

Kurzbericht
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. Kurzbericht zum gleichnamigen Forschungsvorhaben, gefördert vom Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung und Projektziele.....	1
2	Auswahl der Pulveraktivkohle.....	2
3	Halbtechnische Untersuchungen zur PAK-Auswirkung auf die Filtrationsleistung	3
3.1	Anlagentechnik und Untersuchungsprogramm	3
4	Membranbioreaktor GKW Nordkanal als PAK-MBR	4
5	Versuchsplanung	6
5.1	Versuchszeiträume	6
5.2	Auswahl der PAK-Dosierstellen.....	6
5.3	Auswahl der Dosiertechnologien	6
5.4	Strategien zur PAK-Dosierung in diskontinuierlich betriebenen Membranbioreaktoren	7
6	Untersuchung der Reinigungsleistung.....	8
6.1	Ziel der Untersuchungen	8
6.2	Übersicht der Basisparameter	9
6.3	DOC und SAK ₂₅₄	10
6.4	Organische Spurenstoffe.....	10
6.5	Adsorbierbare organisch gebundene Halogene	12
6.6	Rückhalt von Mikroorganismen	13
7	Betriebssicherheit des PAK-MBR	14
7.1	Ziel der Untersuchungen	14
7.2	Sicherheit der PAK-Dosierung.....	14
7.3	Gelöste extrazelluläre polymere Substanzen	16
7.4	Notwendiger Luftvolumenstrom im Nitrifikationsbecken.....	16
7.5	Bewertung der Betriebssicherheit.....	17
8	Anfall und Eindickung des Überschussschlammes	20
8.1	Bilanzierung des ÜS-Anfalls.....	20
8.2	Auswertung der maschinellen Überschussschlammeindickung.....	21
9	Entwässerbarkeit von Faulschlamm.....	22
9.1	Entwässerbarkeit mit großtechnischer Zentrifuge.....	22

9.2	Entwässerbarkeit mit mobiler Kammerfilterpresse	23
9.3	Bewertung der Entwässerungsversuche	24
10	Ableiten von Betriebskennzahlen und Bemessungsparametern.....	25
10.1	Erforderliche Filterfläche	25
10.2	Nutzungsdauer der Membran und spezifische Membrankosten	25
10.3	Energiebedarf in Membranbelebungsanlagen	26
10.4	Personalbedarf.....	27
10.5	Chemikalienbedarf für die Membranreinigung	27
10.6	Kosten der Pulveraktivkohle und der Dosierstation	28
10.7	Kosteneinsparpotenziale	29
10.8	Zusammenstellung der Kenngrößen	30
11	Empfehlungen zu (Um)bau und Betrieb von PAK-MBR	31
11.1	Auswahl der Dosierstation.....	31
11.2	Wahl der Dosierstelle	32
11.3	Integration der PAK-Dosierung in das Prozessleitsystem.....	32
11.4	Wahl der PAK-Dosierkonzentration	33
11.5	PAK-Auswahl	33
11.6	Bemessung des Belebungsbeckens.....	34
11.7	Bemessung der Schlammbehandlung.....	34
12	Darstellung des Potenzials der Technologie für NRW	35
12.1	Erweiterte Kohlenstoff- und Nährstoffelimination	37
12.2	Technologieansatz auf dem Weg zur Wasserwiederverwendung.....	37
12.3	Bewertung des Potenzials der Technologie für NRW	38
13	Zusammenfassung	41
	Literaturverzeichnis.....	45

Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 4.1: Lageplan des Gruppenklärwerkes Nordkanal - Stand 2021.....	4
Abbildung 4.2: Bestimmung der Anzahl von aktiven Membranbelebungsbecken (Filterstraßen).....	5
Abbildung 7.14: Vergleich der SAK_{254} - (links) und DOC-Elimination (rechts) der Becken BB3 und BB4 (mit PAK)	10
Abbildung 6.2: AOX-Konzentrationen im Belebtschlamm-Überstand in Zeitabständen von 15 Minuten nach der in-situ-Reinigung	13
Abbildung 7.1: Prozentuale Aufschlüsselung der Betriebsstörungen bei der PAK- Dosierung nach Versuchszeitraum und Störungsgrund	14
Abbildung 7.3: Anteil der Permeatmenge (links) und Luftmenge (rechts) aus den Belebungsbecken 1, 2, 3, 4 im Vergleich zur Gesamtmenge im Zeitraum Januar bis Mai 2021	16
Abbildung 7.4: Luftvolumenstrom aus Nitrifikationsbelüftung in Belebungsbecken 2, 3 und 4 im März (Tagessummen; PAK-Dosierung in BB4)	17
Abbildung 8.1: $TR_{Dickschlamm}$ der Becken 2 bis 4 im Zeitraum mit messbarem PAK- Einfluss im BB4 (Box: 10 bis 90-Perzentil, Median, Mittelwert)	21
Abbildung 9.2: TR des Schlammkuchens nach großtechnischer Zentrifugation (Tageswerte, Linie: gleitendes 7-Tage-Mittel)	22
Abbildung 9.1: 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)	24
Abbildung 10.1: Änderung des spezifischen Strombedarfs des MBR Nordkanal aufgrund betrieblicher Optimierungen (Daten bis August 2021)	26
Abbildung 12.1: 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 $10\text{ mg}_{PAK}/l$ oder $20\text{ mg}_{PAK}/l$ im Jahresmittel	36

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 2.1:	Charakterisierung der untersuchten Pulveraktivkohlen	2
Tabelle 5.1:	Versuchsphasen für die PAK-Dosierung im GKW Nordkanal (Nr. 1-7: Dosierung nur in BB 4, Nr. 8: Dosierung in BB 1 bis 4).....	6
Tabelle 6.1:	Übersichtstabelle zu den Basisparametern im Zulauf Denitrifikation, Ablauf Belebungsbecken 3 und 4 (Mittelwert, Min-, Maxwerte, Ø- Eliminationsgrad)	9
Tabelle 6.2:	Mittlere Fracht-Eliminationen der Spurenstoffe in den Versuchszeiträumen.....	11
Tabelle 8.1:	TS-Massenstrom je Becken und prozentualer Anteil je Versuchsphase für Becken 2, 3 und 4	20
Tabelle 10.2:	Kenngrößen für Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen des PAK-MBR- Verfahrens	30

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)
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf	mg/l
CSB _{fil}	Chemischer Sauerstoffbedarf (filtrierte Probe)	mg/l
CSB _{hom}	Chemischer Sauerstoffbedarf (homogenisierte Probe)	mg/l
DOC	dissolved organic carbon (gelöster organischer Kohlenstoff)	mg/l
EPS	Extrazelluläre polymere Substanzen	
FHM	Flockungshilfsmittel	
FM	Fällmittel	
FS	Faulschlamm	
SK	Schlammkuchen	
DS	Dickschlamm	
GAK	Granulierte Aktivkohle	
GOW	gesundheitlicher Orientierungswert	µg/l
GV	Glühverlust	%
HPLC	High Performance Liquid Chromatography (Hochauflösende Flüssigchromatographie)	
HPLC-MS	HPLC mit Massenspektrometrie-Detektion	
HRT	Hydraulic Retention Time	
IBC	Intermediate Bulk Container	
ISA	Institut für Siedlungswasserwirtschaft	
ISV	Schlammvolumenindex	ml/g
JAM	Jahresabwassermenge (Q _a)	Mio. m ³
LANUV	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen	
LC-OCD	Liquid Chromatography – Organic Carbon Detection	
LMH / l _{mh}	Abkürzung für Liter je m ² Membranfläche und Stunde	l/(m ² ·h)
MBR	Membranbioreaktor	
MS	Massenspektrometrie	
n	Anzahl Messwerte	
NH ₄ -N	Ammoniumstickstoff	mg/l

Abkürzung	Erläuterung	Einheit
NO ₂ -N	Nitritstickstoff	mg/l
NO ₃ -N	Nitratstickstoff	mg/l
P _{ges}	Gesamtphosphor	mg/l
PAK	Pulveraktivkohle	
GAK	Granulierte Aktivkohle	
PN	Probenahme	
PS	Primärschlamm	
SBR	Sequencing Batch Reactor	
SAK ₂₅₄	Spektraler Adsorptionskoeffizient bei 254 nm	m ⁻¹
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
ÜS	Überschussschlamm	
VSV	Vergleichsschlammvolumen	ml/l

1 Einleitung und Projektziele

Für die kommunale Abwasserreinigung in der Zukunft sind aktuell drei Hauptziele erkennbar: Erweiterte Nährstoffelimination, Elimination anthropogener Spurenstoffe und der weitestgehende Partikelrückhalt (u. a. Mikroplastik). Die aktuell geforderten Ablaufwerte bezogen auf organische Summenparameter und Stickstoff können mit dem konventionellen Belebtschlammverfahren eingehalten werden. Es ist nicht ausgeschlossen, dass die Abwasserverordnung im Rahmen der derzeit betriebenen Überarbeitung der Kommunalabwasserrichtlinie der EU verschärft werden wird. Gleichzeitig machen erhöhte Anforderungen an die Ablaufqualität hinsichtlich des Gesamt-Phosphors der Kläranlagen auf Kommunal- und Landesebene häufig die Installation einer (Flockungs-)Filtrationsstufe notwendig. Anthropogene Spurenstoffe haben ihren Weg bereits in den Entwurf der Novelle des AbwAG gefunden (GAWEL et al., 2021). Die Elimination von Mikroplastik und die Problematik antibiotikaresistenter Bakterien im Kläranlagenablauf wird intensiv diskutiert.

