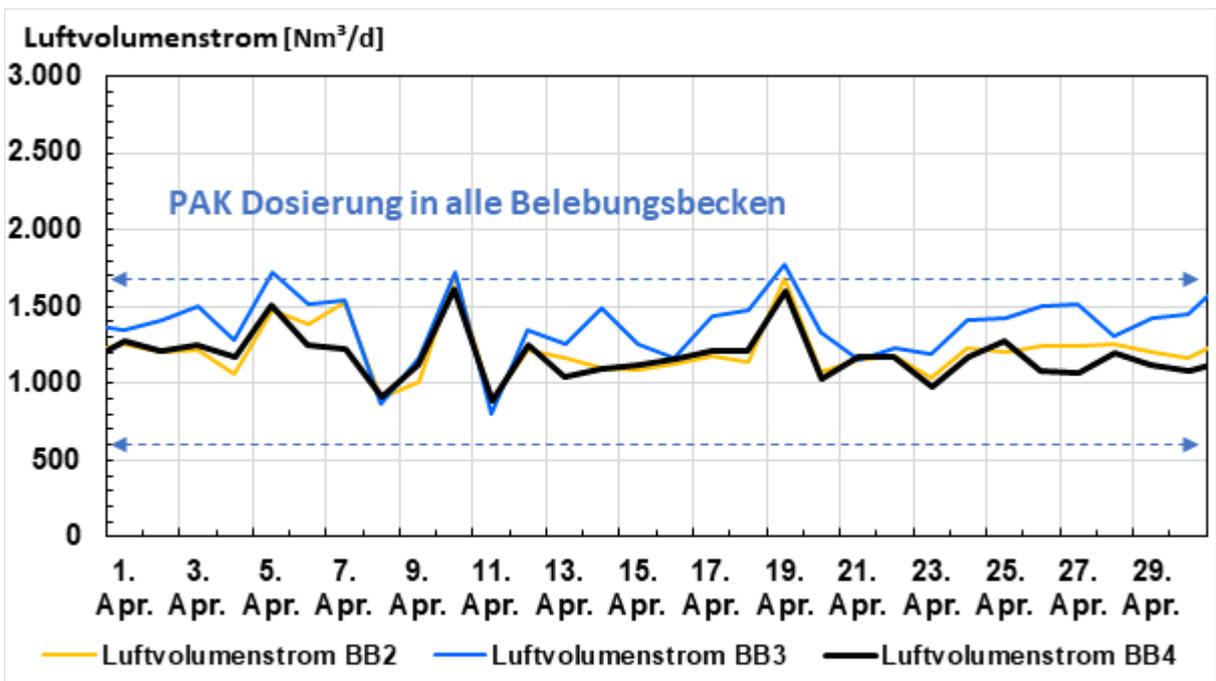


Abbildung 7.45: Luftvolumenstrom aus Nitrifikationsbelüftung in Belebungsbecken 2, 3 und 4 im April 2021 (Tagessummen; PAK-Dosierung in BB4)

Die genauen Aussagen zu Einsparpotenzialen durch die PAK-Dosierung können erst nach einem langfristigen Vergleich getroffen werden.

7.3.7 Bewertung der Betriebssicherheit und des Personalbedarfs

Die meisten Störungen der PAK-Dosierstation 1 resultierten aus Wassermangel und einem unstabilen Wasserdruck im Brauchwassersystem. Dadurch ergaben sich direkt Ausfälle der Station oder Brückenbildungen und Verblockungen im Disperser, die in einem Ausfall resultierten. Das zur Verfügung stehende Betriebswasser mit einem Speichervolumen von 20 m³ ist für die Deckung des Wasserbedarfs von ca. 1,4 m³/h zusätzlich zum Betrieb der Schlammeindickung und -entwässerung nur bedingt ausreichend. Bei niedrigen Zulaufwassermengen in den Nachtstunden reichen die Speicherkapazitäten der Anlage ohne zusätzliche Belastung aus, jedoch sind Druckschwankungen nicht zu vermeiden. Während der wasserintensiven externen Membranreinigung in den Sommermonaten gerät das Brauchwassersystem mit dem geringem Vorlagevolumen an seine Grenze.

Bei der PAK-Stoßdosierung mit Dosierstation 2 traten diese Probleme nicht auf. Hier ist der Wasserbedarf, selbst bei Dosierung in alle vier Belebungsbecken, sehr niedrig und beträgt ca. 4 m³ Wasser pro Tag. Die Dosierung der vollständigen PAK-Tagesmenge, während der Arbeitszeit erlaubt zudem die direkte Kontrolle des gesamten Dosiervorganges.

Unabhängig von der eigentlichen Technologie beim Betrieb kam es während der Projektzeit oft zu Störungen beim Betrieb der PAK-Pilot-Dosieranlagen oder anlageunabhängigen Betriebsunterbrechungen, die u. a. auf fehlende Erfahrung mit dem Betrieb solcher Anlagen zurückgeführt werden konnten. Der unzureichende Frostschutz der (sehr dünnen) PAK-Leitungen hat oft zum Ausfall der PAK-Dosierung geführt. Die Anbringung der Begleitheizung musste mehrfach korrigiert werden, besonders an den schwer zu erreichenden Anschlussstellen, die häufig nachgebessert werden mussten.

Auch der Wechsel der sehr klein dimensionierten PAK-Container hat häufige Betriebsunterbrechungen verursacht. Die unterschiedliche Füllmenge der PAK-Container verursachten Probleme bei der Reichweitenkalkulation und damit Ausfälle der PAK-Zugabe am Wochenende, oder in der Nacht sowie Engpässe/Ausfallzeiten bei der Bestellung. Zudem mussten die Container aufgrund ihrer geringen Füllmenge, wenn der Restbestand an PAK bekannt war, häufig rangiert und kurzfristig getauscht werden, um z. B. den Betrieb über Nacht oder am Wochenende sicherzustellen. Über die notwendige Fahrerlaubnis für den Gabelstapler verfügte in der Anfangsphase nur ein einzelner Mitarbeiter auf der gesamten Kläranlage, da ein Gabelstapler auf der Anlage vor Anmietung der Dosierstationen nicht vorhanden war. Inzwischen gehört diese Schulung zur Standardausbildung auf dem GWK Nordkanal.

Der instabile Wasserdruck im Betriebswassernetz der Kläranlage bzw. der komplette Ausfall der Wasserversorgung, konnte letztendlich zu Druckspannungen im PAK-Wasser-System und zum Austritt der Pulveraktivkohle führen, was arbeitsschutztechnisch problematisch war. Die daraus resultierenden personalintensiven Aufräumarbeiten und Reparaturen von Verbindungsteilen verursachten weitere Ausfallzeiten.

Auch die Probleme mit der Steuerung der Anlagen und die langen Wartezeiten auf Servicepersonal haben die Anzahl der Tage mit Störungen erhöht. Bei stabilem Betrieb der Anlagen wird mit einem Personalaufwand für die allgemeine Kontrolle der Anlagen, der dosierten Kohlenmenge sowie der Kontrolle des Silos von ca. 10 bis 12 h/Wochen gerechnet. Ein Anschluss der gewählten Dosierstation an das Prozessleitsystem inkl. automatischer Berechnung der PAK-Dosierkonzentration kann diese Zeit voraussichtlich verkürzen.

Die Betriebssicherheit des Membranbioreaktors war durch die Pulveraktivkohledosierung nicht eingeschränkt. Vielmehr konnten durch die PAK-Dosierung im GWK Nordkanal sogar Verbesserungen in der Betriebsstabilität festgestellt werden. Dies waren:

- Verbesserung der Schlammfiltrierbarkeit
- Verbesserung der Schlammabsetzbarkeit
- Verbesserung der Reinigungsleistung auch bei gleichzeitig reduziertem TS_{BB}
- Reduzierung der Gehalte an Fouling-fördernden Substanzen (Biopolymere und insbesondere der Anteil an c-TEP)

Diese Verbesserungen der Schlammqualität zeigten auch im System PAK-MBR praxisrelevante Wirkung. So konnte die positive Auswirkung der PAK-Dosierung auf den Luftbedarf der Nitrifikation gezeigt werden. Zudem war die Permeabilität des PAK-MBR v. a. in den Wintermonaten im Vergleich zu den Becken 2 und 3 deutlich verbessert, was direkte Auswirkungen auf den Bedarf an Pumpenenergie hat und ggf. zu Einsparungen bei der Cross-Flow-Belüftung führen kann. Letzteres muss vorab jedoch mit Membranen mit CF-Gebläsen nach neuestem Stand der Technik validiert und die möglichen Einsparungen quantifiziert werden.

Es ist zu beachten, dass die genannten Vorteile mit sehr geringen PAK-Dosierkonzentrationen erreicht wurden. Je nach Reinigungsziel könnte die PAK-Dosis höher liegen und somit auch die Verbesserungen in der Betriebsstabilität durch den PAK-Einfluss zunehmen, wie verschiedenen Veröffentlichungen zu halbtechnischen MBR entnommen werden kann (NG et al., 2013; REMY, 2012).

7.4 Anfall und Eindickung des Überschussschlammes

7.4.1 Bilanzierung des ÜS-Anfalls

Durch die Bilanzierung des ÜS-Anfalls aus den Becken 2 bis 4 in den Untersuchungszeiträumen konnte kein Schlammehranfall durch die PAK festgestellt werden (vgl. Abbildung 7.46). Auch im Zeitraum August 2019 bis Oktober 2019 mit PAK-Gehalten im TS > 4 % war gegenüber den anderen Becken kein erhöhter ÜS-Massenstrom messbar.

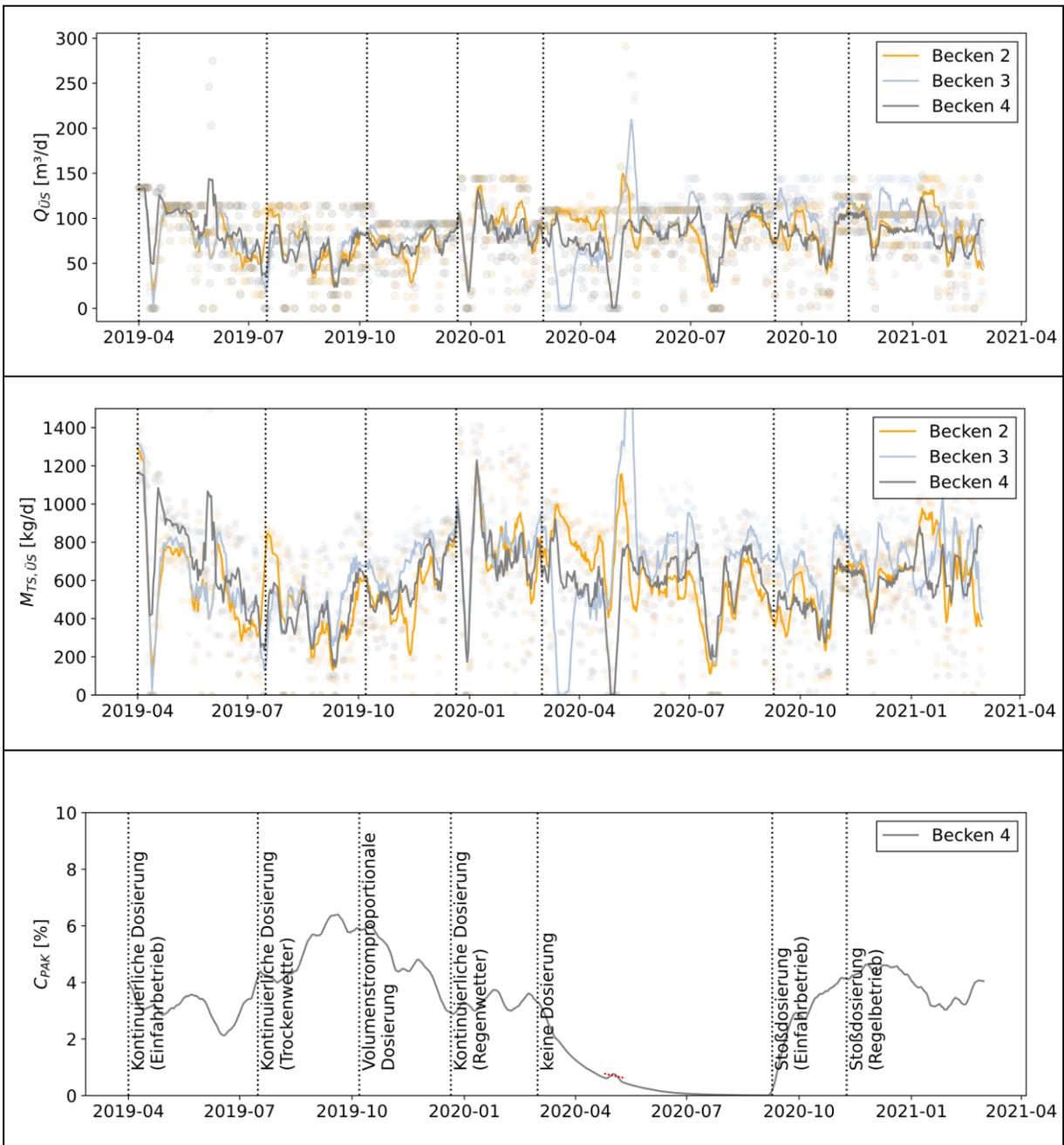


Abbildung 7.46: Überschussschlammabzug und TS-Massenstrom aus den Becken 2, 3 (ohne PAK) und 4 (mit PAK) und PAK-Konzentration im Belebtschlamm des Becken 4 im Untersuchungszeitraum mit Dosierstation 1 (Linien = 7-Tage-Mittelwert)

Eine Aufsummierung der TS-Massenströme je Versuchsphase zeigte ebenfalls keine Erhöhung für Becken 4 (vgl. Tabelle 7.11). Die Massenströme lagen im Schwankungsbereich der anderen Becken.

Tabelle 7.11: TS-Massenstrom je Becken und prozentualer Anteil je Versuchsphase für Becken 2, 3 und 4

	Einfahren	kontinuierliche Dosierung (Trockenwetter)	Volumenstrom-proportional	kontinuierliche Dosierung (Regenwetter)	Stoßdosierung
	[kg] [%]	[kg] [%]	[kg] [%]	[kg] [%]	[kg] [%]
Becken 2	61.683 30,4	36.819 33	40.880 29,6	53.683 33,1	29.882 31,9
Becken 3	65.742 32,4	39.483 35,4	52.217 37,8	56.277 34,7	32.144 34,3
Becken 4 (mit PAK)	75.703 37,3	35.121 31,5	44.981 32,6	52.323 32,2	31.652 33,8
Summe	203.128	111.423	138.078	162.283	93.678

Vorangegangene Berichte z. B. von ZWICKENPFLUG et al. (2010) zur Erhöhung des ÜS-Anfalls bei PAK-Dosierung in der konventionellen Biologie konnten für den PAK-MBR Nordkanal somit nicht nachvollzogen werden. Da die zusätzliche Masse an inertem Material in Form von PAK dem Becken zugegeben wurde und ein Austrag über den Ablauf aufgrund der Membrantechnik vollständig ausgeschlossen werden kann, können für diesen Umstand folgende Ursachen verantwortlich sein:

- 1.) Teilweise adsorptive Elimination von Kohlenstoffverbindungen reduziert Biomassewachstum
- 2.) Änderung des Schlammalters aufgrund TS_{BB} -bezogenem Überschussschlammabzug
- 3.) Messungenauigkeiten

Ursache 1 kann aufgrund der im Ablauf BB4 gegenüber Ablauf BB3 um $1,5 \pm 0,5$ mg/l reduzierten DOC-Konzentration eine gewisse Auswirkung beigemessen werden. Jedoch ist zu beachten, dass der Effekt der DOC-Elimination durch PAK auch im konventionellen Belebungsbecken auftritt. Somit erklärt dies nur bedingt den Unterschied zu den Literaturwerten. Es bleibt jedoch zu beachten, dass das Schlammalter im MBR im Versuchszeitraum zwischen 17 und 20 Tagen lag und somit oberhalb der für konventionelle Anlagen typischen Bemessungsschlammalter von 10-13 Tagen (DWA-A 131, 2016). Wie hoch die Beladung der PAK mit DOC ist kann aus dem Unterschied in den Ablaufkonzentrationen nicht direkt abgelesen werden, da die Membran eine zusätzliche Barriere darstellt. Es kann postuliert werden, dass die adsorptive Elimination das Biomassewachstum reduziert. Für eine systematische Analyse und Quantifizierung dieses Wirkmechanismus könnten

Paralleluntersuchungen mit mehreren halbtechnischen MBR und unterschiedlichen PAK-Dosierungen bei ansonsten gleichen Versuchsbedingungen durchgeführt werden.

Ursache 2 stellt einen möglichen systematischen „Fehler“ bei der Beibehaltung des TS_{BB} -bezogenen ÜS-Abzugs dar. Durch die zusätzliche Erhöhung der Schlammmasse im BB um 4 bis 6 % durch die PAK reduziert sich so die effektiv zur biologischen Abwasserreinigung zur Verfügung stehende Schlammmasse und das effektive Schlammalter sinkt. Wie in Kapitel 7.2 gezeigt werden konnte, hatte dies jedoch keine negative Auswirkung auf die Reinigungsleistung des Abwassers in BB4, welches im Vergleich zu BB3 sogar niedrigere Ablaufkonzentrationen aufwies. Zu beachten ist hier, dass ein Absenken des Schlammalters den spezifischen ÜS-Anfall je kg zugeführtem CSB effektiv erhöhen sollte (DWA-A 131, 2016). Dies wurde hier nicht beobachtet, sodass Punkt 2 eine geringe Auswirkung beigemessen werden kann.

Ursache 3 bietet ein hohes Potenzial für Ungenauigkeiten. Die TS_{BB} -Messung schwankt aufgrund des variierenden Wasserstandes in der Nitrifikation durch zyklisches Füllen und Teilentleeren (Filtration). Dies führt zu Unsicherheiten in der effektiv abgezogenen Schlammmasse. Durch Auswertung der sekundengenauen Prozessdaten sollte dieser potenzielle Fehler minimiert werden. Gleichzeitig ist jedoch zu beachten, dass der TS_{BB} in der Nitrifikation als Punktmessung in einem insgesamt 2.300 m³ fassenden Belebungsbecken erfolgt mit unterschiedlicher TS-Konzentration in Nitrifikation und Denitrifikation. Eine Nutzung der TS-Messung im Zulauf der maschinellen Überschussschlammeindickung war aufgrund von zeitweiser Vermischung der Einzel-Schlämme in der Zulaufleitung nicht praktikabel. Hier hätte entweder die Vermischung zusätzliche Fehler bedeutet oder es wäre durch Verwerfen des Mischschlammes bei der Auswertung nicht die gesamte Schlammmasse erfasst worden. Der Fehler durch Messungenauigkeiten sollte alle Becken gleichermaßen betreffen.

Zum jetzigen Zeitpunkt kann aus den Untersuchungen geschlossen werden, dass ein PAK-MBR so betrieben werden kann, dass ohne Einbußen in der Reinigungsleistung keine signifikante Erhöhung des Überschussschlammstroms gegenüber MBR ohne PAK-Dosierung zu erwarten ist.

7.4.2 Auswertung der maschinellen Überschussschlammeindickung

Die Darstellung der Daten aus der MÜSE wurden zur besseren Nachvollziehbarkeit auf Abbildung 7.47 (Dosierstation 1), Abbildung 7.48 (keine Dosierung) und Abbildung 7.49 (Dosierstation 2) aufgeteilt. Neben der TS-Messung im Dünnschlamm, der rechnerischen PAK-Konzentration im BB4 und dem gemessenen TS im Dickschlamm ist zudem ein Eindickgrad dargestellt (Verhältnis des $TS_{\text{Dickschlamm}}$ zu $TS_{\text{Dünnschlamm}}$). Letzterer wurde etabliert, da die $TS_{\text{ÜS}}$ der einzelnen Becken z. T. starke Abweichungen aufwiesen und dies direkte Auswirkungen auf den $TS_{\text{Dickschlamm}}$ hatte, die so nivelliert werden können. Die Ergebnisse des $TS_{\text{Dickschlamm}}$ und des Eindickgrads sind ab Juni 2019 dargestellt, da es sich bei der MÜSE um ein neues Aggregat handelt, dass vorab nicht an die automatisierte Aufzeichnung des Prozessleitsystems angebunden war.

Abbildung 7.47 zeigt zunächst einen Anstieg des $TS_{\text{Dickschlamm}}$ für BB4 im Vergleich zu den anderen Schlämmen Ende Juni bis Anfang Juli 2019. Dies kann bei Abgleich mit dem rechnerischen PAK-Gehalt im belebten Schlamm ggf. auf eine hohe TS-spezifische PAK-Dosierung in diesem Zeitraum zurückgeführt werden. Zudem ist zu sehen, dass der Schlamm aus BB4 bei hoher PAK-Konzentration ($> 4 \%_{\text{Gew}}$) den höchsten $TS_{\text{Dickschlamm}}$ und auch den höchsten Eindickgrad aufwies (Mitte August bis Mitte/Ende November 2019). Nach Absinken des PAK-Gehalts im TS liegt der Schlamm des Beckens beim Eindickgrad im Bereich der Vergleichsbecken.

In Abbildung 7.48 ist der 6-monatige Zeitraum ohne PAK-Dosierung zwischen der Anmietung von Dosierstation 1 und 2 dargestellt. Der $TS_{\text{ÜS}}$ in BB4 lag zunächst im März bis Mai 2020 unterhalb von 9 g/l und damit unterhalb der 9-11 g_{TS}/l der Vergleichsbecken. Dies hatte Auswirkungen auf den erreichten $TS_{\text{Dickschlamm}}$, der zu diesem Zeitpunkt deutlich niedriger als bei den Vergleichsschlämmen lag. Der errechnete Eindickgrad ist hingegen ähnlich. Auch im weiteren Verlauf lag der $TS_{\text{Dickschlamm}}$ des Beckens unterhalb der Vergleichsbecken. Ein Angleichen trat erst im August 2020 auf.

Mit erneuter Dosierung von PAK (dargestellt in Abbildung 7.49) – jetzt als Stoßdosierung zur Mittagszeit – konnte nicht das gleiche Ergebnis wie in der ersten Versuchsreihe erzielt werden. Der $TS_{\text{Dickschlamm}}$ des BB4 lag aufgrund des geringen $TS_{\text{ÜS}}$ niedriger als bei den anderen Becken. Eine Verbesserung gegenüber dem Zeitraum ohne PAK-Dosierung war nicht festzustellen. Der errechnete Eindickgrad lag im Bereich der anderen Becken. Der $TS_{\text{Dickschlamm}}$ aller drei Becken folgt dem gleichen Trend auf unterschiedlichen TS-Niveaus, sodass hier auch keine Verbesserung durch die PAK-Dosierung feststellbar war.

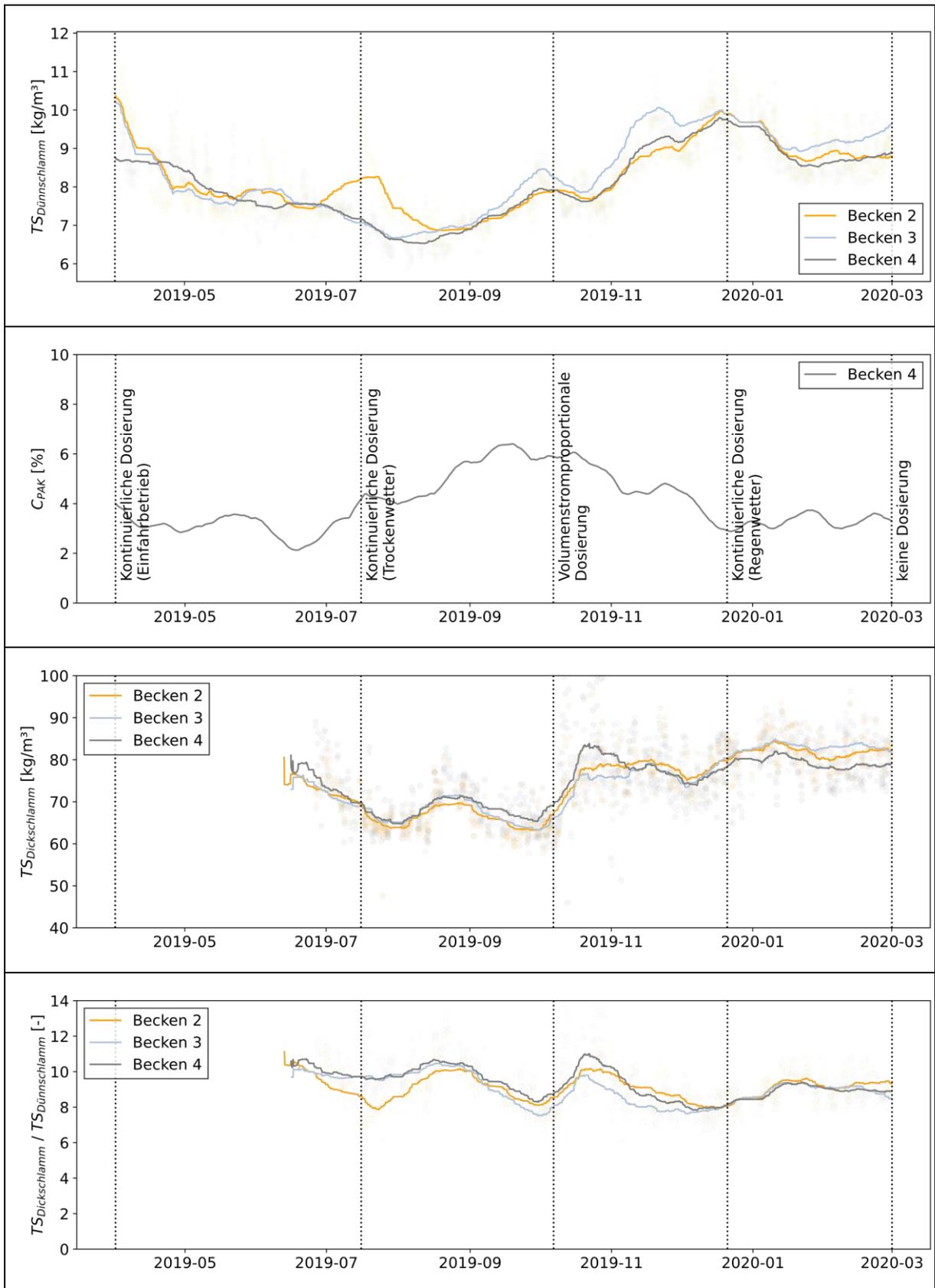


Abbildung 7.47: $TS_{\text{ÜS}}$ (BB2, BB3, BB4), PAK-Gehalt im TS des BB4, $TS_{\text{Dickschlamm}}$ nach Bändeindicker (ab Juni 2019) und Verhältnis aus TS im Ein- und Austrag des Bändeindickers (Zeitraum mit 1. Dosierstation; gleitende 7-Tage-Mittelwerte)

Die kontinuierliche Dosierung zeigte Verbesserungen bei der Eindickung des Schlammes aus BB4, die ausgeprägter waren bei PAK-Gehalten im TS des belebten Schlammes von $> 4\%_{\text{Gew}}$.

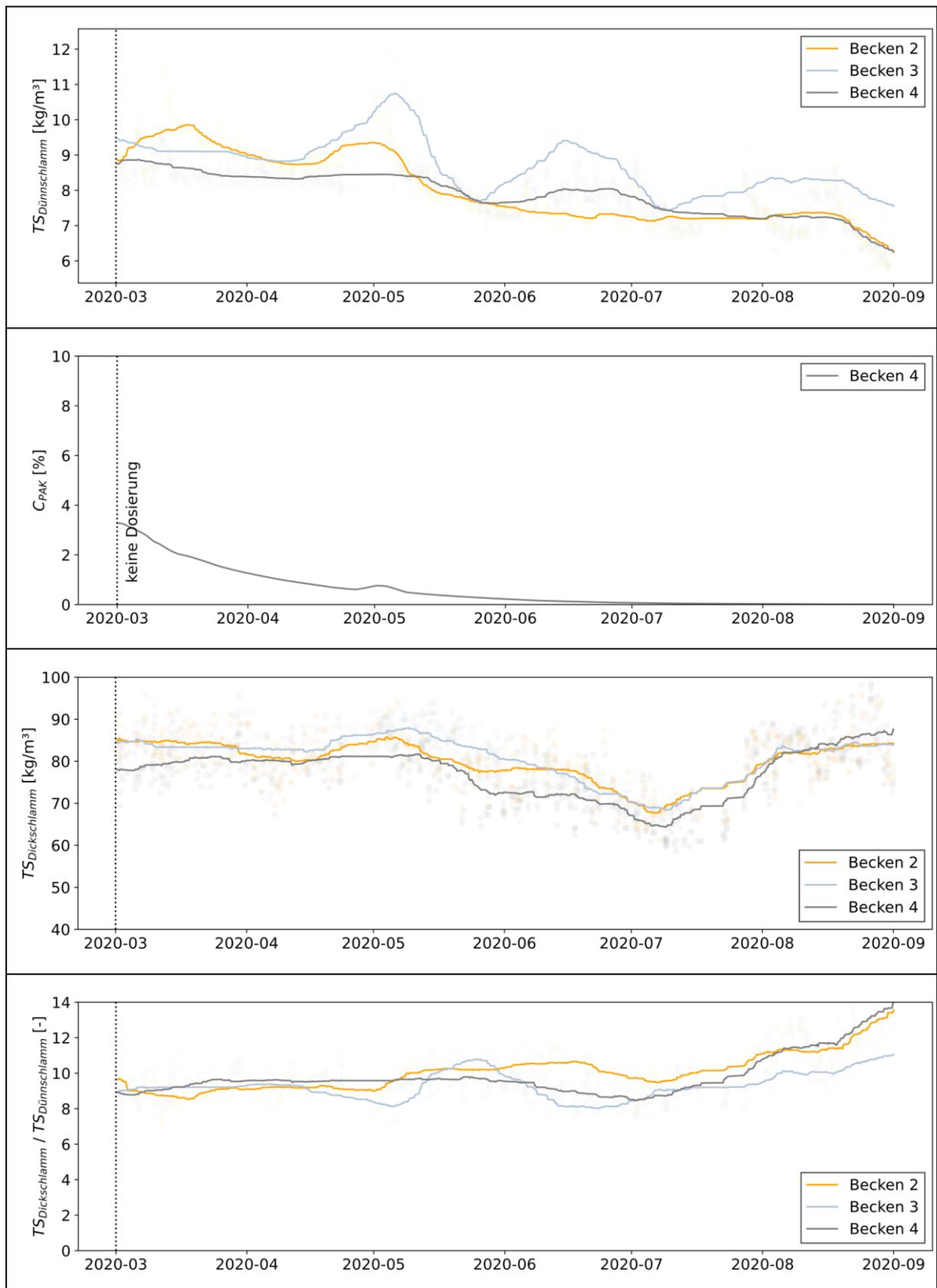


Abbildung 7.48: $TS_{\text{ÜS}}$ (BB2, BB3, BB4), PAK-Gehalt im TS des BB4, $TS_{\text{Dickschlamm}}$ nach Bändeindicker und Verhältnis aus TS im Ein- und Austrag des Bändeindickers (Zeitraum ohne PAK-Dosierung; gleitende 7-Tage-Mittelwerte)

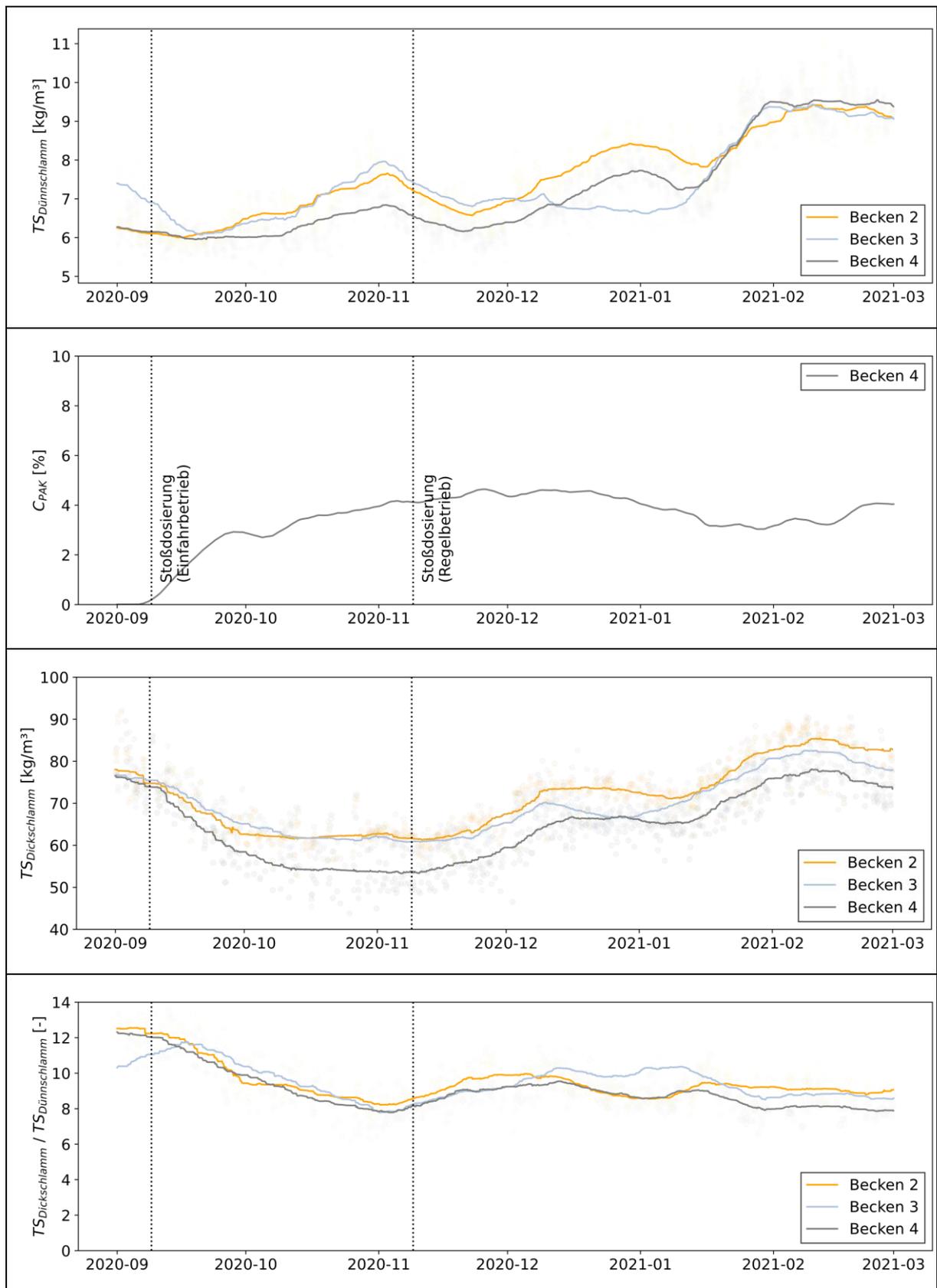


Abbildung 7.49: $TS_{ÜS}$ (BB2, BB3, BB4), PAK-Gehalt im TS des BB4, $TS_{Dickschlamm}$ nach Bändeindicker und Verhältnis aus TS im Ein- und Austrag des Bändeindickers (Zeitraum mit 2. Dosierstation; gleitende 7-Tage-Mittelwerte)

Die Stoßdosierung der PAK mit der zweiten Dosierstation ließ keinen positiven Effekt beim $TS_{Dickschlamm}$ des BB4 erkennen; hier lag der PAK-Gehalt allerdings $\leq 4\%$ Gew.

Aufgrund der unterschiedlichen Betriebsweise mit kontinuierlicher und stoßweiser Zugabe kann eine Hypothese aufgestellt werden, die im Rahmen dieses Projektes jedoch nicht belegt werden konnte. Die Autoren nehmen an, dass die kontinuierliche Zugabe frischer PAK über den Tag eine gleichmäßigere Adsorption der, ganztägig durch die Organismen des belebten Schlammes erzeugten, EPS ermöglicht. Der Gehalt an gelösten EPS im Schlammwasser und somit deren negative Auswirkung auf die Filtrierbarkeit und Entwässerbarkeit (vgl. Kapitel 2.4) wären somit ganztägig minimiert. Die kontinuierliche Dosierung wäre in diesem Falle vorteilhafter. Gleichzeitig ist zu berücksichtigen, dass die untersuchten PAK-Dosierkonzentrationen in den Versuchszeiträumen für die Direktdosierung in die biologische Stufe einer Kläranlage mit 0,5 bis 2 $\text{g}_{\text{PAK}}/\text{g}_{\text{DOC}}$ sehr gering waren (vgl. Abbildung 7.16). Das DWA-M 285-2 (2020) gibt eine Dosierkonzentration von 2 bis 2,5 $\text{g}_{\text{PAK}}/\text{g}_{\text{DOC}}$ für die simultane PAK-Dosierung an. Die PAK-Konzentration im belebten Schlamm lag somit auch unter vorher veröffentlichten Werten. Aus wissenschaftlicher Sicht wird empfohlen, den Effekt bei höheren PAK-Dosierungen zu beobachten. Eine Mehrdosierung an PAK mit dem Ziel der verbesserten ÜS-Eindickung ist jedoch in der Praxis nicht zielführend, sodass auch die weiteren Effekte wie verbesserte Filtrierbarkeit des Schlammes und der Sauerstoffübergang betrachtet werden sollten. Unter der Annahme, dass der Effekt einer besseren Eindickleistung im Zeitraum Mitte August bis Mitte November 2019 auf die PAK-Dosierung zurückzuführen ist, läge der TR in diesem Zeitpunkt für BB4 im Mittel 3 g/l über den Vergleichsbecken und somit ca. 4 % höher (vgl. Abbildung 7.50). Die Möglichkeit eines stärkeren Effekts durch höhere PAK-Konzentration im belebten Schlamm sollte weitergehend untersucht werden.

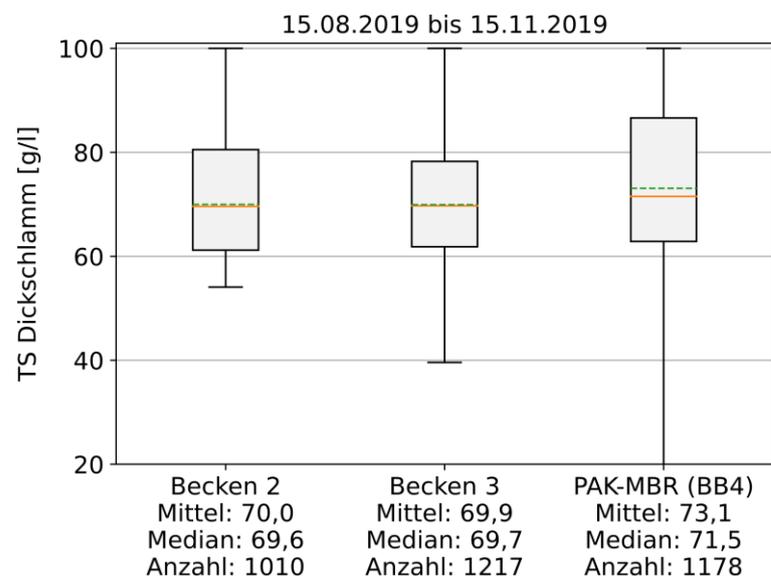


Abbildung 7.50: $\text{TR}_{\text{Dickschlamm}}$ der Becken 2 bis 4 im Zeitraum mit messbarem PAK-Einfluss im BB4 (Box: 10 bis 90-Perzentil, Median, Mittelwert)

7.5 Entwässerbarkeit von Faulschlamm

7.5.1 Entwässerbarkeit im Laborversuch

Die Laborversuche galten neben der Untersuchung der Auswirkung der PAK auf die Entwässerbarkeit von Faulschlämmen v.a. der Einordnung der Sensitivität der verwendeten Untersuchungsmethoden (vgl. Kapitel 6.4).

7.5.1.1 CST

In Abbildung 7.51 sind die CST-Ergebnisse aus vier Versuchsreihen dargestellt. Die PAK-Dosierungen wurden mit FHM-Dosierungen von 0; 5,7 (6); 7,6 (8) und 9,5 (10) g FHM/kg TM untersucht. Die Zielkonzentration aufgrund des vorab durchgeführten TS-Schnelltests steht in Klammern. Die reale Konzentration nach Messung des TR am Folgetag (Trocknung im Trockenschrank) ist als maßgebliche Konzentration in den Grafiken angegeben. Die Änderungen der CST-Werte durch die Zugabe von PAK wird in den Grafiken jeweils auf den Fall 0 g PAK/kg TM bezogen und als prozentualer Anteil angegeben. Die Triplikate der Versuche werden als Mittelwerte, Minimal- und Maximalwerte dargestellt.

