

Schlussbericht
Pilotprojekt 4. Reinigungsstufe auf der
Kläranlage Weißenburg,
Erfahrungen im Regelbetrieb

Auftraggeber:
Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU)

Autoren:
Dr.-Ing. Johann Müller, Dr. Oliver Knoop, Dr.-Ing. Uwe Hübner,
Dr.-Ing Steffen Metzger, Dr.-Ing. Christopher Keysers, M. Sc. Bärbel Daub,
Dr.-Ing. Tosca Zech, Dipl.-Ing. Regine Schatz,
Dr. Elisabeth Müller, Dr. Margit Schade, Mag. Georgia Buchmeier,
Prof. Dr.-Ing. J. E. Drewes

Berichte aus der
Siedlungswasserwirtschaft
Technische Universität München

Berichtsheft Nr. 222

ISSN 0942-914X

2021

Schlussbericht zum Einzelvorhaben

Pilotprojekt 4. Reinigungsstufe auf der Kläranlage Weißenburg, Erfahrungen im Regelbetrieb

Auftraggeber (LfU):

Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU)

Auftragnehmer (TUM):

Technische Universität München
Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft
Prof. Dr.-Ing. Jörg E. Drewes
Am Coulombwall 3
85748 Garching
Tel: 089 289-13713
FAX: 089 289-13718

Projektleitung bei TUM:

Prof. Dr.-Ing. Jörg E. Drewes
Tel: 089 289-13713
Email: jdrewes@tum.de

Kooperationspartner (IB 1):

Weber-Ingenieure GmbH
Bauschlotterstr. 62
75177 Pforzheim
Tel: 07231 5830
FAX: 07231 583100

Ansprechpartner bei WI

Dr.-Ing. Steffen Metzger
Tel. 07231 583 153
Email: steffen.metzger@weber-ing.de

Kooperationspartner (IB 2):

Dr. Resch + Partner, PartG
Holzgasse 28
91781 Weißenburg
Tel.: 09141 85210
FAX: 09141 852128

Ansprechpartner bei IBR

Dr.-Ing. Tosca Zech
Tel. 09141 852112
Email: zech@ibresch.de

Impressum

Herausgeber

Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft, Technische Universität München

Autoren

Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft, Technische Universität München

Dr.-Ing. Johann Müller

Dr. rer. nat. Oliver Knoop

Dr.-Ing. Uwe Hübner

Prof. Dr.-Ing. Jörg E. Drewes

Weber-Ingenieure GmbH

Dr.-Ing. Steffen Metzger

M.Sc. Bärbel Daub

Dr.-Ing. Christopher Keyzers

Ingenieurbüro Dr. Resch + Partner PartG

Dr.-Ing. Tosca Zech

Dipl.-Ing. Regine Schatz

Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU)

Dr. Elisabeth Müller

Dr. Margit Schade

Mag. Georgia Buchmeier

Begleitung

Stefan Bleisteiner (LfU)

Dr. Kurt Müller (Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz)

Mitwirkung

Martina Hanke und Markus Eisenmann (Stadt Weißenburg)

Prof. Dr. rer. nat. habil. Brigitte Helmreich, Rebecca Zinser, Amr Souf (TU München)

Inhaltsverzeichnis

1	Einführung und Veranlassung	18
2	Projektstruktur	18
3	Standort Weißenburg	20
3.1	Aufbau der weitergehenden Abwasserbehandlungsanlage zur Spurenstoffentfernung auf der Kläranlage Weißenburg	21
3.2	Hydraulische Auslastung der weitergehenden Abwasserbehandlungsstufe zur Spurenstoffentfernung	21
4	Vorgehensweise	22
4.1	Probenahmekampagnen auf der Kläranlage Weißenburg	23
4.1.1	Regelmäßige Beprobungen zur Darstellung des Langzeitverlaufs	25
4.1.2	Beprobungen zur Darstellung des Wochengangs	25
4.1.3	Beprobungen im Rahmen des großtechnischen Stufenversuchs	25
4.2	Versuche im Labormaßstab	25
4.2.1	Ozonversuche im Semi-Batch-System	26
4.2.2	Adsorptionsversuche	27
4.3	Analytische Methoden	27
4.3.1	Organische Summenparameter	27
4.3.1.1	Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)	28
4.3.1.2	Organischer Kohlenstoff (DOC/TOC)	28
4.3.1.3	Absorptionsmessungen (SAK ₂₅₄ /SAK ₄₃₆)	28
4.3.2	Stickstoffverbindungen	28
4.3.3	Organische Spurenstoffe	28
4.4	Auswertung von Betriebsdaten	29
4.5	Bewertung der Reinigungsleistung	29
5	Reinigungsleistung im Regelbetrieb	30
5.1	Ergebnisse der Beprobungen im Regelbetrieb	30
5.1.1	Summenparameter	30
5.1.1.1	Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) und gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)	30
5.1.1.2	SAK ₂₅₄ und spezifische Absorption (SUVA)	32
5.1.1.3	Abfiltrierbare Feststoffe	33

5.1.2	Stickstoffverbindungen	34
5.1.3	Organische Spurenstoffe	36
5.1.3.1	Kumulative Entfernung bezogen auf den Zulauf der Vorklärung	38
5.1.3.2	Kumulative Entfernung bezogen auf den Ablauf der Nachklärung	39
5.2	Beurteilung der Entfernung organischer Spurenstoffe anhand definierter Indikatorsubstanzen	41
5.3	Erkenntnisse aus Probenahmen zur Darstellung des Wochengangs	43
6	Untersuchungen zur Steuerung und Regelung des Ozoneintrags über das ΔSAK₂₅₄-Konzept	45
6.1	Dokumentation des Verlaufs der Δ SAK ₂₅₄ -Werte im Projektzeitraum	45
6.2	Einfluss des Steuerkonzepts auf den Betrieb der Ozonung	47
6.3	Herausforderung der praktischen Umsetzung des Δ SAK ₂₅₄ -Konzepts durch den Einsatz von Online-Sonden	48
6.4	Nutzung redundanter SAK-Sonden zur Steigerung der Prozessstabilität	51
6.5	Ergebnisse der Stufenversuche im Semi-Batch-System und im großtechnischen Maßstab	53
6.5.1	Ergebnisse aus Versuchen im Semi-Batch-System	53
6.5.2	Ergebnisse der großtechnischen Stufenversuche	54
7	Charakterisierung und Vergleich der Filterstraßen im Ablauf der Ozonung	56
7.1	Charakterisierung des Filterbetriebs und Analyse der Filterleistung	56
7.1.1	Sauerstoffzehrung und Entfernung von Summenparametern	57
7.1.2	Spurenstoffentfernung	59
7.2	Weitergehende Untersuchungen zur Abschätzung der Adsorptionskapazität des BAK-Filters	61
8	Bewertung, sowie betriebliche und energetische Optimierung der Anlage zur Spurenstoffelimination	65
8.1	Energieverbrauch der weitergehenden Behandlungsstufe	65
8.1.1	Verbrauchergruppen der weitergehenden Behandlungsstufe	65
8.1.2	Entwicklung des Gesamtstromverbrauchs der weitergehenden Behandlungsstufe	67
8.2	Energieverbrauch und Betriebskosten in Abhängigkeit der Betriebsweise	68
8.2.1	Betrachtete Betriebsszenarien	68
8.2.2	Kennzahlenermittlung	71
8.2.2.1	Eingangsparameter der weitergehenden Behandlungsstufe	71