Aktuelle und zukünftige Anforderungen an die Abwasserreinigung in Deutschland erfordern es, dass der Blick auf Verfahren gelegt wird, die dem konventionellen Belebtschlammverfahren hinsichtlich der erreichbaren Reinigungsleistung überlegen sind.

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

Im Einzelnen wurden folgende Zielsetzungen verfolgt:

- Ermittlung der Auswirkungen von PAK auf die Membranen und das Gesamtsystem
- PAK-Auswahl und Bestimmung von Auswahlkriterien
- 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
- 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)
- Potenzialabschätzung für den Einsatz der PAK-MBR-Technologie in Nordrhein-Westfalen

2 Auswahl der Pulveraktivkohle

Es wurden insgesamt sechs Pulveraktivkohlen auf ihre Eignung hin untersucht. Die Aktivkohlen wurden bis August 2018 auf die Eliminationsleistung für 13 Spurenstoffe, SAK₂₅₄ und DOC untersucht. In die Bewertung flossen danach die Beschaffungs- und Transportkosten, die Abrasivität des Materials und der Feinkornanteil mit ein.

Nach Prüfung der Parameter wurde die PAK „A3“ für den großtechnischen Versuch ausgewählt (vgl. Tabelle 2.1).

Tabelle 2.1: Charakterisierung der untersuchten Pulveraktivkohlen

	Angabe	A1	A2	A3	A4	A5	A6
Herstellangaben	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
1) PAK-Dosierung im Schüttelversuch, um mindestens 20 % DOC-Elimination zu erreichen, die Spurenstoffelimination der 6 Indikatorsubstanzen lag im Mittel bei > 80 % 2) Kosten für die PAK (ohne Anlieferung) bei Anwendung der o.g. Dosis.							

3 Halbtechnische Untersuchungen zur PAK-Auswirkung auf die Filtrationsleistung

3.1 Anlagentechnik und Untersuchungsprogramm

Drei identische MBR Versuchsanlagen bzw. -straßen wurden parallel, unabhängig voneinander mit mechanisch vorgereinigtem Abwasser beschickt. Die Membranmodule vom Typ ZeeWeed 500M, 4M (0,93 m² je Straße, PVDF Hohlfaser, 0,04 µm nominelle Porengröße) waren dabei direkt im vollständig belüfteten Bioreaktor (Belegungsvolumen: 380 l) installiert.

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
- c) Referenzstraße ohne PAK

Zusätzlich zur Membranbelüftung wurde bedarfsweise eine feinblasige Belüftung zugeschaltet, um eine minimale Sauerstoffkonzentration von 2 mg_{O₂}/l im Bioreaktor sicherzustellen. Je nach Filtrationsfluss stellten sich hydraulische Aufenthaltszeiten von 6 bis 14 Stunden ein. Das Schlammalter wurde auf 23±3 Tage bei einem TS im Bioreaktor von 8 bis 10 g_{TS}/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. Abrasions-Effekte deutlich zu machen.

Es lassen sich die folgenden wesentliche Schlussfolgerungen ziehen:

- Die Module **a** und **b** unter PAK-Einfluss zeigten kein höheres irreversibles Fouling gegenüber dem Modul **c** ohne (bzw. nur kurzzeitigem) PAK-Einfluss. Die Ergebnisse deuten sogar auf ein geringeres irreversibles Fouling unter PAK-Einfluss hin.
- Das Modul **b** im Betrieb mit der gemahlene PAK zeigte kein höheres irreversibles Fouling als das Modul **a** im Betrieb mit der originalen PAK. Die feiner gemahlene PAK stellt also kein erhöhtes Risiko für Porenverblockung dar.

Aufbereitete Membranproben wurden mikroskopisch und per REM untersucht. 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 keiner vermehrten Abrasion der Membranoberfläche. Jedoch fanden sich in den Straßen, die längerfristig mit PAK betrieben wurden vermehrt PAK-Ablagerungen in den Regionen mit Strukturschäden. Wesentliche Schlussfolgerung der Untersuchungen war, dass der Betrieb mit PAK keine vermehrte Abrasion erzeugt als im Normalbetrieb ohne PAK.

4 Membranbioreaktor GKW Nordkanal als PAK-MBR

Das im Jahr 2004 in Betrieb genommene Gruppenklärwerk (GKW) Nordkanal (Abbildung 4.1) wurde als simultan aerob stabilisierender Membranbioreaktor mit einer Ausbaugröße von 80.000 E bemessen. Von 2017 bis 2019 wurde die Kläranlage zur anaeroben Schlammstabilisierung ausgebaut. Das gereinigte Abwasser des GKW Nordkanal wird in den Nordkanal eingeleitet. Bei Trockenwetter fließen der Kläranlage ca. 8.800 m³/d an Schmutzwasser zu.



Abbildung 4.1: Lageplan des Gruppenklärwerkes Nordkanal - Stand 2021

Die mechanische Reinigungsstufe ist bis zur Siebung zweistraßig ausgeführt und besteht aus einer Rechenanlage (Stabweite 5 mm), dem belüfteten Sand-/Fettfang, der Vorklärung sowie einer Siebung (Rundlochweite 1,5 mm). Die Phosphorelimination erfolgt mittels Simultanfällung mit Eisensalzen im Verteilerbauwerk zu den Membranbecken. Die nachfolgende biologische Hauptstufe besteht aus vier parallelen Membranbioreaktoren mit vorgeschalteter Denitrifikation und getrennten Schlammkreisläufen. In den vier MBR wird jeweils mittels zwei getrennter Membranfiltrationsstraßen das Abwasser direkt aus dem belebten Schlamm filtriert. Drei der vier MBR, also insgesamt sechs Membranstraßen weisen noch die originale Bestückung mit jeweils ca. 10.000 m² in die Nitrifikation getauchten Hohlfasermembranen vom Typ ZeWeed 500C (Hohlfaser, 0,04 µm nominelle Porengröße) auf.

Die vier MBR können separat und diskontinuierlich beschickt werden. Während der Phasen mit geringer Belastung (Trockenwetter/Nachtzuffluss) ist abwechselnd nur eine der vier Membranbelebungsanlagenanlagen und darin zumeist nur eine Filterstraße aktiv. Die Beschickung der Becken ist automatisiert, die Anzahl der benötigten Becken und aktiven Filterstraßen wird nach den Kriterien Wassermenge, Zulauffracht und Ablaufqualität geregelt (siehe Abbildung 4.2).

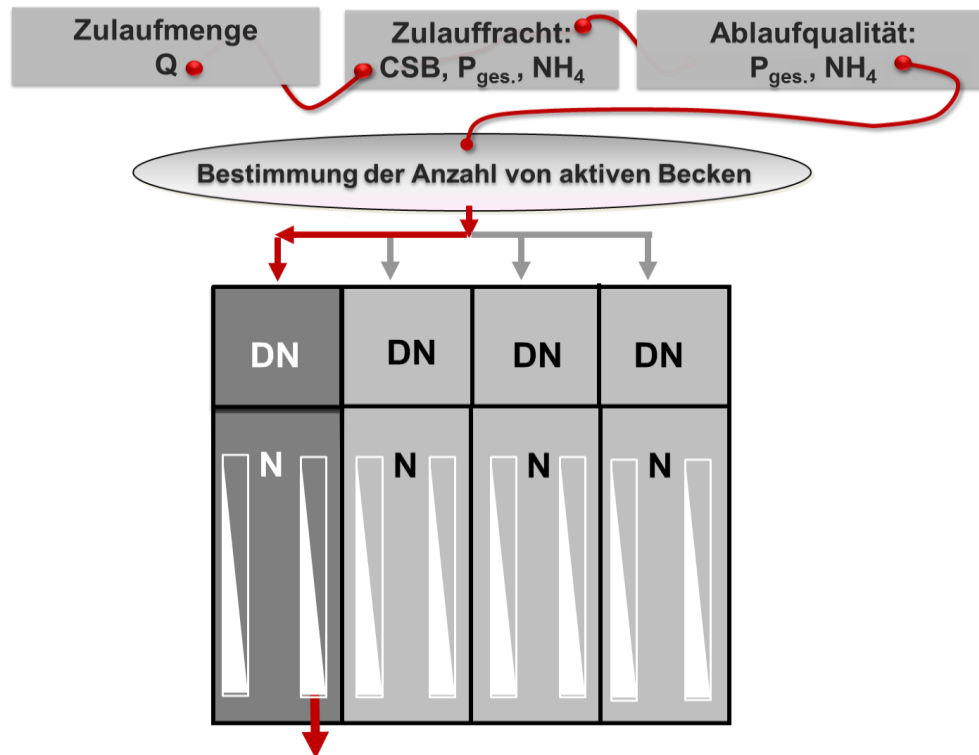


Abbildung 4.2: Bestimmung der Anzahl von aktiven Membranbelebungsbecken (Filterstraßen)

Damit ist es - abhängig von hydraulischen oder stofflichen Lasten im Zulauf - möglich, 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.