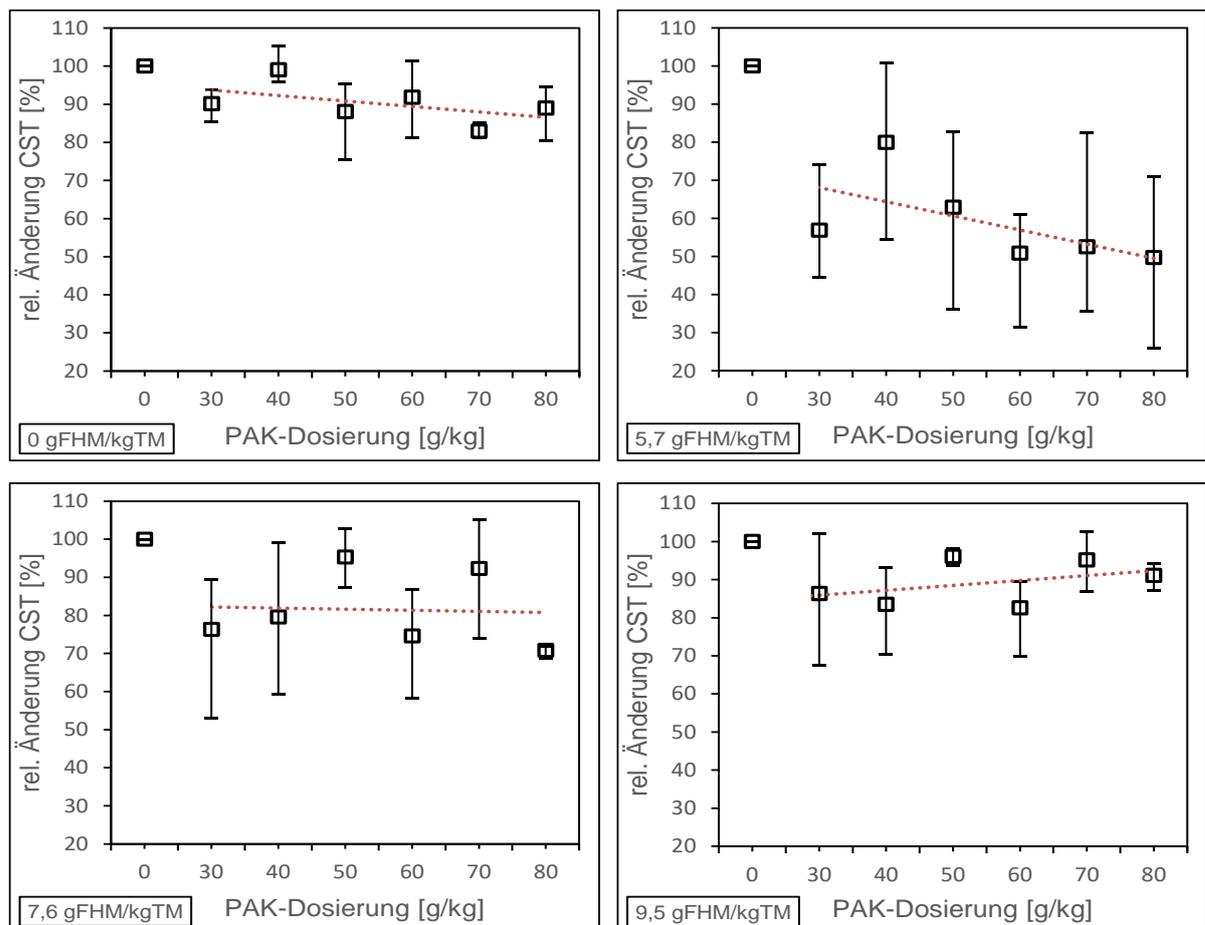


Abbildung 7.51: Relative Änderung der CST-Werte bei verschiedenen PAK-Dosierungen ($d_{50,PAK} = 25 \mu\text{m}$; $BET = 1050 \text{ m}^2/\text{g}_{PAK}$; FHM: CPAM Flopam CL 12T, Fa. SNF PolyChemie; jeder Punkt stellt 9 Messwerte dar: Triplikate in Dreifachbestimmung)

Ohne FHM-Dosierung führt die PAK-Zugabe von 30 g PAK/kg TM im Mittel zu einer Abnahme des CST-Werts von 9,9 %. Der Einfluss der unterschiedlichen PAK-Dosierungen ist hier nur bedingt festzustellen. Es zeigt sich dennoch ein Trend der Abnahme der CST-Werte mit zunehmender PAK-Dosierung. Die im Mittel größte Abnahme des CST von 17,1 % wurde mit einer PAK-Dosierung von 70 g PAK/kg TM erreicht.

Bei einer Dosierung von 5,7 g FHM/kg TM verringerte eine PAK-Dosierung von 30 g PAK/kg TM den CST gegenüber den Kontrollproben im Mittel um 43,1 %. Mit einer Dosierung von 80 g PAK/kg TM konnte mit einer Abnahme von 50,3 % der niedrigste CST-Wert erreicht werden. Bei dieser FHM-Dosierung konnte der Einfluss der unterschiedlichen PAK-Dosierungen festgestellt werden. Eine Erhöhung der FHM-Dosierung auf 7,6 g FHM/kg TM führt bei einer PAK-Dosierung von 30 g PAK/kg TM im Mittel zu einer Verringerung des CST um 23,8 %. Ein spezifischer Einfluss der PAK-Dosierung ist nicht mehr festzustellen. Die Dosierung von 9,5 g FHM/kg TM zeigte ebenfalls keinen klaren Trend bei der PAK-Dosierung. Bei einer Dosierung von 30 g PAK/kg TM wird im Mittel eine Abnahme von 13,8 % erzielt. Insgesamt hat die PAK-Zugabe den größten Einfluss auf den CST-Wert bei einer FHM-Dosierung von 5,7 g FHM/kg TM. Der PAK-Effekt scheint somit ausgeprägter im Bereich der FHM-Unterdosierung. Zudem ist zu beachten, dass die Dosierung der frischen PAK in den Faulschlamm erfolgte. Der Effekt der PAK ist somit im Vergleich zur Großtechnik erhöht (vgl. Kapitel 7.5.2.1).

7.5.1.2 Absetzversuch und Trübung

Um den Einfluss der PAK-Dosierung auf das Absetzverhalten der FS-Proben zu quantifizieren, werden in der Folge die gemessenen Schlammvolumina im Absetzversuch nach einer Absetzzeit von 5 min untersucht. Nach etwa 5 min ist ein erstes Absetzen der Schlammflocken erfolgt und der Absetzvorgang geht in die Kompressionsphase über (vgl. Kapitel 6.4.1.5). Nach 30 min gilt die Kompressionsphase als weitestgehend abgeschlossen. Der interessante Bereich für den Vergleich der Verbesserung durch die PAK-Dosierung liegt in der Absetzphase, da sich in der Kompressionsphase kaum bis keine Unterschiede aufgrund unterschiedlicher PAK- und FHM-Dosierungen nachweisen lassen. Die Ergebnisse sind wieder als relative Änderungen zur Probe mit gleicher FHM-Dosis aber ohne PAK-Dosierung dargestellt. In Abbildung 7.52 sind die Ergebnisse der Schlammvolumenmessung nach 5 min Absetzzeit dargestellt.

Ohne FHM-Dosierung zeigt die PAK-Zugabe bis zu einer Dosierung von 70 g PAK/kg TM einen leichten Einfluss auf die Absetzgeschwindigkeit der FS-Proben. Eine Dosierung von 30 g PAK/kg TM erwirkte eine Minderung des Schlammvolumens von 1,7 % gegenüber der Kontrollprobe ohne PAK. Durch die Dosierung von 70 g FHM/kg TM wurde das Schlammvolumen um 7,2 % verringert. Die Konditionierung mit 5,7 g FHM/kg TM erwirkte eine deutliche Verminderung des Schlammvolumens mit einer maximalen Verminderung von

27,9 % bei einer PAK-Dosierung von 60 g PAK/kg TM. Eine PAK-Zugabe von 30 g PAK/kg TM führte zu einer Abnahme des Schlammvolumens von 12,5 %. Ab einer Dosierung von 60 g/kg PAK stiegen die Werte wieder an, wobei bei 80 g PAK/kg TM noch eine Abnahme des Schlammvolumens von 20,4 % erfolgte.

Bei einer höheren FHM-Dosierung von 7,6 g FHM/kg TM nimmt der Einfluss der PAK-Dosis ab. Mit einer FHM-Dosierung von 9,5 g FHM/kg TM führen die PAK-Dosierungen von 30 bis 60 g PAK/kg TM noch zu einer Volumenabnahme des abgesetzten Schlammes, jedoch nähert sich das Volumen dem der Kontrollprobe an und überschreitet dieses bei höheren Dosierungen.

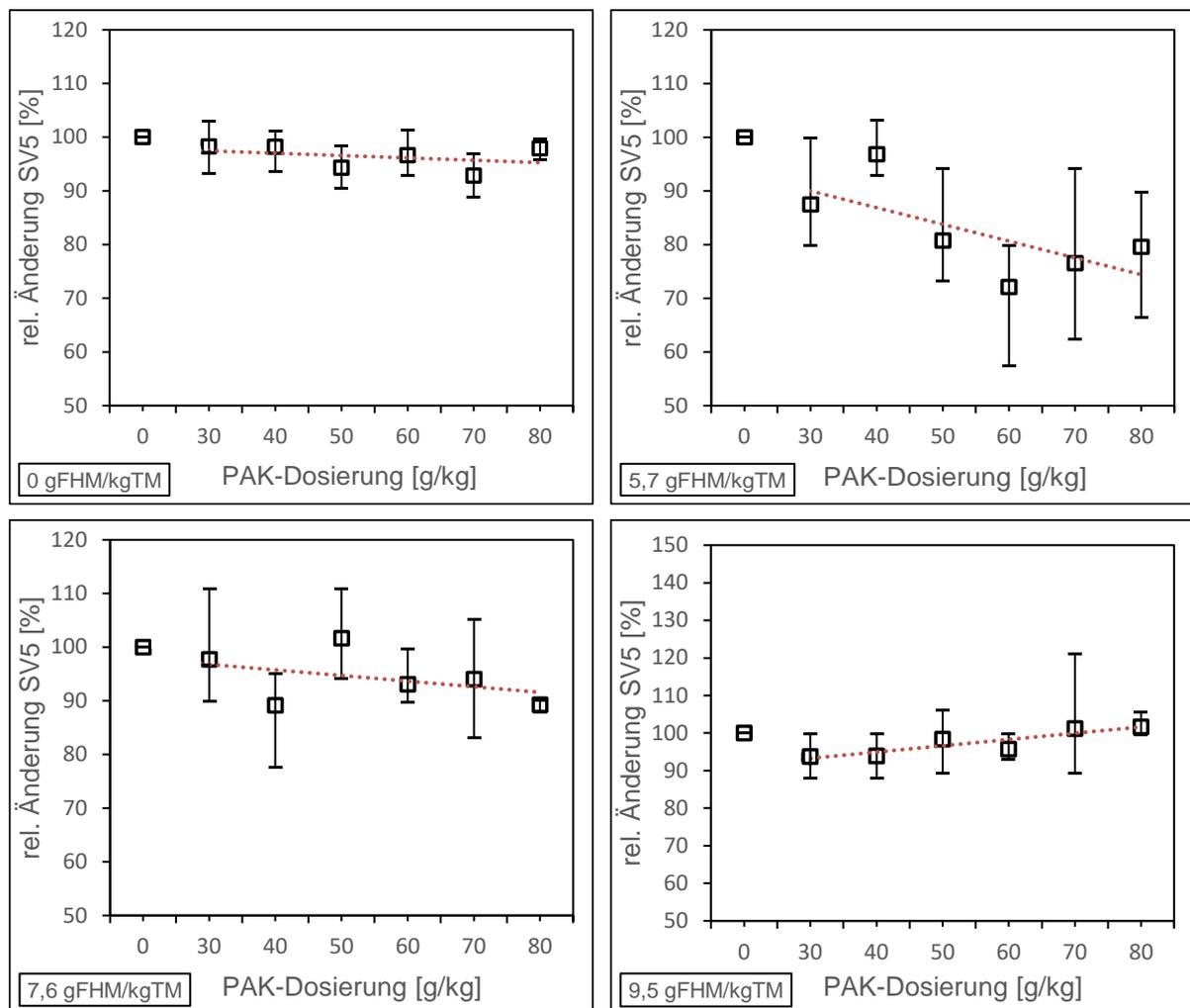


Abbildung 7.52: Relative Änderung des SV nach 5 min bei verschiedenen PAK-Dosierungen ($d_{50,PAK} = 25 \mu\text{m}$; $BET = 1050 \text{ m}^2/\text{g}_{PAK}$; FHM: CPAM Flopam CL 12T, Fa. SNF PolyChemie; Jeder Versuch wurde als Triplikat durchgeführt)

Im Anschluss an die 30 min Absetzversuche wurde die Trübung der im Verhältnis von 1:5 mit Frischwasser verdünnten Proben gemessen. Auch diese Ergebnisse wurden auf die entsprechenden Kontrollproben ohne PAK-Dosierung bezogen.

Die Ergebnisse der Messungen ohne FHM-Dosierung und mit 5,7; 7,6 und 9,5 g FHM/kg TM sind in Abbildung 7.53 dargestellt.

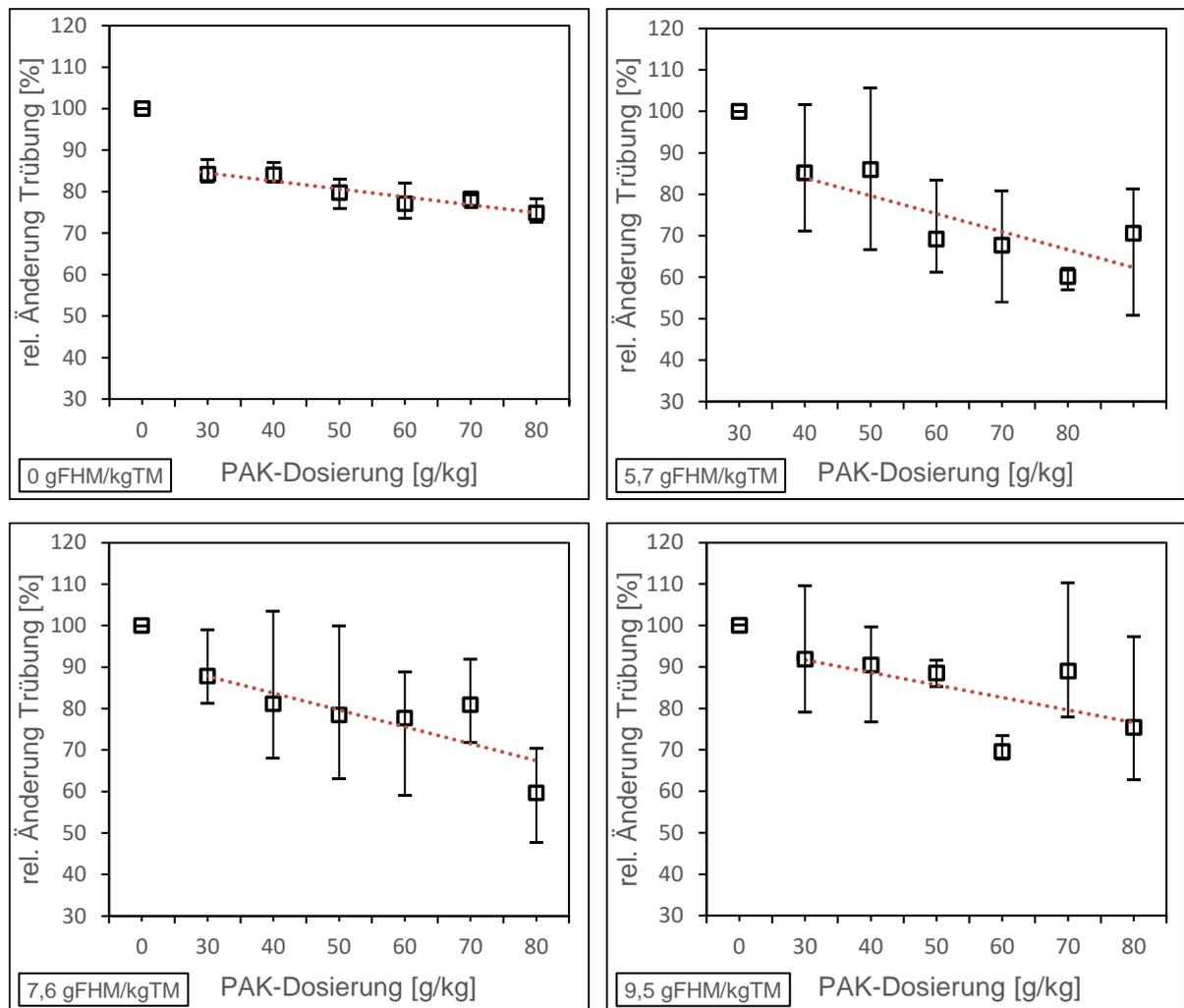


Abbildung 7.53: Relative Änderung der Trübung bei verschiedenen PAK-Dosierungen ($d_{50,PAK} = 25 \mu\text{m}$; $BET = 1050 \text{ m}^2/\text{g}_{PAK}$; FHM: CPAM Flopam CL 12T, Fa. SNF PolyChemie; Jeder Versuch wurde als Triplikat durchgeführt)

7.5.1.3 Zentrifugation

Die Abhängigkeit des Entwässerungsergebnisses bei Versuchen mit der Laborzentrifuge kann aus Abbildung 7.54 abgelesen werden. Bei der Trübung ist v. a. der Effekt des FHM zu sehen. Gleichzeitig verbessert sich diese aber auch deutlich durch Zugabe der Aktivkohle. Der Effekt ist – wie bei den CST-Messungen – bei niedriger FHM-Dosis ausgeprägter.

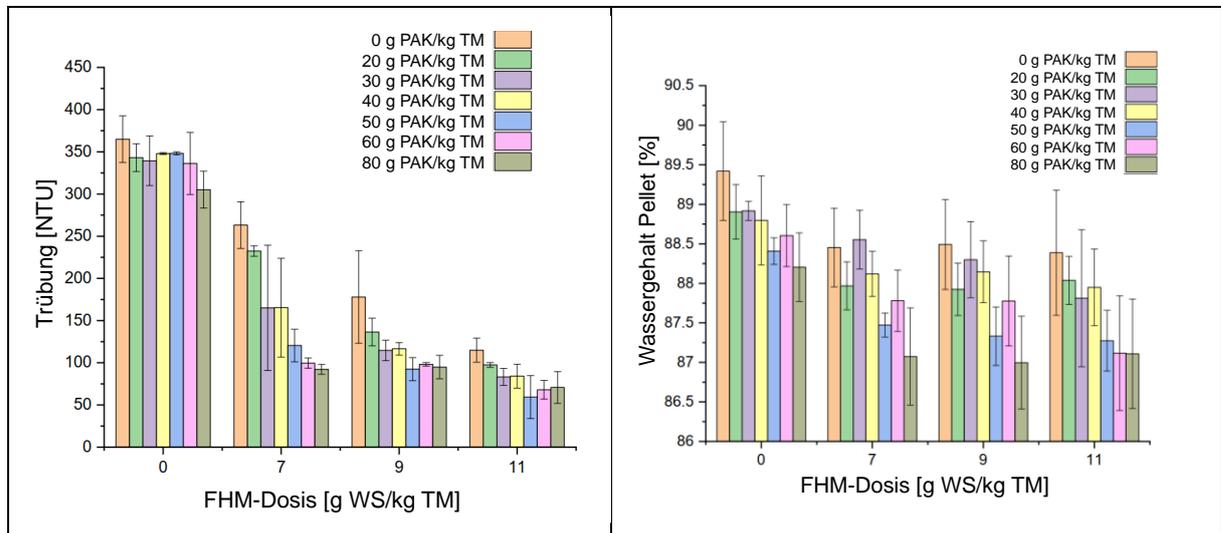


Abbildung 7.54: Ergebnisse der Laborversuche zur Zentrifugation des Faulschlammes bei unterschiedlichen PAK-Dosierungen, ausgewertet als Mittelwert, Minimum und Maximum der Triplikatversuche (links: Trübung des Zentratwassers, rechts: Wassergehalt des Pellets nach Dekantieren; Jeder Versuch im Triplikat durchgeführt)

Der Wassergehalt im Pellet zeigt eine Tendenz zu einem höheren Feststoffgehalt bei höherer PAK-Dosis. Es ist jedoch bei der Einschätzung zu beachten, dass die Ordinate bei 86 % Wassergehalt beginnt und die Werte in den jeweiligen Versuchseinstellungen eine hohe Varianz aufweisen.

7.5.2 Entwässerbarkeit mit mobiler Kammerfilterpresse

7.5.2.1 Vorversuche

Im Rahmen von Vorversuchen wurde die Auswirkung unterschiedlicher PAK-Konzentrationen im Faulschlamm untersucht. Dazu wurde dem ausgefaulten Schlamm einer konventionellen kommunalen Kläranlage (KA Stolberg-Steinfurt) frische PAK zudosiert und die entstandene Suspension für 1 oder 18 h gerührt. Wichtig zu erwähnen ist, dass die kleintechnische KFP mit einem maximalen Überdruck von ca. 8 bar betrieben wurde, sodass erwartungsgemäß niedrigere Entwässerungsergebnisse erzielt wurden, als dies bei der Großtechnik in Stolberg der Fall war, die mit 16 bar Überdruck betrieben wird. Vor allem war durch den reduzierten Druck ein TR-Gradient in den fünf Presskammern zu beobachten, wobei die Kammer 1, die der Füllleitung abgewandt war den besten TR aufwies (vgl. Aufbau in Abbildung 6.8). Maximal wurden in den Versuchen ca. 32 % Feststoffgehalt im Schlammkuchen erreicht.

Die Voruntersuchungen zeigten eine Verbesserung des Entwässerungsergebnisses bei Zugabe von PAK (vgl. Abbildung 7.55). Durch die Dosierung von 30 g_{PAK}/kg_{TM} konnte das Entwässerungsergebnis bei 15 g_{FHM}/kg_{TM} im Median auf das Ergebnis ohne PAK-Dosierung bei 18 g_{FHM}/kg_{TM} verbessert werden.

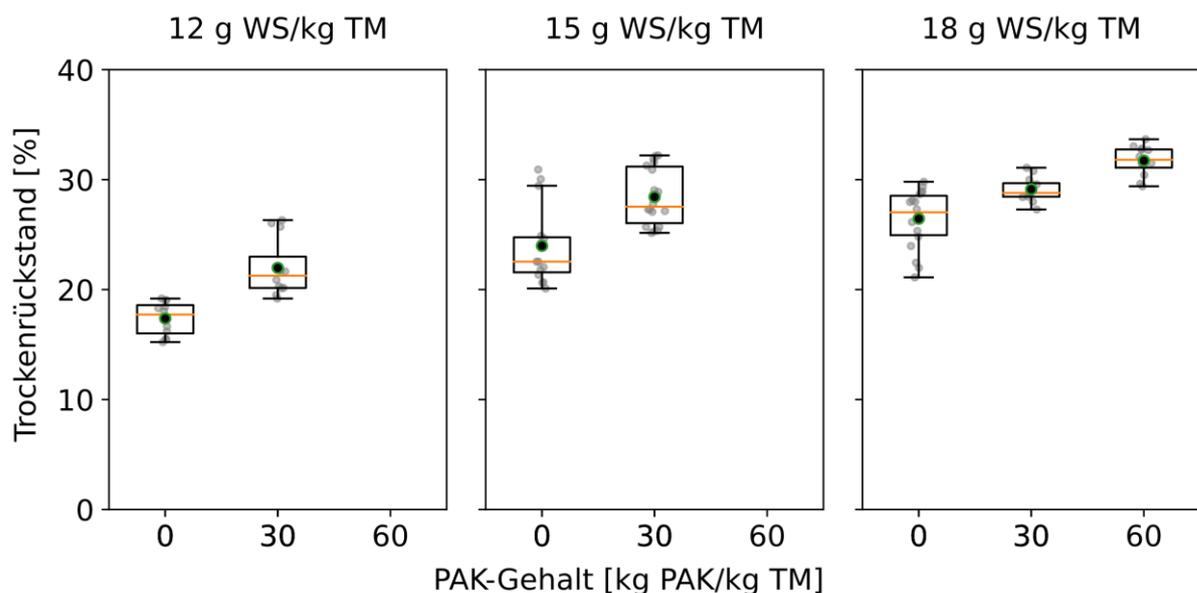


Abbildung 7.55: Änderung des Feststoffgehalts im Filterkuchen der mobilen KFP (Kammer 1) bei Variation des PAK-Gehalts und der FHM-Dosis (Vorversuche Stolberg-Steinfurt, Einrührzeit: 1 h) (Orange: Median, grün: Mittelwert, Box: 25- bis 75-Perzentil, Balken: 1,5-IQR, Punkte: Einzelwerte der Versuche)

Die Dosierung von 60 g_{PAK}/kg_{TM} zeigte weitere Verbesserungen bei der Entwässerungsleistung. Wichtig zu beachten ist, dass es sich hier um die Dosierung von frischer PAK nach dem Faulbehälter handelt. Die Übertragbarkeit ist somit eingeschränkt. Dies folgt aus der hohen Adsorptionsleistung frischer PAK und der an anderer Stelle beobachteten Bindung von EPS (insb. Polysaccharide) an freien Adsorptionsplätzen (JAMAL KHAN et al., 2012; YANG et al., 2010; FANG et al., 2006). Die Bindung der EPS hat nach TO et al. (2020) einen positiven

Effekt auf die Entwässerbarkeit, da der benötigte Polymerbedarf zur Ladungsneutralisation der EPS-Matrix sinkt. Eine Bestimmung der EPS-Änderung im Faulschlamm war in diesem Projekt nicht vorgesehen. Um den Effekt dennoch zu charakterisieren, wurden Einrührzeiten der PAK von 1 h und 18 h verglichen (Abbildung 7.56). Während in der vorangegangenen Grafik nur die Kammer 1 mit dem besten Entwässerungsergebnis dargestellt wurde, werden hier die drei hinteren Kammern ausgewertet.

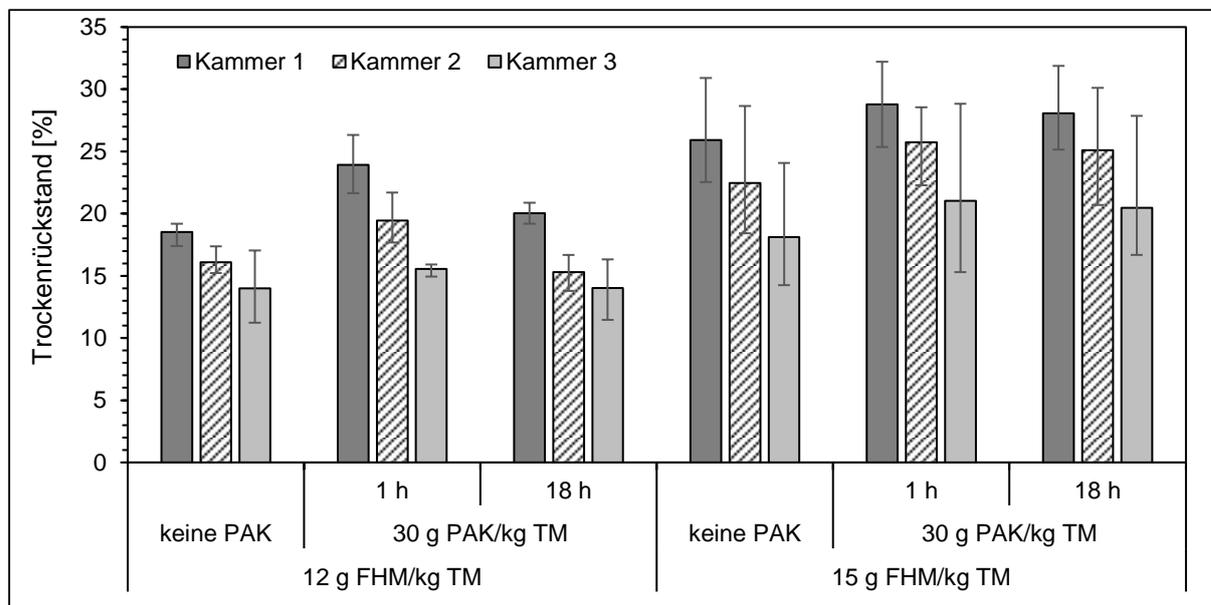


Abbildung 7.56: Vergleich der PAK-Kontaktzeiten von 1 und 18 h (Mittelwert, Min, Max) (Vorversuche Stolberg-Steinfurt)

Es ist zu sehen, dass die verlängerte Einrührzeit bei einer FHM-Dosis von 12 g_{WS}/kg_{TM} zu einem gegenüber der kürzeren Einrührzeit von 1 h reduzierten Feststoffgehalt führt. Das Ergebnis liegt in beiden Fällen im Bereich oder oberhalb des Ergebnisses ohne PAK-Dosierung. Die Verringerung des TR_{SK} nach längerer Kontaktzeit könnte auf Abbauprozesse der Faulschlammflocken hinweisen, die z. B. zu einer Ausschüttung frischer EPS führen. Bei 15 g_{WS}/kg_{TM} ist nur ein leichter Rückgang des erreichbaren TR_{SK} erkennbar, sodass hier davon auszugehen ist, dass die FHM-Dosierung die Flockenbildung und somit das Entwässerungsergebnis dominiert.

Interessant ist, dass bei den hier dargestellten Versuchen deutliche Steigerungen durch Zugabe von PAK erreicht wurden, die im Rahmen anderer Studien erst bei im Vergleich deutlich höheren PAK-Dosierungen festzustellen waren (vgl. Kapitel 2.2).

7.5.2.2 Versuche zur Entwässerbarkeit bei Vollstrombehandlung

Die Versuche mit PAK-beladenem ausgefaulten Schlamm aus dem Faulbehälter des GWK Nordkanal zeigten bereits im Zeitraum mit Teilstromdosierung von PAK in eins von vier Belebungsbecken eine gegenüber den Vorversuchen in Stolberg deutlich verbesserte Feststoffkonzentration von > 28 %. Dies kann neben der PAK-Dosierung u. a. auch auf die Zugabe von strukturreichem Feinsiebgut aus der Abwassersiebung zurückgeführt werden. Ab dem 08.03.2021 wurde die PAK in alle Belebungsbecken dosiert. In Abbildung 7.57 ist die Änderung der Entwässerbarkeit mit der Kammerfilterpresse dargestellt. Der Filterkuchen der Kammer 1 wurde jeweils an 3 Stellen beprobt, woraus Mittel-, Minimal- und Maximalwerte gebildet wurden. Zeitgleich wurde das Haufwerk des Zentrifugen-Austrags (vgl. auch Kapitel 7.5.3) jeweils an 3 Stellen beprobt, um beide Aggregate anhand des gleichen Faulschlammes im Eintrag zu vergleichen. Es ist zu sehen, dass das Entwässerungsergebnis zunächst ähnlich bleibt (Vergleich Säulenpaar 1+2 mit 3+4). Eine Auswirkung der PAK war in diesem frühen Stadium aufgrund der hohen Schlammalter im Belebungsbecken und Faulbehälter nicht zu erwarten. Das Entwässerungsergebnis der Kammerfilterpresse lag bei den Säulenpaaren 1 bis 4 im Mittel zwischen 27,8 und 30,5 %. Ab dem 18.5. war eine deutliche Verbesserung des Entwässerungsergebnisses und auch eine Vergleichmäßigung des Austrag-TR im Schlammkuchen feststellbar. Die Entwässerungsergebnisse der Säulenpaare 5 bis 7 zeigten für die KFP einen $TR_{SK,Mittel}$ von 31 bis 32 %. Der TR_{SK} der Zentrifuge lag ebenfalls konstant bei ca. 30,5 bis 31 % und somit höher als im vorherigen Zeitraum.

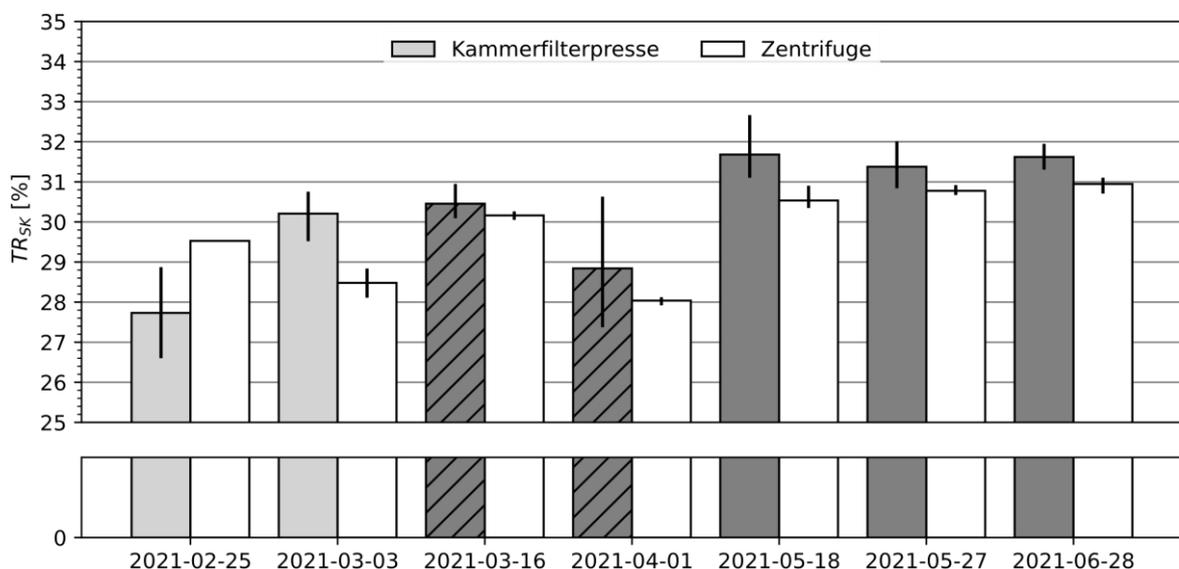


Abbildung 7.57: Versuche zur erreichbaren Feststoffgehalten nach Umstellung der PAK-Dosierung von BB4 auf alle BB ab dem 08.03.2021 (dunkelgraue Balken: nach Start der Vollstromdosierung, Schraffiert: Gleichgewichtszustand noch nicht erreicht)

Ein Einfluss der Schlammtemperatur kann ausgeschlossen werden, da der Schlamm zu den Versuchszeitpunkten direkt aus dem Faulbehälter der Entwässerung zufluss.

7.5.3 Entwässerbarkeit mit großtechnischer Zentrifuge

Die Entwässerungsleistung der Zentrifuge ist in Abbildung 7.58 dargestellt. Der Betrieb des Entwässerungsaggregats wurde zu Beginn der Versuchslaufzeit kontinuierlich verbessert, wie der Anstieg des TR im Schlammkuchen (TR_{SK}) von April bis September 2019 zeigt.

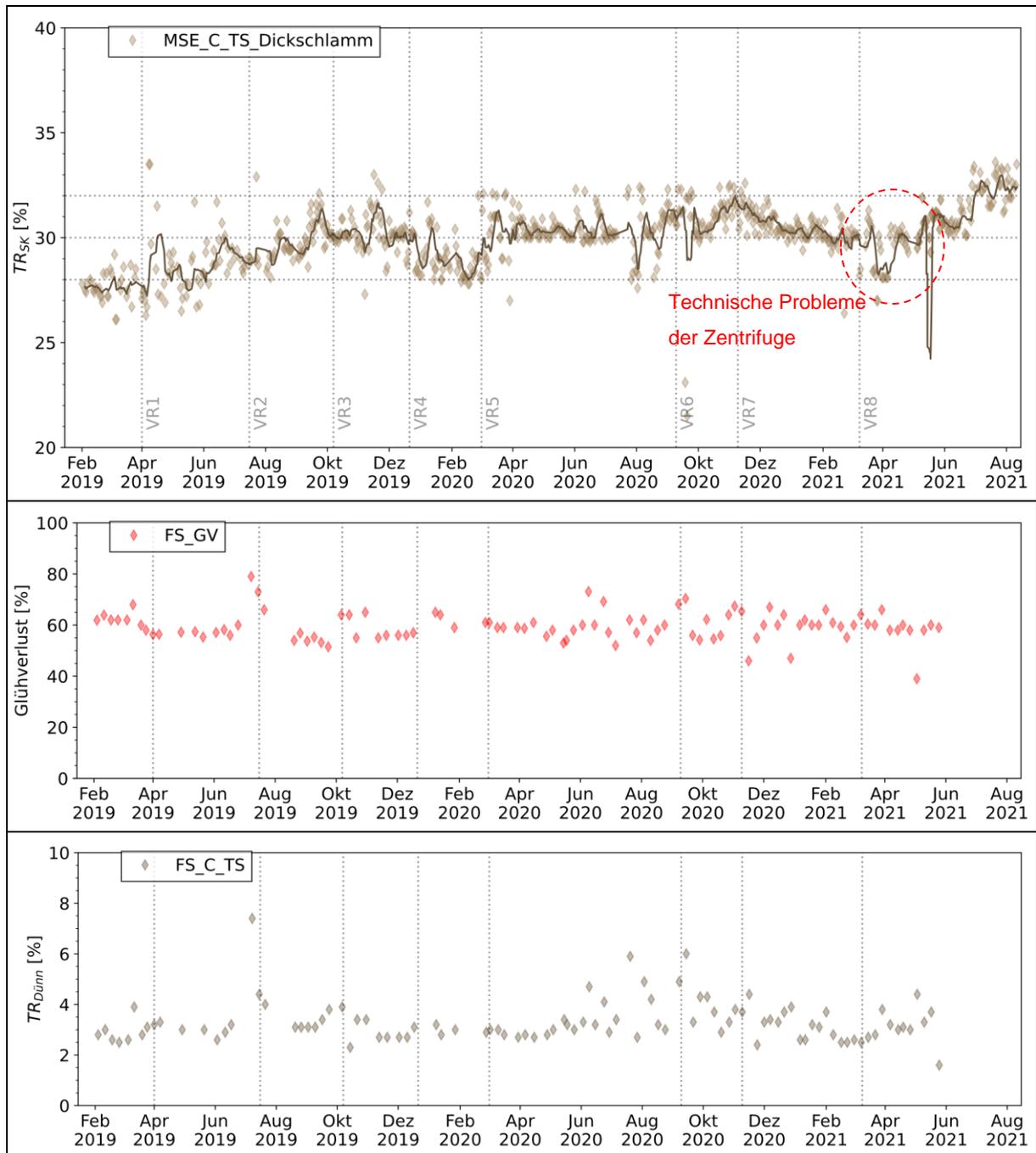


Abbildung 7.58: Maschinelle Schlamm entwässerung – TR des Schlammkuchens, Glühverlust und TR des Dünnschlamms (Tageswerte, Linie: gleitendes 7-Tage-Mittel)

Dort kann auch die PAK-Dosierung – die jedoch lediglich in eins von vier Becken erfolgte – eine leichte Auswirkung gehabt haben. Interessant ist, dass der TR_{SK} ab diesem Zeitpunkt Parallelen zum PAK-Gehalt im Überschussschlamm von BB4 zeigt (vgl. Abbildung 7.47). Das Absinken des TR_{SK} von Januar bis März 2020 kann aber auch auf niedrige Temperaturen zurückzuführen sein.

Die hohen TR_{SK} -Werte im Sommer 2020 sind v.a. auf den störungsarmen und optimierten Betrieb der Zentrifuge bei geringem Schlammaufkommen im Sommer und hohen Außentemperaturen zurückzuführen. Etwa 1,5 bis zwei Monate zeitversetzt zur erneuten PAK-Dosierung im September 2020 ist ein Anstieg der TR_{SK} -Werte auf 31 bis 32 % zu beobachten. Dieser Trend hält sich jedoch nicht durchgängig. Leider kam es im Verlauf der Versuche mit PAK-Stoßdosierung zu technischen Problemen an der Zentrifuge, die z. T. Stillstandszeiten und längere Umbauten erforderlich machten. Nach Umstellung der PAK-Dosierung von der Dosierung in ein Becken auf die Dosierung in alle vier Becken und nach Behebung der Probleme am Aggregat ist eine signifikante Verbesserung des TR_{SK} zu beobachten, der bis zum Ende des Aufzeichnungszeitraums auf 32-33 % im Wochenmittel und bis zu 34 % in der Spitze anstieg. Verglichen mit Juli-August 2020 (keine PAK-Dosierung) lag der TR_{SK} um ca. 2-3 Prozentpunkte höher.

7.5.4 Diskussion der Entwässerungsversuche

In den durchgeführten Laborversuchen konnte ein verstärkter Einfluss der PAK-Dosierung bei einer Dosierung von 5,7 g/kg FHM festgestellt werden. Der Einfluss der PAK zeigte eine signifikante Abnahme der Trübung und CST-Werte mit der niedrigen FHM-Dosierung im Vergleich zu den Versuchen ohne FHM. Dies deutet auf einen synergetischen Effekt zwischen PAK und FHM hin.

WANG et al. (2018) konnten feststellen, dass sich die Zugabe von Aktivkohle auf die extrazellulären polymeren Substanzen auswirkt und somit zu einer Verbesserung der Entwässerbarkeit unter Zugabe von FHM führt. Die Konditionierung von Faulschlamm mit kationischem FHM und Aktivkohle führte zu synergetischen Effekten. Durch die Zugabe von Aktivkohle wird die Kompressibilität des Filterkuchens verringert und die Porosität gesteigert, ein nachweislicher Einfluss der Aktivkohle auf die Flockengröße konnte jedoch nicht festgestellt werden. Weiterhin adsorbieren Biopolymere, wie Tryptophan-ähnliche Proteine und Huminstoffe in den gelösten mikrobiellen Produkten (SMP), an der Aktivkohle.

MIKKELSEN und KEIDING (2001) haben festgestellt, dass der FHM-Bedarf für eine optimale Konditionierung in direktem Zusammenhang mit dem Feinstanteil im Faulschlamm steht. Um die optimale FHM-Dosierung zu bestimmen, wurde die CST vom konditionierten Schlamm und anschließend die Trübung des Überstands nach 2 min Zentrifugation gemessen. Mit steigendem Verhältnis der Trübung zum Feststoffgehalt steigt auch der optimale spezifische FHM-Bedarf. Dieser Trend wurde für belebten Schlamm als auch für Faulschlamm festgestellt. Dieser Zusammenhang wurde auch von BUSCH und STUMM (1968), WU et al. (1985) und ERIKSSON (1987) beleuchtet. KING und FORSTER (1990) berichten von einer Korrelation zwischen der Verschlechterung der Filtrierbarkeit durch Messung der CST mit zunehmendem kolloidalem Anteil und gemessener Trübung. Im Umkehrschluss deutet eine Verringerung der Trübung und des CST-Wertes durch die Zugabe von PAK auf einen geringeren FHM-Bedarf

für eine optimale Dosierung hin. Die Abnahme der Trübung kann durch die Adsorption eines Anteils der Feinstpartikel aus dem Überstand erklärt werden.

Der Zusammenhang zwischen Entwässerbarkeit und den Anteilen an SMP und EPS im Faulschlamm ist in der Literatur beschrieben (YU et al., 2008). Weiterhin haben TO et al., 2019 nachgewiesen, dass ca. 86 % des FHM-Bedarfs von den gelösten mikrobiellen Produkten (SMP) der EPS ausgeht. Diese Beobachtung konnte durch TO et al. (2020) weiter bestätigt werden. Bei der Untersuchung von aerob und anaerob stabilisiertem Schlamm von sieben Kläranlagen wurde nachgewiesen, dass ein erheblicher Anteil von 20-80 % des FHM-Bedarfs auf SMP zurückzuführen ist. Weiterhin haben die Autoren herausgefunden, dass kationisches Polyacrylamid zuerst mit den negativ geladenen SMP und Kolloiden reagiert und anschließend nicht für die Ausflockung der Schlammpartikel zur Verfügung steht. Die Adsorption der SMP durch die PAK-Dosierung führt somit zu einem verminderten FHM-Bedarf. Die anteilige Abnahme der SMP in den Flocken durch Adsorption führt weiterhin zu einer Verdichtung der Schlammflocken bei einer Erhöhung der Scherstabilität.