8.2.2.2	Energetische Kennzahlen	71
8.2.2.3	Kennzahlen Betriebsmittel- und Wartungskosten	74
8.2.3	Ergebnisse der Szenarienbetrachtung	76
8.2.3.1	Stromverbrauch	76
8.2.3.2	Betriebsmittelverbrauch	76
8.2.3.3	Betriebskosten und Reinigungsleistung	79
8.3	Weiterführende Diskussion	81
9	Bewertung üblicher Verfahren zur Spurenstoffelimination im Hinblick auf Synergieeffekte	84
9.1	Beschreibung der Zielsetzungen der weitergehenden Abwasserreinigung	84
9.2	Klassische Verfahren der weitergehenden Abwasserreinigung	84
9.2.1	Abwasserfiltration	85
9.2.2	UV-Desinfektion	86
9.3	Verfahren der weitergehenden Abwasserreinigung zur gezielten Spurenstoffelimination	87
9.3.1	Spurenstoffentfernung mit Pulveraktivkohle	87
9.3.1.1	Grundsätzliches zu den PAK-basierten Verfahrensanwendung	87
9.3.1.2	Verfahrensmöglichkeiten mit PAK	88
9.3.1.3	Erforderlicher Betriebsmitteleinsatz	89
9.3.1.4	Synergien im Kontext der weitergehenden Abwasserreinigung	90
9.3.2	Spurenstoffentfernung mit granulierter Aktivkohle	90
9.3.2.1	Grundsätzliches zu den GAK-basierten Verfahrensanwendung	90
9.3.2.2	Erforderlicher Betriebsmitteleinsatz	91
9.3.2.3	Synergien im Kontext der weitergehenden Abwasserreinigung	91
9.3.3	Spurenstoffentfernung mit Ozon	91
9.3.3.1	Grundsätzliches zur Ozonung	91
9.3.3.2	Einfluss der Zusammensetzung des biologisch gereinigten Abwassers auf die Ozonung	92
9.3.3.3	Erforderlicher Betriebsmitteleinsatz	92
9.3.3.4	Synergien im Kontext der weitergehenden Abwasserreinigung	92
9.3.4	Spurenstoffentfernung mit Ozon und Aktivkohle	93
9.3.4.1	Grundsätzliches zu den Kombinationsverfahren	93

9.3.4.2	Erforderlicher Betriebsmitteleinsatz	93
9.3.4.3	Synergien im Kontext der weitergehenden Abwasserreinigung	94
9.4	Beispiele für bereits erlangte Ergebnisse zu den Reinigungsmechanismen Synergieeffekten aus Forschung und Betrieb	94
9.4.1	Desinfektion	94
9.4.2	Weitestgehende P-Entfernung	97
9.4.3	Weitergehende Elimination von refraktärem CSB	97
9.5	Fazit erzielbare Synergieeffekte	101
10	Teilbericht zu den Untersuchungen des LfU, Referat 73 “Aquatische Ökotoxikologie, mikrobielle Ökologie“ im Kläranlagenablauf der Kläranlage Weißenburg sowie in der Schwäbischen Rezat unterhalb der Kläranlage 106	
10.1	Zusammenfassung	106
10.2	Ausgangssituation	107
10.3	Methoden	107
10.3.1	Fischmonitoring estrogene und toxische Wirkungen	107
10.3.2	In Vitro Assay (E-Screen-Assay) zum Nachweis estrogener Wirkungen und begleitende Wasseranalytik (Steroidanalytik und GC/MS-Screening)	109
10.3.3	Muschelschadstoffmonitoring	110
10.4	Ergebnisse	110
10.4.1	Fischmonitoring estrogene und toxische Wirkungen	110
10.4.2	In Vitro Assay zum Nachweis estrogener Wirkungen und begleitende Wasseranalytik (Steroidanalytik und GC/MS-Screening)	113
10.4.3	Muschelschadstoffmonitoring	116
11	Teilbericht zu den Untersuchungen des LfU, Referat 73 „Aquatische Ökotoxikologie, mikrobielle Ökologie“: Reduktionspotential von fäkalen Belastungen und Antibiotikaresistenzen durch die 4. Reinigungsstufe auf der Kläranlage Weißenburg	117
11.1	Hintergrund und Zielsetzung	117
11.2	Material und Methoden	118
11.2.1	Probenahme	118
11.2.2	Mikrobiologische Untersuchungen der Fäkalindikatoren	118
11.2.3	Molekularbiologische Untersuchungen: fäkale DNA Marker, 16S rRNA Gen und Antibiotikaresistenzgene (ARG)	119
11.2.3.1	Probenvorbereitung und Extraktion	119

11.2.3.2	Quantitative Bestimmung der fäkalen DNA-Marker (Microbial Source Tracking) mittels Droplet Digital PCR (ddPCR)	119
11.2.3.3	Quantitative Bestimmung der bakteriellen Biomasse (16S rRNA-Gen) und Antibiotikaresistenzgene (ARG) mittels Droplet Digital PCR (ddPCR)	119
11.3	Ergebnisse und Diskussion	120
11.3.1	Mikrobiologisch-hygienische Untersuchungen	120
11.3.1.1	Reduktion der Fäkalindikatorbakterien durch die vierte Reinigungsstufe	120
11.3.1.2	Reduktion der wirtsspezifischen Fäkal-DNA-Marker durch die vierte Reinigungsstufe	123
11.3.1.3	Belastung in der Rezat	123
11.3.2	Antibiotikaresistenzgene (ARG)	124
11.3.2.1	ARG Belastung des Abwassers: Kläranlagenzulauf und nach der konventionellen Abwasserreinigung	125
11.3.2.2	ARG Reduktionsleistung der 4. Reinigungsstufe und Bewertung des Ablauf-Gesamt	126
11.3.2.3	ARG-Belastung der schwäbischen Rezat	129
11.4	Fazit	130
12	Ableitung von Empfehlungen für Anlagen zur Spurenstoffelimination	131
12.1	Definition der Behandlungsziele	131
12.2	Verfahrensauswahl	132
12.3	Auslegung und Betrieb von Anlagen zur Spurenstoffelimination	133
12.4	Empfehlungen für den weiteren Betrieb in Weißenburg	134
13	Zusammenfassung und Fazit	136
14	Literaturverzeichnis	141
15	Anhang	146