Der Überschussschlamm jedes MBR wird einzeln abgezogen und über einen Bandeindicker vorentwässert und der Faulung zugeführt. Ebenso wird der Primärschlamm zusammen mit dem Siebgut über einen Voreindicker der Faulung zugeführt. Nach erfolgter anaerober Stabilisierung wird der Faulschlamm maschinell mit einer Zentrifuge entwässert und extern thermisch verwertet. Das Schlammwasser der Zentrifuge (Zentrat) wird in der zweistufigen Deammonifikation weiterbehandelt.

5 Versuchsplanung

5.1 Versuchszeiträume

Die einzelnen Versuchsphasen fanden zu den in Tabelle 5.1 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 5.1: 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 Faulschlammmentwässerbarkeit untersucht. Eine Auswertung der Betriebsstabilität der einzelnen Versuchseinstellungen erfolgt in Kapitel 7.2.

5.2 Auswahl der PAK-Dosierstellen

Die Aktivkohle wird durch Vermischung mit Wasser suspendiert und anschließend in das Nitrifikationsbecken des MBR BB4 befördert. Die Dosierung ins 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 gezielteren Adsorption weniger gut biologisch abbaubarer Fraktionen des DOC/CSB an frischer Aktivkohle. In der Denitrifikation sollen die leicht abbaubaren DOC/CSB-Fraktionen aus dem Zulauf primär dem Nitrat-Abbau zur Verfügung stehen.

5.3 Auswahl der Dosiertechnologien

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. Beide Typen an Stationen arbeiteten mit direkter, bedarfsweiser Dispergierung der Aktivkohle.

Die zunächst verwendete Dosierstation 1 bestand aus einem System mit Zellenradschleuse, hochgenauer Waage und anschließender Dosierung über eine Förderschnecke in einen sogenannten Vortex. In diesem trichterförmigen Gefäß wird die Aktivkohle mittig von oben zugegeben. Der Trichter selbst ist mit vier Düsen ausgestattet, die die Trichterwand dauerhaft mit Wasser 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.

Dosierstation 2 arbeitet nach einem batchweisen Herstellungsprinzip. Vom Aufgabepunkt 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 mit 140 kg Wasser angemischt und anschließend mit einer Wasserstrahlpumpe dem jeweiligen Belebungsbecken zugegeben. Die Batchdosierung wird je Belebungsbecken zweimal täglich wiederholt.

5.4 Strategien zur PAK-Dosierung in diskontinuierlich betriebenen Membranbioreaktoren

Die Auswirkungen der Änderung der PAK-Dosiermenge auf die Ablaufqualität von PAK-MBR oder konventionellen Belebungsbecken mit simultaner Pulveraktivkohledosierung sind bereits häufig untersucht worden. Häufig wurde jedoch vor allem im halbertechnischen Maßstab kaum die Auswirkung der Variation des Zulaufvolumenstroms zur Belegung untersucht. Ein Vergleich unterschiedlicher Dosierstrategien 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 g_{PAK}/m³_{Abwasser} bezogen auf die mittleren Jahresschmutzwassermenge des Klärwerks GKW Nordkanal von 3,2 Mio. m³/a.

6 Untersuchung der Reinigungsleistung

6.1 Ziel der Untersuchungen

Die Belebungsbecken 3 (Referenzstraße) und 4 (Versuchsstraße) sollen hinsichtlich ihres Reinigungsergebnisses verglichen werden. Aufgrund der diskontinuierlichen Beschickung der Becken in Abhängigkeit von der aktuellen Zulaufbelastung des GKW 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 Probennehmer 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 Probenintervalls Schwankungen in der PAK-Dosierung und in weiteren Parametern stärkeren Einfluss auf die Eliminationsleistung zeigen können. 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.

6.2 Übersicht der Basisparameter

Tabelle 6.1 fasst die Ergebnisse der Basisparameter-Analytik als Mittelwerte, Min- und Maximalwerte, sowie als mittlere Eliminationen je Belebungsbecken zusammen.

Tabelle 6.1: 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 mg/l (Laboranalytik)

Es wurde eine deutliche Verbesserung der CSB-Elimination festgestellt. Die Ammonium- und Nitrat-Ablaufwerte des BB4 mit PAK-Dosierung lagen niedriger als beim BB3 ohne PAK-Dosierung.

Bei Verwendung der Dosierstation 1 im Regelbetrieb (Juli 2019 bis Februar 2020) war eine Unterschreitung des Schwellenwerts von 20 mg_{CSB}/l aus dem Abwasserabgabegesetz 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.

6.3 DOC und SAK₂₅₄

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

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 (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). 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).

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).

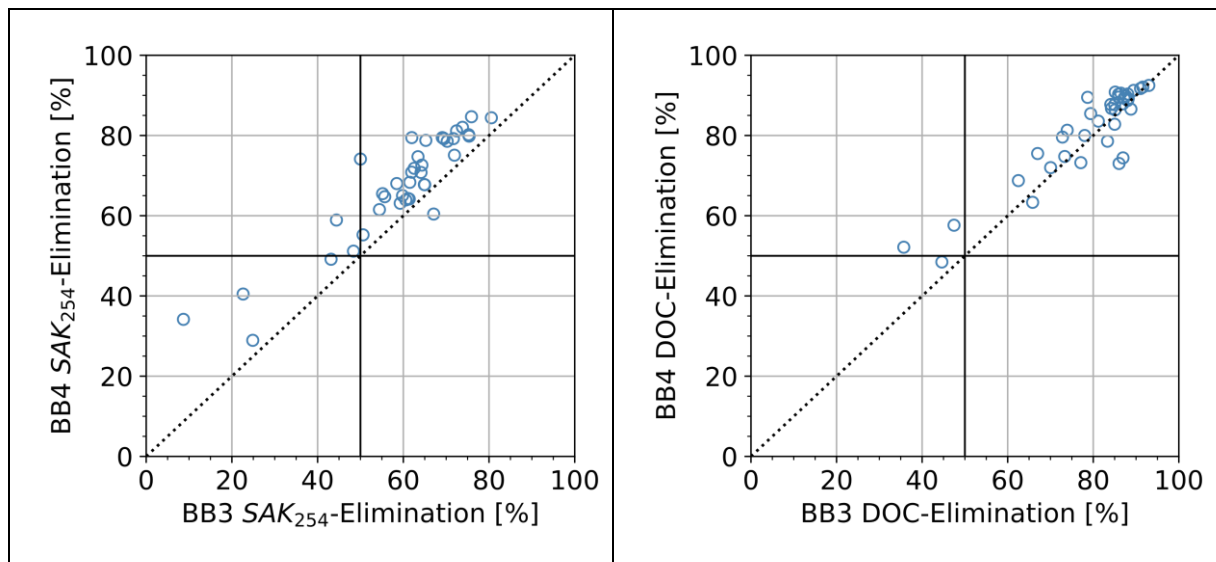


Abbildung 6.1: Vergleich der SAK₂₅₄- (links) und DOC-Elimination (rechts) der Becken BB3 und BB4 (mit PAK)

6.4 Organische Spurenstoffe

Zum Vergleich der Eliminationsleistung der Spurenstoffe in BB3 und BB4 (mit PAK) wurden 13 Substanzen quantifiziert. Die Eliminationsleistung – aufgeteilt nach Versuchsphasen – ist in Tabelle 6.2 zusammengefasst. Nähere Informationen zu den Einzelstoffen finden sich im Langbericht.