Mit den im Rahmen dieses Projektes durchgeführten Laborversuchen mit unterschiedlicher PAK-Dosierung konnte bestätigt werden, dass eine synergetische Relation zwischen PAK-Dosierung und FHM-Konditionierung besteht. Bei den durchgeführten Versuchen war dieser Effekt bei niedrigen FHM-Dosierungen deutlich ausgeprägter als bei hohen. Die Ergebnisse deuten auf einen verringerten FHM-Bedarf und eine Verbesserung der Entwässerbarkeit durch die PAK-Zugabe hin.

Auch die Pressversuche mit der Kammerfilterpresse zeigten Verbesserungen in der Entwässerbarkeit durch PAK-Dosierung. Dies kann zum einen über die Verringerung der Kompressibilität durch die Ausbildung einer Stützstruktur durch die Aktivkohle, aber auch über die adsorptiven Eigenschaften der Aktivkohle und somit den verringerten Gehalt an gelösten EPS im Schlammwasser erklärt werden.

Bei den Untersuchungen zur Verbesserung der großtechnischen Entwässerbarkeit war bei den getesteten PAK-Konzentrationen ein deutlicher Trend zu besseren TR-Werten im Schlammkuchen bei einer Dosierung in alle Belebungsbecken erkennbar. Aufgrund zwischenzeitlicher Ausfälle und notwendiger Reparaturen und Umbauten an der Zentrifuge konnte der hohe Entwässerungswert teilweise nicht gehalten werden. Dennoch sind auch bei den geringen PAK-Dosierungen 33 % TR im entwässerten Klärschlamm durchaus realistisch.

Bei einem mittleren täglichen Feststoffmassenstrom im Faulschlamm des GWK Nordkanal von 3.015 kg_{TM}/d und einem daraus resultierenden Gesamt-Massenstrom von 10.050 kg/d (bei 30 % TR) ergibt sich durch die Erhöhung des Feststoffgehalts auf 33 % TR eine Einsparung von 910 kg/d an zu entsorgender Schlammmasse und demzufolge eine Reduzierung der Schlammentsorgungskosten um ca. 9 %.

8 Ableiten von Betriebskennzahlen und Bemessungsparametern

Zur Dimensionierung und Planung von Membranbelebungsanlagen steht das DWA-M 227 (2014) zur Verfügung. Eine Vielzahl der Empfehlungen und Richtwerte wurden bereits in den Jahren 2008 und 2009 zusammengestellt, so dass Entwicklungen und Erfahrungen der vergangenen 10 Jahre nicht berücksichtigt sind. Aus diesem Grund sind relevante Parameter zur Bemessung der Anlage, aber auch für Wirtschaftlichkeitsvergleiche auf Basis heutiger Erfahrungen, nachfolgend dargestellt.

8.1 Erforderliche Filterfläche

Heute liegen der Auslegung der Membranfläche eine Vielzahl von Lastfällen unter Berücksichtigung des Trockenwetterzulaufs, des Tagesabwasseranfalls, des maximalen Abwasseranfalls im Wochenmittel, monatliche Auswertungen etc. zugrunde. Auch der Feststoffgehalt im Belebungsbecken geht in die Auslegung der Membranen ein, d.h. ein maximaler Feststoffmassenstrom darf einen Grenzwert nicht überschreiten.

Der maximal mögliche Nettoflux in Abhängigkeit von der Dauer und Temperatur des Lastfalls hat wesentlichen Einfluss auf die notwendige Filterfläche und damit auch die Wirtschaftlichkeit der Anlage. Gemäß DWA-M 227 (2014) ist bei der Ermittlung der notwendigen Filterfläche von einem Nettoflux von 15 bis 30 L/(m²·h) auszugehen. Der Erftverband legt aus langjähriger Erfahrung mit dem Betrieb von Hohlfaserkapillarmembranen unter den richtigen Randbedingungen 35 L/(m²·h) als Nettoflux der Bemessung zugrunde. Hierbei sind die oben genannten Lastfälle zu berücksichtigen, die insbesondere auch die jeweilige Abwassertemperatur mit einbeziehen.

8.2 Nutzungsdauer der Membran und spezifische Membrankosten

Wesentlichen Einfluss auf die Wirtschaftlichkeit des Verfahrens hat auch die Nutzungsdauer der Membranmodule. Den ersten MBR-Planungen lagen Nutzungsdauern von 5 bis 7 Jahren zugrunde; das DWA-M 227 empfiehlt für Wirtschaftlichkeitsberechnungen 5 bis 10 Jahre Membranstandzeit. Heute sind auf einigen großtechnischen Anlagen die Membranen bereits seit über 15 Jahren im Einsatz, sodass beim Erftverband in Wirtschaftlichkeitsberechnungen 10 Jahre Nutzungsdauer angesetzt und eine Sensitivitätsberechnung mit 15 Jahren durchgeführt wird.

Die spezifischen Membrankosten haben sich zudem in den letzten 20 Jahren deutlich reduziert, sodass heute spezifische Kosten für die Filterfläche von ca. 40 €/m² für Anlagen > 30.000 Einwohnerwerte realistisch sind (SUEZ WTS, 2020). Aufgrund von Skalierungseffekten bei der Produktion von Membranmodulen für weiter steigende Anlagengrößen (vgl. Tabelle 10.3) und einer steigenden Anzahl an umgesetzten Membrananlagen weltweit, sind weitere Kostenreduzierungen möglich.

8.3 Energiebedarf in Membranbelebungsanlagen

Weitgehende Verbesserungen in Betrieb und Membrantechnik (vgl. DRENSLA und JANOT, 2017; UBA, 2016) haben dazu geführt, dass der heutige Energiebedarf einer Membrankläranlage bei unter $0,6 \text{ kWh/m}^3$ gereinigten Abwassers liegt; Abhängig von der Anlagengröße wurden bereits spezifische Energiebedarfe von deutlich unter $0,5 \text{ kWh/m}^3$ Permeat berichtet (TAO ET AL., 2019; XIAO et al., 2019). In Abbildung 8.1 sind die Änderungen des spezifischen Energiebedarfs des GWK Nordkanal aufgrund unterschiedlicher Optimierungsmaßnahmen dargestellt. Es handelt sich hier um den Energiebedarf der gesamten Kläranlage inkl. Hebewerke und Schlammbehandlung. Für Kostenvergleichsrechnungen kann daher mit einem Bedarf von $0,5$ bis $0,7 \text{ kWh/m}^3$ Abwasser gerechnet werden, was bestehenden konventionellen Anlagen nahekommt. Hierbei machen Cross-Flow-Belüftung und Permeatextraktionspumpen bei neueren Membrananlagen während der Filtration ca. $0,1 \text{ kWh/m}^3$ des Energiebedarfs aus (TAO ET AL., 2021; BAUMGARTEN, 2013).

Die Zulaufwassermenge stellt den wesentlichen Einflussfaktor auf den spezifischen Energiebedarf dar, wie aus Abbildung 8.1 hervorgeht.

Bei kommunalen Kläranlagen mit Mischkanalisation ist die Spreizung zwischen minimalem und maximalem Zufluss sehr hoch. Beim GWK Nordkanal liegt der mittlere stündliche Zufluss bei Trockenwetter bei ca. $300 \text{ m}^3/\text{h}$, während die Membranfläche auf den maximalen Zufluss von ca. $1.800 \text{ m}^3/\text{h}$ ausgelegt ist. Auch im Trockenwetterfall entsteht durch die zusätzlich vorzuhaltende Membranfläche ein erhöhter Energiebedarf, der sich durch die notwendige Zwangsbelüftung in der Standby-Zeit ergibt.

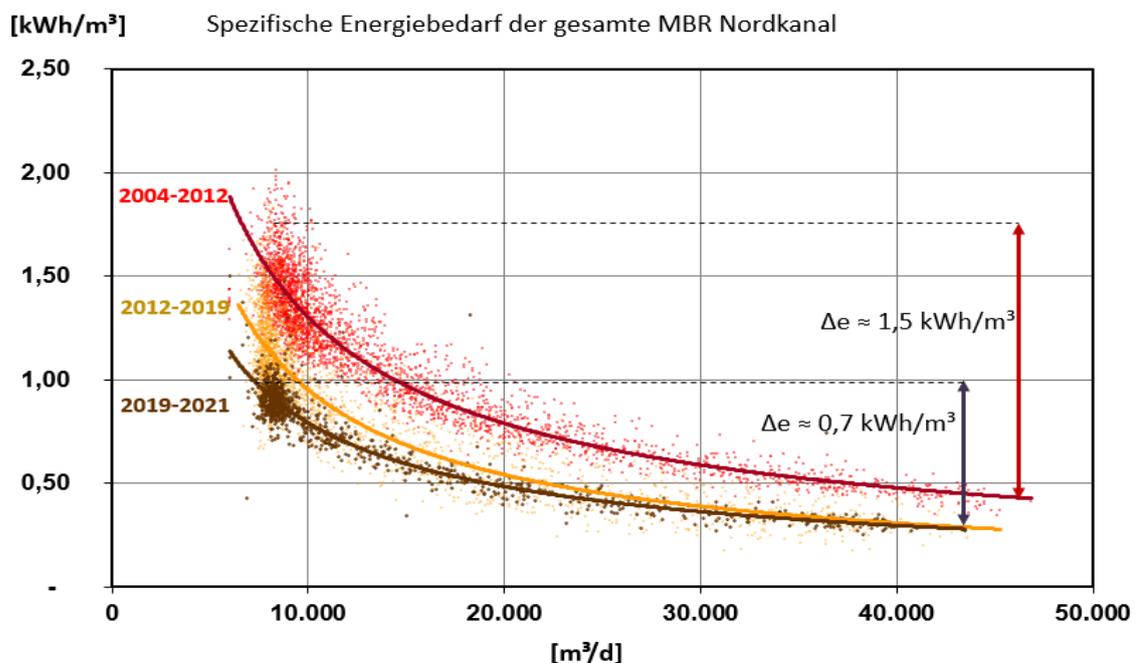


Abbildung 8.1: Änderung des spezifischen Strombedarfs des MBR Nordkanal aufgrund betrieblicher Optimierungen (Daten bis August 2021)

Die verfahrenstechnische Optimierung des GWK Nordkanal führte zu einer Vergleichmäßigung des spezifischen Energiebedarfs zwischen Trocken- und Regenwettertagen.

Die in Kapitel 7.3.6 genannten zusätzlichen Einsparungen bei der Belüftung der biologischen Stufe durch die Dosierung von Pulveraktivkohle werden noch tiefergehend untersucht und können zum jetzigen Zeitpunkt noch nicht einzeln in der Grafik ausgewiesen werden. Sie werden aufgrund der Ergebnisse auf ca. 10 % des Luftbedarfs für die Nitrifikationsbelüftung abgeschätzt, was einer Einsparung von $\sim 0,014 \text{ kWh/m}^3$ entspricht.

8.4 Personalbedarf

Der Personalbedarf einer Membranbelebungsanlage unterscheidet sich nach Erfahrungen des Erftverbands nicht von dem einer konventionellen Anlage mit Flockungsfiltration. Von wesentlicher Bedeutung ist die notwendige Qualifikation des eingesetzten Personals, die sich aus der komplexeren Verfahrenstechnik einer Membrananlage gegenüber einer konventionellen Kläranlage ergibt. Insbesondere auf größeren Anlagen sind Qualifikationen im Bereich der Mechatronik und Fortbildungen im Bereich der Mess- und Regeltechnik vorteilhaft, weil viele Aggregate eingesetzt werden.

Der Personalbedarf einer PAK-Dosieranlage ist stark von deren technischer Ausstattung und Dosierart abhängig. Arbeitet die Anlage störungsfrei, begrenzt sich der Personalaufwand auf die Routinekontrolle, die aus einer täglichen Zustandskontrolle sowie Überprüfung der dosierten PAK-Menge mit regelmäßiger Bestellung und Annahme von Aktivkohle. Der Personaleinsatz für die Tätigkeiten wird auf ca. 1,5 Stunden pro Tag geschätzt und entspricht einem Personalaufwand von ca. 0,2 bis 0,25 Mitarbeitern. In den hier dargestellten Versuchen war der Personalaufwand im Regelbetrieb aufgrund des häufig notwendigen Austauschs der PAK-Wechselcontainer und der notwendigen Kontrollgänge, da die Anlage kurzfristig nicht ans PLS angeschlossen werden konnte, mit ca. 12 Stunden pro Woche höher.

Es sollte jedoch ein ausreichender Zeitraum für die Inbetriebnahme und die Integration der Wartungsabläufe in den Betrieb der Kläranlage vorgesehen werden, der durchaus mit einem höheren Personalbedarf einhergeht (vgl. Kapitel 7.3.1 und 7.3.7).

8.5 Chemikalienbedarf für die Membranreinigung

Die bei MBR auftretenden Mehrkosten für die notwendigen Reinigungschemikalien liegen in der Regel deutlich unter 1 % der Gesamtjahreskosten.

Ein Mehrbedarf für die PAK-Membranbelebungsanlage wurde nicht festgestellt. Es besteht sogar die Erwartung, dass beim Einsatz von PAK in neuen Membrananlagen, aufgrund des niedrigeren Foulingpotentials durch die Adsorption der polymeren Substanzen in der Wasserphase, ein geringerer Chemikalienbedarf zur Membranreinigung besteht.

Durch ein reduziertes Foulingpotential besteht zudem die Möglichkeit das Zeitintervall zwischen den, bei den wie in Nordkanal in die Nitrifikation getauchten Membranen jährlich durchgeführten, externen Intensivreinigungen zu verlängern. Dies kann sich positiv auf den Personal- und Chemikalienbedarf auswirken.

8.6 Kosten der Pulveraktivkohle und der Dosierstation

Bei einem spezifischen Preis von 2 €/kg PAK und einer Dosierung von 15 g PAK/m³ liegen die PAK-spezifischen Mehrkosten bei ca. 0,03 €/m³ Abwasser. Bezogen auf die Jahres- schmutzwassermenge des GWK Nordkanal von 3,04 Mio. m³ im Jahr 2019 würde dies 91.200 €/a bedeuten.

Die Spurenstoffelimination mit Pulveraktivkohle auf eine Membrananlage unterscheidet sich deutlich vom PAK-Einsatz zur weitergehenden Abwasserreinigung bei konventionellen Kläranlagen gemäß dem AFSF-Verfahren. Die Notwendigkeit des Kontaktbeckens und nachgeschalteter Filtration, um aus dem gereinigten Abwasser die Spurenstoffe mit PAK zu eliminieren, ist bei dieser Umsetzung mit umfassenden Baumaßnahmen verbunden. Die Spurenstoffelimination auf der Membrananlage erfolgt dagegen in der bestehenden Infrastruktur und ist vergleichbar mit dem System, das z. B. im Projekt SIMPAK untersucht wurde, bei dem PAK in eine konventionelle biologische Stufe mit empfohlener Sandfiltration zum weitgehenden PAK-Rückhalt dosiert wurde. Damit begrenzen sich die Investitionskosten zur PAK-Dosieranlage mit einer Containerstation bzw. einem Silo. Die Gesamtkosten der Testanlage für alle Belebungsbecken inklusive Eigenleistung lagen unter 50.000 €. Die Investitionskosten für eine Festinstallation (Dosieranlage mit Silo auf Bodenplatte) inklusive Anbindung an das Prozessleitsystem werden auf ca. 250.000 bis 350.000 € geschätzt. Damit liegen die spezifischen Gesamtinvestitionskosten pro Einwohnerwert (Ausbaugröße 80.000 E) zwischen 3 und 4 €/E.

Der Personalaufwand ist von der Konstruktion der Dosieranlage, von der Dosierungsart (kontinuierlich, 24h/d; diskontinuierlich 1- bis 2-mal pro Tag) sowie dem Speichersystem der Aktivkohle (Container, Big Bag, Silo) abhängig. Der kalkulierte Zeitaufwand für die Anlagenwartung und Anlagekontrolle kann durch Störfälle und damit notwendigen Einsatz mehrerer Mitarbeiter erheblich steigen. Auch der PAK-Container Wechsel/Bestellen erfordert einige Stunden Organisationszeit pro Woche. Aus dem Grund wird für die Festinstallation ein Silo mit entsprechenden Speicherkapazitäten empfohlen.

Der Betriebswasserbedarf sowie der Stromverbrauch der PAK Anlage ist vom Typ der Anlage und Dosierungsart der Pulveraktivkohle abhängig. Die kontinuierliche Dosierung erfordert vielfach höhere Wassermengen und bedeutet demzufolge vielfach einen höheren Stromverbrauch (siehe Tabelle 8.1).

Tabelle 8.1: Kennzahlen der PAK-Test-Dosieranlage auf der Membrananlage Nordkanal

Bezeichnung	Einheit	Anlage 1 (1 Becken)	Anlage 2 (1 Becken)	Anlage 2 (4 Becken)
Beschickungstyp	-	Kontinuierlich (24 h/d)	Diskontinuierlich (Zyklen)	Diskontinuierlich (Zyklen)
Aktivkohlevermischung	-	Disperser (Trichter, der kontinuierlich mit Wasser benetzt wird)	Suspensions- behälter (Anreicherungsbehälter pro Zyklus; Verhältnis ca.1:10)	Suspensions- behälter (Anreicherungsbehälter pro Zyklus; Verhältnis ca.1:10)
Zeitraum	-	07.02.19 – 02.04.20	09.09.20 – 07.03.21	08.03.20 – 30.06.21
Betriebstage Testanlage	d	420	179	114
Ausfallzeit (Störungen, Wartung, Reinigung) Testanlage; Gründe in Kapitel 7.3.1	d	89 (21%)	15 (8%)	7 (6%)
Personal-Aufwand Testanlage mit PAK - Container	h/Woche	23	10	12
Aktivkohlemenge	kg/d	33,6	30	120
Wassermenge	m³/d	36	ca. 0,50	4
Aktivkohlekosten	€/kg	1,99	1,99	1,99
Stromverbrauch (Ø)	kWh/d	69,86	8,33	11,2
spez. Aktivkohle pro Ausbaugröße (jährlich)	kg/EW	0,15	0,14	0,55
spez. Wasserbedarf	m³/kg PAK	1,07	0,025	0,033
Gesamtinvestitionskosten für die Festinstallation einer PAK-Dosieranlage inkl. Silo				
Gesamtinvestitionskosten für die Festinstallation			250 – 350 Tsd. €	
Spezifische Gesamtinvestitionskosten pro EW (Ausbaugröße)			3 - 4 €/EW	

8.7 Kosteneinsparpotenziale

Auf Basis der Untersuchungsergebnisse bestehen für einen PAK-MBR Einsparpotenziale in folgenden Bereichen:

- Abwasserabgabe auf CSB (und zukünftig auf Spurenstoffe)
- Benötigte Luftmengen für die Nitrifikationsbelüftung
- Erreichbarer TR im Schlammkuchen nach Zentrifugation
- Reduzierung des notwendigen TMP und ggf. des Chemikalienbedarfs aufgrund Adsorption von Fouling-verursachenden Substanzen

Die Reduzierung bei der Abwasserabgabe ist kläranlagenspezifisch und abhängig vom Anteil des inerten, gelösten CSB und dem derzeit erklärten Ablaufwert der Anlage. Die Berechnung der Einsparung erfolgt auf Basis der im Abwasserabgabengesetz definierten Schadeinheiten und Kosten. Im GWK Nordkanal können durch die PAK-Dosierung voraussichtlich ca. 35.000 € eingespart werden, was $0,007 \text{ €/m}^3_{\text{Permeat}}$ entspricht.

Im GWK Nordkanal wurde ein reduzierter Luftbedarf im Belebungsbecken mit PAK-Dosierung für die Nitrifikation festgestellt (vgl. Kapitel 7.3.6). Dies lässt auf eine verbesserte Sauerstoffausnutzung schließen. Das genaue Einsparpotenzial ist abhängig von Anlagenbelastung, Temperatur, Bauform und Betriebsweise des MBR und weiteren Faktoren. Eine direkte Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere Anlagen ist somit nicht gegeben. Bei einer Reduzierung des Luftbedarfs um $10 \text{ Wh/m}^3_{\text{Permeat}}$ (7 % des Bedarfs an Belüftungsenergie von ca. $140 \text{ Wh/m}^3_{\text{Permeat}}$), liegt das Einsparpotenzial bei $0,002 \text{ €/m}^3_{\text{Permeat}}$.

Beim TR im Schlammkuchen konnte eine deutliche Verbesserung festgestellt werden. Eine Übertragbarkeit auf andere Anlagen vorausgesetzt, erscheint eine Reduzierung der täglich zu entsorgenden Schlammmasse um 8-10 % realistisch. Das jeweilige Einsparpotenzial ist stark abhängig von den Entsorgungskosten. Für das GWK Nordkanal bedeutet eine Massenreduzierung von 9 % eine Kosteneinsparung von $0,004 \text{ €/m}^3_{\text{Permeat}}$.

Die Membranstraßen mit PAK-Zugabe zeigten verbesserte Permeabilitäten gegenüber den Referenzstraßen, was eine Verringerung des notwendigen TMP zur Aufrechterhaltung der Filtrationsleistung bedeutet. Eine Verbesserung des TMP führt direkt zu einer Verringerung der benötigten Pumpenergie. Diese ist abhängig von der Druckhöhe des belebten Schlammes, dem Pumpentyp und dem potenziellen Gefälle im Ablauf der Anlage (Gravity-Flow). Das Einsparpotenzial muss daher anlagenspezifisch bestimmt werden. Inwieweit sich der Chemikalienbedarf durch reduziertes Foulingpotenzial anpassen lässt, ist abhängig vom Membrantyp und der Abwasserzusammensetzung der jeweiligen Kläranlage. Eine Einsparung chlorhaltiger Verbindungen reduziert zusätzlich das AOX-Bildungspotenzial, was notwendige Nachbelüftungszeiten nach der Reinigung reduzieren kann. Da die Membranreinigung im GWK Nordkanal nicht angepasst wurde, kann hier kein Einsparpotenzial abgeschätzt werden.

8.8 Zusammenstellung der Kenngrößen

Die wichtigsten Kenngrößen und Kosten für die Beurteilung der Wirtschaftlichkeit von PAK-MBR sind in Tabelle 8.2 zusammengefasst.

Tabelle 8.2: Kenngrößen für Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen des PAK-MBR-Verfahrens

Parameter	Einheit	Erste MBR (1999ff)	Empfehlungen DWA-M 227 (2014)	Heutige Ansätze der Autoren
Bemessungsflux	L/(m ² ·h)	15 - 20	15 - 30 für Bsp.-Anlage	35 ^{a)} 15 - 30 ^{b)}
angesetzte Nutzungs- dauer der Membrane	Jahre	5 - 7,5	5 - 10	10 - 15 ^{a)}
Spez. Membrankosten	€/m ² Membran	> 150	-	ca. 40 ^{b)}
Energiebedarf				
- Gesamtanlage	kWh/m ³	> 1,0 - 1,5	0,7 - 1,0	0,5 - 0,7 ^{a)}
- Membranbelüftung & Permeatextraktion	Abwasser			< 0,1 ^{b)}
PAK-Dosis	g/m ³ Abwasser	-	-	≤ 15 ^{c)}
Kosten der Spurenstoffelimination				
- Dosierstation (Invest)	€/E	-	-	3 - 4 ^{c)}
	€/(E·a)			0,37 - 0,51 ^{d)}
- PAK	€/(E·a)	-	-	1,1 - 1,2 ^{c)}

^{a)} Ansatz des Ertverbandes auf Basis von 20 Jahren Betriebserfahrung

^{b)} Aktuelle Bemessungsempfehlungen/Richtpreisangaben von Suez WTS

^{c)} Auf Basis der Projektergebnisse (Mittleren Elimination der analysierten Stoffe ≥ 80 %)

^{d)} Annuität bei einem Zinssatz von 3 % und 10 Jahre Abschreibungsdauer

Werden die Kosten aus Tabelle 8.2 auf die Jahresschmutzwassermenge von etwa 3,2 Mio. m³/a bezogen, ergeben sich Zusatzkosten in Höhe von 0,028 bis 0,030 €/m³ für die gewählte PAK und 0,009 bis 0,013 €/m³ für die Dosierstation. Durch die PAK-Dosierung erhöhen sich die Stromkosten bei Nutzung der Dosierstation 1 um 0,001 €/m³ (Strompreis: 0,18 €/kWh). Dies ergibt in Summe ca. 0,044 €/m³ bezogen auf die Schmutzwassermenge. Auf die gesamte produzierte Permeatmenge von ca. 5,1 Mio. m³/a liegen die erwarteten Mehrkosten bei ca. 0,031 €/m³, bei geschätzten Einsparungen von ca. 0,013 €/m³ (Kapitel 8.7).

9 Empfehlungen zu (Um)bau und Betrieb von PAK-MBR

Die PAK-Dosierung ist in bestehende MBR einfach integrierbar und erfordert beim Umbau sowie beim Bau nur geringen zusätzlichen Flächenbedarf für Dosiertechnik und PAK-Lagerung. In den Versuchszeiträumen wurden keine negativen Auswirkungen auf die Membranintegrität und Reinigungsleistung des MBR durch die PAK-Dosierung festgestellt, sodass keine Anpassung der MBR-Bemessung notwendig ist und die in Kapitel 8 zusammengestellten Bemessungsparameter Anwendung finden können. Positive Auswirkungen im Betrieb mit neuen Membranen können eventuell langfristige Einsparungen bei den Energiekosten und im Chemikalienbedarf für die Membranreinigung generieren.

9.1 Auswahl der Dosierstation

In diesem Projekt wurden zwei Dosierstationen mit unterschiedlichen Technologien untersucht. Es zeigte sich, dass das aktuell marktgängige System mit kontinuierlicher Dispersion trockener Aktivkohle im Regelbetrieb sehr genaue Dosierungen erlaubt, die z. B. für nachgeschaltete PAK-Verfahren mit getrennter Adsorptionsstufe genaue Einstellungen auf die aktuelle Wassermenge, bzw. auch eine Regelung des Systems z. B. über den SAK₂₅₄ im Ablauf solcher Anlagen ermöglichen. Wie die Untersuchung der unterschiedlichen Dosierstrategien zeigte, war die hochgenaue, gravimetrische Dosierung in den Membranbioreaktor nur bedingt zielführend, bzw. war eine wirkliche Verbesserung durch eine volumenstromproportionale PAK-Zugabe nicht feststellbar. Demgegenüber war es mit der vereinfachten Dosiertechnologie mit batchweisem Anmischen und Stoßdosierung möglich, gezielt die Mittagsfrachtpitze (CSB) der Anlage abzufedern.

Beim gravimetrischen Dosiersystem (Dosierstation 1) führte die bedarfsweise Benetzung von PAK im Disperser „just in time“ häufig zu Betriebsproblemen und Anlagenausfällen. Dies sollte möglichst vermieden werden. Die batchweise Herstellung eines PAK-Slurry, wie in Dosierstation 2, kann mit einem stark gerührten Vorratsbehälter mit einer Vorhaltezeit von ca. einem Tag gekoppelt werden, sodass immer ausreichend PAK für eine Dosierung z. B. mittels konventioneller Schlauch- oder Exzentrerschneckenpumpen zur Verfügung steht. Vorteilhaft sind hierbei die geringeren Kosten der Dosiertechnologie im Vergleich zu Systemen mit hochgenauen Waagen ohne verfahrenstechnisch relevante Unterschiede in der Dosiergenauigkeit.

Ein wichtiger Punkt ist der Brauchwasserbedarf. Ein kontinuierlich betriebenes System mit Disperser hat einen vielfach höheren Brauchwasserbedarf als die untersuchte Batch-Dosierung. Das Brauchwasser muss zum einen dauerhaft mit ausreichendem Wasserdruck zur Verfügung stehen, was mit der Membran-Intensivreinigung abzustimmen ist. Zum anderen handelt es sich hier um Permeat, welches somit zweifach filtriert werden muss und zu einer leichten Mehrbelastung der Kläranlage (abhängig von der Anlagengröße) führt.

Die Dosierstation sollte mit einem ausreichend bemessenen Silo ausgestattet sein, das möglichst die Anzahl der Füllzyklen auf monatliche oder quartalsweise Befüllungen begrenzt, um eine kontinuierliche PAK-Verfügbarkeit bei geringem Personalaufwand zu gewährleisten. Eine Nutzung von Klein-Containern im Wechselsystem, wie in diesem Pilotprojekt geschehen ist für den Regelbetrieb nicht empfehlenswert.

9.2 Wahl der Dosierstelle

Die Nitrifikation bot sich im GWK Nordkanal als Dosierstelle für die PAK an. Hier war mit einer möglichst geringen Adsorption des leicht abbaubaren CSB durch die frische Kohle und somit keiner Beeinflussung der Denitrifikation zu rechnen. Dies konnte durch die Untersuchung der Nitrat- und Nitrit-Werte im Ablauf bestätigt werden, die gegenüber der Referenzstraße nicht erhöht waren. Im MBR Nordkanal sind die Membranen jedoch, entgegen der heute vorherrschenden Bauform separater Membrantanks, in das Nitrifikationsbecken getaucht. Somit kommt die frische PAK hier z. T. mit nicht vollständig biologisch gereinigtem Abwasser in Kontakt.

Bei getrennter Anordnung der Membranen wäre eine Dosierung der PAK im hinteren Teil des Belebungsbeckens und somit vor den Membrantanks zielführend, da hier die DOC-Hintergrundbelastung geringer ist. Eine Dosierung direkt in die Membrantanks führt aufgrund der größeren Anzahl an Tanks zu einem hohen Steuerungsaufwand, der nach Meinung der Autoren nicht im Verhältnis zur erwarteten minimalen Ergebnisverbesserung steht.

Eine Dosierung in die Denitrifikation ist aus oben genanntem Grund der hohen Adsorptionskonkurrenz und der eventuellen Schädigung der Denitrifikationsleistung zu vermeiden.

9.3 Integration der PAK-Dosierung in das Prozessleitsystem

Im Rahmen des Projekts MBR-AKTIV wurden die Dosierstationen nicht in das Prozessleitsystem der Kläranlage eingebunden, da hierfür umfassende Änderungen am bestehenden System erforderlich gewesen wären. Allerdings erhöhte die gewählte Umsetzung den personellen Aufwand aufgrund der Notwendigkeit häufiger Begehungen der Station. Neben den allgemeinen Vorteilen der zentralen Betriebsüberwachung und der Datenhaltung und -sicherung hat die vollständige Einbindung auch Vorteile aus Prozesssteuerungssicht: Hier ist z. B. die Verknüpfung der Anlagensteuerung mit Volumenstrom- und Konzentrationsmessungen zu nennen.

Um eine gewisse Kontinuität bei der Spurenstoff-Eliminationsleistung zu erreichen, kann z. B. die kontinuierliche Dosierung einer PAK-Teilmenge mit einer stoßweisen Zugabe der Restmenge zur Mittagszeit kombiniert werden. Gleichzeitig ist auch die Programmierung eines „typischen“ Trockenwettertagesgangs denkbar, dem die PAK-Dosierung angepasst wird. Soll eine volumenstromspezifische Dosierung erfolgen, dann ist dies langfristig nach Erfahrungen

aus diesem Projekt nur über eine direkte Integration der Dosierstation in das Prozessleitsystem umsetzbar. Zudem kann die PAK-Dosierung so gesteuert werden, dass in Zeiträumen mit Überschussschlammabzug aus dem jeweiligen Belebungsbecken keine Dosierung stattfindet. So kann der Verlust frischer PAK über den Überschussschlammabzug minimiert werden.

Wird das Belebungsbecken ähnlich wie im GWK Nordkanal in einem batchweisen Betriebsregime betrieben, ist eine Dosierung der PAK zu Zeitpunkten mit möglichst hoher Turbulenz und zu Beginn der Beschickungsphasen vorteilhaft für die Distribution frischer PAK im Belebungsbecken und die hydraulische Aufenthaltszeit des Abwassers.

9.4 Wahl der PAK-Dosierkonzentration

Die Dosierkonzentration ist abhängig vom Reinigungsziel, dem Hintergrund-DOC und der aktuellen Zulaufschlammbelastung des Membranbioreaktors. Aktuell gibt es weiterhin keine geltenden rechtlichen Anforderungen zur Spurenstoffelimination in Deutschland. Somit ist der einzige, wirtschaftlich und rechtlich bewertbare Ansatz, die Einhaltung der 20 mg_{CSB}/l Grenze des Abwasserabgabengesetzes. Dieser Wert wurde nach Einfahren des PAK-MBR Nordkanal bei den untersuchten Dosierkonzentrationen und kontinuierlicher PAK-Dosierung sicher eingehalten. Im Zeitraum der Stoßdosierung lag der CSB-Wert in den 24-Stunden-Proben deutlich höher, was eventuell auf die geänderte Analyseverfahren des CSB mit insgesamt höherer Bestimmungsgrenze von 15 mg_{CSB}/l zurückzuführen ist. Es gab jedoch auch Überschreitungen der 20 mg_{CSB}/l bei dieser Dosierstrategie, sodass zum aktuellen Zeitpunkt keine Sicherheit für die Einhaltung des CSB-Werts unter 20 mg_{CSB}/l für die Stoßdosierung gegeben ist. Hier werden Anpassungen der Dosierzeiträume und ggf. eine Aufteilung der zu dosierenden PAK-Menge auf mehrere Einzeldosen empfohlen. Im Zeitraum mit kontinuierlicher Dosierung reichte die Einstellung einer mittleren PAK-Dosierkonzentration von 10 mg_{PAK}/l bezogen auf die gesamte Jahresabwassermenge zur Einhaltung des Wertes aus.

Die aktuelle Empfehlung aus diesem Projekt lautet also, dass eine Dosierung von 10 mg_{PAK}/l auf die Jahresabwassermenge als Ausgangspunkt für den Einfahrbetrieb des MBR Nordkanal dienen kann. Die Stoßdosierung bietet Vorteile aufgrund des geringeren Betriebsmittelbedarfs und der günstigeren Dosiertechnik. Hier ist jedoch weiterer Untersuchungsbedarf gegeben. Die Übertragbarkeit auf andere MBR hängt z. B. von den möglichen Dosierstellen, der Betriebsweise/ Beschickung der Anlage und der örtlichen Abwassermatrix, insbesondere dem CSB-Ausgangsniveau ab. Die effektive Adsorptionsleistung variiert zudem in Abhängigkeit der verwendeten PAK.

9.5 PAK-Auswahl

Zur Auswahl der Pulveraktivkohle im Hinblick auf die erreichbare Reinigungsleistung finden sich bereits umfangreiche Empfehlungen in der Literatur auf die an dieser Stelle verwiesen wird (DWA-M 285-2, 2020; DWA, 2019; ZIETZSCHMANN et al., 2019; JEKEL et al., 2018).

Darüber hinaus wurden zum Anfang des Projekts MBR-AKTIV gewisse Rahmenbedingungen hinsichtlich der Abrasivität und des Feinstkornanteils der Aktivkohle definiert, die einen sicheren Betrieb mit Membranverfahren gewährleisten sollen. Die Anforderungen an eine geringe Abrasivität der Kohle werden von den getesteten marktgängigen Produkten meist eingehalten. Dennoch sollte bereits bei der Vorauswahl der PAK ein entsprechender Nachweis seitens des Herstellers (z. B. in Form der hier verwendeten Gold-Zahl) angefordert werden. Die genauen Anforderungen sollten mit dem jeweiligen Hersteller der Filtrationsmembranen abgestimmt werden, um die Membranintegrität und mögliche Garantiezeiten nicht zu gefährden. Der vorab definierte minimale Feinkornanteil wurde von den untersuchten Kohlen nicht eingehalten. Es zeigten sich jedoch weder in den großtechnischen Versuchen noch in den halbtechnischen Versuchen mit feiner aufgemahlener Aktivkohle negative Effekte auf die Membranintegrität oder das Foulingverhalten. Auf Basis der durchgeführten Untersuchungen ist somit auch eine fein aufgemahlene Kohle für das PAK-MBR-Verfahren verwendbar. Größere PAK-Körnungen bieten jedoch eventuell eine größere Pufferwirkung aufgrund längerer Diffusionswege der adsorbierbaren Substanzen in die Mikroporen.

9.6 Bemessung des Belebungsbeckens

Im Rahmen der hier vorgestellten Untersuchungen wurde kein erhöhter Schlammanfall im PAK-MBR im Vergleich zu den anderen Membranbioreaktoren festgestellt. Eventuell hat eine geänderte Biozönose den Schlammanfall reduziert. Messungenauigkeiten bei der Bilanzierung sind nicht auszuschließen, sodass hier weiterer Untersuchungsbedarf besteht. Ohne diesen Effekt liegt dieser rechnerisch bei den getesteten Dosierkonzentrationen bei ca. 4 bis 6 % der Feststoffmasse. In der Belebungsbeckenbemessung kann der eventuell leicht erhöhte TS_{BB} jedoch vernachlässigt werden, da eine sichere Abtrennung des Schlammes durch die Membranfiltration gegeben ist. Heutige Bemessungsansätze des TS_{BB} bei Membranbelebungsanlagen auf 6 bis 8 g_{TS}/l bieten zudem ausreichend Puffer für die minimale TS-Erhöhung um 0,3 bis 0,6 g_{PAK}/l .

Bei der Nitrifikationsbelüftung ist nach den hier vorgestellten Untersuchungsergebnissen von einem positiven Effekt der PAK auf den Energiebedarf auszugehen, der abhängig von der Betriebsweise und Membrantyp und -alter ist. Es wird daher empfohlen, den α -Werts für die Belüfterauslegung z. B. nach DWA-M 229-1 (2021) nach derzeitigem Stand des Wissens auf Basis des gewählten TS_{BB} zu tätigen. Eventuelle Einsparungen der Belüfterenergie können auf Basis der Projektergebnisse nicht für jeden Lastfall gesichert quantifiziert werden und

ergeben sich somit abhängig von der Belastungssituation der jeweiligen Kläranlage durch die lastabhängige Regelung im täglichen Anlagenbetrieb.

9.7 Bemessung der Schlammbehandlung

Aus Betriebssicherheitsgründen sollte der theoretische Mehrschlammanfall aus der PAK-Dosierung bei der Bemessung der Schlammbehandlung und -entwässerung berücksichtigt werden. Auf Basis der Versuchsergebnisse ist eine leichte Verbesserung des TS im Dickschlamm des ÜS-Bandeindickers um bis zu 5 % abzuleiten. Der TR im Schlammkuchen bei der Zentrifugation konnte konstant hoch bei einem 7-Tage-Mittel von 30 % gehalten werden. Bei der Vollstromdosierung wurden TR-Werte von > 33 % erreicht. Eine Erhöhung der Feststoffgehalte um bis zu 3 %-Punkte bei gleichbleibender Flockungshilfsmitteldosierung kann somit aus derzeitiger Sicht mit dem hier verwendeten Aggregat unter den gegebenen Randbedingungen erreicht werden. Dies entspricht einer effektiven Reduzierung der zu entsorgenden Schlammmasse von 9,1 % bezogen auf den Ausgangszustand. Abhängig von den Vorbedingungen ist dieser Wert der jeweiligen Kläranlage anzupassen.

10 Darstellung des Potenzials der Technologie für NRW

10.1 Überlegungen zur vierten Reinigungsstufe auf Kläranlagen in NRW – Auswertung der Machbarkeitsstudien

Im Rahmen der Überlegungen zu einer zusätzlichen Verfahrensstufe zur Spurenstoffelimination wurden durch die Landesregierung in NRW im Zeitraum 2011 bis 2019 über 100 Machbarkeitsstudien bei Kläranlagen gefördert und veröffentlicht. Die Machbarkeitsstudien sollen der Entscheidungsfindung zu einer möglichen Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen zur Elimination von Spurenstoffen dienen. Dabei wurden verschiedene Verfahren bewertet, Voruntersuchungen durchgeführt und u.a. umfangreiche Kostenabschätzungen angestellt. Die nachfolgend dargestellten Auswertungen basieren auf der Masterarbeit von Markus SCHLICHER (2020) zur systematischen Auswertung der Machbarkeitsstudien in NRW. Insgesamt wurden in den verwerteten Studien 499 Verfahrensvarianten genauer betrachtet (vgl. Abbildung 10.1).