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Übersicht KA Weißenburg	20
Abb. 2:	Zulauf zur 4. Reinigungsstufe von Januar bis Dezember Jahr 2020 dargestellt als Stundenmittelwerte	22
Abb. 3:	Übersicht über die Anlage zur weitergehenden Behandlung auf der KA Weißenburg.	24
Abb. 4:	Versuchsaufbau der Ozonanlage im Labormaßstab an der TU München	26
Abb. 5:	Versuchsordnung zur Durchführung ergänzender Adsorptionsversuche an der TUM.	27
Abb. 6:	CSB und DOC-Konzentrationen in den Versuchsphasen I und II (a) und (c) korrespondierend zu ΔSAK_{254} -Entfernungssollwerten von 27 bzw. 35%. Prozentuale Abnahme bzw. Entfernung des CSB in gelöster Form bzw. des DOC in den Reinigungsstufen der weitergehenden Behandlung (b), d)).	32
Abb. 7:	ΔSAK_{254} über Prozessschritten der vierten Reinigungsstufe, bezogen auf das SAK_{254} -Signal im Ablauf der Nachklärung (SAK_{254} : $14,0 \pm 1,1$ 1/m, n=27). SUVA in verschiedenen Stufen der Abwasserbehandlung auf der Kläranlage Weißenburg.	33
Abb. 8:	Konzentrationen an AFS (a)) und prozentuale AFS-Entfernung in der weitergehenden Abwasserbehandlung.	34
Abb. 9:	Konzentrationen von Ammonium- (a)) und Nitritstickstoff (b)) in der vierten Reinigungsstufe. Dargestellt sind Daten aus Mischprobenahmen zur Darstellung des Langzeitverlaufs (MP TUM), Daten aus Stichprobenahmen, die durch das Betriebspersonal der KA Weißenburg durchgeführt wurden (SP KA WUG) und Daten von Online-Messungen.	35
Abb. 10:	Konzentrationen von 29 Einzelsubstanzen im Zulauf der Vorklärung und im Ablauf Nachklärung in logarithmischer Darstellung (unten). Prozentuale Entfernung in konventioneller mechanisch-biologischer Behandlung bezogen auf Mediankonzentrationen (oben). Dargestellt sind Daten aus insgesamt 20 Probenahmen im Zeitraum von Februar 2020 bis Januar 2021. Anmerkungen: * Konzentrationen im Ablauf der Nachklärung unterhalb der BG bei über 50% der Probenahme; **Bildung durch biologische Transformation von Ausgangssubstanzen im Rahmen der konventionellen Behandlung.	37
Abb. 11:	Kumulierte prozentuale Entfernung von Indikatorsubstanzen in der konventionellen Behandlung und in den Prozessstufen Ozonung, Sandfiltration, BAK-Filtration und im Gesamtablauf der Kläranlage für die Versuchsphasen I und II (Steuerung der Ozonanlage über das ΔSAK_{254} -Konzept; Sollwert: 27% bzw. 35%). Die dargestellten Entfernungen beziehen sich auf die Mediankonzentrationen im Zulauf der Vorklärung und in den einzelnen Prozessstufen in den Versuchsphasen I (n=10) und II (n=10).	39
Abb. 12:	Kumulierte prozentuale Entfernung von Indikatorsubstanzen im Ablauf der Prozessstufen Ozonanlage, Sandfiltration, BAK-Filtration und im Gesamtablauf der Kläranlage für die Versuchsphasen I und II (Steuerung der Ozonanlage über ΔSAK_{254} -Konzept; Sollwert: 27% bzw. 35%). Die dargestellten prozentualen Entfernungen sind bezogen auf die Konzentrationen im Ablauf der Nachklärung.	40
Abb. 13:	Beispielhafte Darstellung für Entfernung der Indikatorstoffkombinationen. Linke Seite: Entfernbarkeit der einzelnen Kombinationen in Form von Banden dargestellt. Rechte	

	Seite: Darstellung des Mittelwerts sowie des Minimums und des Maximums der Verteilung (Antennenenden).	41
Abb. 14:	Entfernung der Indikatorstoffkombinationen und der Konzentration an Primidon in den Versuchsphasen I und II in den untersuchten Prozessstufen. Die Darstellung für die Entfernung der Indikatorstoffkombinationen zeigt die mittlere Entfernung aller 28 möglichen Kombinationen (jeweils 6 aus 8 Stoffen). Die Antennenenden markieren die Kombinationen mit minimaler und maximaler Entfernung. Die Darstellung für die Versuchsphase I basiert auf 10, die für die Versuchsphase II auf 10 Probenahmen (48h- bzw. 24h-Mischproben).	42
Abb. 15:	Ergebnisse aus Beprobungen der beiden Wochengänge (WG1 und WG2): a) Konzentrationen der untersuchten Indikatorstoffe im Ablauf der Nachklärung an den einzelnen Wochentagen normiert auf den Wochenmittelwert der Konzentrationen; b) Konzentrationen bzw. Werte von Summenparametern im Ablauf der Nachklärung an den einzelnen Wochentagen normiert auf den Wochenmittelwert der Konzentrationen bzw. Werte.	43
Abb. 16:	Ergebnisse der Auswertung von Betriebsdaten zur Untersuchung des Wochenverlaufs für a) SAK_{254} -Werte im Ablauf der Nachklärung und b) für Konzentrationen an Ammoniumstickstoff im Gesamtablauf der Kläranlage. Darstellung beruht auf der Auswertung von Daten aus 133 (SAK_{254}) bzw. 165 Wochen (NH_4-N).	44
Abb. 17:	ΔSAK_{254} -Werte aus Online- und Labormessungen im Zeitraum der Untersuchungen. ΔSAK_{254} -Werte aus Online-Messungen beruhen auf Aufzeichnung der Stundenmittelwerte im Zu- und Ablauf der Ozonanlage. Aus Labormessungen ermittelte Werte umfassen Messdaten aus Probenahmen zur Abbildung des langfristigen Verlaufs (PN), des Wochengangs (WG) und des großtechnischen Stufenversuchs auf der KA Weißenburg (SV WUG).	46
Abb. 18:	Zusammenhang zwischen Ozonzehrung, Zulauf zur 4. Reinigungsstufe und ΔSAK_{254} -Werten bei Q-proportionaler Steuerung der Ozondosierung Steuerung über das ΔSAK_{254} -Konzept.	48
Abb. 19:	Korrelation zwischen ΔSAK_{254} -Werten aus Labormessungen und Erfassung über Online-Sonden. Darstellung enthält Daten für das Jahr 2020 aus Stichprobenmessungen, die durch das Betriebspersonal der KA Weißenburg durchgeführt wurden, und Beprobungen durch die TU München im Untersuchungszeitraum (Februar 2020 bis Januar 2021).	50
Abb. 20:	Vergleich der SAK_{254} -Werte aus online-Erfassung und Laborbestimmung anhand von Stichprobenahmen durch das Betriebspersonal der KA Weißenburg. a): Korrelation zwischen SAK_{254} -Werten im Zulauf und im Ablauf der Ozonanlage erfasst über Online-Sonden und über Labormessungen. b): Verhältnis der über Online-Sonden erfassten und in Labormessungen bestimmten SAK_{254} -Werte im Zulauf und im Ablauf der Ozonanlage.	50
Abb. 21:	Vergleich der SAK_{254} -Messwerte aus online-Erfassung für beide Sondenpaare und Laborbestimmung anhand von Stichprobenahmen durch das Betriebspersonal der KA Weißenburg im Zulauf- und Ablauf der Ozonung im Juli 2020.	51
Abb. 22:	Vergleich der SAK_{254} -Messwerte aus online-Erfassung für beide Sondenpaare und Laborbestimmung anhand von Stichprobenahmen durch das Betriebspersonal der KA Weißenburg im Zulauf- und Ablauf der Ozonung November/Dezember 2020.	52