Bei den Werten handelt es sich um mittlere Frachteliminationen im jeweiligen Versuchszeitraum (Einteilung nach Tabelle 5.1). 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 7.2.

Tabelle 6.2: Mittlere Fracht-Eliminationen der Spurenstoffe in den Versuchszeiträumen

	Konstant Dosis		Volumen- proportional	Stoßdo- sierung	Referenzstraße			
	TW	RW						
	VZ2	VZ4	VZ3	VZ7	VZ2	VZ4	VZ3	VZ7
Mittlere PAK-Dosis im Versuchszeitraum [$\text{g}_{\text{PAK}}/\text{m}^3$]:	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.

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. Bei Vergleich der Stoffliste mit den gemessenen Eliminationen der analysierten Stoffe, zeigt sich, dass bei der Auswahl der Aktivkohle zusätzliches Potenzial besteht. Die verwendete Aktivkohle A3 zeigte bereits bei der Vorauswahl schlechtere Eliminationsergebnisse für Benzotriazol, was sich im Verlauf der großtechnischen Versuche für Benzotriazol bestätigte (vgl. Tabelle 6.2).

Der Vergleich der unterschiedlichen Dosierstrategien zeigte, dass bei ähnlicher PAK-Dosis nur geringfügige Änderungen zwischen den Strategien zu beobachten waren. Insgesamt zeigte die kontinuierliche Dosierung die beste mittlere CSB- und Spurenstoffelimination. Die Inkonsistenz bei der volumenstromproportionalen Dosierung und die festgestellte hohe Zahl an Anlagenproblemen (vgl. Kapitel 7.2) 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 um die Mittagszeit. Eventuell kann die PAK-Ausnutzung durch eine zeitlich weiter auseinander liegende Dosierung der zwei PAK-Chargen pro Tag verbessert werden. 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.

6.5 Adsorbierbare organisch gebundene Halogene

Bei der wöchentlich in-situ Reinigung der Membranen im belebten Schlamm kommt es bei Vermischung der chlorhaltigen Chemikalie mit dem belebten Schlamm zur AOX-Bildung. Im Anschluss an die in-situ Reinigung wird eine Nachspülung/Ruhezeit eingehalten, um die restliche Chemikalie aus den Rohleitungen und Membranfasern auszuspülen. In der Ruhezeit adsorbieren die entstandenen AOX-Verbindungen mit ca. $0,2 \text{ mg}_{\text{AOX}}/\text{g}_{\text{TS}}$ an der belebten Schlammflocke (KOPPE und STOZEK, 1998). Die Filtration ist während der Ruhezeit für ca. 90 bis 120 min unterbrochen. Es wurden Belebtschlamm-Proben aus der unmittelbaren Nähe der Membrankassetten entnommen und mit einem Spritzenvorsatzfilter (Porenweite $0,45 \text{ }\mu\text{m}$) filtriert, um den AOX-Gehalt während der Ruhezeit zu untersuchen. Die Laboranalyse wurden

nach der DIN EN ISO 9562:2005-02 („Adsorption an Aktivkohle nach Säulenverfahren“) durchgeführt.

Die durchgeführte Analytik in den Jahren 2019 und 2020 zeigt eindeutig die positive Wirkung der Pulveraktivkohle (Abbildung 6.2). Insgesamt variiert die AOX-Konzentration im Filtrat 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. Typische Werte des Gesamtablaufs des GKW Nordkanal liegen bei $33,4 \pm 14,6$ µg/l (Ergebnis aus 50 Stichproben im Zeitraum April 2019 bis Juli 2021).

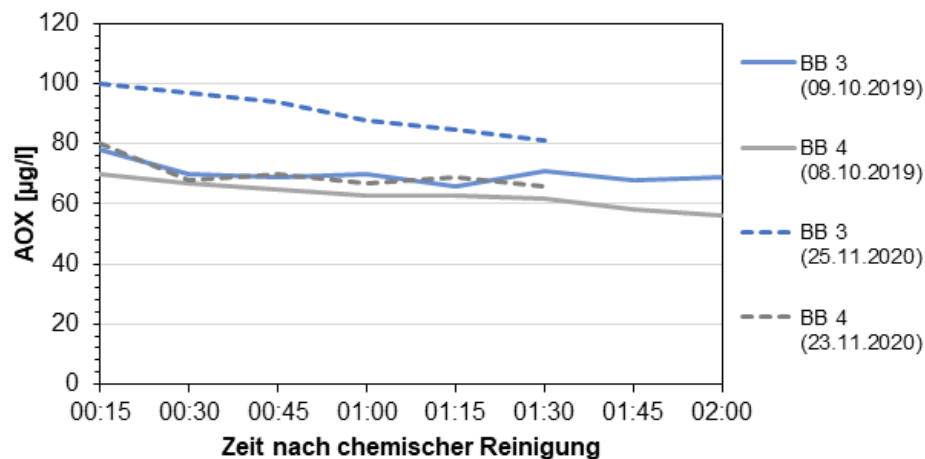


Abbildung 6.2: AOX-Konzentrationen im Belebtschlamm-Überstand in Zeitabständen von 15 Minuten nach der in-situ-Reinigung

6.6 Rückhalt von Mikroorganismen¹

Erste Untersuchungen nach Inbetriebnahme des GKW 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.

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. Der Erftverband hat Ablaufproben des GKW Nordkanal auf resistente MO untersucht und mit den Ergebnissen des GKW Florzheim (konventionelle Kläranlage mit Sandfiltration und Klarwassernitrifikation) verglichen. Bei vergleichbaren Belastungen im Zulauf der Kläranlagen konnten im Ablauf des GKW

¹ Ergebnisse aus der Selbstüberwachung des Erftverbands und dem BMBF-geförderten Projekt HyReKa

Flerzheim antibiotikaresistente MO festgestellt werden, während im Ablauf des Membranbioreaktors Nordkanal nahezu keine Vancomycin-Resistente Enterokokken, MRSA oder ESBL-bildende *E. coli* identifiziert wurden. Zusammengefasst kann somit gefolgert werden, dass in Membranbelebungsanlagen ein weitestgehender Rückhalt von Viren und (antibiotika-resistenten) Bakterien erfolgt.

7 Betriebssicherheit des PAK-MBR

7.1 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 wird die Auswirkung der PAK-Partikel auf den belebten Schlamm in Bezug auf Filtrierbarkeit, Absetzbarkeit und Entwässerbarkeit anhand praxisnaher Messungen untersucht.

Zudem wird das Einsparpotenzial in der Belüftung und somit im Energiebedarf einer großtechnischen Membranbelebungsanlage unter Berücksichtigung einer möglichen Absenkung des Schlammalters und des TS_{BB} ermittelt und bewertet werden.

7.2 Sicherheit der PAK-Dosierung

Hier wird die technische Machbarkeit der jeweiligen PAK-Dosierstrategie mit den zur Verfügung stehenden Dosierstationen bewertet. Die prozentualen Ausfallzeiten und die Ausfallgründe in jedem Versuchszeitraum finden sich in Abbildung 7.1. In Versuchszeitraum 5 fand keine PAK-Dosierung statt.

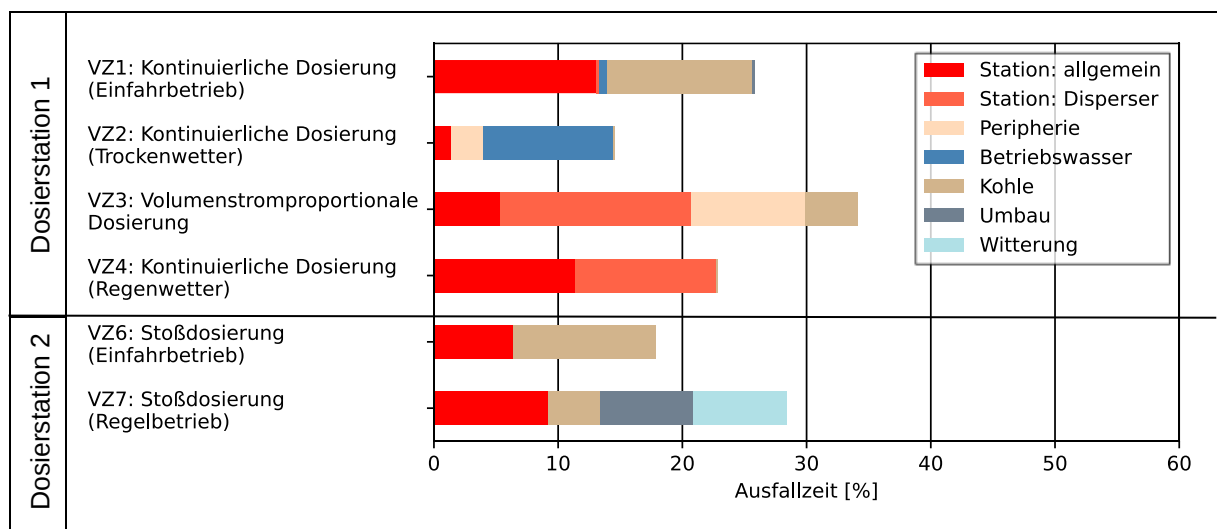


Abbildung 7.1: Prozentuale Aufschlüsselung der Betriebsstörungen bei der PAK-Dosierung nach Versuchszeitraum und Störungsgrund

Unter dem Fehler „Kohle“ sind alle Logistik- und Befüllungsprobleme im Zusammenhang mit der Aktivkohlelieferung zusammengefasst. 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. 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 Probebetrieb 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 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. 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. Es handelte sich um eine Pilotanlage, sodass 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. 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.