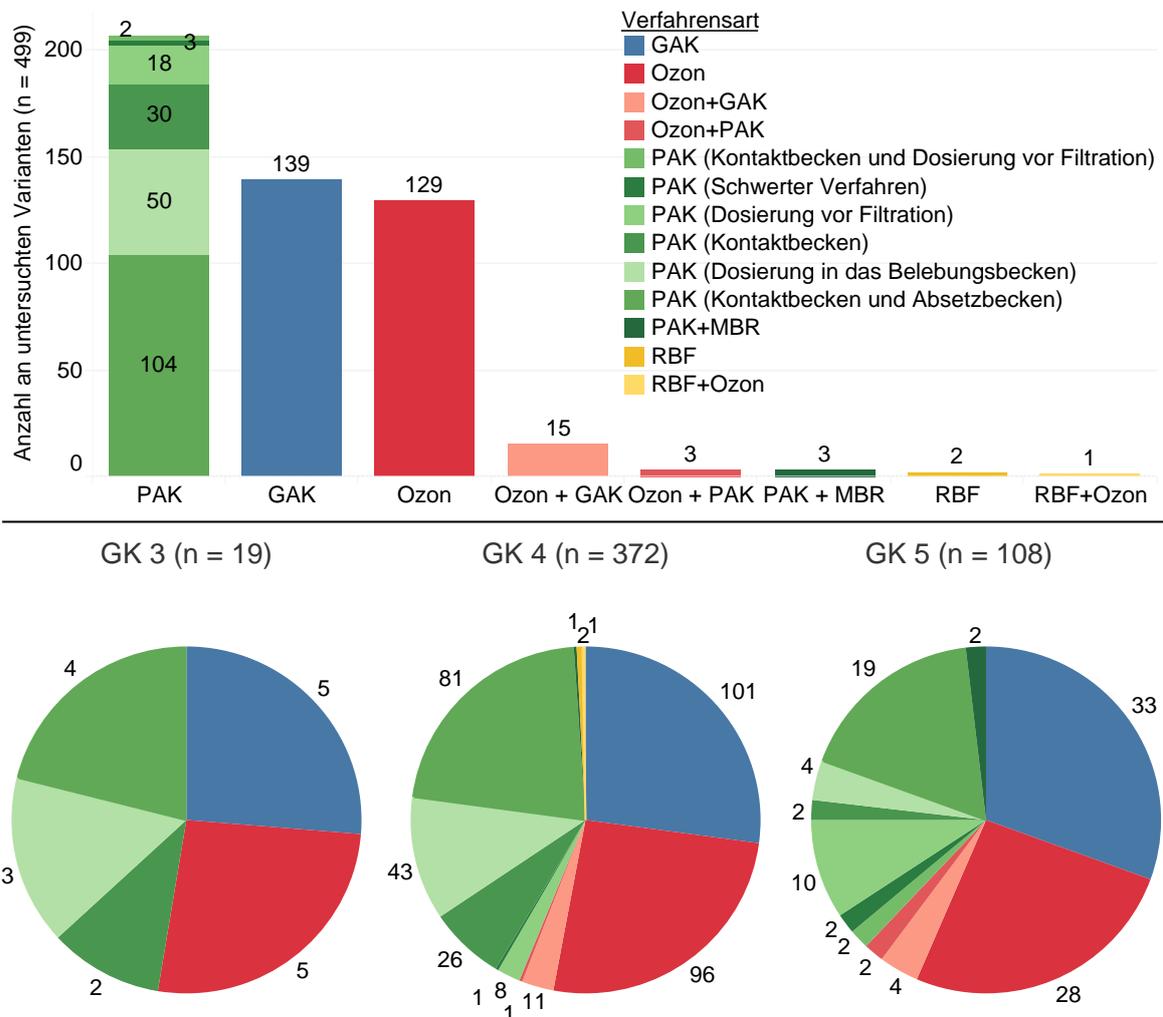


Abbildung 10.1: Untersuchte Verfahrensvarianten zur Spurenstoffelimination (Datenquelle: Machbarkeitsstudien und ELWAS, 2020)

Abbildung 10.1 zeigt, dass bei fast allen Machbarkeitsstudien in der Regel die „klassischen“ Verfahren zur Spurenstoffelimination untersucht wurden. Eine konventionelle Kläranlage mit nachgeschalteter GAK-Stufe oder Ozonung liegen dabei fast gleichauf. Die Kombination aus Ozon und GAK im Ablauf der konventionellen Kläranlage wurde 15-mal als Variante untersucht. Die am häufigsten untersuchte Technologie ist die PAK-Dosierung (ohne weitere Kombination mit einem anderen Hauptverfahren) mit 210 Untersuchungen zu den sechs unterschiedlichen Varianten. Dies liegt daran, dass es für das PAK-Verfahren häufig mehrere unterschiedliche Verfahrensvarianten und/oder Abtrennstufen in einer Studie verglichen wurden. Beispielhaft wurde in Studien der Knollmann Ingenieurgesellschaft mbH die gleiche PAK-Variante sowohl mit Sandfilter als auch mit Tuchfilter untersucht. Das Verfahren mit separater Adsorptionsstufe, bestehend aus Kontaktbecken und Absetzbecken macht über 50 % der untersuchten PAK-Verfahren aus. Mit 23,2 % der PAK-Verfahrensvarianten folgt darauf die Dosierung von PAK in das Belebungsbecken. Danach folgen die Verfahren mit nur einem Kontaktbecken, die Dosierung vor der Filtration, die Kombination beider Verfahren und das Schwerter Verfahren (Dosierung in einen dynamischen Rezirkulationskreislauf). Der PAK-MBR³ als Sonderform der simultanen PAK-Dosierung wurde insgesamt drei Mal untersucht (BEYERLE et al., 2018a; MAUS und SCHULZ, 2017; MAUS et al., 2016). Eine untergeordnete Rolle spielt ebenfalls die Verfahrenskombinationen von Ozon und PAK mit insgesamt drei Untersuchungen. Als eigenständiges Verfahren wurde zweimal ein Retentionsbodenfilter als alleinige Anlage zur Spurenstoffelimination untersucht (BEYERLE et al., 2018b; BIEBERSDORF und KAUB, 2014) und einmal in Kombination mit einer Ozonung (BIEBERSDORF und KAUB, 2014). Die simultane PAK-Dosierung in die biologische Stufe wurde bei der Variantenuntersuchung am häufigsten für Kläranlagen < GK 5 untersucht, während für die GK 5 Kläranlagen die Dosierung vor eine Filtrationsanlage häufiger untersucht wurde. Dies ist voraussichtlich auf dort bestehende Flockungsfiltrationsanlagen zurückzuführen. Da das Filterspülwasser und somit die PAK nachträglich in die biologische Stufe gespült werden können, um die Beladungskapazität der PAK optimal auszunutzen, ist mit dieser Verfahrensvariante effektiv ein Kombinationsverfahren inkl. simultaner Dosierung möglich.

In Abbildung 10.2 werden die in den Studien empfohlenen insgesamt 106 Varianten dargestellt und nach den jeweiligen, übergreifenden Verfahrenstypen gruppiert. Von den untersuchten Varianten einer Studie wurde am Schluss meistens ein Verfahren empfohlen. In neun Studien wurden zwei Verfahren zur Weiterverfolgung empfohlen. Bei elf Studien wurde keine der untersuchten Varianten empfohlen. Als Begründung wurde u.a. ausgeführt, dass gesetzliche Vorgaben abgewartet werden sollen (z.B. SCHÜTTE et al., 2018; SCHÜTTE et al., 2016; VARNHORN und MERTEN, 2015). Vereinzelt gab es auch keine direkte Empfehlung, es lag aber

³ Der PAK-MBR ist in Abbildung 10.1 zur besseren Unterscheidung als einzelne Säule aufgeführt.

eine Bewertungsmatrix vor. In diesen Fällen wurde in der Grafik das am besten bewertete Verfahren als empfohlene Variante angenommen.

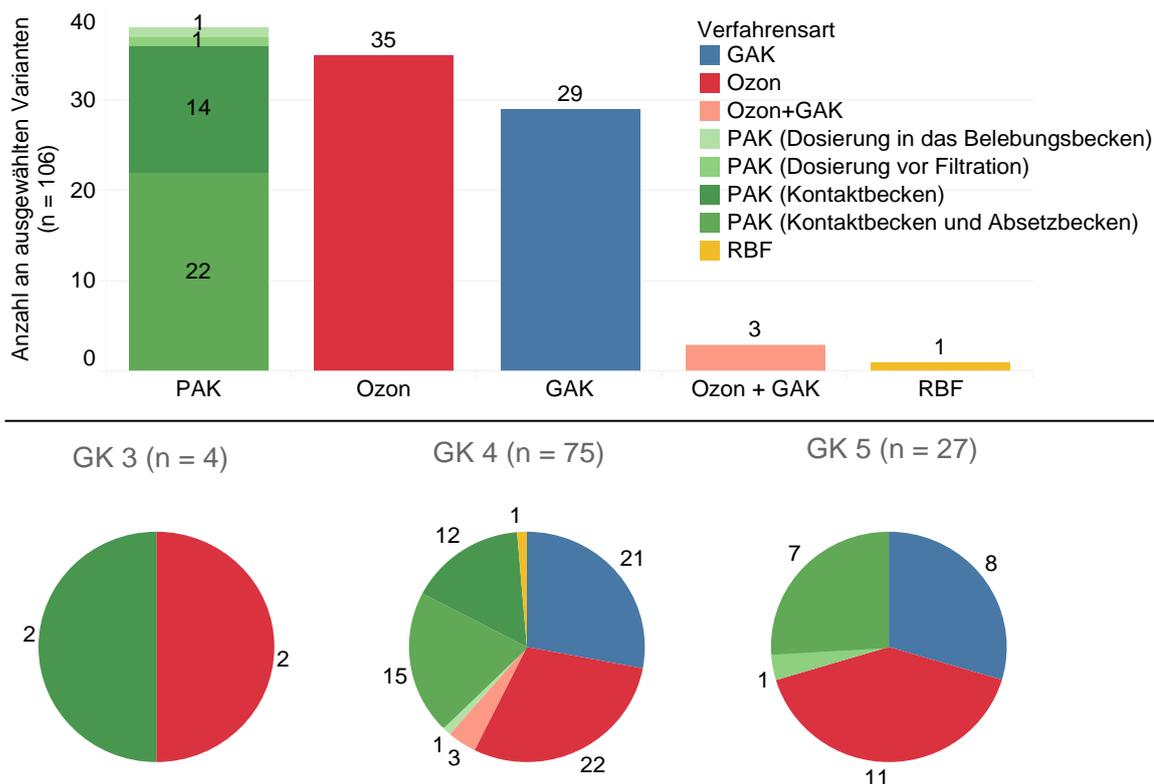


Abbildung 10.2: Übersicht: Empfohlene Verfahrensvarianten zur Spurenstoffelimination⁴
(Datenquelle: Machbarkeitsstudien und ELWAS, 2020)

Am häufigsten wurde eine PAK-Variante (insg. 38 Empfehlungen), danach die Ozonung (35) und dann die GAK-Filtration (29) vorgeschlagen. Von den Kombinationsverfahren wurde nur dreimal die Kombination von Ozon und GAK empfohlen. Einmal wurde ein RBF als Verfahren empfohlen. Bei den PAK-Verfahrensarten wurde am häufigsten das Verfahren Kontaktbecken mit Absetzbecken empfohlen; dies stellte die am häufigsten untersuchte Variante der PAK-Verfahren dar. Die Dosierung in das Belebungsbecken wurde hingegen nur an zwei Standorten empfohlen.

Bei dem PAK-Verfahren ist der wesentliche Parameter für die Bewertung der langfristigen Wirtschaftlichkeit die PAK-Dosis. In den Machbarkeitsstudien wurden hierzu unterschiedliche Aussagen getroffen. Zum Teil wurden Min-Max-Bereiche angegeben oder je nach Verfahren eine mittlere Dosierung vorgeschlagen.

⁴ Die Reihenfolge der Farben aus der Legende für die einzelnen Verfahren gilt beim Säulendiagramm von oben nach unten und beim Kreisdiagramm im Uhrzeigersinn.

Um die Werte dennoch vergleichend darstellen zu können, wurde die Darstellungsart in Abbildung 10.3 gewählt. Dargestellt sind für die jeweiligen Verfahrensoptionen getrennt:

- der absolute Minimalwert aller Machbarkeitsstudien (blau),
- der absolute Maximalwert aller Machbarkeitsstudien (rot)
- Der Bereich in dem sich die Mittelwerte befanden (graue Bereiche)
- der Minimalwert der angegebenen Mittelwerte (hellgrün; Bezeichnung: min. PAK -Dosiermenge (mittel)),
- der Maximalwert der angegebenen Mittelwerte (hellgrün; Bezeichnung: max. PAK -Dosiermenge (mittel)) und
- der Mittelwert, der sich aus all diesen Werten ergibt (schwarz).

Die angegebenen Zahlen lassen sich so interpretieren:

- AVG (Anzahl Varianten/Anzahl Kläranlagen) zur Darstellung des Mittelwertbereichs
- min/max (Anzahl Varianten/Anzahl Kläranlagen) zur Darstellung des Min-Max-Bereichs

Die PAK-Verfahren mit weniger als fünf Werten wurden in der Grafik nicht ausgewertet.

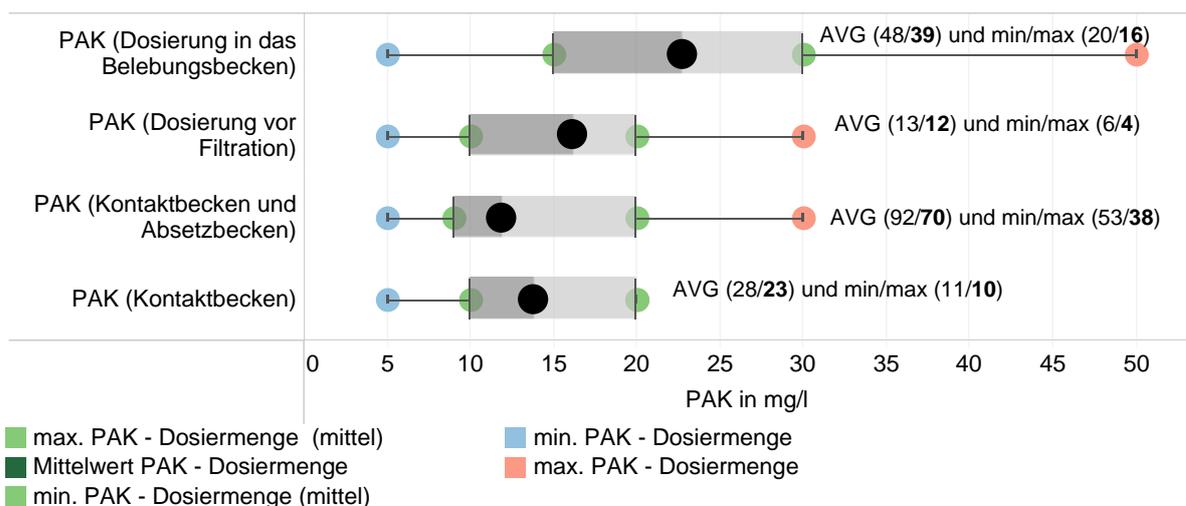


Abbildung 10.3: PAK-Dosierung (Minimum, Durchschnitt, Maximum), aufgeschlüsselt nach den verschiedenen Verfahrensoptionen für PAK (Datenquelle: Machbarkeitsstudien)

Die Bandbreite der Mittelwerte bei der PAK-Dosierung in nachgeschaltete Verfahrensstufen liegt im Bereich 10 bis 20 mg_{PAK}/l. Für die simultane PAK-Dosierung wurden hingegen mittlere Dosierungen zwischen 15 und 30 mg PAK/l angenommen. Die niedrigste angegebene PAK-Dosierung ist bei 5 mg_{PAK}/l über alle Verfahren hinweg. Insgesamt wurden die niedrigsten mittleren PAK-Dosierungen bei Verfahren mit Kontaktbecken und Absetzbecken angesetzt. Die Daten ähneln denen von z. B. METZGER et al. (2014b), RÖBLER und METZGER (2014), DWA-M 285-2 (2020) und MALMS et al. (2018).

Die berechneten spezifischen Jahreskosten sind als Box-Whisker-Plot nach den einzelnen Größenklassen der Kläranlagen aufgeschlüsselt und nach der Verfahrensart in Abbildung 10.4 dargestellt. Die Verfahren, bei denen weniger als fünf Werte vorlagen, wurden hierbei nicht berücksichtigt. Somit scheidet die GK 3 aus. In Klammern steht die Anzahl an Kläranlagen bei denen Werte vorlagen.

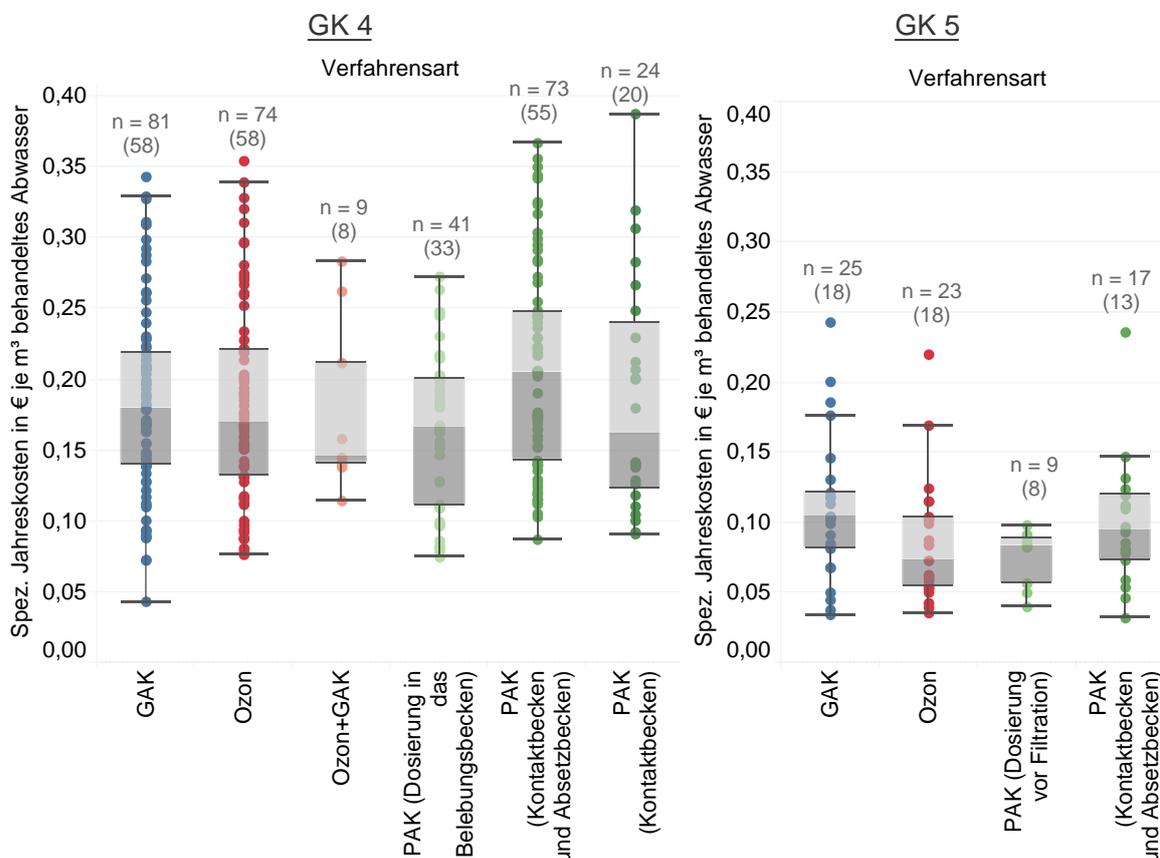


Abbildung 10.4 Spezifische Jahreskosten behandeltes Abwasser [$\text{€}_{\text{netto}}/\text{m}^3$] aufgeschlüsselt nach Größenklassen und Verfahrensart (Datenquelle: Machbarkeitsstudien und ELWAS, 2020)

Aus der Auswertung geht hervor, dass bei den PAK-Varianten die Dosierung vor einen (bestehenden) Filter bzw. in ein einfaches Kontaktbecken am kostengünstigsten eingeschätzt wird. Die simultane PAK-Dosierung ist demgegenüber spezifisch teurer, was v. a. auf die höhere angenommene PAK-Dosis zurückzuführen ist.

Insgesamt fokussieren die Machbarkeitsstudien aufgrund ihrer Ausrichtung stark auf den Aspekt Spurenstoffelimination. Die weitergehende Nährstoff- und Partikelelimination sowie die Desinfektion werden nur vereinzelt als Randthemen angesprochen. Unter diesen Bedingungen ist es nicht verwunderlich, dass die Technologiewahl sehr Spurenstoff-spezifisch ausfällt. Abhängig von zukünftigen rechtlichen Rahmenbedingungen, und auch mit Blick auf die zunehmend kritisch hinterfragten multiresistenten Mikroorganismen im Kläranlagenablauf, könnte dieser Spurenstofffokus ggf. mit Blick auf die Gesamtsituation zu unzureichenden Maßnahmen führen.

10.2 Reduzierung der Spurenstoffkonzentrationen in Oberflächengewässern bei großtechnischem Ausbau der Kläranlagen GK 4 und 5 mit PAK-MBR

10.2.1 Vorbemerkungen zu den Modellbetrachtungen

Die erreichbare Gewässerverbesserung durch die PAK-MBR Technologie bleiben ohne direktes Beispiel abstrakt. Aus diesem Grund wurden nachfolgend Szenarien zum großräumigen Einsatz der PAK-MBR Technologie in NRW untersucht und mit den Vorzugsvarianten der durch das MULNV NRW umfangreich geförderten Machbarkeitsstudien zur Spurenstoffelimination auf Kläranlagen verglichen. Die nachfolgend dargestellten Ergebnisse basieren auf der Masterarbeit von Katharina EHLEN (2021) zur kartografischen Aufbereitung von Daten aus dem ELWAS-Web (ELWAS, 2020) und den oben ausgewerteten Machbarkeitsstudien in einer interaktiven Webmap und der Stoffflussmodellierung des Verhaltens der Spurenstoffe im Gewässer.

Die betrachteten Szenarien werden in Kapitel 10.2.3 erläutert. Das dort entwickelte Maximalszenario des Ausbaus aller Kläranlagen GK 4 und 5 in NRW soll das mögliche Potenzial der Technologie zeigen. Es soll nicht der Anschein einer Umsetzungsempfehlung für alle Kläranlagen GK 4 und 5 entstehen. Die Verbesserung der Gewässerqualität aufgrund der Desinfektionsleistung der Ultrafiltrationsmembranen und der weitergehenden Nährstoffelimination des MBR wird in den Szenarien nicht abgebildet, soll aber nicht unerwähnt bleiben.

10.2.2 Verwendetes Stoffflussmodell GREAT-ER

Georeferenzierte Stoffflussmodelle bieten eine wesentliche unterstützende Funktion zur Abschätzung der Exposition von Oberflächengewässern mit anthropogenen Spurenstoffen, da sie die räumliche Variabilität von Gewässerimmissionen mit einbeziehen. Diese Variabilität ist abhängig von verschiedenen Komponenten wie der Emissionsquelle, den Fließgewässern und ihren spezifischen Einzugsgebieten (AVENHAUS, 2007; MATTHIES et al., 2006). Vor diesem Hintergrund wurde das Geography-referenced Regional Exposure Assessment Tool for European Rivers (GREAT-ER) vom Institut für Umweltsystemforschung der Universität Osnabrück entwickelt. Das Modell liefert flächendeckend räumlich aufgelöste Prognosen des Belastungszustands der Fließgewässer mit Mikroschadstoffen. In Verbindung mit dem Geoinformationssystem ArcGIS (Fa. ESRI) werden die Ergebnisse kartographisch aufbereitet. Weiterhin können Konzentrationsverlaufprofile in Fließgewässern dargestellt werden. Neben der hieraus resultierenden Möglichkeit zur Identifikation von Belastungsschwerpunkten im Fließgewässernetz, können in einem weiteren Schritt Maßnahmenszenarien zur Verbesserung des Zustandes durchgespielt werden (KLASMEIER et al., 2017; AVENHAUS, 2007).

GREAT-ER besteht aus den drei Modulen (vgl. Anhang E) Emissions-, Kläranlagen- und Oberflächengewässermodul. Im Emissionsmodul wird der Eintrag von Spurenstoffen anhand des mittleren Pro-Kopf-Verbrauches der angeschlossenen Einwohner unter Berücksichtigung von stoffspezifischer Metabolisierung berechnet. Neben dem privaten Verbrauch spielt bei bestimmten Arzneistoffen wie Antibiotika oder Röntgenkontrastmitteln verstärkt der Verbrauch während stationären Behandlungen in Krankenhäusern eine Rolle. Durch Krankenhäuser im Kläranlageneinzugsgebiet kann sich die Stofffracht im Zulauf der Kläranlage erhöhen. Dies kann optional mit in die Modellberechnungen anhand des mittleren Pro-Kopf-Verbrauches der berücksichtigten Patienten einfließen. Aus Addition beider Ansätze ergibt sich die Zulaufkonzentration zur Kläranlage. Eine mögliche Elimination der Substanzen z. B. durch adsorptive oder biologische Prozesse in der Kanalisation wird nicht betrachtet.

Im Kläranlagenmodul wird die prozentuale Elimination des jeweiligen Spurenstoffes in den Abwasserbehandlungsanlagen bestimmt. Es wird zwischen vier biologischen Abwasserbehandlungsverfahren mit unterschiedlicher Spurenstoffelimination unterschieden: Belebtschlammverfahren (Activated Sludge), Abwasserteich (Lagoon), Tropfkörper (Biofilm) und einer Pflanzenkläranlage (Wetland). Neben der konventionellen Abwasserbehandlung können Eliminationen für bereits großtechnisch erprobte Stufen zur Spurenstoffelimination (Ozonung, Aktivkohle) definiert werden. Bei Aktivkohle werden die Eliminationen von GAK und PAK in einem Wert zusammengefasst. Für die Erstellung von Maßnahmenszenarien kann das Vorhandensein einer Spurenstoffelimination temporär auf ausgewählten Kläranlagen simuliert werden (KLASMEIER et al., 2017).

Abschließend folgt das Oberflächengewässermodul. Das Fließgewässernetz NRW wurde im Auftrag des LANUV NRW durch das Institut für Umweltsystemforschung in Osnabrück vollständig für die Nutzung in GREAT-ER als gerichteter azyklischer Graph aufbereitet. Hierfür wurde das Fließgewässernetz in maximal 2 km lange Abschnitte unterteilt. Zu jedem Abschnitt gibt es Informationen über den Abfluss, die Segmenttiefe und die Fließgeschwindigkeit. Die Frachten der ausgewählten Spurenstoffe werden mithilfe eines Massenbilanzmodells unter Berücksichtigung der Fließrichtung für jeden Abschnitt berechnet. In den einzelnen Segmenten beeinflussen Emissionen von Abwasserbehandlungsanlagen und Verlustprozesse innerhalb der Fließgewässer die Frachten unter Berücksichtigung der hydraulischen Aufenthaltszeit des Stoffes im jeweiligen Abschnitt. Der entsprechende Abflusswert im Abschnitt ermöglicht anschließend die Umrechnung der Frachten in Konzentrationen. Die Konzentrationen können anhand des langjährigen mittleren Abflusses (MQ) oder mittleren Niedrigwasserabflusses (MNQ) berechnet werden (KLASMEIER et al., 2017; KEHREIN et al., 2015; AVENHAUS, 2007). Im Oberflächengewässermodul werden zwei Modi unterschieden. Der erste Modus geht von einer einheitlichen konstanten Abbaurrate für die Verlustprozesse in allen Fließgewässerabschnitten aus. Im zweiten Modus wird anhand

der spezifischen Eigenschaften jedes Segments eine eigene Abbauratenkonstante für relevante Verlustprozesse erstellt. Prozesse, die mit einfließen können, sind die Hydrolyse, Photolyse, Sedimentation, Ausgasung und der biologische Abbau des betrachteten Stoffes (KLASMEIER et al., 2017).

10.2.3 Untersuchung des IST-Zustandes und Szenarienentwicklung in diesem Projekt

In diesem Projekt wurden mithilfe von GREAT-ER Simulationen des IST-Zustandes für die Stoffe Carbamazepin, Diclofenac, Metoprolol und Sulfamethoxazol beim MQ durchgeführt. Der im Emissionsmodul anzusetzende Pro-Kopf-Verbrauch für die betrachteten Stoffe wurde anhand der Jahresverbrauchsdaten des Arzneiverordnungsreports 2020 und Angaben des Umweltbundesamtes bestimmt, welche auf die Bevölkerungszahl Deutschlands 2020 normiert wurden (SCHWABE und LUDWIG, 2020; UMWELTBUNDESAMT, 2020). Im Kläranlagenmodul sind die Eliminationen der o. g. Abwasserbehandlungsverfahren sowie der Stufe zur Spurenstoffelimination bereits definiert. Die im System hinterlegten Werte wurden durch die Autoren mit Literaturquellen abgeglichen und anschließend übernommen (MARGOT et al., 2013; PINNEKAMP et al., 2011; GÖTZ et al., 2010; ZHANG und GEISSEN, 2010; MAURER et al., 2007; RADJENOVIC et al., 2007). Auch die Verlustprozesse in den Fließgewässern im Oberflächengewässersmodul sind bereits vordefiniert. Es wird für alle Stoffe mit dem zweiten Modus gerechnet. Der Modellansatz von GREAT-ER für den Photoabbau der Stoffe basiert auf Literaturangaben (ALDER et al., 2010; BOREEN et al., 2004; ANDREOZZI et al., 2003; DOLL und FRIMMEL, 2003).

Um die Effizienz einer Umrüstung der konventionellen Kläranlagen mithilfe von Membranbioreaktoren in Kombination mit Pulveraktivkohle abzuschätzen, wurden zusätzlich verschiedene Maßnahmenszenarien durchgespielt. Mithilfe des Szenariodialogs in GREAT-ER können Kläranlagen ausgewählt und ihre Parameter (z. B. die Eliminationen) verändert werden. Für das Maßnahmenszenario wurden alle Kläranlagen der Größenklasse 4 und 5 in NRW betrachtet (> 10.000 E). Ausgegangen wurde von den Eliminationsleistungen bei einer PAK-Dosierung von 10 und 20 mg_{PAK}/l Abwasser. Da im Kläranlagenmodul MBR-Kläranlagen nicht explizit unterschieden werden, wurden die in diesem Projekt ermittelten stoffspezifischen Eliminationen der Referenzstraße berücksichtigt und um die zusätzliche Elimination der PAK erhöht (Vergleich PAK-Straße und Referenzstraße). Die entsprechenden Eliminationen wurden auf Basis der mittleren Eliminationen aus Kapitel 7.2.3 und auf Basis von Literaturdaten zu PAK-MBR (WESSLING et al., 2018) für die unterschiedlichen Konzentrationen berechnet.

Als Vergleich dient ein weiteres Maßnahmenszenario, in dem die jeweilige Vorzugsvariante aus den in NRW durchgeführten Machbarkeitsstudien zur Spurenstoffelimination auf Kläranlagen gewählt wurde (Aufstellung siehe Anhang E). Insgesamt wurden in den

veröffentlichten Machbarkeitsstudien für 96 Kläranlagen Vorzugsvarianten genannt (Abbildung 10.2). Hiervon betreiben 6 Kläranlagen mittlerweile eine Spurenstoffelimination und wurden demnach schon zur Berechnung des IST-Zustandes miteinbezogen. Drei Kläranlagen entfallen, da eine Verfahrenskombination aus Aktivkohle und Ozon empfohlen wurde, die nicht im derzeitigen Modell abgebildet werden konnte. Somit bleiben 87 Kläranlagen mit den gewählten Vorzugsvarianten.

Für die Untersuchung der Auswirkungen der Spurenstoffelimination in einem beispielhaften Fließgewässerprofil wurde die Erft gewählt. Sie entspringt in der Eifel südlich von Bad Münstereifel. Ihr Einzugsgebiet beträgt insgesamt 1.918 km². Wesentliche Nebenflüsse der Erft sind der Swistbach, der Gilbach, die Norf, der Veybach, der Neffelbach, der Rotbach und der Finkelbach. Die Erft kann in zwei Abschnitte untergliedert werden. Der erste Abschnitt beginnt bei der Erftquelle und endet vor der Einleitungsstelle der Kläranlage Bergheim Kenten. Von dort beginnt der zweite Abschnitt, welcher auch als unterer Abschnitt bezeichnet wird. Dieser Abschnitt ist stark durch Einleitungen der Sumpfungswässer aus dem Hambacher Braunkohletagebau geprägt. Etwa dreiviertel des Abflusses bestehen aus den Sumpfungswässern. Jährlich werden im Tagebau zu diesem Zweck ca. 600 Mio. m³/a Grundwasser abgepumpt. Um eine Einleitung der Sumpfungswasser zu ermöglichen, wurde die Erft stark ausgebaut (DRENSLA et al., 2018). Daher wurden die Abflussdaten des Modells ab der unteren Erft entsprechend um die Sumpfungswässer erhöht (DRENSLA et al., 2018).

Für die kartografische Darstellung der Ergebnisse wurde die Software QGIS verwendet. Die Fließgewässerprofile für den IST-Zustand und die Szenarien für jeden Stoff wurden aus GREAT-ER exportiert und mittels der Bibliothek Matplotlib für die Programmiersprache Python in einer Grafik zusammengefasst. Zur Risikobewertung wurden für die betrachteten Stoffe die Beurteilungswerte aus dem Anhang D4 des Monitoringleitfadens für Oberflächengewässer entnommen (Carbamazepin: 0,5 µg/l, Diclofenac: 0,05 µg/l, Metoprolol: 8,6 µg/l, Sulfamethoxazol: 0,6 µg/l) (MULNV, Stand 2020). Ebenfalls fließen Messdaten aus der o. g. Studie des Erftverbandes und aus ELWAS-Web (2020) in die Abbildungen mit ein. Die Messdaten aus ELWAS-Web (2020) liegen z. T. unterhalb der Bestimmungsgrenze. Bei einer Unterschreitung der Bestimmungsgrenze kann kein genauer Zahlenwert für die Konzentration bestimmt werden. In diesem Fall wird der Wert der Bestimmungsgrenze zur Darstellung des Messergebnisses verwendet.

10.2.4 Ergebnisse Kartendarstellung NRW

In Abbildung 10.5 sind die modellierten Diclofenac-Konzentrationen in den Fließgewässern Nordrhein-Westfalens dargestellt. Die Gewässer werden dabei nur dargestellt, wenn mindestens eine Kläranlage in diese einleitet. Die Breite des Gewässers symbolisiert den MQ. Wird der IST-Zustand (oben links) mit den beiden unterschiedlichen PAK-Dosierungen im PAK-MBR verglichen, zeigt sich, dass durch die Umrüstung der Anlagen eine deutliche

Verbesserung der Gewässerqualität bezogen auf Diclofenac erreicht werden kann. Die, durch die Einleitungen in NRW verursachte, Belastung des Rheins kann mitigiert werden, sodass dieser im gesamten Verlauf durch NRW Konzentrationswerte zwischen 0,05 bis 0,1 µg/l aufweist, was der Vorbelastung an der Landesgrenze entspricht.

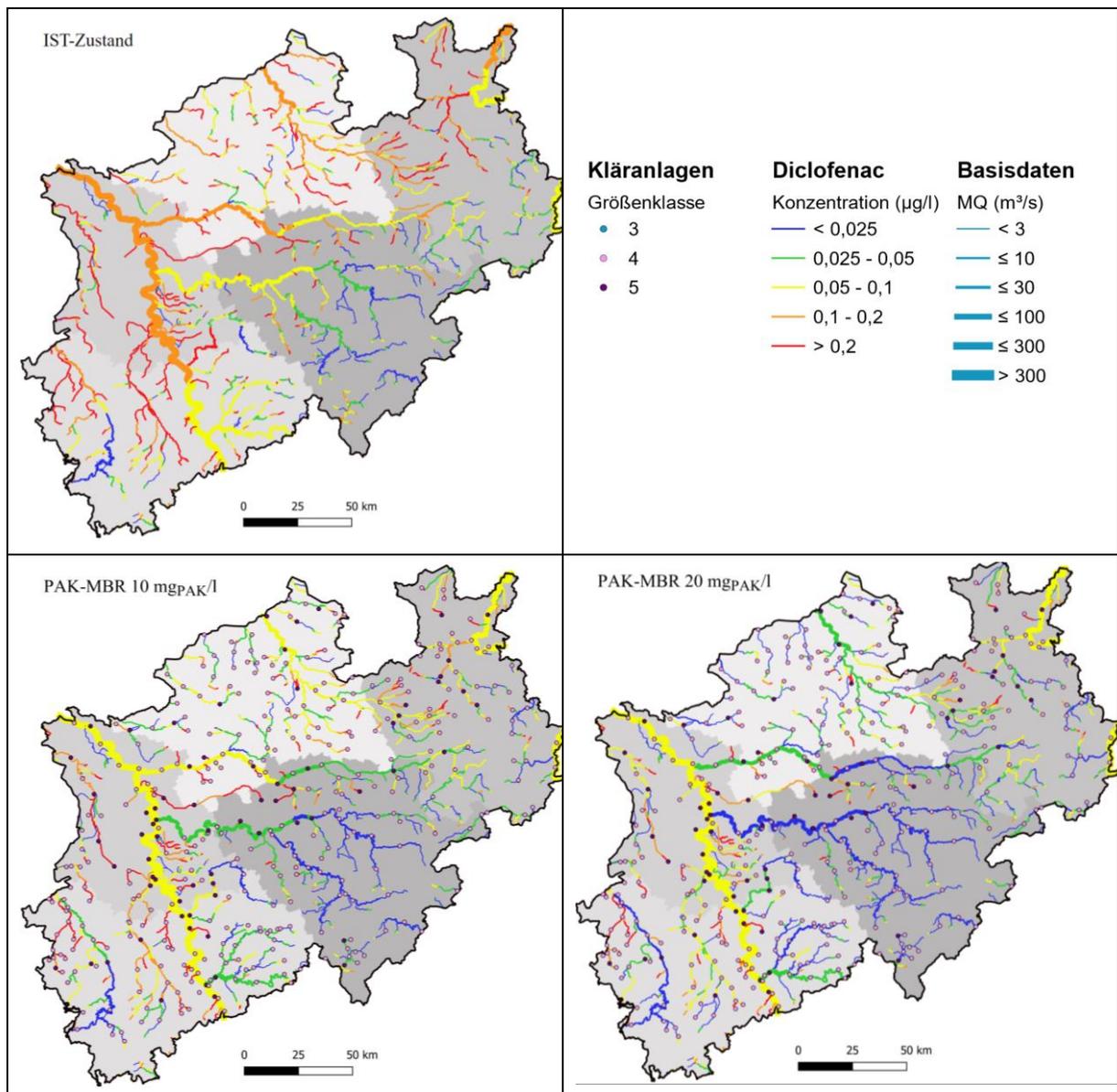


Abbildung 10.5: Vergleich der modellierten Diclofenac-Konzentration in der Gewässerkarte NRW im IST-Zustand und bei großtechnischem Ausbau der GK 4 und 5 als PAK-MBR mit Dosierungen von 10 mg_{PAK}/l oder 20 mg_{PAK}/l im Jahresmittel

Auch die Nebenflüsse des Rheins und weitere Flussgebiete werden deutlich entlastet, sodass in vielen Gewässern Konzentrationswerte < 0,05 µg/l (Beurteilungswert) und sogar < 0,025 µg/l (halber Beurteilungswert) erreicht werden. Diclofenac wurde hier als Beispiel gewählt, weil zur Erreichung des sehr niedrigen Beurteilungswertes große Anstrengungen bei der Immissionsminderung notwendig sind.

Die Kartengrafiken bieten einen guten Überblick über NRW. Um direkte Auswirkungen der einzelnen Kläranlagen sichtbar zu machen, wurde nachfolgend ein Konzentrationsprofil der

Erft erstellt, welches auf Basis des o. g. Berichts zu Mikroschadstoffen in der Erft angepasst wurde (DRENSLA et al., 2018).

10.2.5 Konzentrationsprofil in der Erft

Zunächst wird der dem Modell zugrundeliegende mittlere Abfluss (MQ) mit den Daten des Erftverbands verglichen. Die Werte zeigen nach der Anpassung um die Sumpfungswassermengen im Profil eine ausreichende Übereinstimmung mit den Messdaten aus 2018, wie Abbildung 10.6 zeigt.

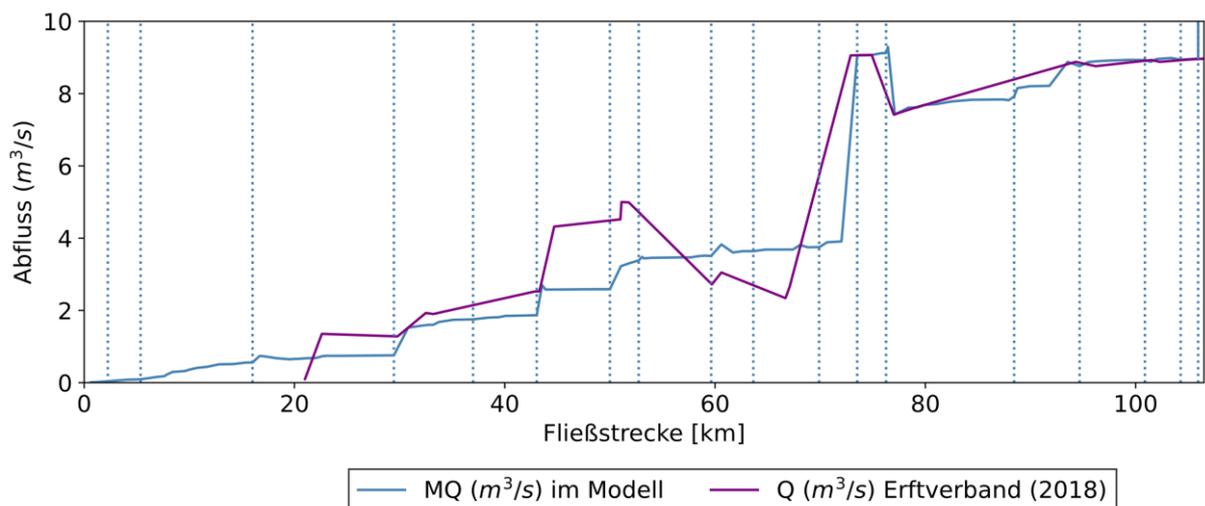


Abbildung 10.6: Abflussprofil der Erft im Modell und auf Basis von Daten des Erftverbands (vertikale Linien: Zuflüsse)

Nachfolgend wurden für die Spurenstoffe Diclofenac und Carbamazepin Konzentrationsprofile dargestellt (Sulfamethoxazol und Metoprolol im Anhang E). Die Profilgrafiken enthalten dabei folgende Elemente:

- Vertikale grau gepunktete Linien: Einleitstellen von Kläranlagen (GK angegeben)
- Vertikale blau gepunktete Linien: Einmündungen von Nebenflüssen
- Horizontale rot gestrichelte Linie: Beurteilungswert
- Lila Rauten+gepunktete Linien: Messergebnisse DRENSLA et al. (2018)
- Grüne Linie: Modell Ist-Zustand
- Blaue Linie: Modell PAK-MBR mit $10 \text{ mg}_{\text{PAK}}/\text{l}$
- Gelbe Linie: Modell PAK-MBR mit $20 \text{ mg}_{\text{PAK}}/\text{l}$
- Blaue Linie: Modell bei Umsetzung der Vorzugsvarianten aus den Machbarkeitsstudien

Das Konzentrationsprofil für Diclofenac ist in Abbildung 10.7 dargestellt. Bis zum Zufluss des Eschweiler Bachs ist keine Diclofenac-Konzentration im Gewässer modellierbar, da erst ab dort eine Einleitung von gereinigtem Abwasser durch die Kläranlage Pesch (GK 1) in den Eschweiler Bach stattfindet. Ab der ersten Kläranlageneinleitung der GK 4 (Bad Münstereifel) in die Erft liegt die modellierte Konzentration mit $0,11 \mu\text{g}/\text{l}$ über dem Beurteilungswert von $0,05 \mu\text{g}/\text{l}$. Auch Messergebnisse des Erftverbandes lagen mit $0,21 \mu\text{g}/\text{l}$ über dem Beurteilungswert.