- Abb. 23: Ergebnisse aus Ozonversuchen im Labormaßstab: Entfernung der Substanzen Diclofenac, Metoprolol und Primidon in Abhängigkeit des ΔSAK_{254} -Werts. Darstellung enthält Daten aus zwei Versuchsreihen mit Ablauf der Nachklärung der KA Weißenburg an der Ozonanlage der TU München (Semi-Batch-System). 53
- Abb. 24: Ergebnisse aus Ozonversuchen im Labormaßstab: Entfernung der Indikatorstoffkombinationen in Abhängigkeit des ΔSAK_{254} -Werts. Darstellung enthält Daten aus zwei Versuchsreihen mit Ablauf der Nachklärung der KA Weißenburg an der Ozonanlage der TUM (Semi-Batch-System). Die Darstellung für die Entfernung der Indikatorstoffkombinationen zeigt die mittlere Entfernung aller 28 möglichen Kombinationen (jeweils 6 aus 8 Stoffen). Die Antennenenden markieren die Kombinationen mit minimaler und maximaler Entfernung. 54
- Abb. 25: ΔSAK_{254} -Profil im Zeitraum der Durchführung des Stufenversuchs. Blau markierte Bereiche kennzeichnen Vorversuche ohne Probenahmen, in denen die generelle Erreichbarkeit unterschiedlicher ΔSAK_{254} -Sollwerte vorgetestet wurde. Rot markierte Bereiche markieren die Zeiträume, in denen Probenahmen bei variierenden ΔSAK_{254} -Sollwerten durchgeführt wurden. 55
- Abb. 26: Ergebnisse aus Versuchen im Semi-Batch-System, großtechnischem Versuch sowie Probenahmen im Regelbetrieb: Entfernung der Indikatorstoffkombinationen in Abhängigkeit des ΔSAK_{254} -Werts in der Ozonung. Die Darstellung für die Entfernung der Indikatorstoffkombinationen zeigt die mittlere Entfernung aller 28 möglichen Kombinationen (jeweils 6 aus 8 Stoffen). Die Antennenenden markieren die Kombinationen mit minimaler und maximaler Entfernung. 56
- Abb. 27: EBCT in den Filterstufen im Jahr 2020 (bei Berücksichtigung eines Filterbettvolumens von 62 m^3). 57
- Abb. 28: Tagesmittelwerte der Sauerstoffkonzentrationen im Ablauf der Ozonanlage und der Sauerstoffzehrung in Sand- und BAK-Filtern im Untersuchungszeitraum. Daten entstammen Online-Messungen im Ablauf der Ozonanlage und im Ablauf beider Filterstufen. 58
- Abb. 29: Prozentuale Entfernung der Summenparameter DOC, gelöster CSB und SAK254 in Sand- und BAK-Filtern. Für die Darstellung wurden Konzentrationen bzw. Signale im Ablauf der Filterstufen auf die korrespondierenden Werte im Ablauf der Ozonanlage bezogen (DOC: $6,4 \pm 0,8 \text{ mg/L}$; CSB: $16,8 \pm 2,0 \text{ mg/L}$; SAK254: $9,8 \pm 1,1 \text{ 1/m}$; $n=16$). 58
- Abb. 30: Prozentuale Entfernung untersuchter Einzelstoffe in den der Ozonanlage nachgeschalteten Filterstufen ($n=17$). Entfernung bezogen auf Konzentrationen im Ablauf der Ozonanlage. Berücksichtigt sind Einzelstoffe, deren Konzentrationen im Ablauf der Ozonanlage in mindestens 9 von 17 Probenahmen oberhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenze lagen (vgl. Tab. 3). Die Daten beziehen sich auf den Untersuchungszeitraum von Februar 2020 bis Januar 2021 (ca. 35.000 – 50.000 BVT). 60
- Abb. 31: Durchbruchkurven der Stoffe Benzotriazol, Metoprolol und Irbesartan im Ablauf des BAK-Filters. Grün markiert ist der Zeitpunkt der ersten Probenahme im Rahmen der vorliegenden Studie im Februar 2020. 61
- Abb. 32: Pseudo-Einzelstoffisothermen von Benzotriazol, Metoprolol und Irbesartan aufgenommen in Ablauf der Nachklärung der KA Weißenburg ohne Vorbehandlung und nach Vorbehandlung mit drei verschiedenen Ozondosen. 62

Abb. 33:	Pseudo-Einzelstoffisothermen Benzotriazol Metoprolol und Irbesartan in ozoniertem Ablauf der Nachklärung (Ozondosis 2,5 mg/L).	63
Abb. 34:	Schema der Verbrauchergruppen der weitergehenden Behandlungsstufe (4. RS)	65
Abb. 35:	Verteilung des Gesamtstromverbrauchs der weitergehenden Behandlungsstufe auf einzelne Verbrauchergruppen im Zeit-raum 11/2017 – 12/2020.	66
Abb. 36:	Kumulierte Bettvolumina und Δ SAK ₂₅₄ GAK-Filter über die bisherige Betriebszeit	70
Abb. 37:	Unterschreitungshäufigkeit der Abwassermenge sowie des SAK ₂₅₄ -Eingangswertes im Zulauf zur weitergehenden Behandlungsstufe (links); SAK ₂₅₄ im Zulauf zur Ozonanlage (PN 5) in Abhängigkeit der Zulaufmenge zur weitergehenden Behandlungsstufe (rechts); Zeitraum 01/2020 – 12/2020.	71
Abb. 38:	Abhängigkeiten des Stromverbrauchs der Verbrauchergruppen im Jahr 2020.	73
Abb. 39:	Jahreskosten der GAK über die Standzeit in Abhängigkeit des GAK-Preises	78
Abb. 40:	Kumulierte Bettvolumina eines GAK-Filtersystems mit 2 Einheiten über die Standzeit bei gleichzeitiger und zeitversetzter Befüllung (Zeitabstand 2 Jahre)	78
Abb. 41:	Betriebskosten für die untersuchten Szenarien im Verhältnis zur erwarteten Reinigungsleistung	80
Abb. 42:	Trenngrenzen verschiedener Filtrationsarten [1–4]	85
Abb. 43:	Mittlere Konzentrationen an <i>E. coli</i> , Enterokokken, somatischen Coliphagen und Sporen von <i>Clostridium perfringens</i> im Zu- und Ablauf von Kläranlagen sowie des Ablaufs Kläranlage nach UV-Bestrahlung [24]	86
Abb. 44:	Anordnung eines GAK-Filters im Prozess der Abwasserreinigung	90
Abb. 45:	Einbindung der Ozonung in den Prozess der Abwasserreinigung (dargestellt mit einem Filter als biologische Nachbehandlungseinheit)	91
Abb. 46:	Mögliche Verfahrensformen zur Kombination von Ozonung und Aktivkohleadsorption	93
Abb. 47:	Mittlere relative Elimination von zwölf Leitsubstanzen für die Ozonung und GAK-Adsorption mit (Ozonung und GAK 3a) und ohne den Abbau der Vorozonung (GAK3a) sowie der Referenzkolonne (GAK 4a) [41]	94
Abb. 48:	Desinfektionswirkung in Abhängigkeit der spezifischen Ozondosis; Bildquelle: Kompetenzzentrum Wasser Berlin [43]	95
Abb. 49:	Ergebnisse der Keimzahlbestimmung der untersuchten Prozessstellen (ZO3: Zulauf Ozonung, AO3: Ablauf Ozonung, AF: Ablauf Sandfilter, rw = Regenwetter, dw = Trockenwetter, status quo = vor Ausbau der Ozonung) [35]	95
Abb. 50:	Desinfektionswirkung der Ozonung auf der Kläranlage Eriskirch; Keimzahlen im Ablauf der Kläranlage vor und nach Inbetriebnahme (IBN der Ozonung (linker Balken = vor IBN, rechter Balken = nach IBN); Bildquelle: IB Jedele und Partner [43]	96
Abb. 51:	Wirkung unterschiedlicher Ozondosen auf die Desinfektion; Bildquelle: IB Jedele und Partner [27]	96
Abb. 52:	Verringerung der P _{ges} -Restverschmutzung infolge des Betriebs der PAK-Verfahrensoption „Adsorptionsstufe mit interner Kreislaufführung“ [45]	97
Abb. 53:	Verringerung der CSB-Restverschmutzung seit Inbetriebnahme des PAK-Verfahrens „Adsorptionsstufe mit interner Kreislaufführung“ [44]	98