7.3 Gelöste extrazelluläre polymere Substanzen

Der Vergleich der NOM (Natural Organic Matter) im Belebtschlamm aus dem Becken BB3 und BB4 zeigt die reduzierte EPS-Konzentration im Schlammwasser des BB4 mit PAK-Zugabe. Der Gehalt an Biopolymer-Proteinen im Schlammwasser des BB3 lag im Mittel über alle Proben bei $217,4 \pm 94,0 \mu\text{g}_\text{C}/\text{l}$ und somit im Mittel um 28 % höher als in BB4 ($170,3 \pm 95,3 \mu\text{g}_\text{C}/\text{l}$). Bei den Kohlenhydraten lag der Wert für BB3 mit $258,3 \pm 199,4 \mu\text{g}_\text{C}/\text{l}$ im Mittel um 42 % höher als in BB4 ($181,1 \pm 138,6 \mu\text{g}_\text{C}/\text{l}$). In BB3 lag der analysierte Gehalt an c-TEP mit $105,0 \pm 80,4 \mu\text{g}_\text{C}/\text{l}$ im Mittel um 62,7 % höher als im BB4 ($64,5 \pm 48,2 \mu\text{g}_\text{C}/\text{l}$), was ein deutlich höheres Foulingpotenzial im MBR ohne PAK-Dosierung erwarten lässt.

7.4 Notwendiger Luftvolumenstrom im Nitrifikationsbecken

Im Zeitraum 01. Januar bis 30. Mai 2021 die in Abbildung 7.2 dargestellte Verteilung bei den filtrierten Permeatmengen durch die jeweiligen Belebungsbecken.

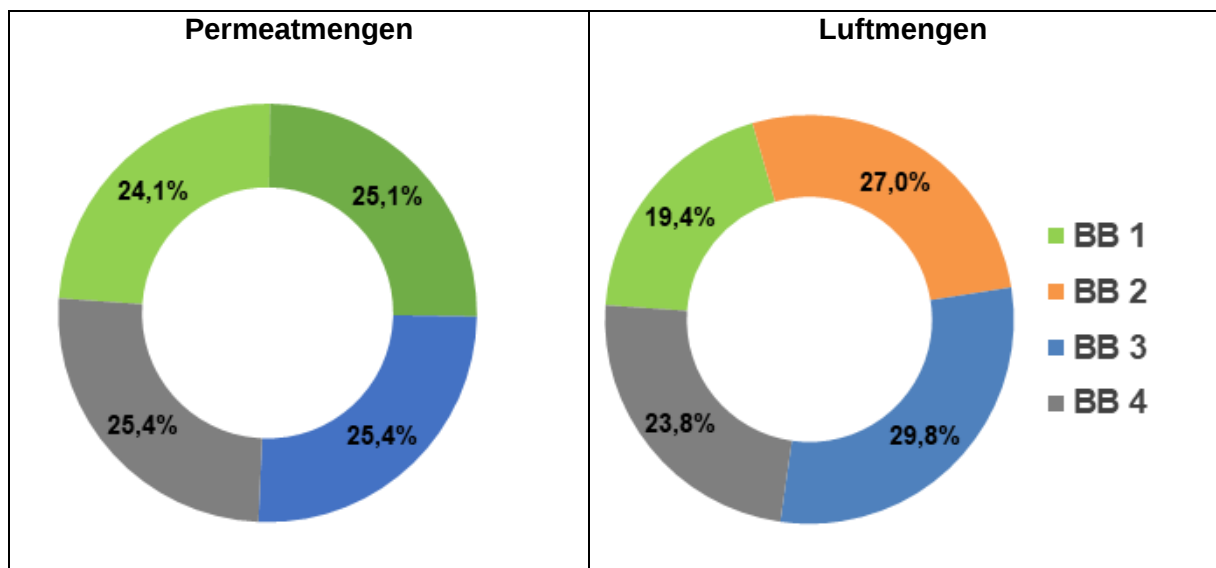


Abbildung 7.2: Anteil der Permeatmenge (links) und Luftmenge (rechts) aus den Belebungsbecken 1, 2, 3, 4 im Vergleich zur Gesamtmenge im Zeitraum Januar bis Mai 2021

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

Die Verteilung der Luftvolumenströme der jeweiligen Becken ist ebenfalls in Abbildung 7.2 dargestellt. Demzufolge ist der Luftbedarf im Belebungsbecken BB4 wesentlich niedriger als in BB2 und BB3. Im Belebungsbecken 1 werden die Membranstraßen durch das Cross-Flow-Gebläse während des Stand-by-Betriebes 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.

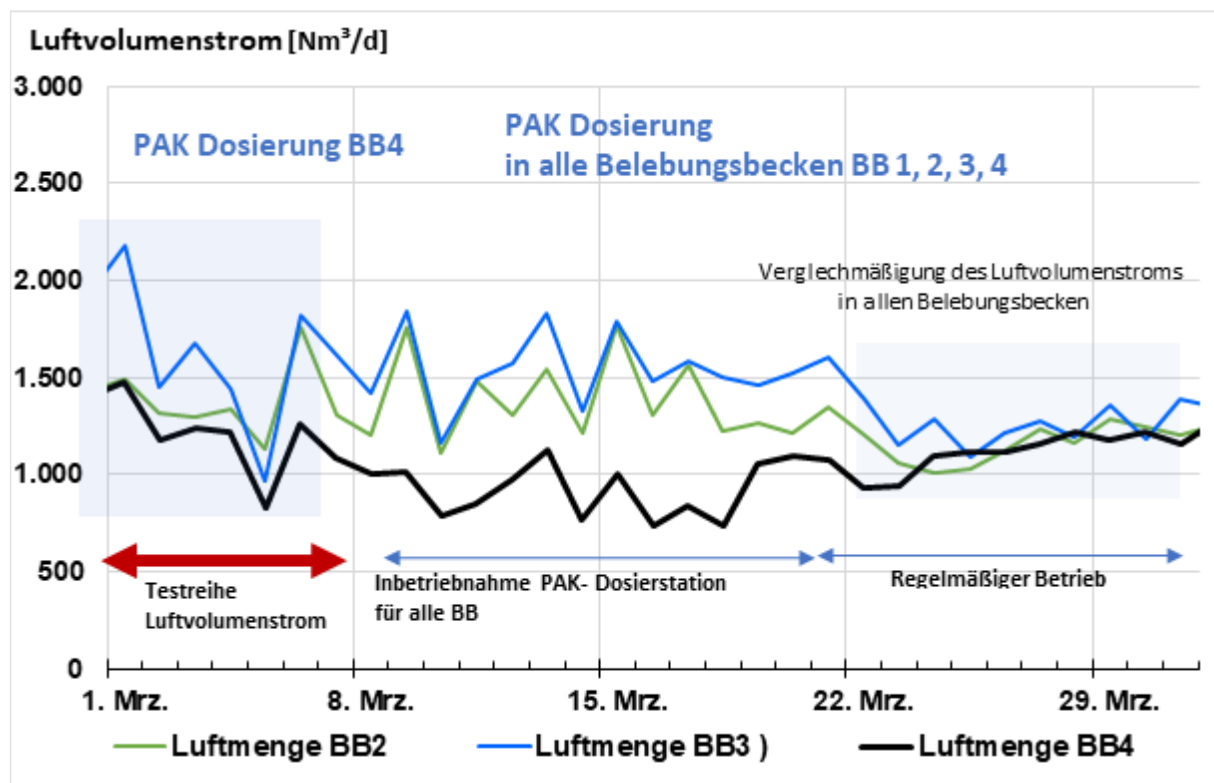


Abbildung 7.3: Luftvolumenstrom aus Nitrifikationsbelüftung in Belebungsbecken 2, 3 und 4 im März (Tagessummen; PAK-Dosierung in BB4)

Ein Vergleich der Luftmenge im Monat vor der PAK-Dosierung mit dem Monat nach der Dosierung 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.