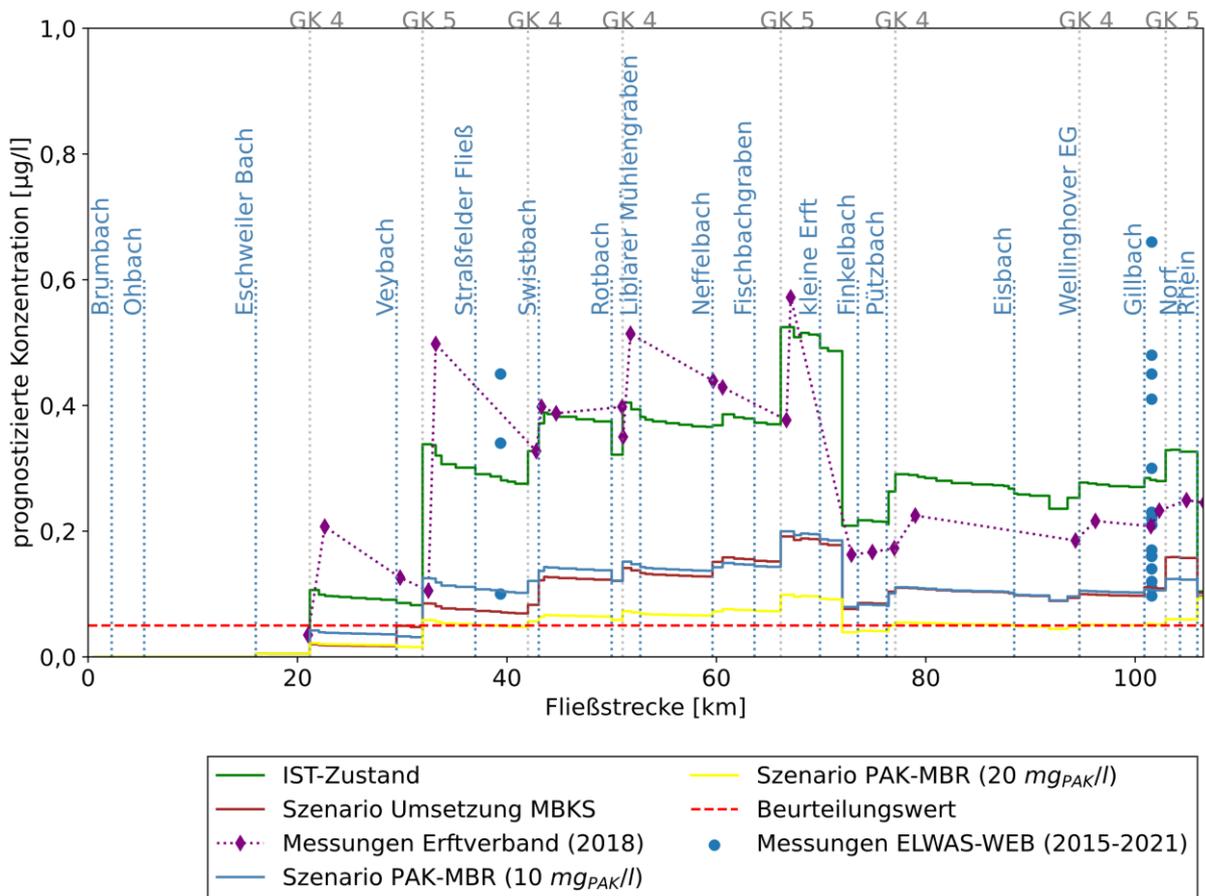


Abbildung 10.7: Konzentrationsprofile in der Erft für Diclofenac (Szenarienvergleich)

Im Modell ist danach ein Absinken der Konzentration zu sehen, aufgrund des photolytischen Abbaus und Adsorptionsprozessen im Gewässer. Diese Prozesse finden auf allen längeren Fließwegen ohne Einleitung statt und werden nachfolgend nicht mehr explizit erwähnt. Weiterhin können Zuflüsse (bspw. Veybach, Rotbach) ebenfalls eine Verdünnung und somit einen Rückgang in der Konzentration bewirken. Im qualitativen Vergleich mit den Messungen des Erfverbandes sind Abbauprozesse und die teils konzentrationsenkenden Auswirkungen von Zuflüssen ebenfalls sichtbar. Durch Einleitung der KA Kessenich (GK 5) steigt die modellierte Konzentration auf $0,34 \mu\text{g/l}$ (gemessen: $0,5 \mu\text{g/l}$) an und erhöht sich durch die weiteren Einleitungen bis zur KA Bergheim Kenten (GK 5) im Modell auf $0,52 \mu\text{g/l}$ (gemessen: $0,57 \mu\text{g/l}$). Durch die Einleitung von Sumpfungswässern aus dem Tagebau zwischen der kleinen Erft und dem Finkelbach liegt eine deutliche Verdünnung in der modellierten Konzentration auf $0,21 \mu\text{g/l}$ (gemessen: $0,16 \mu\text{g/l}$) vor. Die ab diesem Punkt mehr als verdoppelte Wassermenge in der Erft hat zur Folge, dass die weiteren Einleitungen einen reduzierten Einfluss auf die weitere Konzentration haben. Vor der Mündung in den Rhein liegt die modellierte Konzentration bei $0,33 \mu\text{g/l}$ (gemessen: $0,25 \mu\text{g/l}$). Das Modell bildet im Vergleich zu den punktuellen Messungen des Erfverbandes zunächst ein niedrigeres Konzentrationsprofil. Ab der Sumpfungswassereinleitung liegt dieses leicht höher als die gemessenen Werte. Dies ist u.a. darauf zurückzuführen, dass die Aussage des Modells aufgrund des Bezugs auf den MQ generalisierte Aussagen liefert, während die Messungen

des Erftverbands den Zustand zum Probenahmezeitpunkt erfassen. Insgesamt kann eine gute Übereinstimmung der Modelldaten mit den Messwerten des Erftverbands attestiert werden, die Simulation und Beurteilung der oben entwickelten Szenarien zulässt.

Durch Umrüstung der dargestellten Kläranlagen mit PAK-MBR oder weiteren Verfahren ist eine deutliche Reduzierung der Diclofenac-Konzentration erreichbar. Für das Szenario mit $20 \text{ mg}_{\text{PAK}}/\text{l}$ im MBR kann das Bewertungskriterium für die ersten $\sim 42 \text{ km}$ Fließstrecke und ab der Sumpfungswassereinleitung bis kurz vor die Einmündung in den Rhein erreicht werden. Die Dosierung von $10 \text{ mg}_{\text{PAK}}/\text{l}$ im MBR und das Szenario bei Umsetzung der Machbarkeitsstudien waren hingegen für diesen Zweck nicht ausreichend. Es bleibt abzuwarten, inwieweit Veränderungen der Sumpfungswassermengen bei zukünftiger Einstellung der Tagebauaktivitäten im Einzugsgebiet die Konzentrationsprofile beeinflusst.

Das Konzentrationsprofil für Carbamazepin ist in Abbildung 10.8 dargestellt. Wie der Abbildung entnommen werden kann, liegt die Konzentration von Carbamazepin über die gesamte Fließstrecke sowohl im Modell als auch in den Messungen des Erftverbands weit unter dem Beurteilungswert von $0,5 \mu\text{g}/\text{l}$. Auch hier ist erst ab der Einmündung des Eschweiler Bachs ein Konzentrationsprofil erzeugbar.

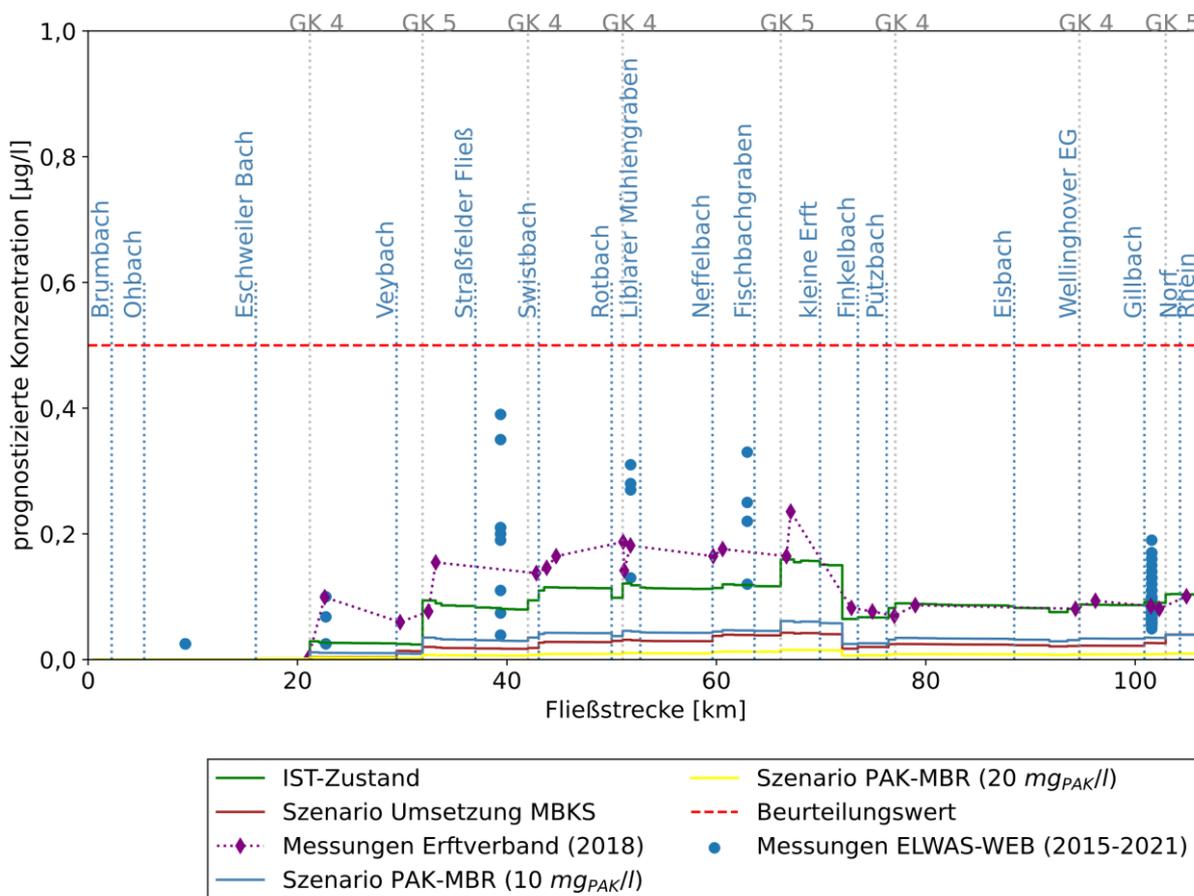


Abbildung 10.8: Konzentrationsprofile in der Erft für Carbamazepin (Szenarienvergleich)

Die Messwerte des Erftverbands für Carbamazepin liegen bis zur Einleitstelle des Sumpfungswassers immer oberhalb der modellierten Werte. Hier ist ggf. eine Anpassung der

Modellparameter bei Vorliegen von mehr Messdaten erforderlich. Eine Erklärungsmöglichkeit ist die jährliche Abnahme des Verbrauches von Carbamazepin mit einer Gesamtabnahme von 2012 bis 2020 um ca. 40 % (SCHWABE und LUDWIG, 2020). Der qualitative Verlauf ist für Modellierung und Messungen jedoch ähnlich und ab der Sumpfungswassereinleitung sind Messdaten und Modellierung über den restlichen Fließweg nahezu identisch.

Bei der Szenarien-Modellierung zeigt auch dieses Mal das PAK-MBR Szenario mit 20 mg_{PAK/l} die größte Spurenstoffelimination. Aufgrund des hohen Bewertungskriteriums ist eine Einordnung der Sinnhaftigkeit einer Maßnahme für Carbamazepin jedoch schwierig.

Insgesamt betrachtet haben bei den Messungen des Erftverbandes einzelne Kläranlagen höhere Auswirkungen auf die Konzentration als im Modell (Kläranlage Bad Münstereifel, Kessenich, Erftstadt (insbesondere Diclofenac, Metoprolol), Bergheim Kenten (insbesondere Metoprolol). Im Modell wird von einem einheitlichen Verbrauch der Arzneistoffe pro Einwohner ausgegangen. Die Verbrauchswerte können bei den Arzneistoffen jedoch stärkeren lokalen Variationen unterliegen.

10.3 Rückhalt von Mikroorganismen

Erste Untersuchungen nach Inbetriebnahme des GWK Nordkanal hatten bereits gezeigt, dass der Rückhalt von Bakterien und Viren in Membrananlagen deutlich höher ist als in konventionellen Kläranlagen ohne eine separate Desinfektionsstufe. Der Ablauf einer Membranbelebungsanlage entspricht auch nach langjähriger Betriebszeit der Membran den Anforderungen der EU an Badegewässer (vgl. Tabelle 10.1).

Tabelle 10.1: Rückhalt von Mikroorganismen in Membranbelebungsanlagen des Erftverbandes

Parameter	Einheit	Durchschn. Wert	Max. Wert	Nachweismethode	EG Badegewässer-richtlinie
Salmonellen	1/100 ml	< 30	< 30	DIN 38414-13 (MPN-Methode)	k.A.
Intestinale Enterokokken	1/100 ml	1	4	DIN EN ISO 7899-2	200 *
<i>E. Coli</i>	1/100 ml	1	6	Colilert-18/Quanti-Tray	500 *
Coliforme Bakt.	1/100 ml	< 50	148	Colilert-18/Quanti-Tray	k.A.*

* "ausgezeichnete Qualität"

Unter den im Abwasser enthaltenen Organismen befinden sich auch resistente bzw. multiresistente Mikroorganismen (MO). Im BMBF-geförderten F&E-Vorhaben „HyReKA“ (EXNER, 2020) wurde eine vergleichende Risikobewertung unterschiedlicher Eintragspfade antibiotikaresistenter Krankheitserreger in die Gewässer durchgeführt.

Im Fokus standen hierbei insbesondere folgende mikrobiologische Parameter:

- MRSA (Methicillin-Resistenter Staphylococcus Aureus)
- VRE (Vancomycin-Resistente Enterokokken)
- ESBL-bildende Bakterien (Extended Spectrum Beta- Lactamase, β -Lactam-Antibiotika-spaltendes Enzym mit erweitertem Wirkungsspektrum)

Es zeigt sich, dass insbesondere VRE in 80 % und ESBL-bildende *Escherichia coli* in 98 % der 55 genommenen Wasserproben im Ablauf der Kläranlagen (mit konventioneller Technologie) festgestellt wurden. Es zeigen sich auch die Auswirkungen auf die Gewässer, für die gleichfalls erhebliche Positivbefunde v. a. für ESBL-bildende *E. coli* (80 % Positivbefunde in 110 Proben) festgestellt wurden.

Daraufhin hat der Erftverband auch das GWK Nordkanal auf resistente MO untersucht und mit den Ergebnissen des GWK Florzheim (konventionelle Kläranlage mit Sandfiltration und Klarwassernitrifikation) verglichen. Bei vergleichbaren Belastungen im Zulauf der Kläranlagen konnten im Ablauf des GWK Florzheim antibiotikaresistente MO festgestellt werden, während im Ablauf des Membranbioreaktors Nordkanal nahezu keine VRE, MRSA oder ESBL-bildende *E. coli* identifiziert wurden. Die antibiotikaresistenten MO in Kläranlagenabläufen sind für die beiden untersuchten Anlagen in Abbildung 10.9 gegenübergestellt.

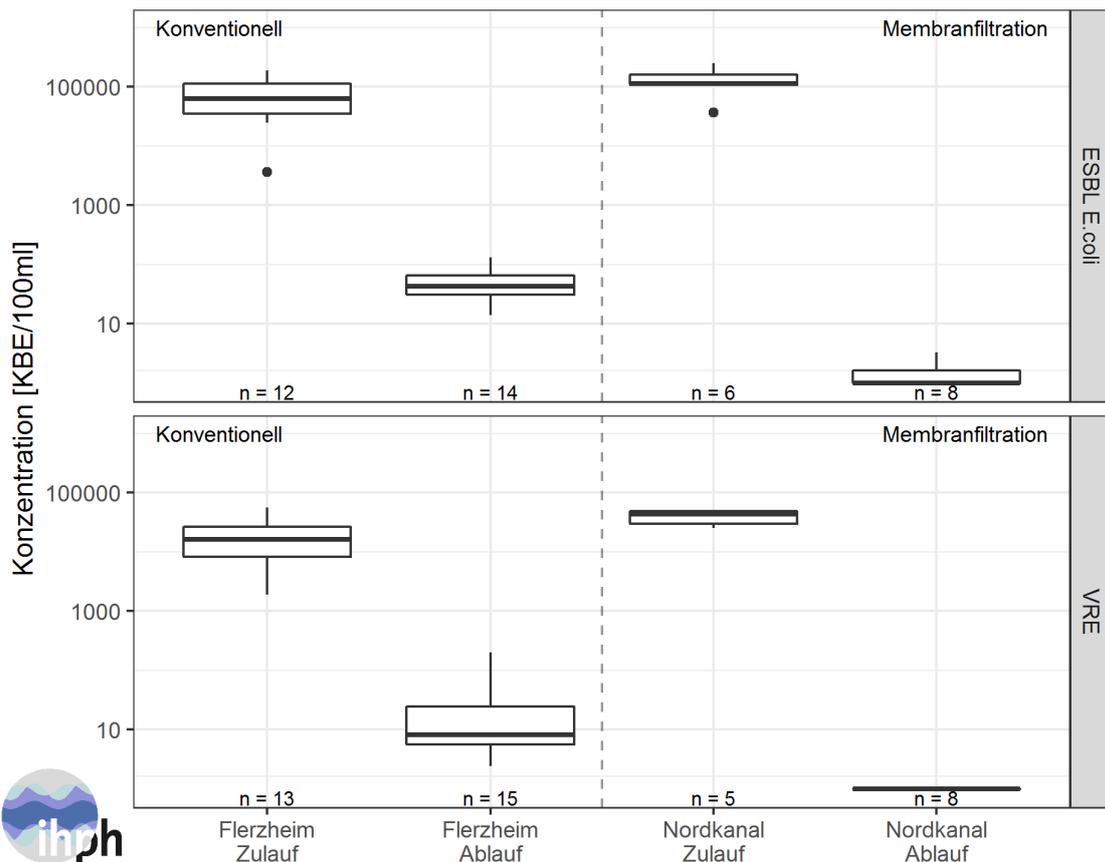


Abbildung 10.9: Beispiele für die Elimination antibiotikaresistenter Bakterien in einer konventionellen Kläranlage (GWK Florzheim) und im MBR (GWK Nordkanal) (INSTITUT FÜR HYGIENE UND ÖFFENTLICHE GESUNDHEIT DER UNIVERSITÄT BONN)

Zusammengefasst kann somit gefolgert werden, dass in Membranbelebungsanlagen ein weitestgehender Rückhalt von Viren und (antibiotikaresistenten) Bakterien erfolgt.

10.4 Erweiterte Kohlenstoff- und Nährstoffelimination

MBR weisen im Vergleich zu konventionellen Kläranlagen bereits eine verbesserte Reinigungsleistung auf. Die in Kapitel 7.2.1 dargestellte PAK-bedingte zusätzliche Elimination des CSB und des DOC kann dies noch verstärken. Entsprechende Minderungen bei den Frachtemissionen sind kläranlagenabhängig sehr unterschiedlich und somit für NRW schwierig zu prognostizieren. Auf Basis der Daten aus dem GWK Nordkanal ist eine Einhaltung von CSB-Konzentrationen im Kläranlagenablauf kleiner 20 mg /l aber durchaus realistisch.

Die Mittel- und Maximalwerte für TNb, NH₄-N, NO₃-N und NO₂-N lagen im PAK-MBR niedriger als im MBR ohne PAK (vgl. Kapitel 7.2.1.6). Dies kann u. a. auf eine leicht verbesserte Aktivität der Mikroorganismen zurückgeführt werden. Eine Reduktion der Stickstoffemissionen durch den Betrieb von PAK-MBR ist also möglich.

Die Phosphor-Ablaufwerte des PAK-MBR waren nahezu identisch zu den Werten des MBR ohne PAK-Zugabe, somit ist hier keine Verbesserung aber auch keine Verschlechterung der Gewässerqualität zu erwarten. Gleichzeitig bieten MBR aufgrund des vollständigen Partikelrückhalts Vorteile gegenüber Anlagen ohne Filtrationstechnik. Bei Anpassung der Fällmitteldosierung sind auch Ablaufwerte < 0,3 mg P/l sicher einzuhalten.

10.5 Technologieansatz auf dem Weg zur Wasserwiederverwendung

Eines der dominierenden Themen auf der 54. Essener Tagung 2021 war die durch den Klimawandel ausgelöste Wasserknappheit in den Sommermonaten und die daraus erwachsende mittelfristige Notwendigkeit der Wasserwiederverwendung. Eine Technologie zur Vorreinigung des Abwassers für die Gewinnung von Trinkwasser bzw. zur direkten Gewinnung von Bewässerungswasser kann dabei der MBR sein.

Die Eliminationsleistung von Membranverfahren ist hauptsächlich von ihrer Trenngrenze abhängig. Bei dichten Membranen zur Nanofiltration (NF) und Umkehrosmose ist auch der Rückhalt von freier DNA und sogar gelösten organischen Verbindungen möglich (SLIPKO et al., 2019). In einer Verfahrenskombination aus einem MBR und einer NF-Membran haben CHON et al. (2012) den Rückhalt verschiedener Spurenstoffe getestet. Allein die Reduktion der Spurenstoffe durch die NF betrug für Carbamazepin 40 bis 100 % und für Ibuprofen 40 bis 90 %. Für Acetaminophen betrug die Reduktion nur 10 bis 35 %, was auf eine geringe Molekülgröße zurückzuführen ist. Deutlich wird, dass die Entfernung der Spurenstoffe durch die NF-Membranen zu Anteilen auch von physikalisch-chemischen Eigenschaften (d.h. Ladungseigenschaften, Hydrophobie und Molekulargewicht) sowie durch die Ladungseigenschaften der Membranen bestimmt wird (CHON et al., 2012).

Theoretisch technisch umsetzbar wäre eine Verfahrenskombination aus MBR und NF, wie sie in Abbildung 10.10 dargestellt ist.

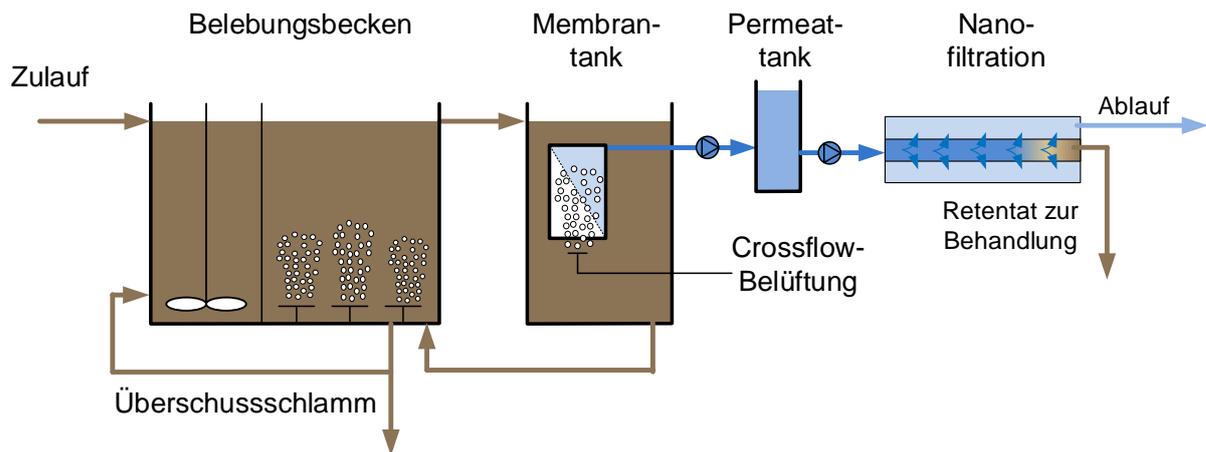


Abbildung 10.10: Verfahrensfliessbild MBR mit nachgeschalteter Nanofiltration

Aktuelle Forschungsbemühungen auf dem Gebiet der Materialwissenschaften lassen für Nanofiltrationsmembranen eine Verringerung des notwendigen Transmembrandrucks zur Herstellung der Filtrationsleistung erwarten (ROESINK, 2019). Dies könnte nach Schätzung der Autoren, in den nächsten zehn bis fünfzehn Jahren (Prozessentwicklung, Implementierung und Validierung der Membranhaltbarkeit; Zahlen abgeleitet von Zeitraum zur Reifung der MBR-Technologie) eine nachgeschaltete NF/RO von Kläranlagenabläufen zur Spurenstoffelimination auch aus energetischer Sicht ermöglichen.

In der Wasserwiederverwendung im Ablauf von Kläranlagen spielen dichte Membranen, insbesondere RO, bereits heute eine wichtige Rolle. Insbesondere in ariden Gebieten mit hohem Wasserbedarf ist aus gereinigtem Abwasser rückgewonnenes Wasser eine wertvolle Ressource (GU et al., 2019; BUNANI et al., 2013). Aus diesem Grund wurde u. a. in Singapur ein auf Membrantechnik beruhendes Verfahren zur Herstellung von Brauch- und Trinkwasser (NEWater) entwickelt (LEE und TAN, 2016). Für die weitergehende Behandlung des gereinigten Abwassers wird in Singapur derzeit eine Verfahrenskombination von MF/UF, RO und UV-Desinfektion eingesetzt. Bei Nutzung des rückgewonnenen Wassers als Trinkwasser wird das NEWater zudem in Trinkwasserreservoirs eingebracht und der Trinkwasseraufbereitung zugeführt. Die Kombination aus MBR und Wasser-Rückgewinnungsanlage wird derzeit für die „Tuas Water Reclamation Plant“ geplant, die täglich 650.000 m³ kommunales und 150.000 m³ industrielles Abwasser behandeln und dabei NEWater gewinnen soll (PUB, 2020; LAY et al., 2019). Besonders relevant bei der Einführung von NEWater waren ein starker politischer Wille, eine zielgerichtete Regierungsführung und eine wirksame Information der Öffentlichkeit (LEE und TAN, 2016). Aktuelle Forschungen in Singapur beschäftigen sich unter anderem mit der Reduktion von Energiebedarf und Schlammproduktion durch die Substitution des aeroben MBR-Verfahrens durch einen anaeroben MBR (GU et al., 2019) oder der Reduktion der Foulingprozesse in der RO-Stufe durch den Einsatz eines NF-MBR (TAY et al., 2018).

TAY et al. (2018) zeigen, dass durch den Einsatz von neuartigen Hohlfaser-NF-Membranen anstelle von UF-Membranen im MBR eine höheren Rückgewinnungsrate von bis zu 90 % im

Gegensatz zu 75 % bei vergleichbarem Energiebedarf erreicht werden kann. Als Grund hierfür nennen TAY et al. (2018) die bessere Ablaufqualität der NF im Gegensatz zur UF und ein daraus folgendes geringeres Fouling der nachgeschalteten RO-Membranen. Inzwischen sind verschiedene Ausführungen von Membranen auf dem Markt, die mit geringeren Drücken arbeiten (NX FILTRATION BV, 2020; X-FLOW BV, 2020).

Relevanter als die Frage nach dem Energiebedarf der Filtrationsstufen kann die Nachbehandlung des Retentats bei NF/RO-Prozessen sein. Durch die dichten Nanofiltrationsmembranen werden neben organischen Spurenstoffmolekülen auch mehrwertige Ionen (wie z. B. Fe^{2+}) zurückgehalten, was die Membranfiltration negativ beeinflussen kann (Scaling) und gleichzeitig eine Aufkonzentration dieser Stoffe im biologischen Reaktor fördert. Ein einfaches Abscheiden der gelösten Verbindungen über den Weg des Überschussschlammes, also eine Rückführung des NF-Retentatvolumenstroms in den MBR und Abzug über den ÜSS ist aufgrund der großen Volumenströme des Retentats von ca. 10 bis 25 % Kläranlagenablaufs nicht wirtschaftlich möglich. Zudem handelt es sich um gelöste, zum großen Teil auch anorganische Verbindungen. Somit muss der Retentatvolumenstrom aufwendig behandelt werden (JOO und TANSEL, 2015).

10.6 Bewertung des Potenzials der Technologie für NRW

Deutschlandweit, aber auch weltweit gesehen, hat Nordrhein-Westfalen in den Anfängen der MBR-Technologie eine führende Rolle übernommen. Entsprechend liegen hier einige der ältesten, noch im Betrieb befindlichen, kommunalen Anlagen (Fertigstellungen 1998 bis 2004) und mit dem GWK Nordkanal der damals größte Membranbioreaktor Europas. Bis 2006 wurden in Deutschland 12 Anlagen mit einer Größe von > 500 EW errichtet, davon 8 in NRW; seitdem kamen nur noch 6 weitere MBR Anlagen in Deutschland hinzu (WINTGENS et al., 2021). Die Gründe hierfür sind nicht eindeutig zu definieren; einige Aspekte sollen hier aber kurz diskutiert werden: Hauptgründe waren sicher die einerseits höheren Anlagen- und Betriebskosten der MBR-Anlagen und andererseits fehlende Anreize oder Notwendigkeiten, eine Technik mit einer höheren Leistungsfähigkeit einzusetzen. Daneben war die Technologie relativ jung und es gab nur wenig Planungsbüros mit Erfahrung bzw. Kunden, die – in einem ansonsten relativ robusten Technologieumfeld wie es kommunale Kläranlagen darstellen – die Risiken (Betrieb, Membranstandzeit etc.) im Umgang mit einer neuen Technologie auf sich nehmen wollten.

In Bezug auf die Kosten und Zuverlässigkeit hat sich die Technologie immens weiterentwickelt: Insbesondere die Reduzierung des Energiebedarfs, günstigere Membranflächenpreise und hohe in der Praxis nachgewiesene Membranstandzeiten sind hier zu nennen. Dazu liegen inzwischen Erfahrungen zu Planung, Bemessung und Betrieb von mehreren tausend kommunalen MBR Anlagen weltweit vor.

Einige wenige Anlagenbetreiber, wie z.B. der Erftverband, haben diese Entwicklung selbst maßgeblich vorangetrieben und davon profitiert: z.B. durch die deutliche Reduktion des Stromverbrauches, Erreichen von Membranstandzeiten von > 15 Jahren, Einsatz neuer Membrantechnologien mit höherer Energieeffizienz etc.) und berücksichtigen die Technologie für zukünftige Planungen. Auch Europa- und weltweit hat sich die Technologie seit dem frühen Beginn kontinuierlich weiterentwickelt, nicht nur in Bezug auf die Anzahl, sondern vor allem auch auf die Größe der Anlagen.

Eine Zusammenstellung der weltgrößten MBR auf der Website TheMBRsite.com von 2018 zeigt, dass heute die größten Anlagen in China, Schweden, Frankreich, USA und bald in Singapur liegen. In der Liste werden bereits mehr als 60 MBR mit maximalen täglichen Behandlungskapazitäten größer 100.000 m³/d aufgelistet (GKW Nordkanal: 45.000 m³/d). Die fünf größten MBR-Anlagen (Tabelle 10.3) weisen bereits Kapazitäten gleich oder weit oberhalb der KA Bottrop auf (Tabelle 10.2) und auch die Kapazität des Klärwerks Emschermündung (Emscherkläranlage) liegt nicht weit oberhalb der geplanten Kapazitäten für die Anlagen in Hubei, Henriksdal und Singapur.

Tabelle 10.2: Die fünf größten Kläranlagen (nach Jahresabwassermenge 2017) in NRW (ELWAS, 2020)

Name der Kläranlage	Ausbaugröße	Anschlussgröße (2017)	gemeldete JAM 2017	ADF*
	[E]	[E]	[m ³ /a]	[m ³ /d]
Klärwerk Emschermündung	2.400.000	1.830.977	385.122.631	1.055.130
Bottrop	1.340.000	1.150.304	121.518.257	332.927
Köln Stammheim	1.450.000	1.144.800	82.630.967	226.386
Dortmund-Deusen	705.000	713.177	51.720.705	141.701
Wuppertal-Buchenhofen	700.000	384.167	48.109.930	131.808

*ADF: Average daily flow (Abfluss im Jahresmittel)

Die weltweiten Produktionskapazitäten für die Ausstattung großer bis sehr großer Kläranlagen mit Membrantechnik sind somit gegeben.

Tabelle 10.3: Weltgrößte MBR in Betrieb und Bau nach TheMBRsite (letzte Aktualisierung der Website: 2018)

Kläranlage	Ort	Inbetriebnahme	PDF*	ADF
			[m ³ /d]	[m ³ /d]
Tuas Water Reclamation Plant	Singapur	2025	1.200.000	800.000
Beihu WWTP	Hubei, China	2019	1.040.000	800.000
Henriksdal, Stockholm	Schweden	Stufenweise 2019, 2021, 2023, 2026	864.000	536.000
Huaifang Water Recycling Project	China	2016	780.000	600.000
Water Affairs Integrative EPC	China	2016–2017	399.000	307.000

*PDF: peak daily flow (Bemessungsfluss)

Nordrhein-Westfalen bietet als Technologiestandort Ansiedlungen großer Hersteller mit langjährigem Nachweis der Produktqualität (z. B. Suez WTS Germany GmbH in Ratingen und Koch Separation Solutions GmbH in Aachen), aber auch kleinerer Start-ups mit innovativen Technologieansätzen (z. B. MEMBION GmbH in Roetgen, Blue Foot Membranes GmbH in Saerbeck). Auch Hersteller von Siebanlagen zur mechanischen Vorreinigung des Rohabwassers sind zu nennen (z. B. NRW Anlagentechnik in Hückelhoven).

Die Hochschulforschung, u. a. an der RWTH Aachen University (Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Institut für Verfahrenstechnik) hat die Prozessentwicklung maßgeblich mitgeprägt und wichtige Erkenntnisse auf dem Gebiet der Energieeinsparung und der Foulingvermeidung gewonnen (KREBBER, 2013; LYKO, 2012; THIEMIG, 2011; TACKE, 2010; BAUMGARTEN, 2007).

Schlussendlich haben Betreiber in NRW, wie der Erftverband oder der Wasserverband Eifel-Rur, langjährige Erfahrungen im Bereich der MBR-Technologie vorzuweisen und den Nachweis erbracht, dass sich eine Membranbelebung energieeffizient und mit den erreichten langen Standzeiten der Membranen (> 17 Jahre) auch kosteneffizient betreiben lässt (DRENSLA und JANOT, 2017; JANOT und DRENSLA, 2015).

Auch Kläranlagenbetreiber, die bislang keine Erfahrungen mit der Membrantechnik gesammelt haben, planen aktiv Membranbioreaktoren. Hier ist als Beispiel die Grundsanierung der Kläranlage Nette (Niersverband) zu nennen, die für ca. 71 Mio. € bis 2028 zum MBR mit nachgeschalteter granulierter Aktivkohlefiltration ausgebaut wird (Niersverband, 2020).

Untersuchungen mit Braunkohlekoks aus den lokalen Tagebauen in den 1980er Jahren lassen zudem Potenzial erkennen, dass Aktivkohle bei ausreichend großem Bedarf lokal produziert werden kann und damit lange Transportwege z. B. aus Asien teilweise entfallen können (FELGENER und RITTER, 1989; FIRK, 1989).

Auch andere Herausforderungen an die Wasserwirtschaft (Klimawandel, Urbanisierung, Sanierung des Alt-Anlagenbestandes etc.) können mit der MBR-Technologie angegangen werden: So bietet sie neben der Spurenstoffelimination durch die simultane PAK Dosierung besondere Möglichkeiten zur direkten Abwasserwiederverwendung (vgl. Kapitel 10.5) oder sie bietet die effizienteste Vorbehandlung weitergehender Aufbereitungsverfahren, z. B. zur Entsalzung von Abwässern für die Wiederverwendung in der Industrie, die vermehrte Entfernung von Mikroplastik und multiresistenten Mikroorganismen (vgl. Kapitel 10.3) sowie die Möglichkeit zur weitestgehenden Nährstoffelimination (vgl. Kapitel 10.4). Einen Überblick über die Vorteile der Technologie bietet der in Vorbereitung befindliche Arbeitsbericht der Gruppe DWA KA-7 „Membranverfahren“, der voraussichtlich im Jahr 2021 in der Korrespondenz Abwasser erscheinen wird (WINTGENS et al., 2021) und in den u.a. auch Ergebnisse dieses Forschungsprojekts eingeflossen sind.

Die Aufrüstung konventioneller Kläranlagen zu Membranbioreaktoren (z. B. mit PAK-Dosierung), im Rahmen von Anlagensanierungen, Anlagenerweiterungen oder zur Verbesserung der Ablaufqualität, in NRW bietet eine Chance zu weitreichender Emissionsreduzierung in die lokalen Oberflächengewässer sowie ein hohes Potenzial zur lokalen Wertschöpfung bei den bereits angesiedelten Membranherstellern und zukünftigen Technologiegebern. Um die Potenziale der Technologie voll ausschöpfen zu können, sollte das Verfahren möglichst früh bei der Bedarfsplanung einer Kläranlage betrachtet werden.

11 Zusammenfassung

Im Rahmen des Forschungsprojekts wurden mehrjährige Versuche zur PAK-Dosierung im halb- und großtechnischen Maßstab durchgeführt.

Im halbtechnischen Maßstab wurde die Auswirkung der PAK auf die Membranintegrität geprüft. Hierbei stand der Ausschluss von negativen Folgen aufgrund potenzieller Abrasion oder Verblockung von Membranporen im Vordergrund. Dafür wurden drei halbtechnische MBR ohne PAK, mit PAK und mit superfein vermahlener PAK betrieben. Die Ergebnisse zeigen:

- Die Module unter PAK-Einfluss zeigten kein höheres irreversibles Fouling gegenüber dem Modul ohne (bzw. nur kurzzeitigem) PAK-Einfluss. Die Ergebnisse deuten sogar auf ein geringeres irreversibles Fouling unter PAK-Einfluss hin.
- Das mit der gemahlene PAK betriebene Modul zeigte kein höheres irreversibles Fouling als das Modul im Betrieb mit der originalen PAK. Die feiner gemahlene PAK stellt also kein erhöhtes Risiko für eine Porenverblockung dar.
- Mit der unveränderten PAK ließen sich die höchsten Flüsse ohne starkes Fouling realisieren.
- Auf Basis von durchgeführten mikroskopischen Untersuchungen wurde ein negativer Einfluss der PAK-Dosierung auf die Membranintegrität ausgeschlossen.

Bei der großtechnischen Dosierung wurde die PAK zunächst in eines der vier Belebungsbecken des GWK Nordkanal mit einer Ausbaugröße von 80.000 E dosiert. Die Anlage besteht aus insgesamt vier Membranbioreaktoren mit getrennten Schlammkreisläufen, die mit einer gemeinsamen mechanischen Vorreinigung, bestehend aus Rechen, Sand-/Fettfang, Vorklärung und Abwassersiebung ausgestattet sind. Drei der vier MBR-Straßen enthalten noch die ursprünglichen Membrantypen aus dem Jahr 2004, die in die Nitrifikation getaucht sind. In einen der drei MBR (Belebung BB4) wurde die PAK dosiert. Die Zulauf- und Permeatqualität wurde mit einem zweiten MBR (BB3) verglichen. Der Vergleich von Betriebsdaten und der Qualität des Überschussschlamm fand zwischen BB2, BB3 und BB4 statt.

Es wurden zwei unterschiedliche Dosierstationen getestet, die beide mit einem Wägesystem ausgestattet sind, also gravimetrisch Dosieren. Die Aktivkohle-Anlieferung erfolgte jeweils im trockenen Zustand in 2 m³-Wechselcontainern. Das erste Dosiersystem sah eine fortwährende Dispersion der Aktivkohle in große Wassermengen und die kontinuierliche Dosierung in die biologische Stufe vor. Das zweite Dosiersystem bestand aus einer Anmischung eines höher konzentrierten PAK-Slurrys und der nachfolgenden stoßweisen Dosierung der täglich benötigten PAK-Menge in zwei Chargen über den Zeitraum von ca. einer Stunde.

Der Fokus der Untersuchungen der Reinigungsleistung lag auf dem Test von insgesamt drei Dosierstrategien:

- Kontinuierliche Dosierung von ca. 1,4 kg/h (Dosierstation 1)
- Zulaufvolumenstromproportionale Dosierung von ca. 10 mg_{PAK}/l (Dosierstation 1)
- Tägliche Stoßdosierung zur Mittagszeit von 2 x 15 kg (Dosierstation 2)

Die weitgehende Reinigung der Kohlenstoffverbindungen (CSB <15 mg/l) und insbesondere die Adsorption der Spurenstoffe konnte bereits bei den geringen untersuchten PAK-Dosierungen von 7±5 mg_{PAK}/l bis 10±7 mg_{PAK}/l deutlich gesteigert werden. Bei Verwendung der Dosierstation 1 im Regelbetrieb (Juli 2019 bis Februar 2020) war eine stabile Unterschreitung des Schwellenwerts von 20 mg_{CSB}/l aus dem Abwasserabgabengesetz im Ablauf der PAK-Straße durchgängig sowohl in den 24-Stunden-Mischproben als auch in den Stichproben gegeben. Dies belegt, dass durch die simultane PAK-Dosierung im MBR eine dauerhafte Einsparung der auf CSB bezogenen Abwasserabgabe ermöglicht werden kann.

Die Kontrolle der Spurenstoffelimination von 80 % soll nach derzeitigem Entwurf des Abwasserabgabengesetzes (GAWEL et al., 2021) in 48-Stunden-Mischproben (volumen- oder mengenproportional) für sechs der folgenden Spurenstoffe ermittelt werden: Carbamazepin, Clarithromycin, Diclofenac, Hydrochlorothiazid, Irbesartan, Metoprolol, Sulfamethoxazol, Benzotriazol, Σ4- und 5-Methylbenzotriazol. Im frachtgewichteten Mittelwert der 24-Stunden-Mischproben über den Versuchszeitraum mit konstanter PAK-Dosierung im überwiegenden Trockenwetterzeitraum (VZ2) lag die Elimination der im vorangegangenen Absatz unterstrichenen Spurenstoffe bei > 80 %. In VZ4 mit überwiegend Regenwetter wurde das Ziel mit 78 % mittlerer Elimination nur knapp verfehlt. Werden die Ausfallzeiten der Dosierung von ca. 15 % in VZ2 und von > 20 % in VZ4 berücksichtigt (vgl. Abbildung 7.30), ist davon auszugehen, dass das mittlere Eliminationsergebnis in 48-Stunden-Mischproben zukünftig bei gesicherter PAK-Dosierung höher als 80 % liegt. Irbesartan und Hydrochlorothiazid wurden hier nicht bestimmt, sie gelten jedoch als sehr gut/gut adsorbierbar (DWA, 2019).

Der Vergleich der unterschiedlichen Dosierstrategien zeigte, dass bei ähnlicher PAK-Dosis nur geringfügige Unterschiede zwischen den Strategien zu beobachten waren. Insgesamt zeigte die kontinuierliche Dosierung die beste mittlere CSB- und Spurenstoffelimination. Bei der volumenstromproportionalen Dosierung kam es aufgrund der diskontinuierlichen Beschickung des Belebungsbeckens und langer Anlaufzeiten der PAK-Dosierung zu Anlagenproblemen. Diese Strategie kann mit der verwendeten Dosierstation für die Dosierung ins diskontinuierlich betriebene Belebungsbecken nicht empfohlen werden. Die Stoßdosierung zeigte eine gegenüber der volumenstromproportionalen Dosierung vergleichbare Spurenstoffeliminationsleistung. Eventuell kann hier die PAK-Ausnutzung durch eine zeitlich weiter auseinanderliegende Dosierung der zwei PAK-Chargen pro Tag verbessert werden. Insgesamt erscheint

eine mittlere Dosierkonzentration von $\geq 10 \text{ mg}_{\text{PAK}}/\text{l}$ als Startpunkt für die simultane Dosierung von PAK ins Belebungsbecken geeignet.