Abb. 54:	Ablaufkonzentration des homogenisierten CSB und des DOC in Abhängigkeit der PAK-Zugabe (verändert nach [47])	99
Abb. 55:	Beschriftung Reinigungsverhalten einer GAK-Filterkammer auf dem Klärwerk Mannheim, beschickt mit Abwasser aus der Nachklärung [48]	99
Abb. 56:	DOC-Elimination mit verschiedenen Filtern, bezogen auf den Ablauf der Nachklärung [34]	100
Abb. 57:	Gelöste Restorganik im Ablauf unterschiedlicher Reinigungsstufen der Kläranlage Eriskirch (CSB _{mf} = CSB der membranfiltrierten Probe); Bildquelle: IB Jedele und Partner [43]	101
Abb. 58:	Verfahrenskette des „Ulmer Verfahrens“ zur gezielten Spurenstoffelimination mit Synergien in Bezug auf eine weitergehende Feststoff-, CSB- und P-Elimination	103
Abb. 59:	Verfahrenskette des „Ulmer Verfahrens“ zur gezielten Spurenstoffelimination und Desinfektion mit Synergien in Bezug auf eine weitergehende Feststoff-, CSB- und P-Elimination	103
Abb. 60:	Verfahrenskette des „Ulmer Verfahrens“ zur gezielten Spurenstoffelimination und Desinfektion mit Synergien in Bezug auf eine weitergehende Feststoff-, CSB- und P-Elimination	104
Abb. 61:	Verfahrenskette der Ozonung zur gezielten Spurenstoffelimination mit Synergien in Bezug auf eine weitergehende Feststoff-, und CSB-Elimination sowie einer partiellen Desinfektion	105
Abb. 62:	Verfahrenskette der Ozonung zur gezielten Spurenstoffelimination und Desinfektion mit Synergien in Bezug auf eine weitergehende Feststoff-, und CSB-Elimination	105
Abb. 63:	Langstromrinne (links) am Standort Kläranlage Weißenburg vor der weitergehenden Behandlungsstufe und Schwimmkäfig (rechts) zur Fischexposition in der Schwäbischen Rezat unterhalb der Kläranlage Weißenburg mit Probenehmern und Online-Messsonden	108
Abb. 64:	Muschelkäfige für die Langstromrinnen (links) am Standort Kläranlage Weißenburg und Wielenbach und Muschelkäfig in der Schwäbischen Rezat (rechts)	110
Abb. 65:	Vitellogenin-Konzentration im Blut männlicher Regenbogenforellen vor und nach einer 28-tägigen Exposition im Dezember 2019 in gereinigtem Abwasser der Kläranlage Weißenburg vor (Gruppe A) und nach der weitergehenden Behandlungsstufe (Gruppe B), in der Schwäbischen Rezat unterhalb der Kläranlage (Gruppe C) und in Quellwasser der Teichanlage Wielenbach (Gruppe D, Kontrolle)	111
Abb. 66:	Estrogene Gesamtaktivität (EEQ) in 24-Stunden-Mischproben aus der Kläranlage Weißenburg und der Schwäbischen Rezat in den Jahren 2014 und 2019. 2014: keine Messung im Kläranlagenablauf nach der weitergehenden Behandlungsstufe; 2019: keine Messung in der Schwäbischen Rezat oberhalb der Kläranlage. EEQ: Äquivalentkonzentration in Konzentrationseinheiten der Bezugssubstanz 17β-Estradiol (E2).	113
Abb. 67:	Estron und Estriol in 24-Stunden Mischproben aus der Kläranlage Weißenburg und der Schwäbischen Rezat in den Jahren 2014 und 2019. 2014: keine Messung im Kläranlagenablauf nach der weitergehenden Behandlungsstufe; 2019: keine Messung in der Schwäbischen Rezat oberhalb der Kläranlage. EEQ: Äquivalentkonzentration in Konzentrationseinheiten der Bezugssubstanz 17β-Estradiol (E2).	114

-
- Abb. 68: Ergebnisse der mikrobiologisch-hygienischen Untersuchungen in den verschiedenen Behandlungsstufen der weitergehenden Abwasserreinigung in der Kläranlage Weißenburg (EC = *Escherichia coli*; ENT = Intestinale Enterokokken, CP = *Clostridium perfringens*; HF183 = DNA-Marker für humanbürtige fäkale Verunreinigungen; RumBac = DNA-Marker für wiederkäuerbürtige fäkale Verunreinigungen) 122
- Abb. 69: Konzentration an *E. coli* (EC), Intestinalen Enterokokken (ENT) und wirtsspezifischen DNA-Markern (HF183 und RumBac) in der Rezat oberhalb und unterhalb der Einleitung der Kläranlage Weißenburg 124
- Abb. 70: Bakterielle Biomasse (16S rRNA-Gen) und ARG im Kläranlagenzulauf (KA-Zulauf, nach Vorklärung, VK) und im Abwasser nach der konventionellen Abwasserreinigung (Ablauf Nachklärbecken, NKB), dargestellt sind die Median-Werte der 3 Probenahmen (n=3) mit den korrespondierenden Min- und Max-Werten. 126
- Abb. 71: Bakterielle Biomasse (16S rRNA-Gen) und ARG im behandelten Abwasser (nach der konventionellen Abwasserreinigung = Zulauf Ozonung = Ablauf NKB; nach der Ozonung mit 0,6 mg O₃/mg DOC; nach dem Sandfilter und BAK-Filter, im Ablauf-Gesamt) und in der schwäbischen Rezat vor und nach Einleitung der Kläranlage Weißenburg; dargestellt sind die Mittelwerte von 4 Parallelmessungen mit den korrespondierenden Min- und Max-Werten (methodische Messunsicherheit) der 3 Probenahmen; LOQ < 1,5 Genkopien pro ml = Limit of Quantification, LOD < 0,5 Genkopien pro ml = Limit of Detection. 128