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

7.5 Bewertung der Betriebssicherheit

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 GKW 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 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. Im Gegenteil konnten durch die PAK-Dosierung im GKW Nordkanal sogar Verbesserungen in der Betriebsstabilität festgestellt werden.

Dies waren:

- Verbesserung der Schlammfiltrierbarkeit
- (Leichte) 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 praxisrelevant 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 neustem 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).

8 Anfall und Eindickung des Überschussschlamm

8.1 Bilanzierung des ÜS-Anfalls

Für die Bilanzierung des Überschussschlamm-anfalls wurden die Prozessdaten aus TS_{BB} und ÜS-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.

Bei der Bilanzierung des ÜS-Anfalls aus den Becken 2 bis 4 in den Untersuchungszeiträumen konnte kein Schlamm-mehranfall durch die PAK festgestellt werden. Auch im Zeitraum August 2019 bis Oktober 2019 mit PAK-Gehalten im TS > 4 % war gegenüber den anderen Becken kein erhöhter ÜS-Massenstrom messbar (vgl. Tabelle 8.1).

Tabelle 8.1: 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

Die Massenströme lagen im Schwankungsbereich der anderen Becken. 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, muss diese zusätzlich mit entsorgt worden sein. Es ist wahrscheinlich, dass die geringe Menge an zusätzlichem Schlamm im Rahmen der Messungenauigkeiten der TS- und Volumenstrommessungen liegt. 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 Überschussschlamm-massenstroms gegenüber MBR ohne PAK-Dosierung zu erwarten ist.

8.2 Auswertung der maschinellen Überschussschlammeindickung

Aufgrund des getrennten Überschussschlammabzugs je Becken und der direkten Beschickung des Bandeindickers aus der Belebung 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.

Die kontinuierliche Dosierung zeigte Verbesserungen bei der Eindickung des Schlammes aus BB4, die ausgeprägter waren bei PAK-Gehalten im TS des belebten Schlammes von $> 4 \text{ ‰}_{\text{Gew.}}$. Die Stoßdosierung der PAK mit der zweiten Dosierstation ließ keinen positiven Effekt beim $\text{TS}_{\text{Dickschlamm}}$ des BB4 erkennen; hier lag der PAK-Gehalt $\leq 4 \text{ ‰}_{\text{Gew.}}$.

Die Autoren nehmen an, dass die kontinuierliche Zugabe frischer PAK über den Tag eine gleichmäßigere Adsorption der, durch die Organismen des belebten Schlammes erzeugten, EPS ermöglicht. Somit wäre die kontinuierliche Dosierung 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 sehr gering waren. Die PAK-Konzentration im belebten Schlamm lag somit auch unter vorher veröffentlichten Werten. Eine Mehrdosierung an PAK mit dem Ziel der verbesserten ÜS-Eindickung ist in der Praxis nicht zielführend. 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 8.1).

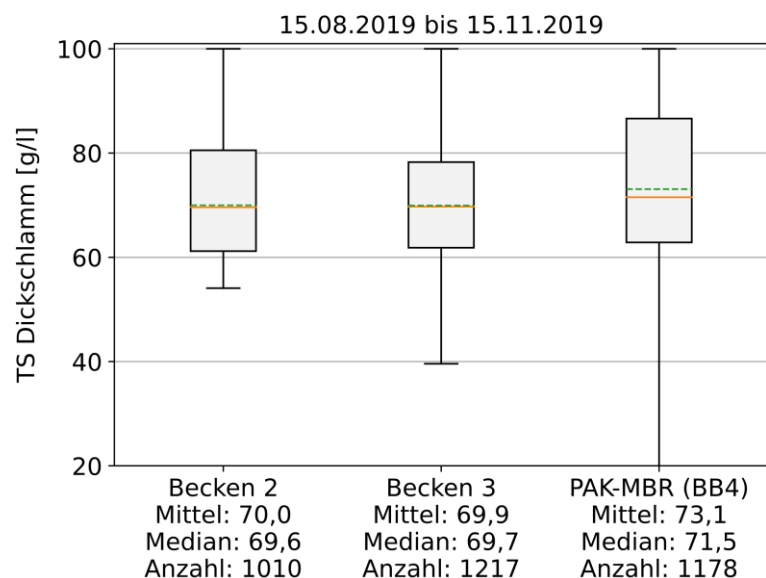


Abbildung 8.1: $\text{TR}_{\text{Dickschlamm}}$ der Becken 2 bis 4 im Zeitraum mit messbarem PAK-Einfluss im BB4 (Box: 10 bis 90-Perzentil, Median, Mittelwert)

9 Entwässerbarkeit von Faulschlamm

9.1 Entwässerbarkeit mit großtechnischer Zentrifuge

Der anfallende Faulschlamm wird über eine Zentrifuge entwässert. Die Messung des TS im Dünnschlamm erfolgt online. Der Austrag der Zentrifuge wird durch werktägliche TR-Stichproben kontrolliert. Die Entwässerungsleistung der Zentrifuge ist in Abbildung 9.1 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.

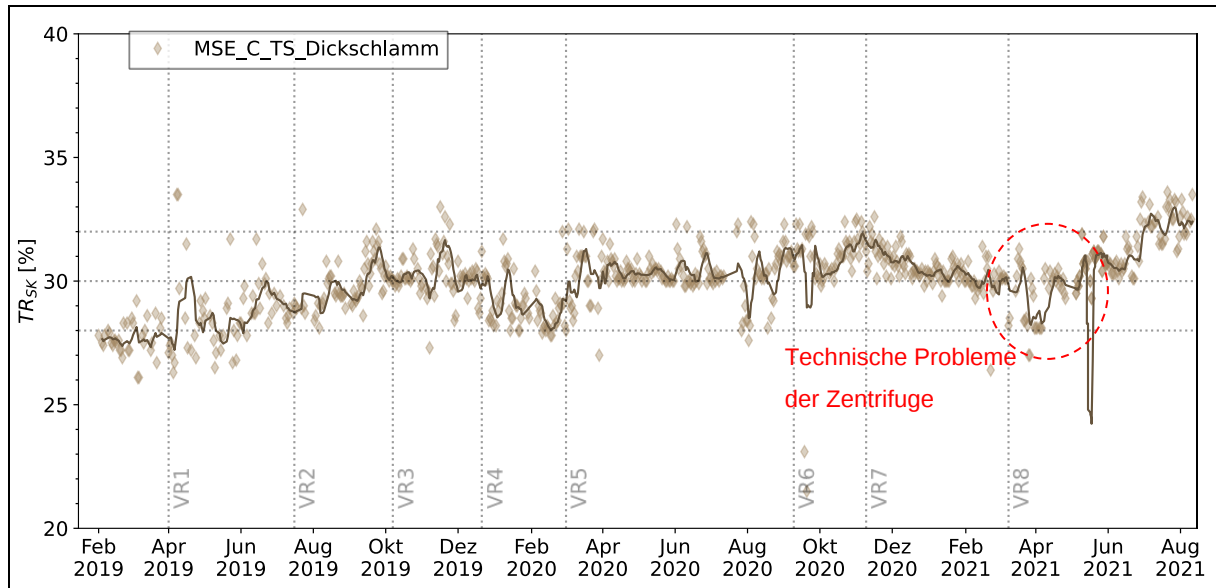


Abbildung 9.1: TR des Schlammkuchens nach großtechnischer Zentrifugation (Tageswerte, Linie: gleitendes 7-Tage-Mittel)

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. 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 31-32 % 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 % höher.

9.2 Entwässerbarkeit mit mobiler Kammerfilterpresse

Es wurden Versuche mit einer mobilen Kammerfilterpresse (KFP) mit fünf Kammern durchgeführt. Je Versuch wurden 150 l mit PAK-beladenem ausgefaulten Schlamm aus dem Faulbehälter des GWK Nordkanal in einen Rundbehälter abgefüllt, der mit einem Rührwerk (150 min^{-1}) ausgestattet ist. Dem Schlamm wurde $12 \text{ g}_{FHM}/\text{kg}_{TM}$ zugegeben. Nach einer Einrührzeit von 5 min wurde die Beschickungspumpe der KFP gestartet. Die Versuchslaufzeit betrug i. d. R. 90 min.

Die Analyse des TR nach dem Pressversuch erfolgt je Kammer als Triplikat-Messung aus einer Mischung des jeweiligen Kammerinhalts. Im Verlauf der Versuche wurde festgestellt, dass die dem Zulauf abgewandte Kammer 1 das beste Entwässerungsergebnis zeigt. Deshalb wird diese für Vergleiche herangezogen.