Auch die Mittel- und Maximalwerte für TNb, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{NO}_2\text{-N}$ lagen im PAK-MBR niedriger als im MBR ohne PAK, während für P_{ges} und $\text{PO}_4\text{-P}$ keine signifikante Änderung feststellbar war. Die festgestellte weitere Verbesserung der Adsorption von AOX nach der chemischen Reinigung bietet großes Potenzial für den Gewässerschutz.

Die Betriebssicherheit des Membranbioreaktors war durch die Pulveraktivkohledosierung nicht eingeschränkt. Im Gegenteil konnten durch die PAK-Dosierung im GW Nordkanal sogar Verbesserungen für den Betrieb festgestellt werden. Dies waren:

- Verbesserung der Schlammfiltrierbarkeit und Schlammabsetzbarkeit
- Verbesserung der Reinigungsleistung (siehe oben) bei gleichzeitig reduziertem TS_{BB}
- Reduzierung der Gehalte an Fouling-fördernden Substanzen (Biopolymere und insbesondere der Anteil an c-TEP)

Diese Verbesserungen der Schlammqualität zeigten auch im System PAK-MBR praxisrelevante Wirkung. So konnte die positive Auswirkung der PAK-Dosierung auf den Luftbedarf der Nitrifikation gezeigt werden. Zudem war die Permeabilität des PAK-MBR v. a. in den Wintermonaten im Vergleich zu den Becken 2 und 3 deutlich verbessert, was direkte Auswirkungen auf den Bedarf an Pumpenenergie hat und ggf. zu Einsparungen bei der Cross-Flow-Belüftung führen kann. Letzteres wäre in einem nächsten Schritt mit Membranen nach neuestem Stand der Technik zu quantifizieren.

Es ist zu beachten, dass die genannten Vorteile mit sehr geringen PAK-Dosierkonzentrationen erreicht wurden. Je nach Reinigungsziel könnte die PAK-Dosis höher liegen und somit auch die Verbesserungen bei Filtrations- und Entwässerungsleistung durch den PAK-Einfluss zunehmen, wie verschiedenen Veröffentlichungen zu halbtechnischen MBR entnommen werden kann (NG et al., 2013; REMY, 2012).

Die positive Auswirkung der PAK auf die maschinelle Eindickung des Überschussschlammes (MÜSE) und auf die Entwässerbarkeit des Faulschlammes konnte gezeigt werden. Während bei der MÜSE nur moderate Verbesserungen feststellbar waren, ist die Auswirkung auf die Faulschlammmentwässerung deutlich höher. Mit den im Rahmen dieses Projektes durchgeführten Laborversuchen mit unterschiedlichen PAK-Dosierungen konnte bestätigt werden, dass eine synergetische Relation zwischen PAK-Dosierung und FHM-Konditionierung besteht. Bei den durchgeführten Versuchen war dieser Effekt bei niedrigen FHM-Dosierungen deutlich ausgeprägter als bei hohen. Die Ergebnisse deuten auf einen verringerten FHM-Bedarf und eine Verbesserung der Entwässerbarkeit durch die PAK-Zugabe hin.

Auch die Pressversuche mit der Kammerfilterpresse zeigten Verbesserungen in der Entwässerbarkeit durch PAK-Dosierung. Dies kann zum einen über die Verringerung der Kompressibilität durch die Ausbildung einer Stützstruktur durch die Aktivkohle, aber auch über die adsorptiven Eigenschaften der Aktivkohle und somit den verringerten Gehalt an gelösten EPS im Schlammwasser erklärt werden.

Bei den großtechnischen Untersuchungen zur Verbesserung der Entwässerbarkeit war ein deutlicher Trend zu höheren TR-Konzentrationen im Schlammkuchen bei einer PAK-Dosierung in alle Belebungsbecken erkennbar. Auch bei den im Projekt getesteten, im Vergleich zu anderen Projekten mit simultaner PAK-Dosierung geringen PAK-Mengen wurden 33 bis 34 % TR im entwässerten Klärschlamm erreichbar. Dies entspricht bei einem vorher erzielbaren TR von 30 % einer Reduzierung der Schlammentsorgungskosten um 9,1 % und mehr.

Auf die gesamte produzierte Permeatmenge (Jahresabwassermenge inkl. Regen- und Fremdwasser) von ca. 5.100.000 m³/a liegen die erwarteten Mehrkosten durch die PAK-Dosierung bei ca. 3,1 Ct/m³ (Kosten für PAK und Abschreibung der Dosierstation). Die Investitionskosten für das GWK Nordkanal für eine betriebsfertige Dosierstation mit Silo inkl. Baumaßnahmen (Fundamentplatte) liegen im Bereich von 250.000 bis 300.000 € und somit sehr günstig im Vergleich zu nachgeschalteten Verfahren. Dem gegenüber stehen geschätzte Einsparungen von min. 1,3 Ct/m³ (Reduzierung Nitrifikationsbelüftung, geringere Klärschlammmenge zur Entsorgung und Einsparung aus der Abwasserabgabe), die ggf. auch höher liegen können, wenn weitere Einsparungen bei Nitrifikations- und Cross-Flow-Belüftung, den Reinigungschemikalien und dem Permeatabzug erbracht werden können.

Das Potenzial der Technologie für das Land NRW ist als hoch einzuschätzen, da PAK-MBR neben der Spurenstoffelimination viele Vorteile bei der Nährstoffelimination, der Desinfektion und dem Rückhalt von Mikrokunststoff und Antibiotikaresistenzen bieten. Die Wirksamkeit zur Spurenstoffelimination konnte beispielhaft über die durchgeführte Stoffflussmodellierung mittels GREAT-ER gezeigt werden. Darüber hinaus bietet die MBR-Technologie auch Potenziale für die Wasserwiederverwendung, die auch in Deutschland zukünftig ein gewichtigeres Standbein der Wasserversorgung darstellen kann. Die langjährige Geschichte der Membrantechnik und das Vorhandensein sowohl von Global Playern und innovativen Kleinunternehmen bieten dabei auch ein hohes Wertschöpfungspotenzial für NRW. Gleichzeitig fiel bei der Auswertung der durch das MULNV NRW geförderten Machbarkeitsstudien zur Ertüchtigung von Kläranlagen für eine Spurenstoffentfernung auf, dass die MBR-Technologie nur bei einem geringen Anteil der Studien erwähnt und berücksichtigt wurde. Dies kann eventuell auf veraltete Ansätze bei der Bestimmung der Investitions- und Betriebskosten der Technologie zurückgeführt werden. Der vorliegende Bericht und die anstehende Novelle des DWA-M 227 „Membran-Bioreaktor-Verfahren (MBR-Verfahren)“ kann hier zukünftig bessere Grundlagen für eine realistische Kosten-/Nutzenabschätzung liefern.

Literaturverzeichnis

- ABEGGLEN, C.; SIEGRIST, H. (2012): Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen. Bundesamt für Umwelt (Hrsg.), Bern.
- AbwV (2004): Abwasserverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 17. Juni 2004 (BGBl. I S. 1108, 2625), die zuletzt durch Artikel 1 der Verordnung vom 22. August 2018 (BGBl. I S. 1327) geändert worden ist, 2004.
- ALDER, A. C.; SCHAFFNER, C.; MAJEWSKY, M.; KLASMEIER, J.; FENNER, K. (2010): Fate of beta-blocker human pharmaceuticals in surface water: comparison of measured and simulated concentrations in the Glatt Valley Watershed, Switzerland. *Water research* 44 (3): 936–948. DOI: 10.1016/j.watres.2009.10.002.
- ALLPIKE, B. P.; HEITZ, A.; JOLL, C. A.; KAGI, R. I.; ABBT-BRAUN, G.; FRIMMEL, F. H.; BRINKMANN, T.; HER, N.; AMY, G. (2005): Size exclusion chromatography to characterize DOC removal in drinking water treatment. *Environmental science & technology* 39 (7): 2334–2342. DOI: 10.1021/es0496468.
- ANDREOZZI, R.; RAFFAELE, M.; NICKLAS, P. (2003): Pharmaceuticals in STP effluents and their solar photodegradation in aquatic environment. *Chemosphere* 50 (10): 1319–1330. DOI: 10.1016/S0045-6535(02)00769-5.
- ASSENMACHER, M.; FRIMMEL, F. (1996): Untersuchungen zur Filtration huminstoffhaltiger Wässer mit Hilfe einer hydrophilen Niederdruckmembran. *Vom Wasser* (87): 345–356.
- ATV (1992): Entwässerungskennwerte. Arbeitsbericht des ATV/BDE/VKS-Fachausschusses 3.1 Allgemeine Fragen (Statistik, Analytik, F+E-Programme). *Korrespondenz Abwasser* 39 (3): 401–408.
- AVENHAUS, W. (2007): Implementation von GREAT-ER mit ArcGIS und Arc Hydro. Institut für Umweltsystemforschung Osnabrück (Hrsg.). Universität Osnabrück, Osnabrück.
- BAUMGARTEN, S. (2007): Membranbioreaktoren zur industriellen Abwasserreinigung. Doktorarbeit. RWTH, Aachen.
- BAUMGARTEN, S. (2013): Energy Consumption of ZeeWeed Membrane Bioreactors. 10. AACHENER TAGUNG Wasser und Membranen, 29. - 30.10.2013. RWTH Aachen WESSLING, M.; PINNEKAMP, J., 2013, Aachen.
- BAUMGARTEN, S.; DI POFI, M.; LEHKY, M.; LEHMANN, C. (2015): PAC-MBR technology for the removal of micro pollutants from municipal wastewater. In: Wessling, M. 1.-, Pinnekamp, J. 1.- (Hrsg.): 11. Aachener Tagung Wassertechnologie. Mainz, Aachen, ISBN: 978-3-95886-056-8.

- BAUMGARTEN, S.; HERBST, H.; WITTAU, J. (2017): Mikroschadstoffelimination mittels PAK-MBR und nachgeschalteter PAK-UF. 12. AACHENER TAGUNG Wassertechnologie, 24. und 25.10.2017. RWTH AachenWESSLING, M.; PINNEKAMP, J., 2017, Aachen.
- BEYERLE, L.; BREPOLS, C.; WACHENDORF, N. (2018a): Machbarkeitsstudie zur Spurenstoffelimination auf dem Gruppenklärwerk Flerzheim. Erftverband aquatec GmbH, Bergheim.
- BEYERLE, L.; BREPOLS, C.; WACHENDORF, N. (2018b): Machbarkeitsstudie zur Spurenstoffelimination auf der Kläranlage Rheinbach. Erftverband aquatec GmbH, Bergheim.
- BIEBERSDORF, N.; KAUB, J. M. (2014): Kläranlage Höxter - 4. Reinigungsstufe zur Elimination von Mikroschadstoffen. Machbarkeitsstudie. Tuttahs & Meyer Ingenieurgesellschaft mbH, Bochum.
- BOREEN, A. L.; ARNOLD, W. A.; MCNEILL, K. (2004): Photochemical fate of sulfa drugs in the aquatic environment: sulfa drugs containing five-membered heterocyclic groups. *Environmental science & technology* 38 (14): 3933–3940. DOI: 10.1021/es0353053.
- BORNEMANN, C.; HACHENBERG, M.; YÜCE, S.; JAGERMANN, P.; LYKO, S.; HERR, J.; BENSTÖM, P.; MONTAG, D.; PLATZ, C.; WETT, M. (2012a): Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben Projekt Nr. 5: Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen, insbesondere kommunaler Flockungsfiltrationsanlagen durch den Einsatz von Aktivkohle (MIKROFlock). Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen: Entwicklung von Konzeptionen und innovativen, kostengünstigen Reinigungsverfahren. gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. Wupperverband für Wasser, Mensch und Umwelt.
- BORNEMANN, C.; KOLISCH, G.; HACHENBERG, M.; OSTHOFF, T.; TAUDIEN, Y.; BENSTÖM, F.; HERR, J.; KAUB, M.; LYKO, S.; PLATZ, S.; STEPKES, H.; WETT, B. (2012b): Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen, insbesondere kommunaler Flockungsfiltrationsanlagen durch den Einsatz von Aktivkohle. Förderkennzeichen: IV-7-042 600 001E, Arge "Forschung Spurenstoffe NRW", Teilprojekt 5, Abschlussbericht im Auftrag des MKULNV NRW. Online verfügbar unter.
- BRAGHETTA, A.; DIGIANO, F. A.; BALL, W. P. (1998): NOM Accumulation at NF Membrane Surface: Impact of Chemistry and Shear. *J. Environ. Eng.* 124 (11): 1087–1098. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9372(1998)124:11(1087).
- BUNANI, S.; YÖRÜKOĞLU, E.; SERT, G.; YÜKSEL, Ü.; YÜKSEL, M.; KABAY, N. (2013): Application of nanofiltration for reuse of municipal wastewater and quality analysis of product water. *Desalination* 315: 33–36. DOI: 10.1016/j.desal.2012.11.015.

- BUSCALL, R.; WHITE, L. R. (1987): The consolidation of concentrated suspensions. Part 1. The theory of sedimentation. *J. Chem. Soc., Faraday Trans. 1* (83): 873. DOI: 10.1039/F19878300873.
- BUSCH, P. L.; STUMM, W. (1968): Chemical interactions in the aggregation of bacteria. Bioflocculation in waste treatment. *Environmental Science and Technology* 2 (1): 49–53.
- CHON, K.; KYONGSHON, H.; CHO, J. (2012): Membrane bioreactor and nanofiltration hybrid system for reclamation of municipal wastewater: removal of nutrients, organic matter and micropollutants. *Bioresource technology* 122: 181–188. DOI: 10.1016/j.biortech.2012.04.048.
- CLARA, M. (2004): Das Verhalten ausgewählter organischer Spurenstoffe bei der biologischen Abwasserreinigung. Dissertation. Wiener Mitteilungen, Band 191, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Wien, ISBN 3852340829.
- CLAUSEN, K.; LÜBKEN, M.; PEHL, B.; BENDT, T.; BÖRGERS, A.; TÜRK, J.; WICHERN, M. (2014): Elimination organischer Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser unter Einsatz reaktiver Pulveraktivkohle aus Trinkwasserwerken. Abschlussbericht zum gleichnamigen Forschungsvorhaben, gefördert vom Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.
- DAUB, J.; STRIEBEL, T. (1990): Niederschlagsbedingte Schadstoffe im Straßenabfluß. Erfassung, chemische Erscheinungsformen, Nachweis. BMFT-Verbundprojekt "Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer" 58, Karlsruhe.
- DICHTL, N.; KOPP, J. (2001): Kennwerte zur Entwässerbarkeit von Klärschlämmen. In: Dohmann, M. (Hrsg.): Begeleitband zur 34. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft vom 14. – 16.03.2001 in Aachen. Gewässerschutz, Wasser, Abwasser. Institut zur Förderung der Wassergüte- und Wassermengenwirtschaft, Aachen, ISBN: 3-932590-77-5.
- DIN EN 12903:2003-08 (2003): Produkte zur Aufbereitung von Wasser für den menschlichen Gebrauch: Pulver-Aktivkohle. DIN EN 12903:2003-08, Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- DIN EN 14701-1 (2006): Charakterisierung von Schlämmen - Filtrationseigenschaften. Bestimmung der kapillaren Fließzeit.
- DIN EN 14702-1 (2006): Charakterisierung von Schlämmen - Absetzeigenschaften. DIN EN 14702-1.
- DOHMANN, M.; WERNING, J. (1992): Verwendung von Braunkohlenkoks in der Abwasserreinigung. *Abwassertechnik* (4): 7–10.
- DOLL, T. E.; FRIMMEL, F. H. (2003): Fate of pharmaceuticals—photodegradation by simulated solar UV-light. *Chemosphere* 52 (10): 1757–1769. DOI: 10.1016/S0045-6535(03)00446-6.

- DRENSLA, K.; JANOT, A. (2017): Neue Kenndaten einer Membrananlage als Bilanz des progressiven Betriebs und technischer Entwicklung. In: Wassertechnologie in der Wasseraufbereitung und Abwasserbehandlung, Aachen.
- DRENSLA, K.; TRIMBORN, M.; GERDES, J. P.; BEIER, S.; BRUNSCH, A.; BREPOLS, C.; BEYERLE, L.; GRINWIS, S.; HÜBGENS, M.; WACHENDORF, N. (2018): Mikroschadstoffe in der Erft. Bilanzierung/Modellierung Kozepte zur Reduzierung. Abschlussbericht an das MULNV NRW. Erftverband (Hrsg.), Bergheim.
- DWA (2015): Möglichkeiten der Elimination von anthropogenen Spurenstoffen. DWA-Themen T3/2015. DWA (Hrsg.). Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. DWA Themenblatt, Hennef.
- DWA (2019): Aktivkohleinsatz auf kommunalen Kläranlagen zur Spurenstoffentfernung. Verfahrensvarianten, Reinigungsleistung und betriebliche Aspekte. Arbeitsgruppe KA-8.6. DWA-Themen, Band T1/2019. 1. Auflage. Aufl., Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, Hennef, ISBN 3887217977.
- DWA-A 131 (2016): Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen, DWA, Hennef, ISBN 978-3-88721-331-2.
- DWA-M 227 (2014): Membran-Bioreaktor-Verfahren (MBR-Verfahren). DWA-Regelwerk. Oktober 2014. Aufl., DWA, Hennef, ISBN 9783944328850.
- DWA-M 229-1 (2021): Systeme zur Belüftung und Durchmischung von Belebungsanlagen – Teil 1: Planung, Ausschreibung und Ausführung. DWA-Regelwerk. Februar 2021. Aufl., DWA, Hennef.
- DWA-M 285-2 (2020): Spurenstoffentfernung auf kommunalen Kläranlagen - Teil 2: Einsatz von Aktivkohle - Verfahrensgrundsätze und Bemessung (ENTWURF), Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., ISBN 978-3-96862-013-8.
- DWA-M 383 (2019): Kennwerte der Klärschlammmentwässerung. DWA-M 383.
- EHLEN, K. (2021): GIS-gestützte interaktive Darstellung von Spurenstoffen in Kläranlagenabläufen und Oberflächengewässern in Nordrhein-Westfalen. Masterarbeit. Universität Bonn, RWTH Aachen, Bonn / Aachen.
- ELWAS (2020): Internetauftritt des Fachinformationssystems ELWAS mit dem Auswertewerkzeug ELWAS-WEB, elektronisches wasserwirtschaftliches Verbundsystem für die Wasserwirtschaftsverwaltung in NRW. Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. Online verfügbar unter <https://www.elwasweb.nrw.de/elwas-web/index.jsf>,

- ERIKSSON, L. (1987): Conditioning of Biological Sludges with Cationic Poly-Electrolytes. *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research* 19 (5-6): 859–868. DOI: 10.2166/wst.1987.0264.
- EXNER, M. E. A. (2020): Hygienisch-medizinische Relevanz und Kontrolle Antibiotika-resistenter Krankheitserreger in klinischen, landwirtschaftlichen und kommunalen Abwässern und deren Bedeutung in Rohwässern (HyReKA). Online verfügbar unter <http://www.hyreka.net/>,
- FANG, H. H.; SHI, X.; ZHANG, T. (2006): Effect of activated carbon on fouling of activated sludge filtration. *Desalination* 189 (1-3): 193–199. DOI: 10.1016/j.desal.2005.02.087.
- FELGENER, G. W.; RITTER, G. (1989): Mit Braunkohlenkoks wirkungsvoller reinigen, ein Beitrag zur weitergehenden Abwasserreinigung. 3, 282ff. *Korrespondenz Abwasser* (3): 282–288.
- FIRK, W. (1989): Einsatz von Braunkohlekoksstaub bei der Abwasserbehandlung. In: Böhnke, B. (Hrsg.): *Gewässerschutz Wasser Abwasser*. 22. Essener Tagung 8.3. - 10.3.1989. Band 112, Aachen.
- FLEMMING, H.-C.; WINGENDER, J. (2010): The biofilm matrix. *Nature reviews. Microbiology* 8 (9): 623–633. DOI: 10.1038/nrmicro2415.
- FRANK, K.; STOLL, J.-M.; THOMANN, M. (2015): PAK im Belebtschlammbecken. Elimination von Mikroverunreinigungen in der ARA mit Pulveraktivkohle im Belebtschlammbecken. Abschlussbericht. Hochschule für Technik Rapperswil (Hrsg.). Institut für Umwelt- und Verfahrenstechnik, Rapperswil.
- FUCHS, S.; LAMBERT, B.; GROTEHUSMANN, D. (2010): Neue Aspekte in der Behandlung von Siedlungsabflüssen. *Environ Sci Eur* 22 (6): 661–667. DOI: 10.1007/s12302-010-0161-2.
- GAWEL, E.; STRUNZ, S.; HOLLÄNDER, R.; LAUTENSCHLÄGER, S.; STUMPF, L.; JASCHEK, G.; SPILLECKE, H. (2021): Reform des Abwasserabgabengesetzes - mögliche Aufkommens- und Zahllasteffekte. (UBA TEXTE 60/2021). Ressortforschungsplan des Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit, Forschungskennzahl 3719212990. Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/5750/publikationen/2021-04-19_texte_60-2021_nouvelle_awag.pdf,
- GIMBEL, R. (2004): Wasseraufbereitung - Grundlagen und Verfahren. Lehr- und Handbuch Wasserversorgung, Band 6, Oldenbourg Industrieverl., München, ISBN 3835663658.
- GORENFLO, A. (2003): Rückhalt und Fouling von natürlichen organischen Substanzen bei der Nano- und Ultrafiltration. Schriftenreihe des Lehrstuhls für Wasserchemie und der DVGW-Forschungsstelle am, Band 38, Karlsruhe.

- GÖTZ, C. W.; ABEGGLEN, C.; MCARDELL, C. S.; KOLLER, M.; SIEGRIST, H.; HOLLENDER, J.; SCHÄRER, M. (2010): Mikroverunreinigungen. Beurteilung weitergehender Abwasserreinigungsverfahren anhand Indikatorsubstanzen. *GWA Gas, Wasser, Abwasser* 90 (4): 325–333.
- GRIEBE, T.; FLEMMING, H.-C. (1998): Biocide-free antifouling strategy to protect RO membranes from biofouling. *Desalination* 118 (1-3): 153-IN9. DOI: 10.1016/S0011-9164(98)00113-1.
- GU, J.; LIU, H.; WANG, S.; ZHANG, M.; LIU, Y. (2019): An innovative anaerobic MBR-reverse osmosis-ion exchange process for energy-efficient reclamation of municipal wastewater to NEWater-like product water. *Journal of Cleaner Production* 230: 1287–1293. DOI: 10.1016/j.jclepro.2019.05.198.
- HUBER, S. A. (2020): How LC-OCD-OND works. Unter Mitarbeit von DOC-Labor. Online verfügbar unter http://doc-labor.de/?page_id=352, Zugriff am: 10.3.2020.
- HUBER, S. A.; BALZ, A.; ABERT, M.; PRONK, W. (2011): Characterisation of aquatic humic and non-humic matter with size-exclusion chromatography--organic carbon detection--organic nitrogen detection (LC-OCD-OND). *Water research* 45 (2): 879–885. DOI: 10.1016/j.watres.2010.09.023.
- INSTITUT FÜR HYGIENE UND ÖFFENTLICHE GESUNDHEIT DER UNIVERSITÄT BONN : Belastung von Kläranlagen mit antibiotikaresistenten Bakterien (aus Projekt HyReKa). Daten zur Grafik an Erftverband.
- JAMAL KHAN, S.; VISVANATHAN, C.; JEGATHEESAN, V. (2012): Effect of powdered activated carbon (PAC) and cationic polymer on biofouling mitigation in hybrid MBRs. *Bioresource technology* (113): 165–168. DOI: 10.1016/j.biortech.2011.12.107.
- JANOT, A.; DRENSLA, K. (2015): Aspekte für einen energieeffizienten, wirtschaftlichen und stabilen Betrieb von Membranbelebungsanlagen. In: Wessling, M. 1.-, Pinnekamp, J. 1.- (Hrsg.): 11. Aachener Tagung Wassertechnologie. Mainz, Aachen, ISBN: 978-3-95886-056-8.
- JEKEL, M.; ZIETZSCHMANN, F.; STAPF, M.; SPERLICH, A.; RUHL, A. S.; MIEHE, U.; GNIRß, R. (2018): TestTools – Entwicklung und Validierung von schnellen Testmethoden zum Spurenstoffverhalten in technischen und natürlichen Barrieren des urbanen Wasserkreislaufs. Technische Universität Berlin, Universitätsverlag der TU Berlin, Berlin, ISBN 9783798330351.
- JOO, S. H.; TANSEL, B. (2015): Novel technologies for reverse osmosis concentrate treatment: a review. *Journal of environmental management* 150: 322–335. DOI: 10.1016/j.jenvman.2014.10.027.

- JUCKER, C.; CLARK, M. M. (1994): Adsorption of aquatic humic substances on hydrophobic ultrafiltration membranes. *Journal of Membrane Science* 97: 37–52. DOI: 10.1016/0376-7388(94)00146-P.
- KEHREIN, N.; BERLEKAMP, J.; KLASMEIER, J. (2015): Modeling the fate of down-the-drain chemicals in whole watersheds: New version of the GREAT-ER software. *Environmental Modelling & Software* 64: 1–8. DOI: 10.1016/j.envsoft.2014.10.018.
- KEYSERS, C. (2016): Entfernung organischer Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser mittels oxidativer und adsorptiver Verfahren im dynamischen Rezirkulationsbetrieb. Dissertation. Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule, Aachen.
- KING, R. O.; FORSTER, C. F. (1990): Effects of sonication on activated sludge. *Enzyme and Microbial Technology* 12 (2): 109–115. DOI: 10.1016/0141-0229(90)90082-2.
- KISTEMANN, T.; KOCH, C.; HERBST, S.; RECHENBURG, A.; EXNER, M. (2001): Untersuchungen zur mikrobiellen Fließgewässerbelastung durch Kläranlagen (Swist I), Bonn.
- KLASMEIER, J.; BERLEKAMP, J.; KEHREIN, N.; EHLING, C.; AHRING, A. (2017): Aufbereitung des nordrhein-westfälischen Fließgewässernetzes für die Anwendung der Modellsoftware GREAT-ER. Institut für Umweltsystemforschung Osnabrück (Hrsg.), Osnabrück.
- KOMS BW (2018): Handlungsempfehlungen für die Vergleichskontrolle und den Betrieb von Verfahrenstechniken zur gezielten Spurenstoffelimination. Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg (Hrsg.), Stuttgart.
- KOPPE, P.; STOZEK, A. (1998): Kommunales Abwasser. Seine Inhaltsstoffe nach Herkunft, Zusammensetzung und Reaktionen im Kläranlagenprozeß einschließlich Klärschlämme. 4. Aufl., Vulkan-Verlag, Essen, ISBN 9783802724084.
- KREBBER, K. N. (2013): Optimierung der Energiebilanz von Membranbioreaktoren. Dissertation. Rheinisch Westfälische Technische Hochschule, Aachen.
- KÜMMEL, R.; WORCH, E. (1990): Adsorption aus wäßrigen Lösungen. 1. Aufl. Aufl., Dt. Verl. für Grundstoffindustrie, Leipzig, ISBN 3342004215.
- LAY, W.; LU, Q.; TAO, G. (2019): Optimisation of membrane bioreactor for water reclamation. In: Aachener Verfahrenstechnik/Lehrstuhl für Chemische Verfahrenstechnik der RWTH, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen (Hrsg.): Verfahren der Wasseraufbereitung und Abwasserbehandlung. 13. Aachener Tagung Wassertechnologie, 29.-30.10 2019, Aachen. Aachener Tagung Wassertechnologie, Band 13, Aachen.
- LEE, H.; TAN, T. P. (2016): Singapore's experience with reclaimed water: NEWater. *International Journal of Water Resources Development* 32 (4): 611–621. DOI: 10.1080/07900627.2015.1120188.

- LEE, W.-N.; YEON, K.-M.; HWANG, B.-K.; LEE, C.-H.; CHANG, I.-S. (2010): Effect of PAC Addition on the Physicochemical Characteristics of Bio-Cake in a Membrane Bioreactor. *Separation Science and Technology* 45 (7): 896–903. DOI: 10.1080/01496391003666999.
- LYKO, S. (2012): Zeit- und anlagengrößenabhängiges Foulingverhalten in kommunalen Membranbelebungsanlagen. Zugl.: Aachen, Techn. Hochsch, Zugl. Aachen.
- MALMS, S.; FRANK, B.; KRAHNSTÖVER, T.; LINNEMANN, V.; MONTAG, D.; PINNEKAMP, J.; WINTGENS, T. (2017): BePAK - Bewertung von Verfahren zum Nachweis von Pulveraktivkohle im Kläranlagenablauf. Aachener Verfahrenstechnik/Lehrstuhl für Chemische Verfahrenstechnik der RWTH; Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen, Aachen.
- MALMS, S.; MONTAG, D.; EHM, J.-H.; GEBHARDT, W.; IHSANE-MONTAZEN, V.; SIKORA, U.; HUKE, A.; SCHUMACHER, S.; PINNEKAMP, J. (2018): Simultane Aktivkohlezugabe in die biologische Reinigungsstufe (SIMPAK). Abschlussbericht zum gleichnamigen Forschungsvorhaben, gefördert vom Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. Pinnekamp, J. (Hrsg.), Aachen.
- MARGOT, J.; KIENLE, C.; MAGNET, A.; WEIL, M.; ROSSI, L.; ALENCASTRO, L. F.; ABEGGLEN, C.; THONNEY, D.; CHÈVRE, N.; SCHÄRER, M.; BARRY, D. A. (2013): Treatment of micropollutants in municipal wastewater: ozone or powdered activated carbon? *The Science of the total environment* (461-462): 480–498. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.05.034.
- MATTHIES, M.; KLASMEIER, J.; HEß, O. (2006): GIS-basierte Modellierung von Gewässerimmissionen. *UWSF - Z Umweltchem Ökotox* 18 (2): 102–109. DOI: 10.1065/uwsf2005.10.106.
- MAURER, M.; ESCHER, B. I.; RICHLE, P.; SCHAFFNER, C.; ALDER, A. C. (2007): Elimination of beta-blockers in sewage treatment plants. *Water research* 41 (7): 1614–1622. DOI: 10.1016/j.watres.2007.01.004.
- MAUS, C.; SCHULZ, J. (2017): Machbarkeitsstudie zur Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage Bonn Bad Godesberg. Abschlussbericht. Sweco GmbH; Dahlem Beratende Ingenieure GmbH & Co. Wasserwirtschaft KG, Köln.
- MAUS, C.; SCHULZ, J.; ANTAKYALI, D. (2016): Machbarkeitsstudie zur Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage Emsdetten-Austum. Abschlussbericht. Sweco GmbH, Köln.
- MELIN, T.; LYKO, S.; DOTT, W.; AL-HABOUNI, D.; GRINWIS, S.; SCHÜRMAN, B.; TACKE, D.; PINNEKAMP, J.; DRENSLA, K.; JANOT, A. (2007): Strategien zur Foulingkontrolle bei Membranbelebungsanlagen in der kommunalen Abwasserreinigung. Abschlussbericht für

das Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MUNLV).

MERKEL, W. (1971): Untersuchungen über das Verhalten des belebten Schlammes im System Belebungsbecken - Nachklärbecken. Aachen, Rheinisch-Westfälische Techn. Hochschule, Diss., 1971. Unter Mitarbeit von B. Böhnke. Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen. Gelbe Reihe, Band 5.

METZGER, S.; MECKES, J.; KAPP, H. (2014a): Untersuchungen zum Spurenstoffbindungsverhalten von Pulveraktivkohle unter anaeroben Bedingungen. Abschlussbericht. UM-Vorhabennr. 352/2013. Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg.

METZGER, S.; TJOENG, I. O.; RÖBLER, A.; SCHWENTNER, G.; RÖLLE, R. (2014b): Kosten der Pulveraktivkohleanwendung zur Spurenstoffelimination am Beispiel ausgeführter und im Bau befindlicher Anlagen. *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall* 61 (11): 1029–1037.

MIKKELSEN, L. H.; KEIDING, K. (2001): Effects of solids concentration on activated sludge deflocculation, conditioning and dewatering. *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research* 44 (2-3): 417–425. DOI: 10.2166/wst.2001.0797.

MINISTERIUM FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT, NATUR- UND VERBRAUCHERSCHUTZ (MULNV) NRW (Stand 2020): Monitoring-Leitfaden. Integriertes Monitoring ab dem 4. Monitoringzyklus für den dritten Bewirtschaftungsplan, einschließlich landesspezifischer, nationaler und internationaler Messprogramme.

MÜLLER, H.; SIB, E.; GAJDISS, M.; KLANKE, U.; LENZ-PLET, F.; BARABASCH, V.; ALBERT, C.; SCHALLENBERG, A.; TIMM, C.; ZACHARIAS, N.; SCHMITHAUSEN, R. M.; ENGELHART, S.; EXNER, M.; PARCINA, M.; SCHREIBER, C.; BIERBAUM, G. (2018): Dissemination of multi-resistant Gram-negative bacteria into German wastewater and surface waters. *FEMS microbiology ecology* 94 (5). DOI: 10.1093/femsec/fiy057.

NEIS, U.; TIEHM, A. (1997): Particle size analysis in primary and secondary waste water effluents. *Water science and technology* 36 (4): 151–158. DOI: 10.2166/wst.1997.0108.

NG, C. A.; SUN, D.; BASHIR, M.; WAI, S. H.; WONG, L. Y.; NISAR, H.; WU, B.; FANE, A. G. (2013): Optimization of membrane bioreactors by the addition of powdered activated carbon. *Bioresource technology* (138): 38–47. DOI: 10.1016/j.biortech.2013.03.129.

NG, C. A.; SUN, D.; ZHANG, J.; WU, B.; FANE, A. G. (2010): Mechanisms of Fouling Control in Membrane Bioreactors by the Addition of Powdered Activated Carbon. *Separation Science and Technology* 45 (7): 873–889. DOI: 10.1080/01496391003667138.

- Niersverband (2020): Erneuerung und Erweiterung der Kläranlage Nette – wie eine der modernsten Kläranlagen Europas entsteht am 2020HEINZ, M.,. Online verfügbar unter <https://www.niersverband.de/aktuelles/presse/pressemitteilungen>, Zugriff am: 29.06.2021.
- NX Filtration BV (2020): Nanofiltration (dNF). Unter Mitarbeit von Online verfügbar unter <https://www.nxfiltration.com/products/nanofiltration/>, Zugriff am: 18.3.2020.
- ÖWAV (2013): Positionspapier Anthropogene Spurenstoffe in der aquatischen Umwelt. ÖWAV (Hrsg.). Unter Mitarbeit von: Kreuzinger, M. N.; Fürhacker, Univ.-Prof. DI Dr. Maria. Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband. Positionspapiere des Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverbandes (ÖWAV), Wien. Online verfügbar unter <https://www.oewav.at/Kontext/WebService/SecureFileAccess.aspx?fileguid={19fbe1f9-91be-4bb7-86bd-991ded56d083}>, Zugriff am: 23.01.2020.
- PFI GbR (2013): Abscheidung von Mikroschadstoffen auf der KA Minden. Machbarkeitsstudie. PFI Planungsgemeinschaft GbR (Hrsg.), Hannover.
- PINNEKAMP, J.; BASTIAN, D.; SIMSHEUSER, C.; PALMOWSKI, L.; KRÜGER, M.; GREDIGK-HOFFMANN, S.; BOLLE, F.-W. (2015): Energieeinsparung bei Membranbelebungsanlagen – Phase 2. Abschlussbericht zum gleichnamigen Forschungsvorhaben, gefördert vom Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. Online verfügbar unter.
- PINNEKAMP, J.; FRIEDRICH, H. (2006): Membrantechnik für die Abwasserreinigung. RWTH Aachen. Siedlungswasser- und Siedlungsabfallwirtschaft Nordrhein-Westfalen, Band 1. 2., aktual. Aufl. Aufl., FiW-Verl., Aachen, ISBN 3-939377-00-7.
- PINNEKAMP, J.; GRINWIS, S.; KEYSERS, C.; CRAMER, C.; VOLMERING, D.; VOßENKAUL, K.; BREPOLS, C.; BRANDS, E.; V. BENTEM, A.; LOCH, D. (2008): Weitergehende Reinigung in kommunalen Kläranlagen mittels MBR-Technologie. Abschlussbericht an das Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Pinnekamp J.
- PINNEKAMP, J.; MOUSEL, D.; VELTMANN, K.; PALMOWSKI, L.; BOLLE, F.; GREDIGK-HOFFMANN, S.; RIßE, H. (2011): Energiebedarf von Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen - Phase I. Abschlussbericht zum gleichnamigen Forschungsprojekt, gefördert durch das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Aachen.
- PINNEKAMP, J.; WESSLING, M. (2019): 13. Aachener Tagung Wassertechnologie. Verfahren der Wasseraufbereitung und Abwasserbehandlung. 13. Aachener Tagung Wassertechnologie. Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen, 29. - 30. Oktober 2019, Aachen, Druck und Verlagshaus Mainz GmbH, Aachen.

- PUB (2020): Tuas Water Reclamation Plant. Unter Mitarbeit von Singapore's National Water Agency. Online verfügbar unter <https://www.pub.gov.sg/dtss/phase2/twrp>, Zugriff am: 20.03.2020.
- PULS, R. W.; POWELL, R. M. (1992): Transport of inorganic colloids through natural aquifer material: Implications for contaminant transport. *Environmental science & technology*: 614–621. DOI: 10.1021/es00027a027.
- RADJENOVIC, J.; PETROVIC, M.; BARCELÓ, D. (2007): Analysis of pharmaceuticals in wastewater and removal using a membrane bioreactor. *Analytical and bioanalytical chemistry* 387 (4): 1365–1377. DOI: 10.1007/s00216-006-0883-6.
- REMY, M. J. J. (2012): Low concentration of powdered activated carbon decreases fouling in membrane bioreactors. Wageningen, Univ., Diss., 2012, ISBN 978-94-6173-230-9.
- RÖDEL, S. (2019): Entscheidungsunterstützungskonzept zur Bewertung von Verfahren zur Spurenstoffelimination auf kommunalen Kläranlagen. Dissertation. Universität der Bundeswehr München, Institut für Wasserwesen der Universität der Bundeswehr München, München. Online verfügbar unter <https://athene-forschung.unibw.de/doc/130300/130300.pdf>, Zugriff am: 23.01.2020.
- ROESINK, E. (2019): Mikroschadstoffelimination und Schließen des Wasserkreislaufes mithilfe von Hohlfaser-Nanofiltration. In: Wessling, M., Pinnekamp, J. (Hrsg.): Verfahren der Wasseraufbereitung und Abwasserbehandlung. 13. Aachener Tagung Wassertechnologie, 29.10.2019 bis 30.10.2019, Aachen. Membrantechnik in der Wasseraufbereitung und Abwasserbehandlung, Band 13. Druck und Verlagshaus Mainz GmbH, Aachen, ISBN: 978-3-95886-305-7.
- RÖBLER, A.; METZGER, S. (2014): Spurenstoffvorkommen und -entnahme in Kläranlagen mit Aktivkohleanwendung in Baden-Württemberg. *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall* 61 (5): 427-433.
- SCHLICHER, M. (2020): Metaanalyse zur vierten Reinigungsstufe - Untersuchung der veröffentlichten Machbarkeitsstudien aus NRW. Masterarbeit. Bauhaus-Universität Weimar, RWTH Aachen, Weimar / Aachen.
- SCHOLES, O. N. (2005): Mechanical thermal expression of lignite: directional dewatering and permeability characteristics. Dissertation. Monash University, Australia, Department of Chemical Engineering.
- SCHREIBER, C.; KISTEMANN, T. (2013): Antibiotic resistance among autochthonous aquatic environmental bacteria. *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research* 67 (1): 117–123. DOI: 10.2166/wst.2012.539.