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Übersicht über die Projektstruktur und den Zeitplan für die Bearbeitung des Vorhabens	19
Tab. 2:	Übersicht über Probennahmekampagnen zur Darstellung des Regelbetriebs im Langzeitverlauf (LV), im Wochengang (WG) sowie zur Durchführung des großtechnischen Stufenversuchs (SV) auf der Kläranlage Weißenburg.	23
Tab. 3:	Quantitative Analytik organischer Spurenstoffe: Indikatorsubstanzen mit zugehöriger Polarität der Elektrospray-Ionisation (ESI) und Bestimmungsgrenzen (BG). BG gelten für unverdünnte Proben.	29
Tab. 4:	Pseudo-Einzelstoffisothermen für die Stoffe Benzotriazol, Metoprolol und Irbesartan. Berechnungen zur theoretischen Restadsorptionskapazität.	63
Tab. 5:	Jahresverbrauch der weitergehenden Behandlungsstufe im Zeitraum 11/2017 – 12/2020	68
Tab. 6:	Szenarien für den Betrieb einer weitergehenden Behandlungsstufe zur Spurenstoffentfernung	69
Tab. 7:	Abhängigkeiten des Stromverbrauchs der Verbrauchergruppen von Eingangsparametern auf Basis der Betriebsdaten von 2020	72
Tab. 8:	Betriebsmittelkosten auf Basis des Jahres 2020	74
Tab. 9:	Energieverbrauch verschiedener Betriebsszenarien der weitergehenden Behandlungsstufe	76
Tab. 10:	Betriebsmittelverbrauch und -kosten verschiedener Betriebsszenarien der weitergehenden Behandlungsstufe	77
Tab. 11:	Betriebskosten verschiedener Betriebsszenarien der weitergehenden Behandlungsstufe	79
Tab. 12:	Übersicht über Bezugsgrößen des Jahres 2020 und Ergebnisbereich der Szenarienbetrachtung	82
Tab. 13:	Prozesse der weitergehenden Abwasserreinigung	85
Tab. 14:	PAK-Verfahrensoptionen	89
Tab. 15:	Beschriftung Zugabemenge an PAK und Hilfsstoffen für die PAK-basierten Verfahren zur Erreichung einer durchschnittlichen Elimination von 80 % der Indikatorsubstanzen des DWA Merkblatts DWA-M 285-2 [29].	89
Tab. 16:	Beeinflussbarkeit abwassertechnischer Parameter durch Verfahren zur weitergehenden Abwasserbehandlung	102
Tab. 17:	Beschriftung Jahresdurchschnitts-Umweltqualitätsnorm (JD-UQN) und mediane Konzentrationen von Spurenstoffen in 24-h-Mischproben (07.12.; 08.12.; 09.12.; 10.12.; 11.12.; 19.12.; 20.12.2019) aus der Schwäbischen Rezat unterhalb der Kläranlage Weißenburg.	116
Tab. 18:	Liste der verschiedenen Probenahmestellen, Kläranlage Weißenburg (WUG) und schwäbische Rezat	118
Tab. 19:	DNA Marker für fäkale Verunreinigungen (Microbial Source Tracking)	119
Tab. 20:	16S-rRNA Gen zur Quantifizierung der bakteriellen Biomasse und 8 Antibiotikaresistenzgene (ARG)	119

Tab. 21:	Reduktionsleistung (in log ₁₀ -Stufen) der weitergehenden Abwasserreinigung in der Kläranlage Weißenburg (EC = <i>Escherichia coli</i> ; ENT: Intestinale Enterokokken; CP = <i>Clostridium perfringens</i> ; HF183: DNA-Marker für humanbürtige fäkale Verunreinigungen)	123
Tab. 22:	Reduktionsleistung der verschiedenen Abwasserreinigungsstufen der Kläranlage Weißenburg (16S rRNA-Gen und ARG)	129
Tab. 23:	Mediankonzentrationen bzw. -werte der Summenparameter und Stickstoffkomponenten in den Versuchsphasen 1 und 2.	146
Tab. 24:	Prozentuale Entfernung der Mediankonzentrationen bzw. -werte der Summenparameter bezogen auf den Ablauf der Nachklärung in den Versuchsphasen 1 und 2.	146
Tab. 25:	Mediankonzentrationen der untersuchten Einzelstoffe an den sechs Probenahmestellen in Versuchsphase 1 (n=8). Prozentuale Entfernung bezogen auf den Zulauf der Vorklärung (kumulativ).*	147
Tab. 26:	Mediankonzentrationen der untersuchten Einzelstoffe an den sechs Probenahmestellen in Versuchsphase 2 (n=9). Prozentuale Entfernung bezogen auf den Zulauf der Vorklärung (kumulativ).*	148
Tabelle 27:	Vitellogenin-Konzentration vor und nach der Exposition, Induktionsfaktoren sowie Konzentrationen verschiedener Parameter im Blut von 20 Regenbogenforellen nach einer 28-tägigen Exposition im Dezember 2019 in gereinigtem Abwasser der Kläranlage Weißenburg vor der 4. Reinigungsstufe (Gruppe A), nach der 4. Reinigungsstufe (Gruppe B), im Wasser der Schwäbischen Rezat unterhalb der Abwassereinleitung (Gruppe C) und in Quellwasser der Teichanlage Wielenbach (Gruppe D, Kontrolle)	149
Tabelle 28:	Ergebnisse der statistischen Auswertung (bei Normalverteilung mittels einfaktorieller Varianzanalyse mit Bonferroni-Korrektur, ohne Normalverteilung mittels Kruskal-Wallis-Test mit Bonferroni-Korrektur) von Konzentrationen verschiedener Parameter im Blut von Regenbogenforellen nach einer 28-tägigen Exposition im Dezember 2019 in gereinigtem Abwasser der Kläranlage Weißenburg vor der 4. Reinigungsstufe (Gruppe A), nach der 4. Reinigungsstufe (Gruppe B), im Wasser der Schwäbischen Rezat unterhalb der Abwassereinleitung (Gruppe C) und in Quellwasser der Teichanlage Wielenbach (Gruppe D, Kontrolle). Leere Felder: nicht signifikant, p > 0,05.	150
Tabelle 29:	Stoffkonzentrationen verschiedener Parameter im Dezember 2019 in gereinigtem Abwasser der Kläranlage Weißenburg vor der 4. Reinigungsstufe (Gruppe A), nach der 4. Reinigungsstufe (Gruppe B), im Wasser der Schwäbischen Rezat unterhalb der Abwassereinleitung (Gruppe C) und in Quellwasser der Teichanlage Wielenbach (Gruppe D; Kontrolle)	152
Tabelle 30:	Stoffgehalte verschiedener Parameter im Weichkörper von Muscheln (<i>Unio pictorum</i>), die 28 Tage (20.11. – 18.12.2019) im gereinigtem Abwasser der Kläranlage Weißenburg vor der 4. Reinigungsstufe (Gruppe A), nach der 4. Reinigungsstufe (Gruppe B), in der Schwäbischen Rezat unterhalb der Kläranlage (Gruppe C) und in Quellwasser der Teichanlage Wielenbach (Gruppe D; Kontrolle) exponiert waren	158