Die Versuche zeigten im Zeitraum mit Teilstromdosierung von PAK in eins von vier Belebungsbecken eine Feststoffkonzentration von 28 bis 30 %. Ab dem 08.03.2021 wurde die PAK in alle Belebungsbecken dosiert. In Abbildung 9.2 ist die Änderung der Entwässerbarkeit mit der Kammerfilterpresse dargestellt. Der Filterkuchen der Kammer 1 der Presse wurde jeweils an 3 Stellen beprobt, woraus Mittel-, Minimal- und Maximalwerte gebildet wurden. Zeitgleich wurde das Haufwerk des Zentrifugen-Austrags 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).

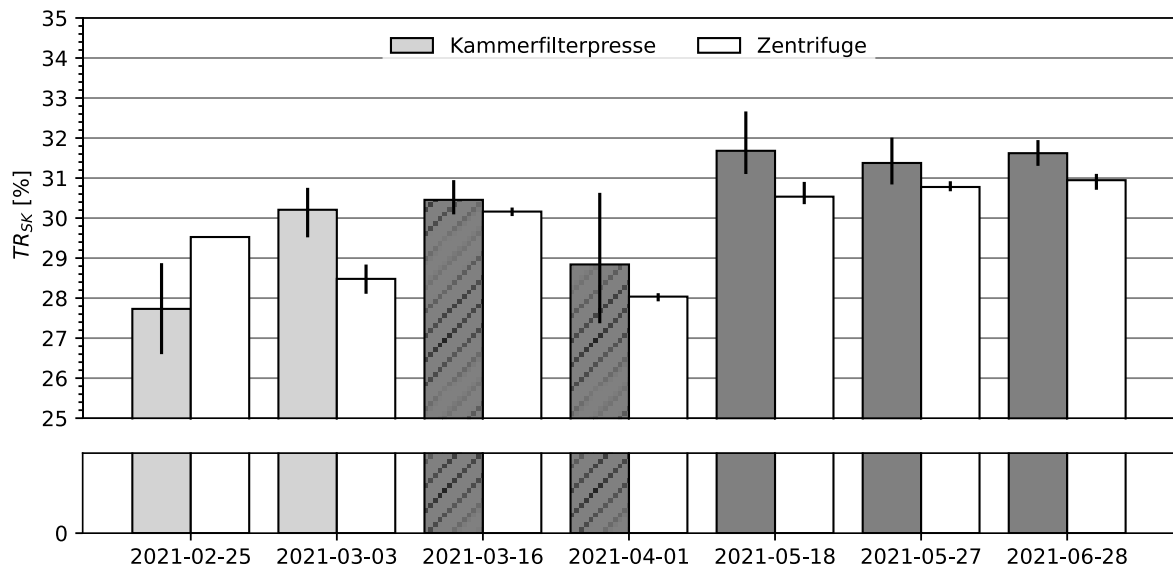


Abbildung 9.2: Versuche zur erreichbaren Feststoffgehalten nach Umstellung der PAK-Dosierung von BB4 auf alle BB ab dem 08.03.2021 (dunkelgraue Balken: nach Start der Vollstromdosierung, Schraffiert: Gleichgewichtszustand noch nicht erreicht)

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 $TR_{SK, \text{Mittel}}$ 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. Ein Einfluss der Schlammtemperatur kann ausgeschlossen werden, da der Schlamm zu den Versuchszeitpunkten direkt aus dem Faulbehälter der Entwässerung zufluss.

9.3 Bewertung der Entwässerungsversuche

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 notwendige 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 GKW 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 Schlamm entsorgungskosten um 9,1 %.

10 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.

10.1 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.

10.2 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 und einer steigenden Anzahl an umgesetzten Membrananlagen weltweit, sind weitere Kostenreduzierungen möglich (JUDD und JUDD, 2019).

10.3 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 10.1 sind die Änderungen des spezifischen Energiebedarfs des GKW 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 10.1 hervorgeht.

Bei kommunalen Kläranlagen mit Mischkanalisation ist die Spreizung zwischen minimalem und maximalem Zufluss sehr hoch. Beim GKW 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.

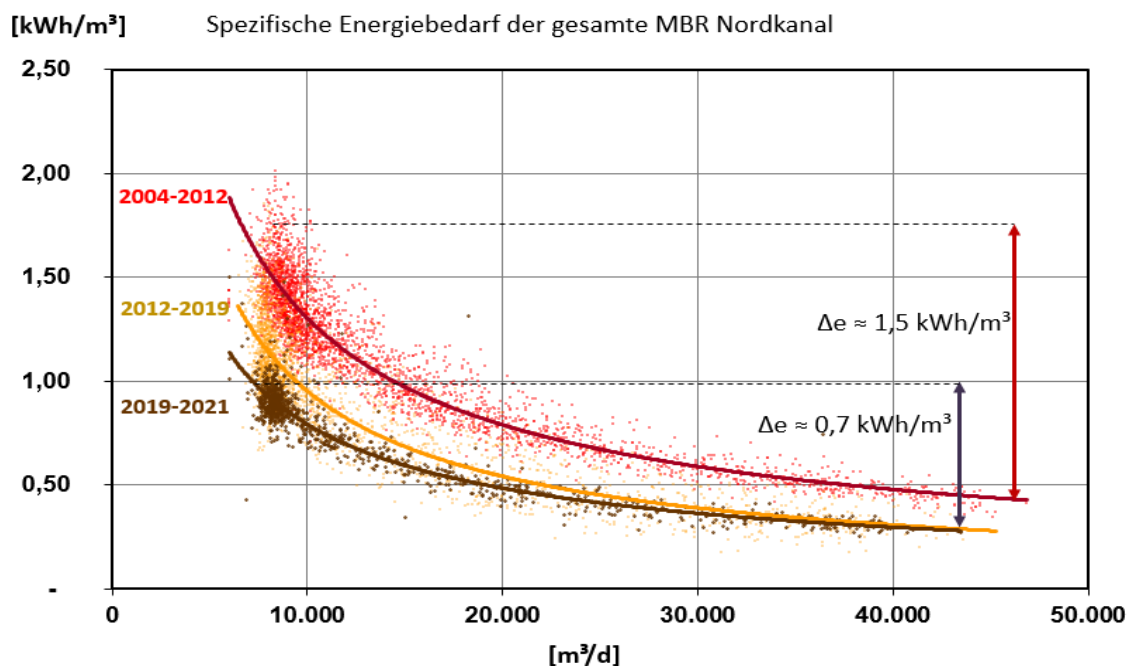


Abbildung 10.1: Änderung des spezifischen Strombedarfs des MBR Nordkanal aufgrund betrieblicher Optimierungen (Daten bis August 2021)

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

Die in Kapitel 7.4 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.

10.4 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.

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.

10.5 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-Membranbelebung 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.

10.6 Kosten der Pulveraktivkohle und der Dosierstation

Bei einem spezifischen Preis von 2 €/kg PAK und einer Dosierung von 15 g PAK/m³ liegen die Aktivkohle-spezifischen Mehrkosten bei ca. 0,03 €/m³ Abwasser. Bezogen auf die Jahresschmutzwassermenge des GKW 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 Betriebswasserbedarf sowie der Stromverbrauch der PAK Anlage ist von Typ der Anlage und Dosierungsart der Pulveraktivkohle abhängig. Die kontinuierliche Dosierung erfordert vielfach höhere Wassermengen und bedeutet demzufolge vielfach einen höheren Stromverbrauch (siehe **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**).

10.7 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. 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 $10 \text{ Wh/m}^3_{\text{Permeat}}$ ($< 10 \%$ 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.

10.8 Zusammenstellung der Kenngrößen

Die wichtigsten Kenngrößen und Kosten für die Beurteilung der Wirtschaftlichkeit von PAK-MBR sind in Tabelle 10.1 zusammengefasst.

Tabelle 10.1: 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 Ertfverbands 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 10.1 auf die Jahresschmutzwassermenge von etwa 3.200.000 m³/a bezogen, ergeben sich Zusatzkosten in Höhe von 0,028 bis 0,030 €/m³ für die untersuchte 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. 5.100.000 m³/a liegen die erwarteten Mehrkosten bei ca. 0,031 €/m³, bei geschätzten potenziellen Einsparungen von ca. 0,011 €/m³.

11 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 durch die PAK-Dosierung festgestellt, sodass keine Anpassung der MBR-Bemessung notwendig ist und die in Kapitel 0 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.

11.1 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 Mittagsfrachtspitze (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.

11.2 Wahl der Dosierstelle

Die Nitrifikation bot sich im GKW 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.