- SCHULTE, S.; FLEMMING, H.-C. (2006): Ursachen der erhöhten Resistenz von Mikroorganismen in Biofilmen. *Chemie Ingenieur Technik* 78 (11): 1683–1689. DOI: 10.1002/cite.200600088.
- SCHÜTTE, M.; KASPER, K.; SCHACHT, M. (2018): Machbarkeitsstudie zur Spurenstoffelimination auf der Kläranlage Hörstel. Abschlussbericht. Ingenieurbüro Frilling+Rolf's GmbH; Ingenieurbüro Atemis GmbH, Vechta, Aachen.
- SCHÜTTE, M.; SCHÄPERS, D.; KASPER, K. (2016): Machbarkeitsstudie zur Spurenstoffelimination auf der Kläranlage Hopsten. Abschlussbericht. Ingenieurbüro Frilling GmbH; Ingenieurbüro Atemis GmbH, Vechta, Aachen.
- SCHWABE, U.; LUDWIG, W.-D. (2020): Arzneiverordnungs-Report 2020. 1st ed. 2020. Aufl., Springer Berlin Heidelberg; Imprint: Springer, Berlin, Heidelberg, ISBN 9783662621684.
- SIMON, M.; VAN ALST, N.; VOLLERTSEN, J. (2018): Quantification of microplastic mass and removal rates at wastewater treatment plants applying Focal Plane Array (FPA)-based Fourier Transform Infrared (FT-IR) imaging. *Water research* 142: 1–9. DOI: 10.1016/j.watres.2018.05.019.
- SINGER, A. C.; SHAW, H.; RHODES, V.; HART, A. (2016): Review of Antimicrobial Resistance in the Environment and Its Relevance to Environmental Regulators. *Frontiers in microbiology* 7: 1728. DOI: 10.3389/fmicb.2016.01728.
- SIOUTOPOULOS, D.; KARABELAS, A.; MAPPAS, V. (2019): Membrane Fouling Due to Protein-Polysaccharide Mixtures in Dead-End Ultrafiltration; the Effect of Permeation Flux on Fouling Resistance. *Membranes* 9 (2). DOI: 10.3390/membranes9020021.
- SLIPKO, K.; REIF, D.; WÖGERBAUER, M.; HUFNAGL, P.; KRAMPE, J.; KREUZINGER, N. (2019): Removal of extracellular free DNA and antibiotic resistance genes from water and wastewater by membranes ranging from microfiltration to reverse osmosis. *Water research* 164. DOI: 10.1016/j.watres.2019.114916.
- SPELTHAHN, V.; DOLNY, R.; GRIEBEL, K. B.; GIESE, C.; LECHTHALER, S.; PINNEKAMP, J.; LINNEMANN, V. (2019): Mikroplastik aus Mischsystemen. In: Pinnekamp, J. (Hrsg.): Wasser und Gesundheit. 52. Essener Tagung für Wasserwirtschaft, 20.03.2019 bis 22.03.2019, Aachen. Gesellschaft zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH e.V. Gewässerschutz, Wasser, Abwasser, Band 250, Aachen, ISBN: 978-3-938996-56-0.
- STANGE, C.; SIDHU, J. P. S.; TOZE, S.; TIEHM, A. (2019): Comparative removal of antibiotic resistance genes during chlorination, ozonation, and UV treatment. *International journal of hygiene and environmental health* 222 (3): 541–548. DOI: 10.1016/j.ijheh.2019.02.002.
- STEFFEN, W.; RICHARDSON, K.; ROCKSTRÖM, J.; CORNELL, S. E.; FETZER, I.; BENNETT, E. M.; BIGGS, R.; CARPENTER, S. R.; VRIES, W. de; WIT, C. A. de; FOLKE, C.; GERTEN, D.; HEINKE, J.;

- MACE, G. M.; PERSSON, L. M.; RAMANATHAN, V.; REYERS, B.; SÖRLIN, S. (2015): Sustainability. Planetary boundaries: guiding human development on a changing planet. *Science (New York, N. Y.)* 347 (6223): 1259855. DOI: 10.1126/science.1259855.
- SUEZ WTS (2020): Mündliche Auskunft zu aktuellen Membrankosten.
- TACKE, D. (2010): Crossflow-Belüftung zur Deckschichtkontrolle im Membranbelebungsverfahren. Dissertation. Gewässerschutz, Wasser, Abwasser, Band 224, Institut zur Förderung der Wassergüte- und Wassermengenwirtschaft, Aachen, ISBN 978-3-938996-30-0.
- TALVITIE, J.; MIKOLA, A.; KOISTINEN, A.; SETÄLÄ, O. (2017): Solutions to microplastic pollution - Removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies. *Water research* 123: 401–407. DOI: 10.1016/j.watres.2017.07.005.
- TAO, G. H.; GU, Y. S.; LAW, S. L.; TAI, L. Y.; CHUA, S. C.; OOI, K. E. (2021): The Resource Efficient Integrated Membrane Bioreactor. WC3.5 Membrane Processes. Singapore International Waterweek 2021, 2021.
- TAO, G.; HTOO, C.; PHUA, K. M.; CHUA, S. C.; WAH, Y. L.; OOI, K. E.; SEAH, H. (2019): Energy and resource efficient biosorption and low energy step-feed membrane bioreactor system. IWA Membrane Technologies Conference, 2019, Toulouse, France.
- TAY, M. F.; LIU, C.; CORNELISSEN, E. R.; WU, B.; CHONG, T. H. (2018): The feasibility of nanofiltration membrane bioreactor (NF-MBR)+reverse osmosis (RO) process for water reclamation: Comparison with ultrafiltration membrane bioreactor (UF-MBR)+RO process. *Water research* 129: 180–189. DOI: 10.1016/j.watres.2017.11.013.
- TEICHGRÄBER, B.; JAGEMANN, P.; LANGE, R.-L.; PHAN, L.-C.; EVERS, M.; WICHERN, M.; BAUMGARTEN, S.; KLOCKE, J. (2017): Technischer Vergleich unterschiedlicher Konzepte zur Spurenstoffelimination mittels Pulveraktivkohleadsorption. In: Pinnekamp, J. (Hrsg.): "alles klar?!". 50. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, 22.03.2017 bis 24.03.2017, Aachen. Gesellschaft zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH e.V. Gewässerschutz, Wasser, Abwasser, Band 245, Aachen, ISBN: 978-3-938996-51-5.
- TEUTEN, E. L.; ROWLAND, S. J.; GALLOWAY, T. S.; THOMPSON, R. C. (2007): Potential for plastics to transport hydrophobic contaminants. *Environmental science & technology*. 7759–7764. DOI: 10.1021/es071737s.
- THAPA, K. B.; QI, Y.; CLAYTON, S. A.; HOADLEY, A. F. A. (2009a): Lignite aided dewatering of digested sewage sludge. *Water research* (43): 623–634. DOI: 10.1016/j.watres.2008.11.005.
- THAPA, K. B.; QI, Y.; HOADLEY, A. (2009b): Interaction of polyelectrolyte with digested sewage sludge and lignite in sludge dewatering. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects* 334 (1-3): 66–73. DOI: 10.1016/j.colsurfa.2008.10.007.

- THIEMIG, C. (2011): Die Bedeutung der Filtrationseigenschaften von belebten Schlämmen beim Betrieb von Membranbioreaktoren. Zugl.: Aachen, Techn. Hochsch., Diss., 2011. Gewässerschutz, Wasser, Abwasser, Band 226, Ges. zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH, Aachen, ISBN 978-3-938996-32-4.
- TO, V. H. P.; NGUYEN, T. V.; BUSTAMANTE, H.; VIGNESWARAN, S. (2019): Deleterious effects of soluble extracellular polymeric substances on polyacrylamide demand for conditioning of anaerobically digested sludge. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 7 (2): 1–7. DOI: 10.1016/j.jece.2019.102941.
- TO, V. H. P.; NGUYEN, T. V.; BUSTAMANTE, H.; VIGNESWARAN, S. (2020): Effects of extracellular polymeric substance fractions on polyacrylamide demand and dewatering performance of digested sludges. *Separation and Purification Technology* 239. DOI: 10.1016/j.seppur.2020.116557.
- TORRETTA, V.; URBINI, G.; RABONI, M.; COPELLI, S.; VIOTTI, P.; LUCIANO, A.; MANCINI, G. (2013): Effect of Powdered Activated Carbon to Reduce Fouling in Membrane Bioreactors. A Sustainable Solution. Case Study. *Sustainability* 5 (4): 1501–1509. DOI: 10.3390/su5041501.
- UBA (2016): Förderschwerpunkt Energieeffiziente Abwasseranlagen: Erftverband Bergheim „Energetische Optimierung der Membrankläranlage am Beispiel des Gruppenklärwerks Nordkanal“. Unter Mitarbeit von Online verfügbar unter https://www.umweltinnovationsprogramm.de/sites/default/files/2019-09/2016_projektbeschreibung_3_erftverband_bergheim_web.pdf, Zugriff am: 22.06.2020.
- UMWELTBUNDESAMT (2020): Arzneimittelwirkstoffe. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/fluesse/zustand/arzneimittelwirkstoffe#auswertung-der-messungen-an-den-lawa-messstellen>, Zugriff am: 02.02.2021.
- VARNHORN, J.; MERTEN, M. (2015): Machbarkeitsstudie zur Spurenstoffelimination auf der Kläranlage Füchtorf. Abschlussbericht. Ingenieurbüro Frilling GmbH; Ingenieurbüro Atemis GmbH, Vechta, Aachen.
- VOIGT, A. M.; ZACHARIAS, N.; TIMM, C.; WASSER, F.; SIB, E.; SKUTLAREK, D.; PARCINA, M.; SCHMITHAUSEN, R. M.; SCHWARTZ, T.; HEMBACH, N.; TIEHM, A.; STANGE, C.; ENGELHART, S.; BIERBAUM, G.; KISTEMANN, T.; EXNER, M.; FAERBER, H. A.; SCHREIBER, C. (2020): Association between antibiotic residues, antibiotic resistant bacteria and antibiotic resistance genes in anthropogenic wastewater - An evaluation of clinical influences. *Chemosphere* 241: 125032. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.125032.
- WANG, N.; ZHANG, W.; CAO, B.; YANG, P.; CUI, F.; WANG, D. (2018): Advanced anaerobic digested sludge dewaterability enhancement using sludge based activated carbon (SBAC) in combination with organic polymers. *Chemical Engineering Journal* 350: 660–672. DOI: 10.1016/j.cej.2018.06.026.

- WESSLING, M.; YÜCE, S.; MALMS, S.; HERR, J.; LÖWENBERG, J.; SCHUMACHER, D.; HOCHSTRAT, R.; PANGLISCH, S.; TATZEL, A.; WEBER, M.; LEIßE, D.; DRENSLA, K.; JANOT, A.; KÜHN, W.; PINNEKAMP, J. (2012): Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen durch den Einsatz der Membrantechnik. Abschlussbericht, gefördert vom MULNV NRW.
- WESSLING, M.; YÜCE, S.; MALMS, S.; HERR, J.; MARTÍ, C.; MONTAG, D.; HOCHSTRAT, R.; KOLVENBACH, D.; ZIMMERMANN, B.; WEBER, M.; DRENSLA, K.; JANOT, A.; KÜHN, W.; PINNEKAMP, J. (2018): Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen durch den Einsatz der Membrantechnik – MIKROMEM. Abschlussbericht, gefördert vom MULNV NRW.
- WINTGENS, T.; BAUMGARTEN, S.; BEIER, S.; DRENSLA, K.; FUCHS, W.; THEILEN, U.; WEBER, M. (2021): Membrantechnik in der kommunalen Abwasserbehandlung - eine Antwort auf neue Herausforderungen in der Wasserwirtschaft? Arbeitsbericht DWA Fachausschuss KA-7 „Membranverfahren“ (in Vorbereitung).
- WU, Y. C.; HAO, O. J.; OU, K. C. (1985): Improvement of activated sludge filterability. *Water Pollution Control Federation* 57 (10): 1019–1021.
- WUIJTS, S.; VAN DEN BERG, H. H. J. L.; MILLER, J.; ABEBE, L.; SOBSEY, M.; ANDREMONT, A.; MEDLICOTT, K. O.; VAN PASSEL, M. W. J.; RODA HUSMAN, A. M. de (2017): Towards a research agenda for water, sanitation and antimicrobial resistance. *Journal of water and health* 15 (2): 175–184. DOI: 10.2166/wh.2017.124.
- X-Flow BV (2020): X-Flow - HFW1000. Unter Mitarbeit von Online verfügbar unter <https://xflow.pentair.com/en/products/hfw1000>, Zugriff am: 18.3.2020.
- XIAO, K.; LIANG, S.; WANG, X.; CHEN, C.; HUANG, X. (2019): Current state and challenges of full-scale membrane bioreactor applications: A critical review. *Bioresource technology* 271: 473–481. DOI: 10.1016/j.biortech.2018.09.061.
- YANG, W.; PAETKAU, M.; CICEK, N. (2010): Effects of powdered activated carbon dosing on sludge characteristics and estrogen removal in membrane bioreactors. *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research* 61 (9): 2193–2198. DOI: 10.2166/wst.2010.111.
- YU, G.-H.; HE, P.-J.; SHAO, L.-M.; HE, P.-P. (2008): Stratification structure of sludge flocs with implications to dewaterability. *Environmental science & technology* 42 (21): 7944–7949. DOI: 10.1021/es8016717.
- ZHANG, X.; KANG, H.; ZHANG, Q.; HAO, X.; HAN, X.; ZHANG, W.; JIAO, T. (2019): The porous structure effects of skeleton builders in sustainable sludge dewatering process. *Journal of environmental management* 230: 14–20. DOI: 10.1016/j.jenvman.2018.09.049.

ZHANG, Y.; GEISSEN, S.-U. (2010): Prediction of carbamazepine in sewage treatment plant effluents and its implications for control strategies of pharmaceutical aquatic contamination. *Chemosphere* 80 (11): 1345–1352. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2010.06.030.

ZHANG, Z.; CHEN, M.; LI, J.; ZHAO, B.; WANG, L. (2020): Significance of transparent exopolymer particles derived from aquatic algae in membrane fouling. *Arabian Journal of Chemistry* 13 (3): 4577–4585. DOI: 10.1016/j.arabjc.2019.10.004.

ZIETZSCHMANN, F.; DITTMAR, S.; SPLETTSTÖßER, L.; HUNSICKER, J.; DITTMANN, D.; MEINEL, F.; RÖBLER, A.; METZGER, S.; JEKEL, M.; RUHL, A. S. (2019): Fast empirical lab method for performance projections of large-scale powdered activated carbon re-circulation plants. *Chemosphere* 215: 563–573. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2018.10.055.

ZWICKENPFLUG, B.; BÖHLER, M.; STERKELE, M.; JOSS, A.; SIEGRIST, H.; TRABER, J.; GUJER, W.; BEHL, M.; DORUSCH, F.; HOLLENDER, J.; TERNES, T.; FINK, G. (2010): Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Eidgenössisches Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation UVEK Bundesamt für Umwelt BAFU.

Anhang

A. Parameter für Modellanlage Kapitel 2.4

Kürzel	Einheit	Werte	Bemerkung
$Q_{d,Konz}$	m ³ /d	10.000	Bemessungsvolumenstrom
T_{Bem}	°C	12	Bemessungstemperatur
$C_{CSB,ZB}$	mg/l	400	CSB-Konzentration im Zulauf der Belebung
$X_{CSB,ZB}$	mg/l	200	Konzentration partikulärer CSB im Zulauf der Belebung (50 % des CSB)
$X_{CSB,inert,ZB}$	mg/l	60	Konzentration partikulärer, inerten CSB im Zulauf der Belebung (30 % des partikulären CSB)
$S_{CSB,inert,AN}$	mg/l		Anteil am gelösten, inerten CSB: 5 %
$C_{CSB,abb,ZB}$	mg/l	320	abbaubarer Anteil des CSB im Zulauf der Belebung
$X_{TS,ZB}$	mg/l	175	AFS im Zulauf der Belebung (50 % von 350 mg/l)
$X_{anorgTS,ZB}$	mg/l	35	anorganischer Anteil des AFS im Zulauf der Belebung (20 % des $X_{TS,ZB}$)
$X_{TS,PAK}$	mg/l	[0; 10; 20; 30]	PAK-Dosis bezogen auf den Zulauf zum Belebungsbecken
t_{rs}	d	[5 bis 25]	Variation des Schlammalters
$\ddot{U}_{Sd,C}$	kg/d		Täglicher Überschussschlammstrom
$X_{CSB,BM}$	mg/l		CSB-Konzentration aus Biomassewachstum

Berechnungen nach DWA-A 131 (2016):

Bestimmung des abbaubaren CSB:

$$C_{CSB,abb,ZB} = C_{CSB,ZB} - S_{CSB,inert,AN} - X_{CSB,inert,ZB}$$

Bestimmung der CSB-Konzentration aus Biomassewachstum:

$$X_{CSB,BM} = C_{CSB,abb,ZB} \cdot Y \cdot \frac{1}{1 + b \cdot t_{TS} \cdot F_T}$$

B. Analyseergebnisse PAK-Auswahl

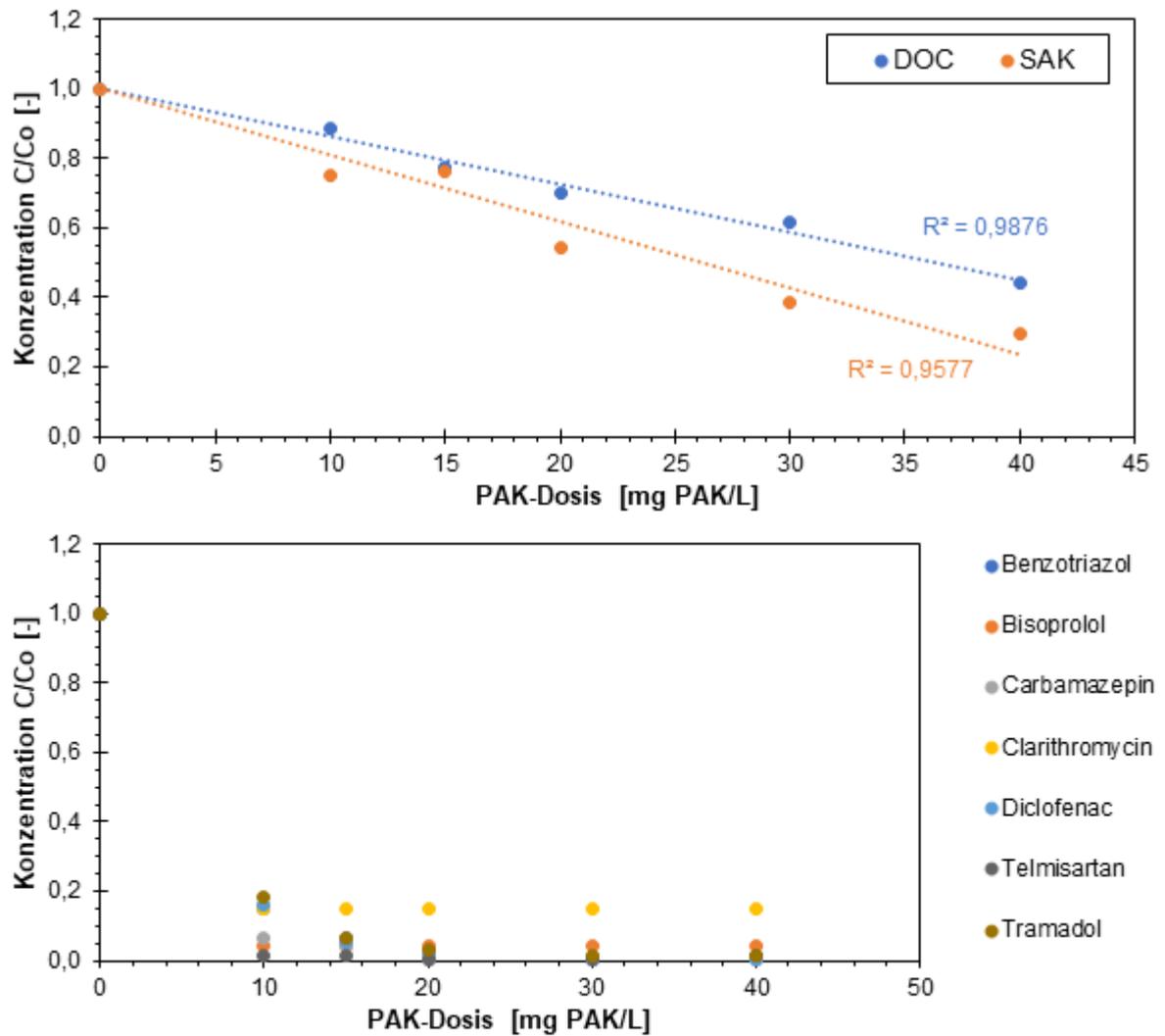


Abbildung 0.1: SAK₂₅₄, DOC und Spurenstoffelimination für Kohle A1

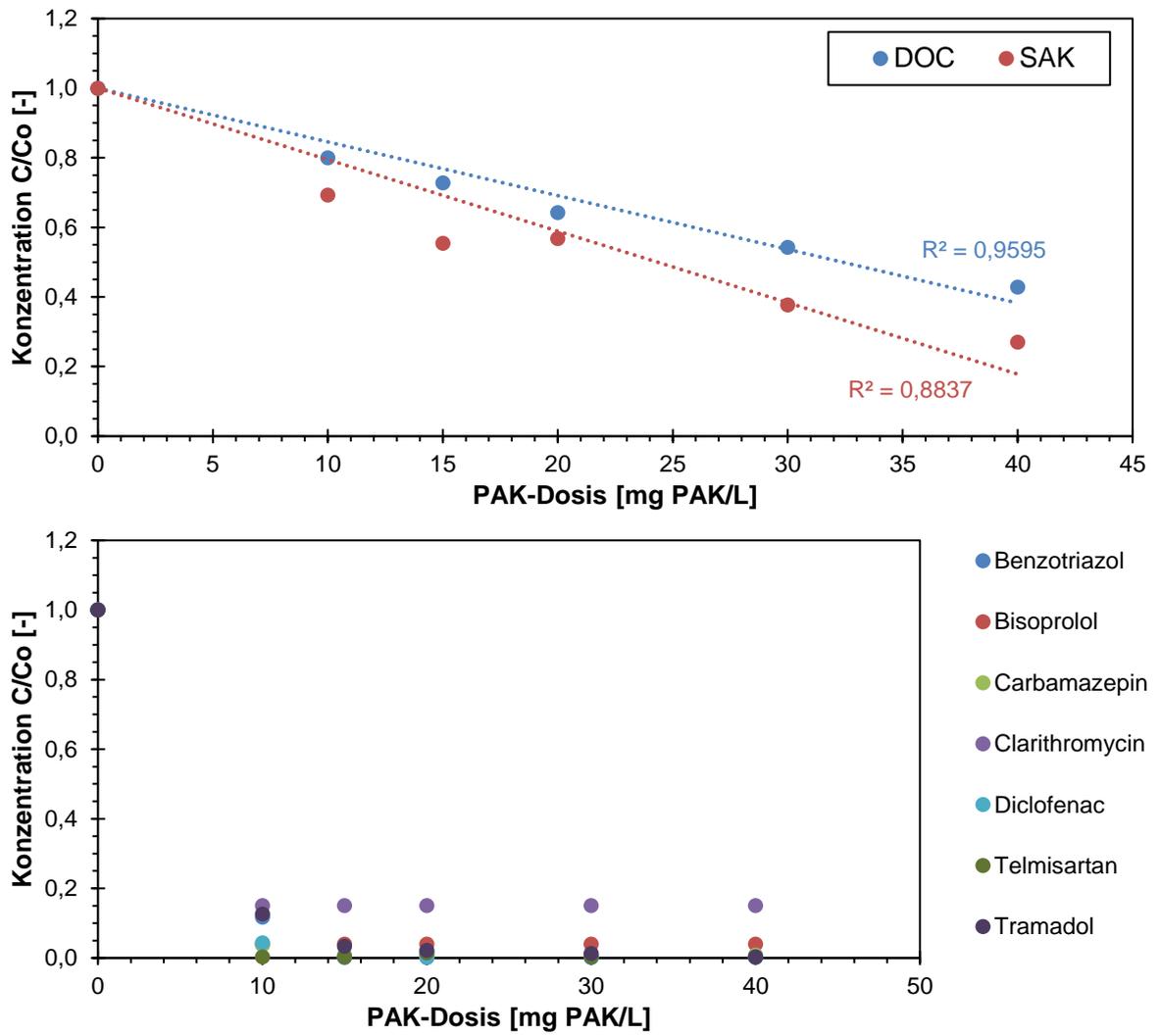


Abbildung 0.2: SAK254, DOC und Spurenstoffelimination für Kohle A2

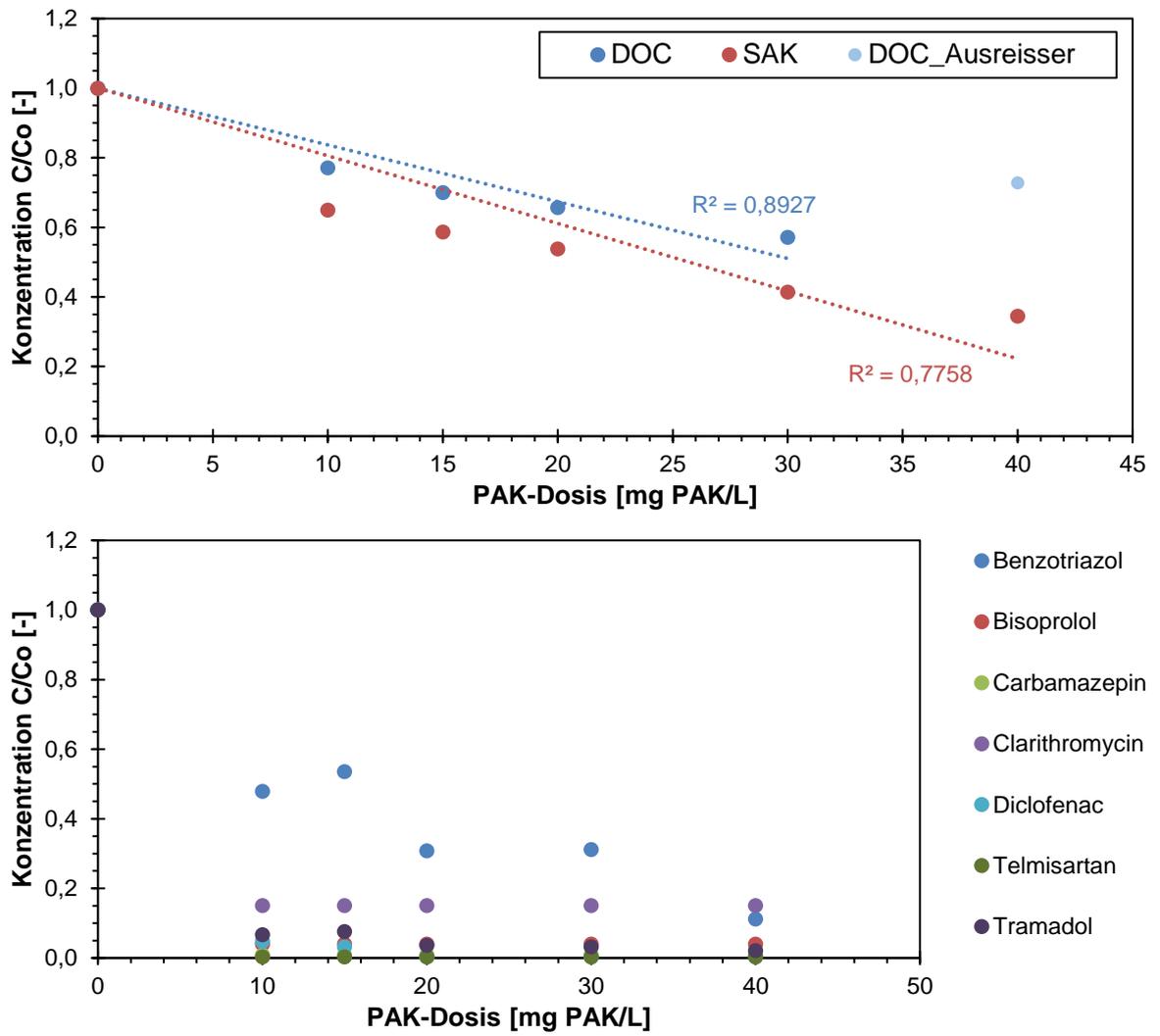


Abbildung 0.3: SAK254, DOC und Spurenstoffelimination für Kohle A3

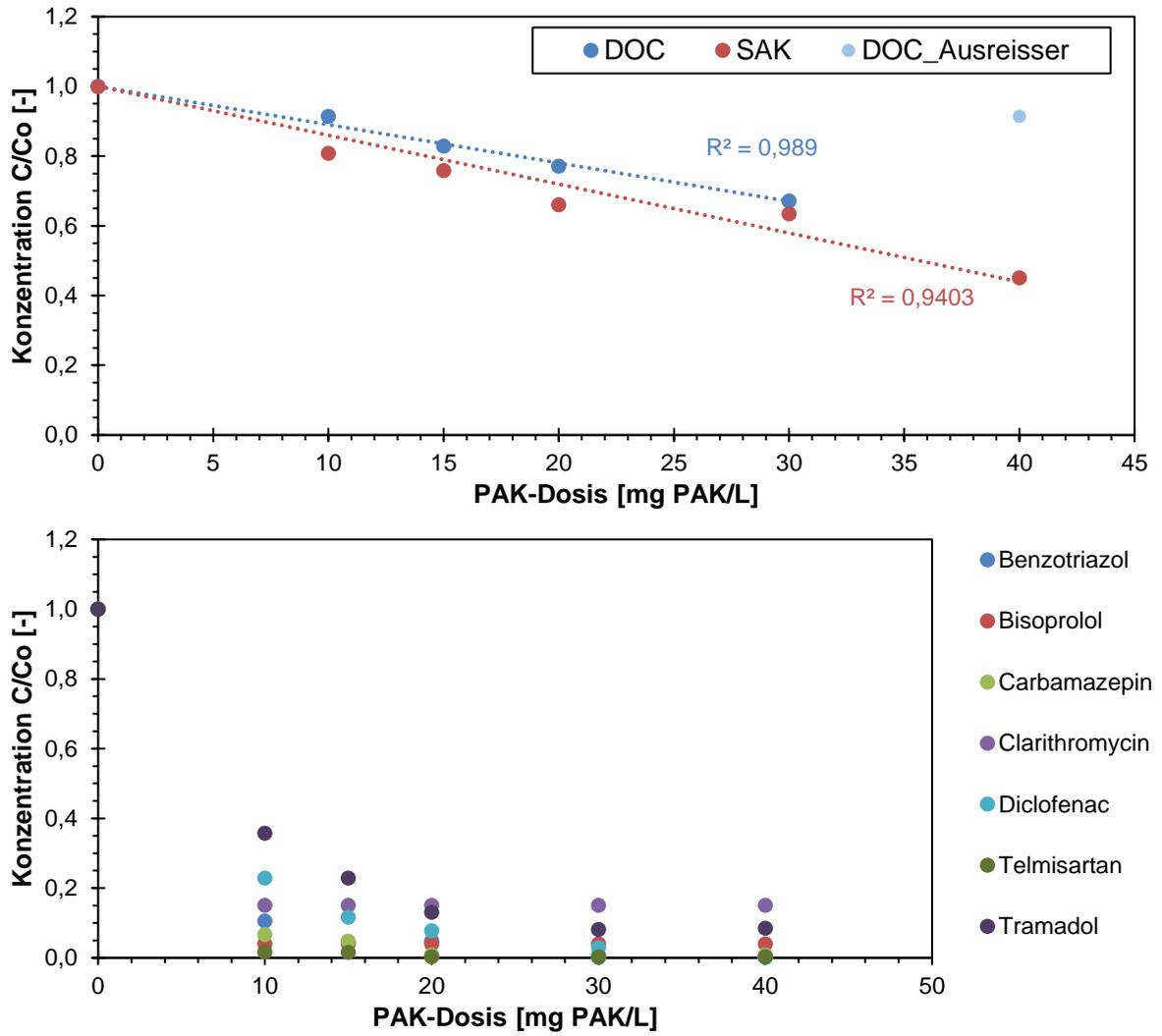


Abbildung 0.4: SAK254, DOC und Spurenstoffelimination für Kohle A4

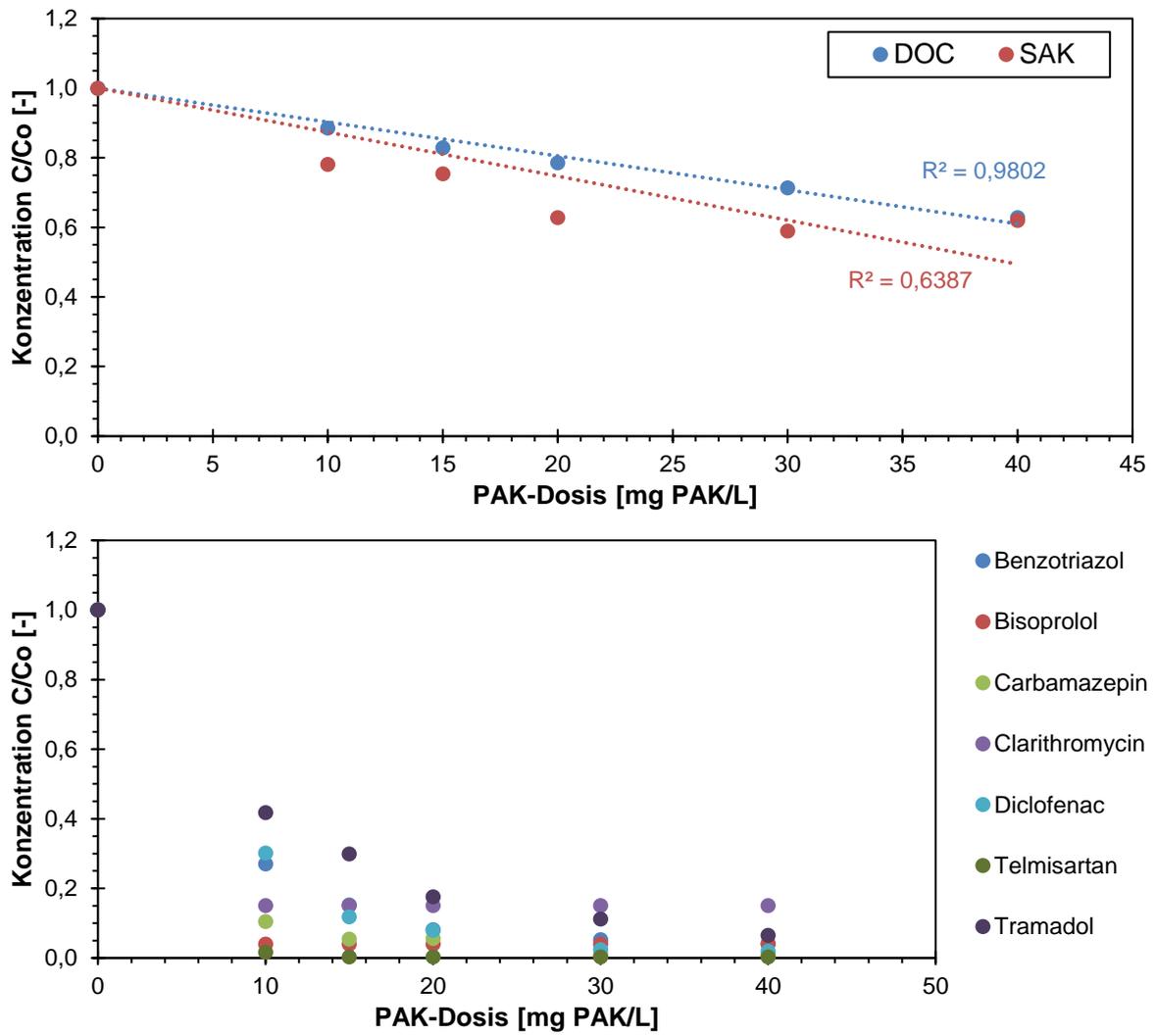


Abbildung 0.5: SAK254, DOC und Spurenstoffelimination für Kohle A5

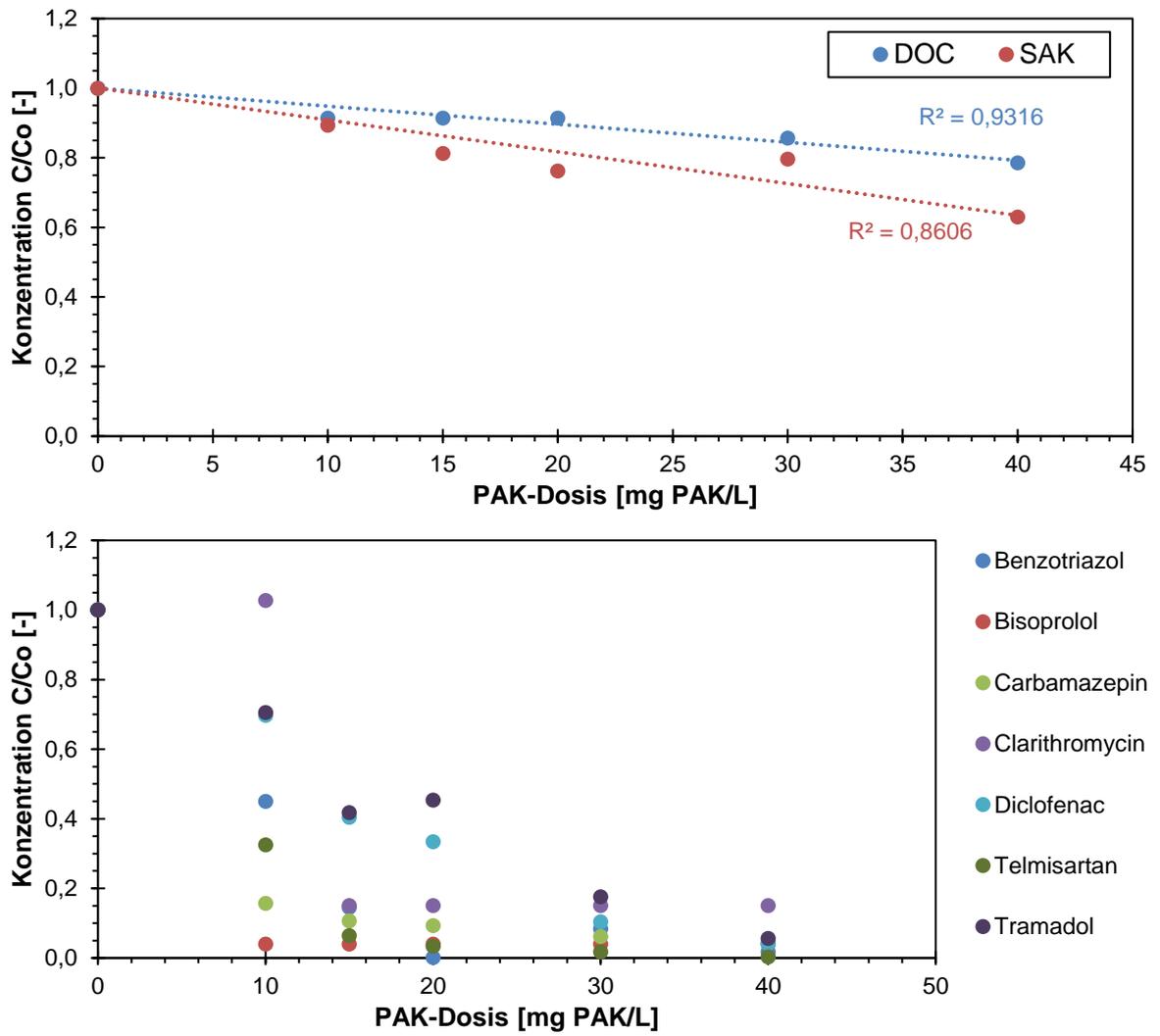


Abbildung 0.6: SAK254, DOC und Spurenstoffelimination für Kohle A6 (Reaktivat)

C. Analyseergebnisse Spurenstoffelimination Großtechnik

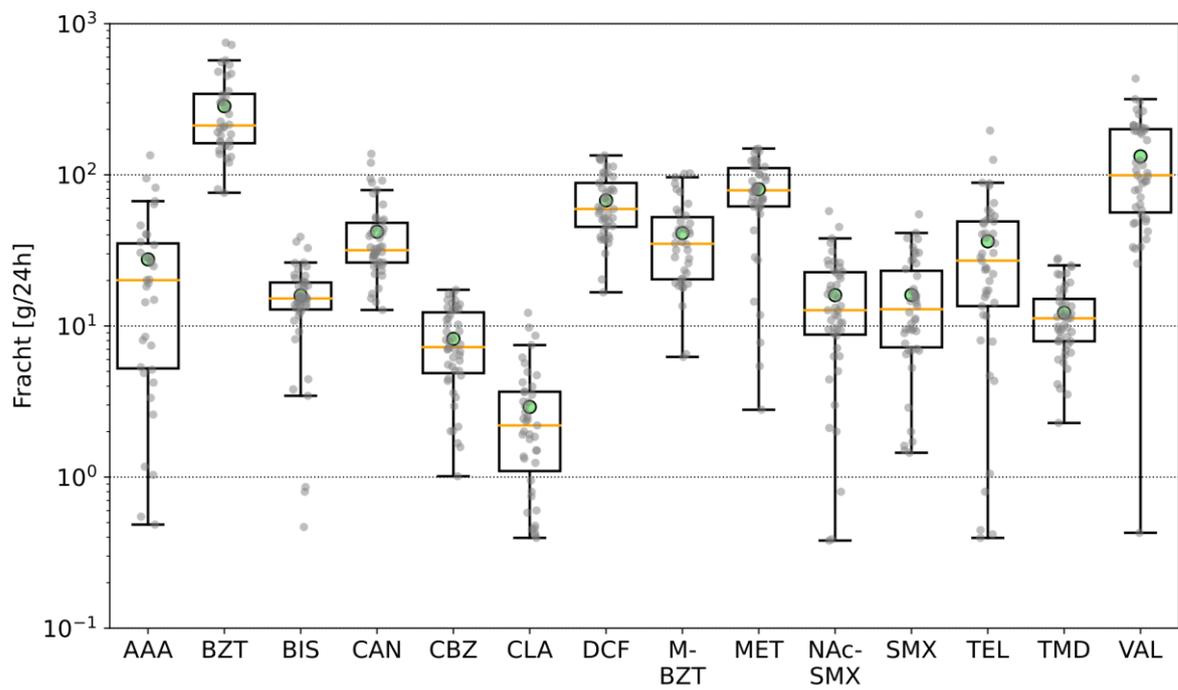


Abbildung 0.7: Zulauffrachten zur Kläranlage auf Basis der 24-Stunden-Mischproben im Zulauf zu BB4

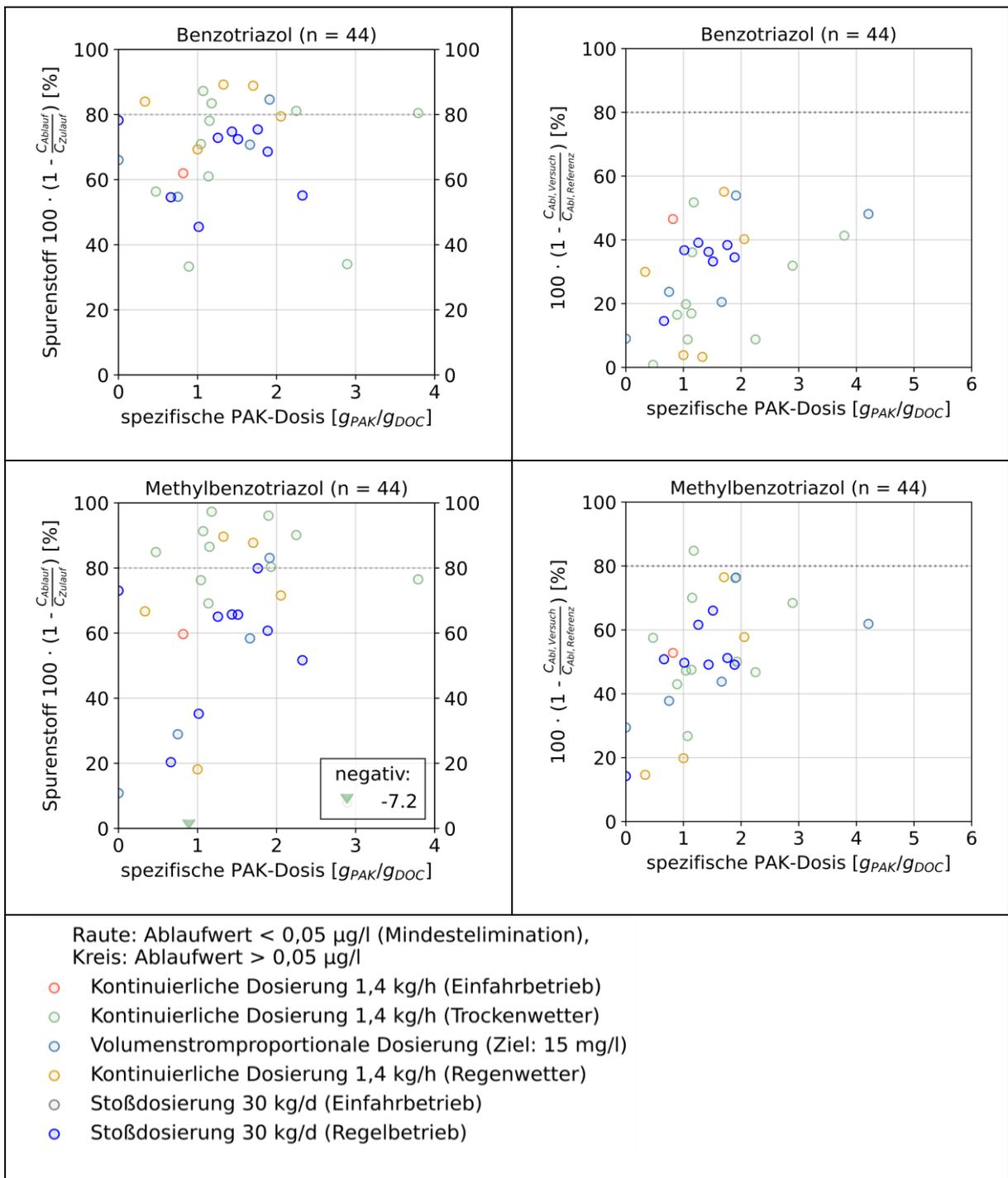


Abbildung 0.8: Elimination ausgewählter Spurenstoffe als „Gesamtelimination PAK-MBR“ (links) und im Vergleich der Abläufe Becken 4 und Becken 3 als „Mehrelimination PAK-MBR“ (rechts) in Abhängigkeit der DOC-spezifischen PAK-Dosis