1 Einführung und Veranlassung

Abwasser wird in Deutschland, im Gegensatz zu vielen EU-Staaten, fast flächendeckend mit dem höchsten EU-Reinigungsstandard behandelt. Trotz hohem Standard gelangen über die Einleitungen aus kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen zahlreiche anthropogene Spurenstoffe in die Umwelt. Insbesondere biologisch schwer abbaubare und mobile Stoffe passieren konventionelle Abwasserbehandlungsanlagen unverändert und gelangen so in die aquatische Umwelt. Dort können diese Stoffe zu nachteiligen Effekten führen, z.B. bei aquatischen Organismen und der Trinkwassergewinnung aus Uferfiltrat. Zum Schutz der Gewässer vor dem Eintrag von anthropogenen Spurenstoffen wurde in Deutschland über einen Stakeholder-Dialog die „Spurenstoffstrategie des Bundes“ entwickelt und die Ergebnisse der 2. Phase im März 2019 veröffentlicht. Dort wird eine weitergehende Abwasserbehandlung auf kommunalen Kläranlagen, die sogenannte 4. Reinigungsstufe, als wichtiger Baustein für die Reduzierung der Gewässerbelastung mit relevanten Spurenstoffen in begründeten Fällen, z.B. auf Grund von hoher Belastung oder Empfindlichkeit des Gewässers, empfohlen. Die Bundesländer sind aufgefordert, auf der Grundlage dieses Orientierungsrahmens eine Strategie zur Errichtung von Anlagen zur Spurenstoffelimination zu entwickeln.

Ziel dieses Projektes ist es, die weitergehende Abwasserbehandlung zur Spurenstoffelimination im Demonstrationsmaßstab auf der Kläranlage (KA) Weißenburg bestehend aus einer Ozonanlage mit nachgeschalteten Filterstraßen unter Einsatz von Sand und granulierter Aktivkohle im Regelbetrieb zu untersuchen, die weitergehende Behandlung entsprechend der Reinigungsleistung zu bewerten und Empfehlungen für den Betrieb abzuleiten. Dabei soll die Reinigungsleistung durch ein geeignetes Messprogramm für Spurenstoffe und weitere Parameter ermittelt werden. Darüber hinaus soll auf dieser Basis eine Empfehlung für den Betrieb des nachgeschalteten biologischen/adsorptiven Filters abgeleitet werden. Neben der Effizienz der Anlage zur Spurenstoffelimination auf der KA Weißenburg soll auch die Wirtschaftlichkeit bewertet und eine betriebliche und energetische Optimierung der Anlage durch den Betreiber fachlich unterstützt werden. Hier soll unter anderem die Einführung einer Regelung der Ozondosierung über die Veränderung der UV-Absorption (spektraler Absorptionskoeffizient (SAK)) bei 254 nm (ΔSAK_{254}) vor und nach der Ozonung weiter erprobt und implementiert werden. Zur Bewertung der Wirtschaftlichkeit müssen ebenso die Betriebs- und Energiekosten der Anlage zur Spurenstoffelimination im Regelbetrieb erfasst werden. Darüber hinaus soll eine Bewertung üblicher Verfahren zur Spurenstoffelimination im Hinblick auf Synergieeffekte (weitergehende P-Elimination, CSB-Reduktion, Verbesserung der hygienischen Ablaufqualität des Abwassers) durchgeführt werden.

2 Projektstruktur

Dieses Vorhaben wurde von einem Konsortium bestehend aus dem Lehrstuhl und Versuchsanstalt für Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität München (TUM), den Ingenieurbüros Weber-Ingenieure GmbH in Pforzheim und Dr. Resch + Partner, PartG in Weißenburg in enger Zusammenarbeit mit der Stadt Weißenburg sowie dem Landesamt für Umwelt (LfU) bearbeitet. Der Leistungsumfang des Projektes bestand aus vier Arbeitspaketen. Tab. 1 veranschaulicht die Projektstruktur und den Zeitplan für die Projektbearbeitung.

In Arbeitspaket 1 wurde die Reinigungsleistung der weitergehenden Abwasserbehandlung für die Spurenstoffentfernung (manchmal auch als sogenannte „4. Reinigungsstufe“ bezeichnet) sowie der Gesamtanlage anhand eines Messprogrammes bewertet. Die Stadt Weißenburg wurde in Arbeitspaket 2 bei der betrieblichen und energetischen Optimierung der weitergehenden Abwasserbehandlung fachlich

und experimentell unterstützt. Weiterhin wurde sowohl der betriebliche als auch der energetische Aufwand zur Spurenstoffelimination bei der weitergehenden Abwasserbehandlung ermittelt und fortgeschrieben. In AP 3 wurden derzeit übliche Verfahrenskombinationen (Ozon/BAK, Ozon/BAF, Ozon/GAK, Ultrafiltration/PAK, etc.) zur Spurenstoffelimination im Hinblick auf Synergieeffekte auf Basis von Literaturrecherchen und den Erfahrungen und Ergebnissen vergleichbarer Anlagen bewertet. Hierbei wurde die bei der Spurenstoffelimination übliche Teilstrombehandlung vor allem mit Fokus auf weitergehende P-Elimination, Elimination von CSB, Hygienisierung und weitergehendem Feststoffrückhalt bewertet. Basierend auf den erlangten Erfahrungen und Ergebnissen der anderen Arbeitspakete wurden in Arbeitspaket 4 Empfehlungen für den Betrieb von Anlagen zur Elimination von anthropogenen Spurenstoffen erarbeitet.