11.3 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 Überschussschlammbabzug aus dem jeweiligen Belebungsbecken keine

Dosierung stattfindet. So kann der Verlust frischer PAK über den Überschussschlammabzug minimiert werden.

Wird das Belebungsbecken ähnlich wie im GKW 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.

11.4 Wahl der PAK-Dosierkonzentration

Die Dosierkonzentration ist abhängig vom Reinigungsziel, dem Hintergrund-DOC und der aktuellen Zulauffrachtbelastung 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.

11.5 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.

11.6 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 Belebungsbeckensbemessung 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.

11.7 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 Dickeschlamm 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.

12 Darstellung des Potenzials der Technologie für NRW

Durch die Landesregierung NRW wurden im Zeitraum 2011 bis 2019 über einhundert 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. Insgesamt wurden in den hier ausgewerteten Studien 499 Verfahrensvarianten genauer betrachtet und 106 Variantenempfehlungen gegeben. Der PAK-MBR als Sonderform der simultanen PAK-Dosierung wurde insgesamt drei Mal untersucht (BEYERLE et al., 2018; MAUS und SCHULZ, 2017; MAUS et al., 2016).

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 geförderten Machbarkeitsstudien zur Spurenstoffelimination auf Kläranlagen verglichen.

In diesem Projekt wurden mithilfe von GREAT-ER Simulationen des IST-Zustandes, einer Umsetzung der empfohlenen Varianten aus den Machbarkeitsstudien, PAK-MBR 10 mg_{PAK}/l und PAK-MBR mit 20 mg_{PAK}/l für die Stoffe Carbamazepin, Diclofenac, Metoprolol und Sulfamethoxazol beim MQ durchgeführt. Das 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.

In Abbildung 12.1 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.

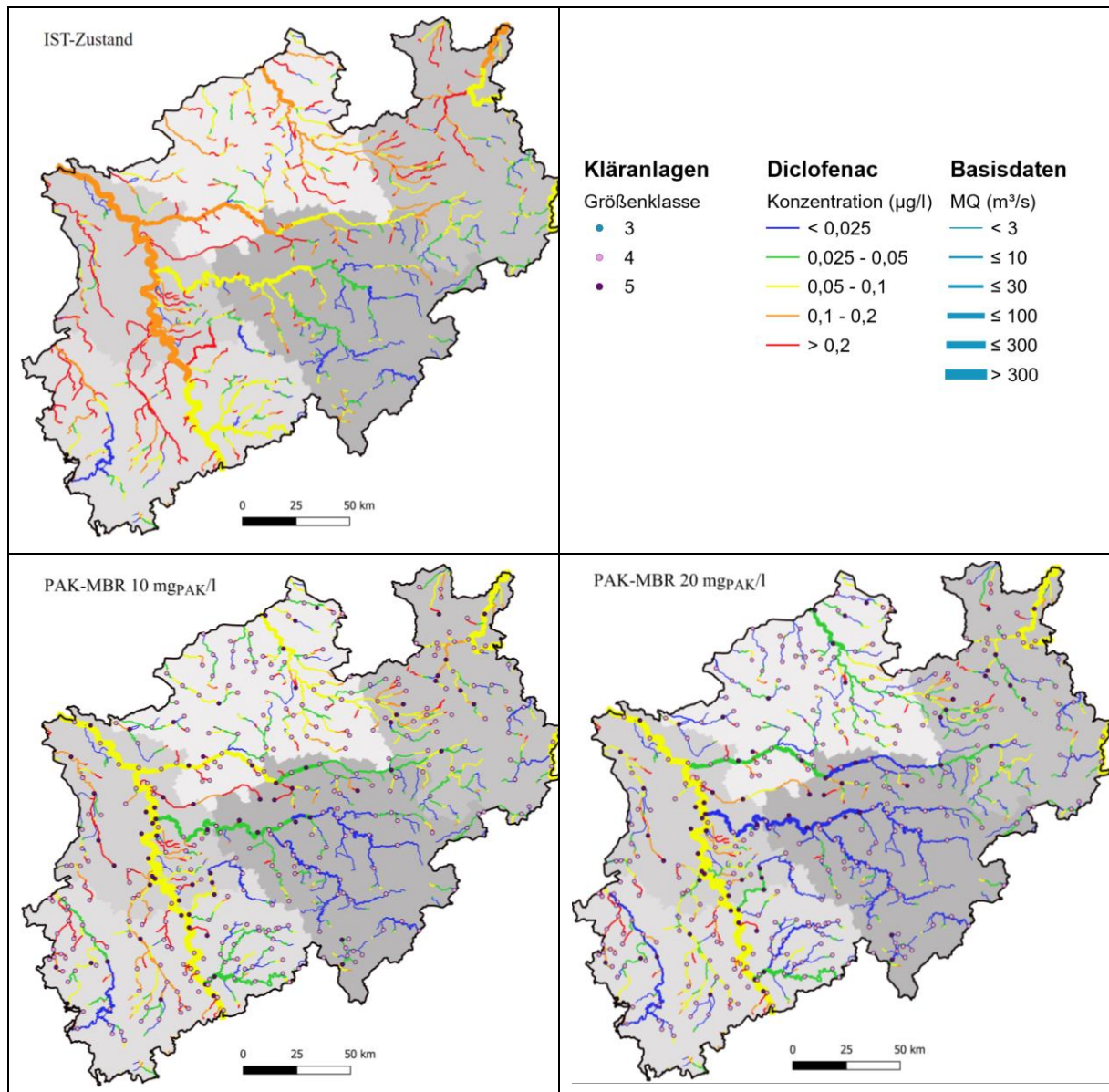


Abbildung 12.1: Vergleich der modellierten Diclofenac-Konzentration in der Gewässerkarte NRW im IST-Zustand und bei großtechnischem Ausbau der GK 4 und 5 als PAK-MBR mit Dosierungen von 10 mg_{PAK}/l oder 20 mg_{PAK}/l im Jahresmittel

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.

12.1 Erweiterte Kohlenstoff- und Nährstoffelimination

MBR weisen im Vergleich zu konventionellen Kläranlagen bereits eine verbesserte Reinigungsleistung auf. Die in Kapitel 6 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 GKW 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 0). 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.

12.2 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 deren 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. 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.

12.3 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 GKW 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 weisen bereits Kapazitäten gleich oder weit oberhalb der KA Bottrop auf und auch die Kapazität des Klärwerks Emschermündung (Emscherkläranlage) liegt nicht weit oberhalb der geplanten Kapazitäten für die Anlagen in Hubei, Henriksdal und Singapur. Die weltweiten Produktionskapazitäten für die Ausstattung großer bis sehr großer Kläranlagen mit Membrantechnik sind somit gegeben.

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 12.2) 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 6.6) sowie die Möglichkeit zur weitestgehenden Nährstoffelimination (vgl. Kapitel 12.1). 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.

13 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 gemahlenden 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 GKW 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 (Belebungs BB4) wurde die PAK dosiert. Die Zulauf- und Permeatqualität wurde mit einem zweiten MBR (BB3) verglichen. Der Vergleich von Betriebsdaten und der Qualität des Überschussschlammes 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-Slurries 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 7.1), ist davon auszugehen, dass das mittlere Eliminationsergebnis in 48-Stunden-Mischproben zukünftig bei gesicherter PAK-Dosierung höher als 80 % liegt. Irbesartan und Hydrochlorthiazid 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 GKW 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 praxis-relevante 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 neustem 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 Überschussschlamm (MÜSE) und auf die Entwässerbarkeit des Faulschlamm konnte gezeigt werden. Während bei der MÜSE nur moderate Verbesserungen feststellbar waren, ist die Auswirkung auf die Faulschlammentwässerung 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 GKW 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.; STEPKE, 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. Biofloculation 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): Aktivkohleeinsatz 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 Klärschlammentwässerung. 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_novelle_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.

JUDD, S.; JUDD, C. (2019): Largest MBR plants (over 100 MLD) – Worldwide. Judd Water & Wastewater Consultants(Hrsg.). The MBR Site: Membrane bioreactors. Online verfügbar unter <https://www.thembrsite.com/aeration-costs-in-membrane-bioreactors/>, Zugriff am: 29.01.2020.

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.; KIENTLE, 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.; SCHÜRMANN, 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+Röls 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.
- 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.
- UMWELTBUNDESAMT (2020): Arzneimittelwirkstoffe. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/fluesse/zustand/arzneimittelwirkstoffe#auswertung-der-messungen-an-den-law-messstellen>, Zugriff am: 02.02.2021.
- VARNHORN, J.; MERTEN, M. (2015): Machbarkeitsstudie zur Spurenstoffelimination auf der Kläranlage Fuchtorf. 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.

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.