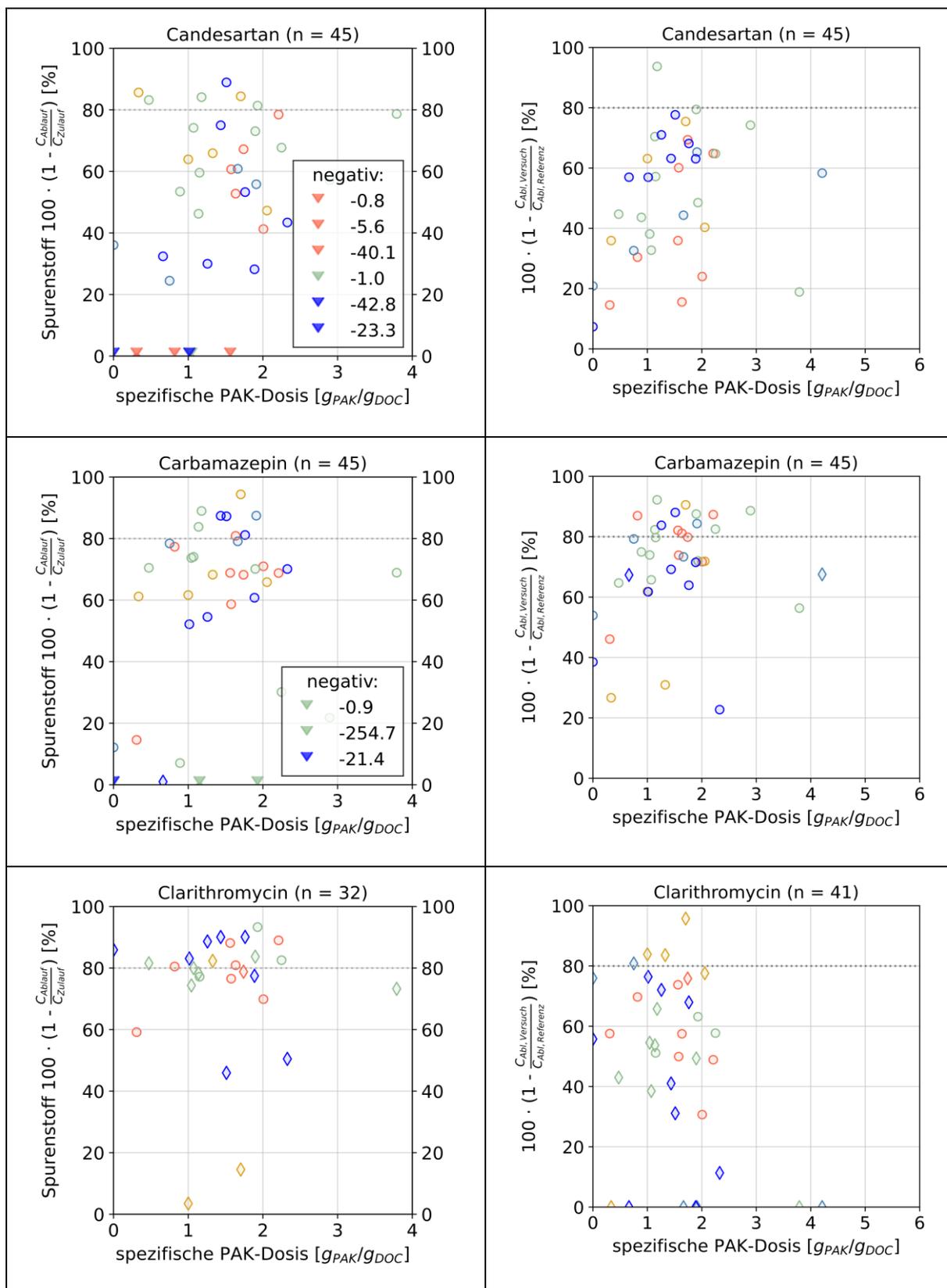


Abbildung 0.9: Elimination ausgewählter Spurenstoffe als „Gesamtelimination PAK-MBR“ (links) und im Vergleich der Abläufe Becken 4 und Becken 3 als „Mehrelimination PAK-MBR“ (rechts) in Abhängigkeit der DOC-spezifischen PAK-Dosis

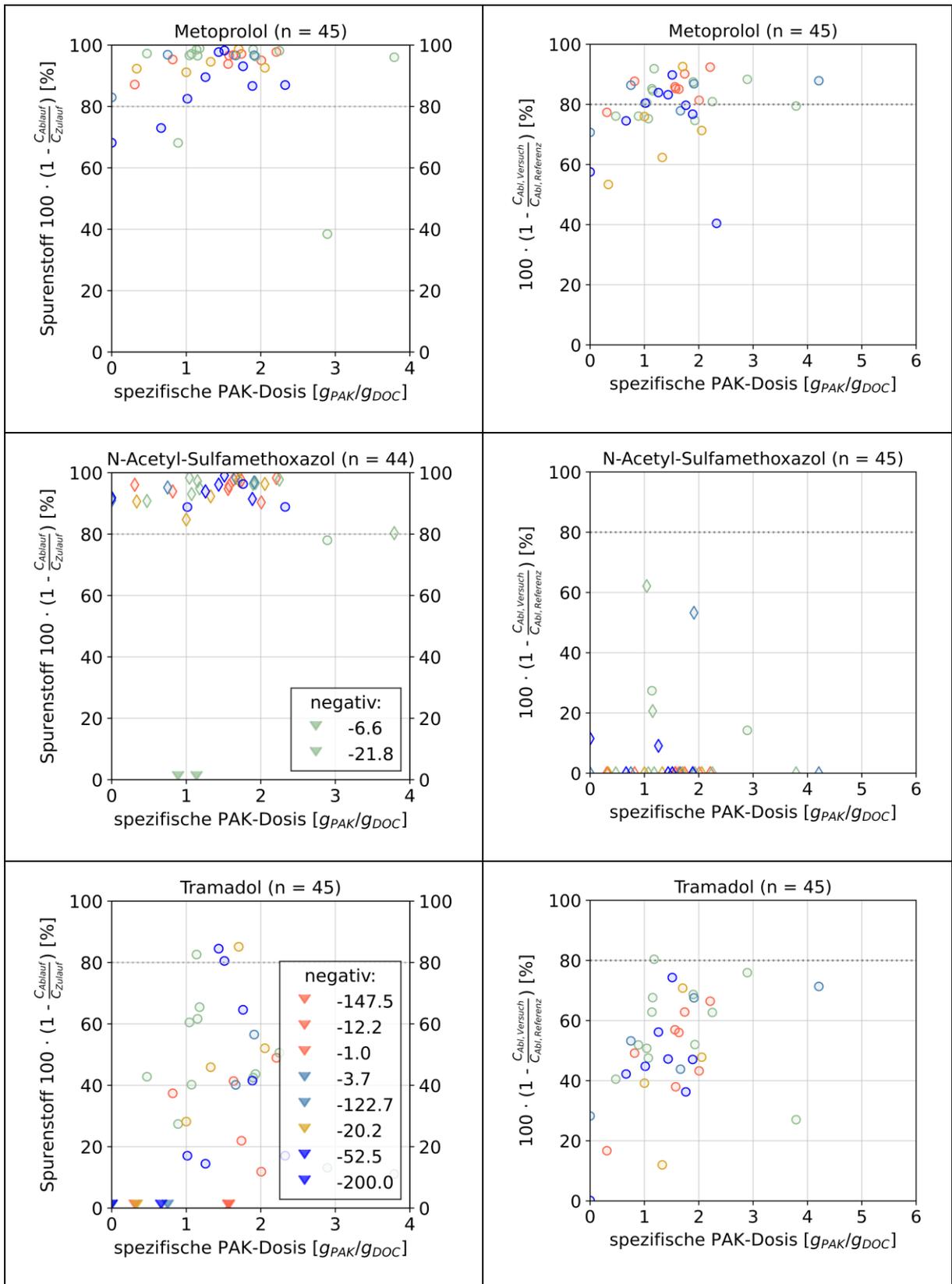


Abbildung 0.10: Elimination ausgewählter Spurenstoffe als „Gesamtelimination PAK-MBR“ (links) und im Vergleich der Abläufe Becken 4 und Becken 3 als „Mehrelimination PAK-MBR“ (rechts) in Abhängigkeit der DOC-spezifischen PAK-Dosis

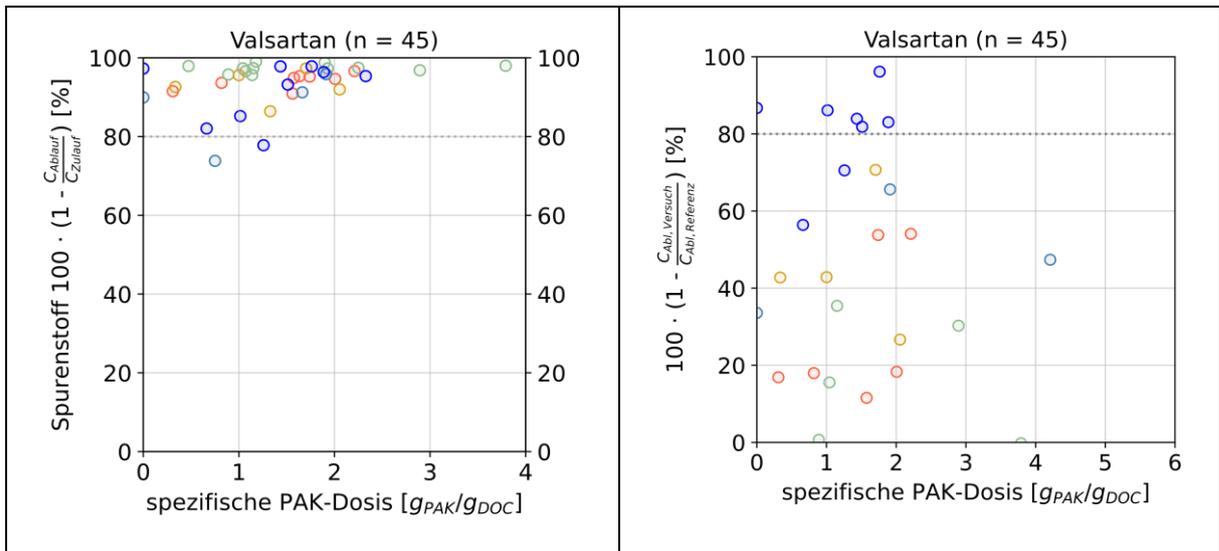


Abbildung 0.11: Elimination ausgewählter Spurenstoffe als „Gesamtelimination PAK-MBR“ (links) und im Vergleich der Abläufe Becken 4 und Becken 3 als „Mehrelimination PAK-MBR“ (rechts) in Abhängigkeit der DOC-spezifischen PAK-Dosis

D. Analyseergebnisse Betriebsstabilität

Tabelle 0.1: EPS-Analytik Rohdaten

Probenahme	BB (N)	Humin- substanzen	Biopolymers	Proteine	Kohlen- hydrate	Humin- substanzen	Proteine	Kohlen- hydrate
		µg/L	µg/L	%	%	µg/L	µg/L	µg/L
03.06.2019	BB3	2936	653	45	55	5.872	588	718
	BB4	2605	226	64	36	5.210	289	163
25.06.2019	BB3	3344	230	59	41	6.688	271	189
	BB4	3164	220	56	44	6.328	246	194
16.07.2019	BB3	3616	243	68	32	7.232	330	156
	BB4	3000	183	46	54	6.000	168	198
06.08.2019	BB3	3399	296	39	61	6.798	231	361
	BB4	2913	149	40	60	5.826	119	179
27.08.2019	BB3	3661	1107	28	72	7.322	620	1.594
	BB4	2482	720	25	75	4.964	360	1.080
17.09.2019	BB3	2853	272	35	65	5.706	190	354
	BB4	2627	221	38	62	5.254	168	274
08.10.2019	BB3	1939	310	50	50	3.878	310	310
	BB4	2018	326	48	52	4.036	313	339
29.10.2019	BB3	2950	289	45	55	5.900	260	318
	BB4	2485	151	47	53	4.970	142	160
19.11.2019	BB3	1199	592	45	55	2.398	533	651
	BB4	948	395	57	43	1.896	450	340
10.12.20219	BB3	1587	350	72	28	3.174	504	196
	BB4	1798	365	73	27	3.596	533	197
07.01.2020	BB3	2971	645	51	49	5.942	658	632
	BB4	2659	640	51	49	5.318	653	627
28.01.2020	BB3	2281	721	50	50	4.562	721	721
	BB4	1824	620	52	48	3.648	645	595

Tabelle 0.2: Vergleich der AOX-Konzentrationen nach der in-situ-Reinigung im Filtrat der Belebungsbecken BB3 und BB4

AOX Konzentrationen nach der in-situ-Reinigung							
2019				2020			
Belebungsbecken 3		Belebungsbecken 4		Belebungsbecken 3		Belebungsbecken 4	
Uhrzeit	[µg/l]	Uhrzeit	[µg/l]	Uhrzeit	[µg/l]	Uhrzeit	[µg/l]
Referenz-Analytik 01.07.2019							
10:30 (filtrierter Belebtschlamm)			91				
10:30 (Permeat)			85				
BB 3 (15.07.2019)		BB 4 (31.07.2019)		BB 3 (28.10.2020)		BB 4 (26.10.2020)	
12:17	89	10:00	78	10:15	93	10:15	52
12:32	93	10:15	60	10:30	94	10:30	54
12:48	85	10:30	62	10:45	90	10:45	56
13:03	84	10:45	63	11:00	94	11:00	48
13:18	90	11:00	62	11:15	90	11:15	46
13:35	89	11:15	63	11:30	90	11:30	47
13:48	81	11:30	55				
14:03	81	11:45	51				
BB 3 (26.09.2019)		BB 4 (24.09.2019)		BB 3 (25.11.2020)		BB 4 (23.11.2020)	
10:00	90	10:00	83	10:00	100	09:30	80
10:15	89	10:15	75	10:15	97	09:45	68
10:30	85	10:30	75	10:30	94	10:00	70
10:45	83	10:45	71	10:45	88	10:15	67
11:00	82	11:00	76	11:00	85	10:30	69
11:15	80	11:15	70	11:15	81	10:45	66
11:30	80	11:30	73				
11:45	79	11:45	73				
BB 3 (09.10.2019)		BB 4 (08.10.2019)		BB 3 (17.12.2020)		BB 4 (15.12.2020)	
11:00	78	09:45	70	10:45	49	10:45	60
11:15	70	10:00	67	11:00	48	11:00	55
11:30	69	10:15	65	11:15	51	11:15	54
11:45	70	10:30	63	11:30	48	11:30	52
12:00	66	10:45	63	11:45	48	11:45	52
12:15	71	11:00	62	12:00	46	12:00	50
12:30	68	11:15	58				
12:45	69	11:30	56	Diese AOX Konzentrationen wurde bei der Auswertung nicht berücksichtigt			
BB 3 (09.10.2019)		BB 4 (08.10.2019)					
11:00	78	09:45	70				
11:15	70	10:00	67				
11:30	69	10:15	65				
11:45	70	10:30	63				
12:00	66	10:45	63				
12:15	71	11:00	62				
12:30	68	11:15	58				
12:45	69	11:30	56				

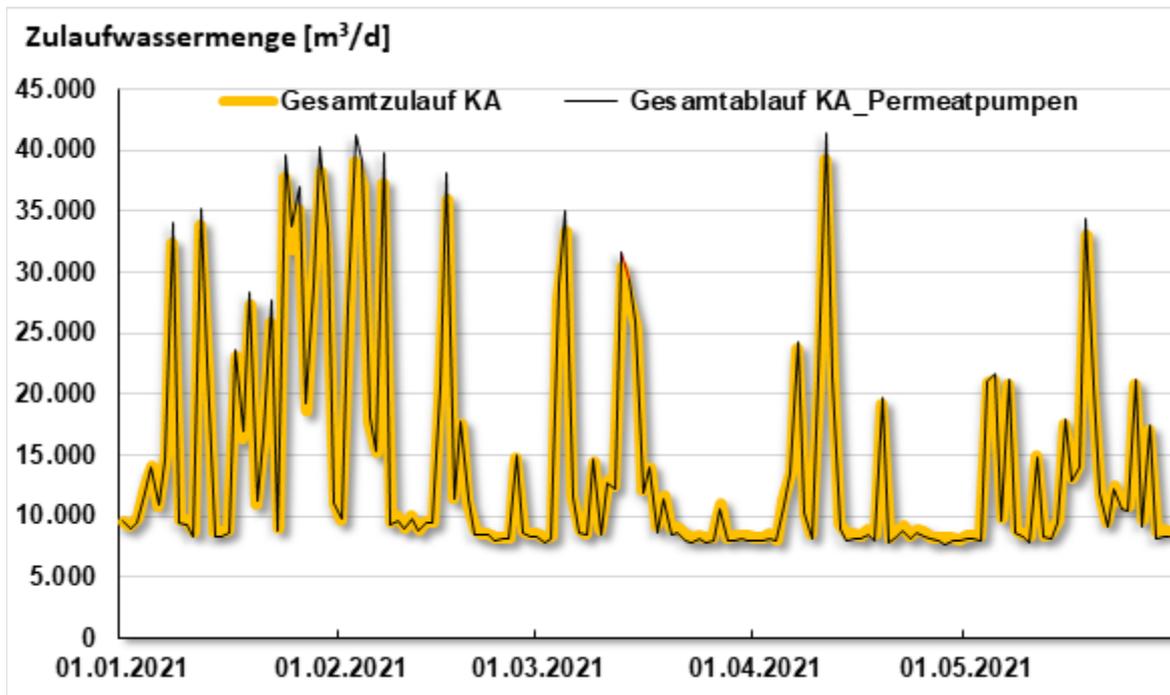


Abbildung 0.12: Vergleich der Messung von der kalibrierten Zulaufwassermenge der KA mit der Gesamtablaufmenge der Kläranlage (netto Permeatmenge der Filtrationsstraßen)

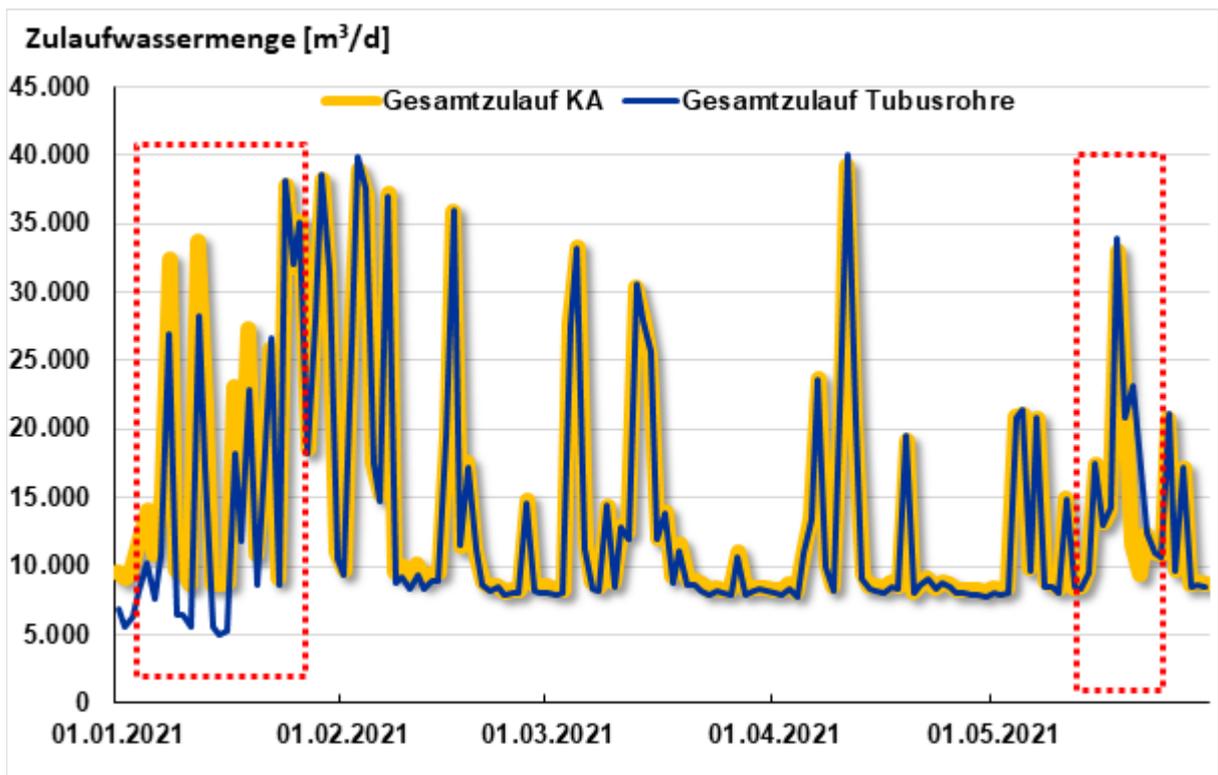


Abbildung 0.13: Vergleich der Messung von der kalibrierten Zulaufwassermenge der KA mit der Gesamtzulaufwassermenge zur Belebungsbecken (Messung in den Tubus-Rohren)

E. Stoffflussmodellierung mit GREAT-ER

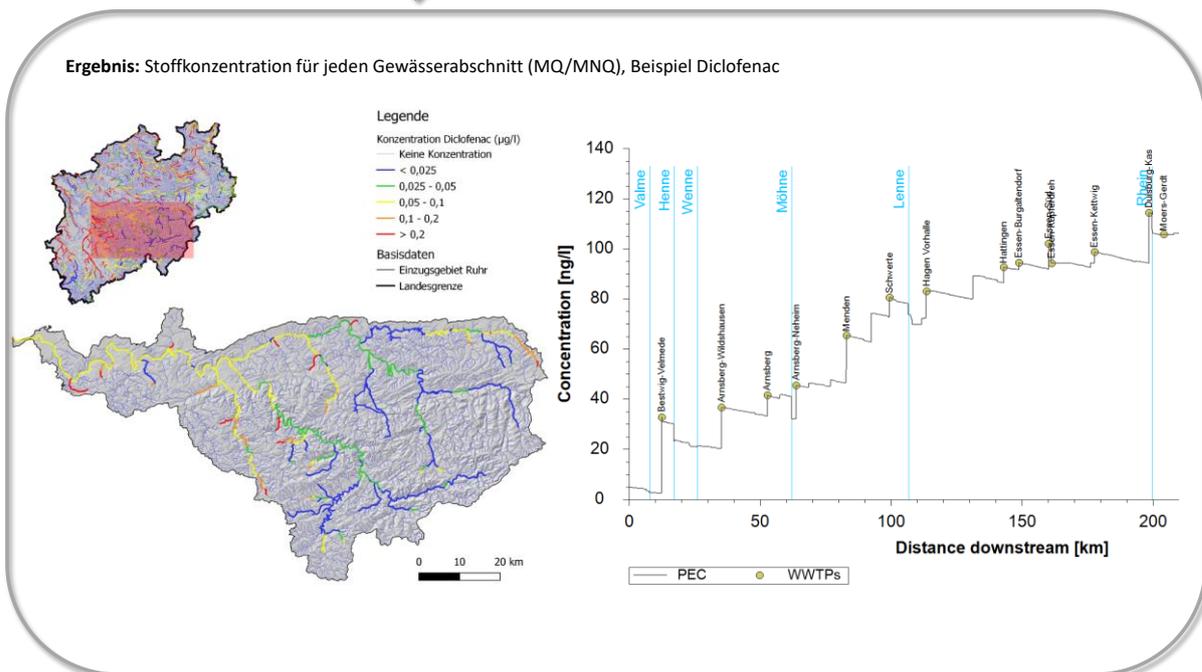
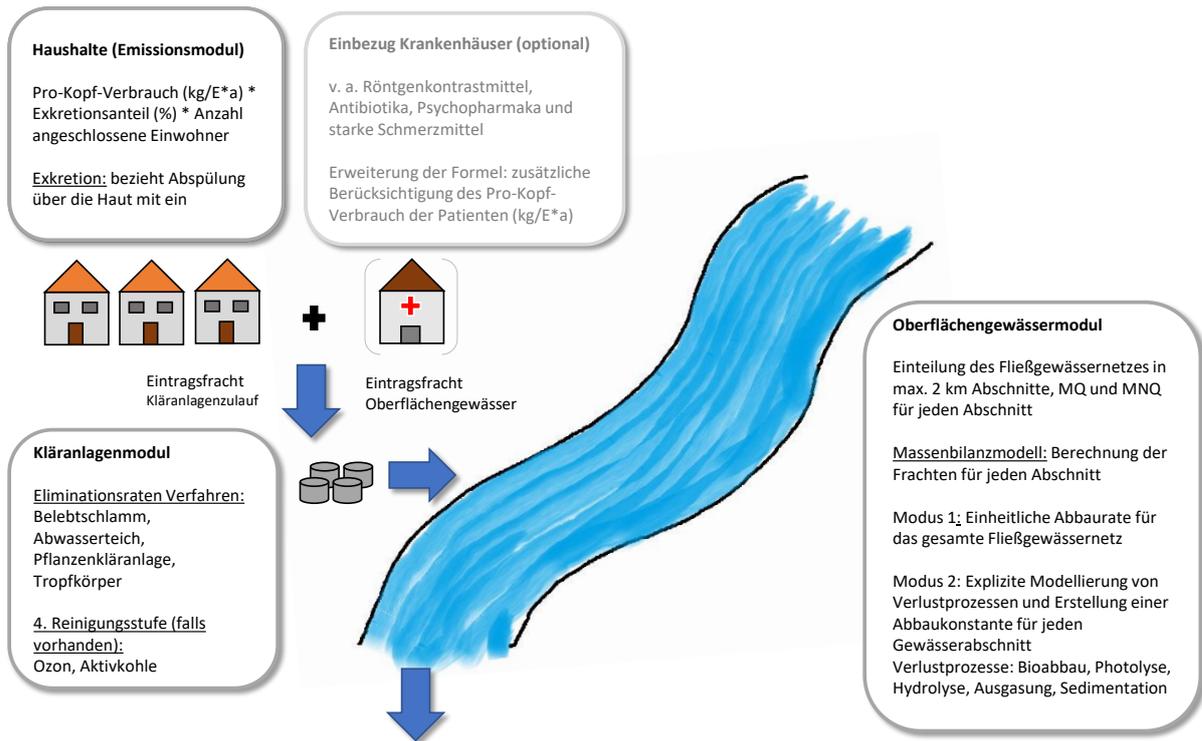


Abbildung 0.14: Ablauf der Stoffflussmodellierung mit GREAT-ER

Tabelle 0.3: Empfohlene Verfahrensstufe der Kläranlagen in den berücksichtigten Machbarkeitsstudien

PAK			
Anlagen-Nr.	Anlagenname	Ausbaugröße (EW)	Betreiber
222922	Altenberge	12580	Gemeinde Altenberge
222273	Bad Wünnenberg, Haaren	7700	Stadt Bad Wünnenberg
222967	Beckum	51540	Stadt Beckum
222965	Beckum-Neubeckum	26000	Stadt Beckum
222482	Bergheim Kenten	120000	Erftverband
222223	Brakel, Brakeler Märsch	22000	Abwasserwerk der Stadt Brakel
222969	Drensteinfurt	17000	Stadt Drensteinfurt
222599	Emmerich	195000	Technische Werke Emmerich
222923	Emsdetten-Austum	150000	Stadt Emsdetten
222971	Ennigerloh	30500	Stadt Ennigerloh
222487	Frechen	56100	Erftverband
222418	Gescher-Harwick	29000	Glockenstadt Gescher - Abwasserwerk
222925	Greven-Reckenfeld	65000	Stadt Greven
222422	Heiden	20000	Gemeinde Heiden
222931	Horstmar-Leer	11000	Stadt Horstmar
222437	Kläranlage Südlohn	22600	Gemeinde Südlohn
222938	Lengerich	49500	Stadt Lengerich
222945	Neuenkirchen/Wettringen	44500	Gemeinde Neuenkirchen
222632	Neuss-Ost	280000	InfraStruktur Neuss AöR
222948	Ochtrup	58350	Stadtwerke Ochtrup
222977	Oelde	47000	Stadt Oelde
222566	Rheinbach	27000	Erftverband
222571	Rheinbach Flerzheim	50000	Erftverband
222951	Rheine-Nord	251500	Technische Betriebe Rheine AöR
222919	Rosendahl-Osterwick	13000	Gemeinde Rosendahl
222952	Saerbeck	10000	Gemeinde Saerbeck
222575	St. Augustin Menden	210000	Stadt Sankt Augustin
222436	Stadtlohn	30500	Stadt Stadtlohn
222202	Verl, Sende	30000	Gemeinde Verl
222129	Weilerswist,Auf der Hochfahrt	25000	Erftverband
222341	Wesel	98000	Stadtwerke Wesl
222411	Zentralkläwerk Ahaus	85000	Stadt Ahaus
GAK			
Anlagen-Nr.	Anlagenname	Ausbaugröße (EW)	Betreiber
222475	Bedburg Kaster	50500	Erftverband
222166	Bielefeld, Brake	260000	Stadt Bielefeld
222165	Bielefeld, Heepen	235000	Stadt Bielefeld
222275	Borgholzhausen, Im Recke	21800	Stadt Borgholzhausen
222486	Erftstadt	70000	Erftverband
2221023	Freudenberg	26500	Freudenberg
222627	Grevenbroich	97000	Erftverband
222260	Hoevelhof	20000	Bürgermeister der Gemeinde Hövelhof
222836	Horn-Bad Meinberg,Horn	29800	Stadtwerke Horn-Bad Meinberg
222934	Ibbenbüren-Püsselbüren	105000	Stadt Ibbenbüren
222844	Lage, Zentralkläwerk	155000	Städt. Abwasserbetrieb Lage
222426	Legden II	18000	Gemeinde Legden
222721	Lippetal	15000	Bürgermeister der Gemeinde Lippetal
222806	Löhne-Ulenburg	88000	Wirtschaftsbetriebe Löhne
222943	Metelen	17500	Gemeinde Metelen
2221032	Netphen	12000	Der Bürgermeister Netphen
222947	Nordwalde	14000	Gemeinde Nordwalde
222877	Rahden	21000	Fa. Schumacher Kläranlagen GmbH
2221037	Siegen	175000	Stadt Siegen
222438	Velen	20000	Stadt Velen
222201	Verl-West	47000	Gemeinde Verl
222816	Vlotho-Zentral	22000	Stadt Vlotho
222986	Wadersloh	16000	Gemeinde Wadersloh
222628	Wevelinghoven	27000	Erftverband

Ozonierung			
Anlagen-Nr.	Anlagenname	Ausbaugröße (EW)	Betreiber
222818	Augustdorf	14500	Gemeindewerke Augustdorf
222252	Bad Lippspringe	30000	Abwasserwerk der Stadt Bad Lippspringe
22279	Bad Muenstereifel-Kirspen.Mia	27000	Ertfverband
222466	Bonn Bad Godesberg	110000	Oberbürgermeister Bonn
222469	Bonn Salierweg	285000	Oberbürgermeister Bonn
222417	Borken	140000	Stadt Borken
222483	Brühl	70000	Stadt Brühl
222831	Detmold-Zentral	135000	Detmolder Abwasser GmbH
222313	Duisburg-Hochfeld	92000	Wirtschaftsbetriebe Duisburg
222714	Erwitte-Nord	16500	Stadt Erwitte Abwasserwerk
222720	Geseke	30000	Bürgermeister der Stadt Geseke
222183	Halle, Brandheide	18000	Stadt Halle (Westf.)
222186	Halle, Künsebeck	28000	Stadt Halle (Westf.)
222188	Harsewinkel	57500	Stadt Harsewinkel
222886	Herford, ZKA	250000	Herforder Abwasser GmbH
222108	Kessenich	132000	Ertfverband
222191	Langenberg	10000	Gemeinde Langenberg
222848	Lemgo-Grevenmarsch	97800	Abw.-Bes.-Ges. Lemgo GmbH
222263	Lichtenau, Grundsteinheim	7500	Abwasserwerk der Stadt Lichtenau
222726	Lippstadt	130000	Stadtentwässerung Lippstadt AöR
222870	Lübbecke	130000	Stadt Lübbecke
222871	Minden, Leteln	260000	Stadt Minden
222891	Münster-Geist	18000	Stadt Münster
222893	Münster-Hiltrup	30000	Stadt Münster
222268	Paderborn, Sande	536000	Stadt Paderborn
222193	Rheda-Wiedenbrück, Rheda	103000	Stadt Rheda-Wiedenbrück
222198	Schloß Holte-Stukenbrock	60000	Stadt Schloß Holte-Stukenbrock
222983	Sendenhorst	27000	Stadt Sendenhorst
222199	Steinhagen	40000	Gemeinde Steinhagen
222203	Versmold	90000	Stadt Versmold
222491	Wesseling	40000	Entso.-betr. d. St. Wesseling

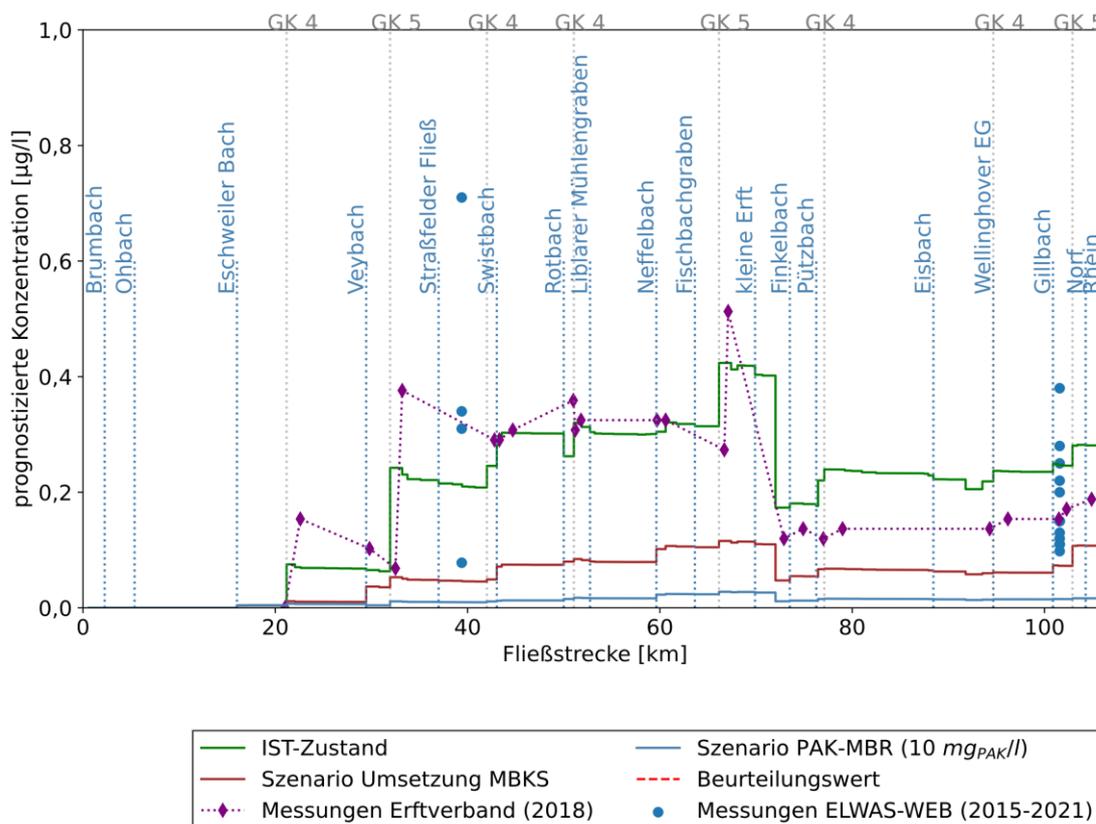


Abbildung 0.15: Konzentrationsprofile in der Erft für Metoprolol (Szenarienvergleich)

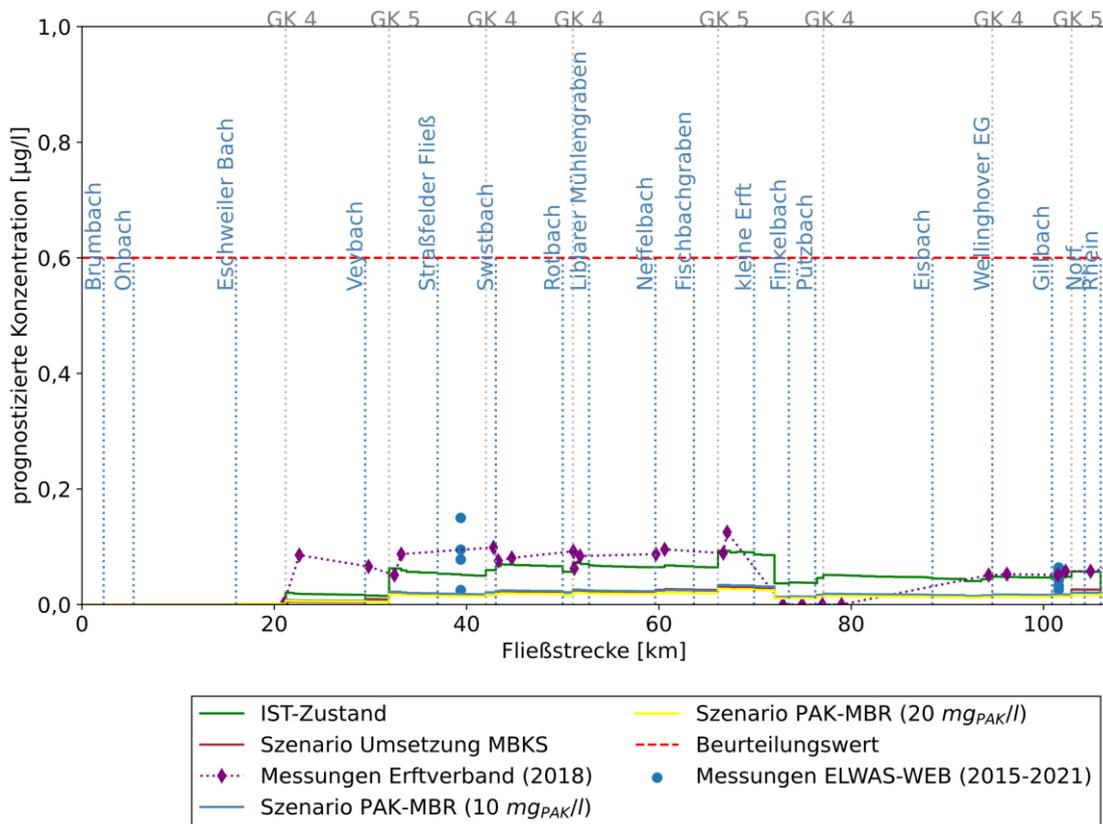


Abbildung 0.16: Konzentrationsprofile in der Erft für Sulfamethoxazol (Szenarienvergleich)

F. Überschneidungen mit Dissertation von Daniel Bastian

Im Rahmen des Projektes wurde die Dissertation „Membranbelebungsverfahren mit simultaner Dosierung von Pulveraktivkohle und getrennter anaerober Klärschlammstabilisierung“ durch Daniel Bastian (ISA der RWTH Aachen) angefertigt. Teile dieser Dissertation sind (in leicht veränderter Form) in diesen Bericht eingeflossen. Aus Urheberrechtsgründen sind die jeweiligen Kapitel hier aufgelistet, bzw. ist angegeben, ob die genannten Kapitel hauptsächlich oder vollständig durch Herrn Bastian bearbeitet wurden. Unter anderem betrifft dies die folgenden Kapitel:

Kapitel	Inhalt/Überschrift
3.2	Analytik zur Bestimmung der Spurenstoffelimination
3.3	Analytik zur Wiederholungsgenauigkeit der Schüttelversuche
5.2.2	Auswahl der Dosiertechnologien
5.3	Strategien zur PAK-Dosierung in diskontinuierlich betriebenen Membranbioreaktoren
6.1.1	Ziel der Untersuchungen (Reinigungsleistung)
6.2.1	Ziel der Untersuchungen (Betriebssicherheit des PAK-MBR)
6.2.2	Analytik des belebten Schlammes
6.2.5	Prozessdatenauswertung
6.3	Anfall und Eindickung des Überschussschlammes
6.4	Entwässerbarkeit des Faulschlammes
7.1	Versuchszeiträume
7.2	Untersuchung der Reinigungsleistung Unterkapitel: 7.2.2, 7.2.3, 0, 7.2.7
7.3	Betriebssicherheit des PAK-MBR Unterkapitel: 7.3.1, 7.3.2, 7.3.4, 7.3.7
7.4	Anfall und Eindickung des Überschussschlammes
0	Entwässerbarkeit von Faulschlamm
9	Empfehlungen zu (Um)bau und Betrieb von PAK-MBR
10.5	Technologieansatz auf dem Weg zur Wasserwiederverwendung
10.6	Bewertung des Potenzials der Technologie für NRW