Tab. 1: Übersicht über die Projektstruktur und den Zeitplan für die Bearbeitung des Vorhabens

Jahr		2020												2021		
Monat		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3
AP 1	Bewertung der Reinigungsleistung und der Frachtreduktion anhand eines durchzuführenden Messprogramms															
AP 1.1	Etablierung Analysenmethode und Validierung															
AP 1.2	Messprogramm zur Spurenstoffanalytik und CSB															
AP1.2.1	Messprogramm zur Darstellung des Langzeitverlaufes															
AP 1.2.2	Messprogramm zur Ermittlung des Wochenganges															
AP 1.3	Bewertung der beiden nachgeschalteten Filterstraßen und Ableitung von Empfehlungen															
AP 1.4	Bewertung der Reinigungsleistung und der Frachtreduktion															
AP 1.5	Dokumentation der Auswirkungen der 4. Stufe in Weißenburg															
AP 2	Bewertung, sowie betriebliche und energetische Optimierung der Anlage zur Spurenstoffelimination															
AP 2.1	Weitere betriebliche und energetische Optimierung der 4. Reinigungsstufe in Weißenburg anhand der Regelung mittels ΔSAK_{254}															
AP 2.1.1	Stufenversuch															
AP 2.2	Ermittlung und Fortschreibung der Betriebs- und Energiekosten der Anlage zur Spurenstoffelimination in Weißenburg im Regelbetrieb															
AP 3	Bewertung üblicher Verfahren zur Spurenstoffelimination im Hinblick auf Synergieeffekte															
AP 4	Erarbeitung von Empfehlungen zum Betrieb von Anlagen zur Spurenstoffelimination															
AP 5	Projekttreffen und Berichte															
AP5.1	Projekttreffen															
AP 5.2	Abschlussbericht															

3 Standort Weißenburg

Die Stadt Weißenburg i. Bay. betreibt die Kläranlage Weißenburg (35.000 EW) als zentrale Abwasserbehandlungsanlage für die Reinigung der Abwässer der Stadt Weißenburg mit den angeschlossenen Ortsteilen Hattenhof, Emetzheim, Holzingen, Kattenhochstatt, Weimersheim, Schmalwiesen, Wülzburg und Rohrwalk. Die Entwässerung der Stadt Weißenburg und der angeschlossenen Ortsteile erfolgt größtenteils im Mischsystem. Die Kläranlage behandelt das Abwasser von etwa 17.000 angeschlossenen Einwohnern sowie aus maßgeblichen industriellen Indirekteinleitungen. Weiterhin befinden sich im Entsorgungsgebiet verschiedene medizinische Einrichtungen und Pflegeheime. Die Kläranlage Weißenburg kann gemäß dem Anhang der Abwasserverordnung (AbwV) der Größenklasse 4 zugeordnet werden. Die konventionelle Abwasserbehandlung in Weißenburg umfasst klassische mechanisch-biologische Verfahren sowie eine weitergehende chemische Phosphatelimination. Abb. 1 zeigt eine Übersicht über die auf der Kläranlage Weißenburg eingesetzten Prozessstufen. [1]

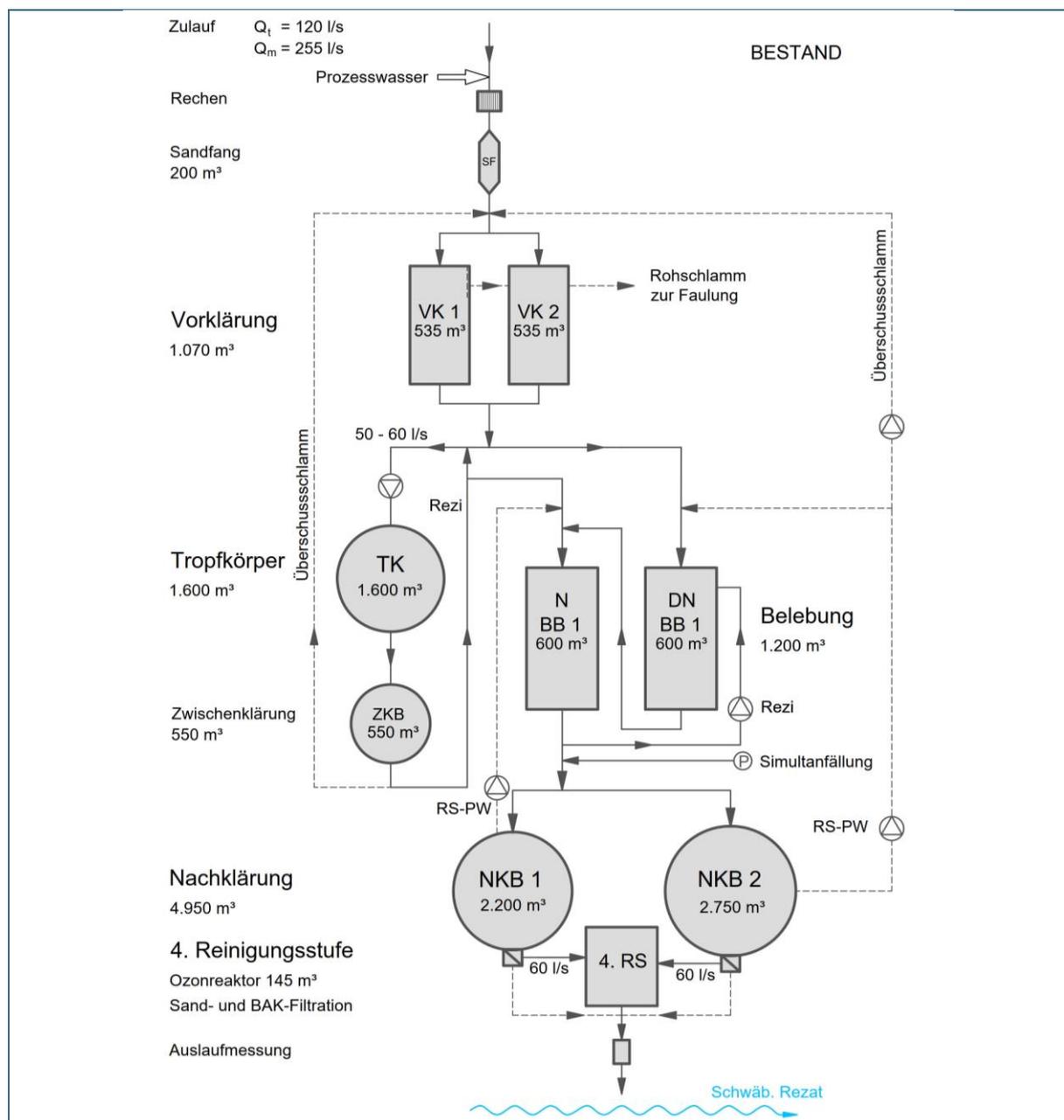


Abb. 1: Übersicht KA Weißenburg

Das auf der Kläranlage Weißenburg gereinigte Wasser wird in die Schwäbische Rezat eingeleitet. Die Schwäbische Rezat liegt im Einzugsgebiet des Main und ist insbesondere bei Trockenheit sehr abflussschwach. Einleitungen der Kläranlage Weißenburg können somit einen erheblichen Anteil des Gesamtabflusses ausmachen. Im Stoffflussmodell zur Abschätzung des Belastungszustands der Gewässer in Bayern für ausgewählte anthropogene Spurenstoffe wurde die Schwäbische Rezat als ein Gewässer identifiziert, in dem die Konzentrationen einzelner Verbindungen oberhalb ökotoxikologisch abgeleiteter PNEC-Werte liegen (PNEC: Predicted No Effect Concentration) [2].

Die Kläranlage Weißenburg erfüllte als mittelgroße Kläranlage, die in ein abflussschwaches Gewässer im Einzugsgebiet des Mains einleitet und in dem es zu Überschreitungen von PNEC-Werten kommt, die vom Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz aufgestellten Kriterien als Standort für die Durchführung einer bayerischen Pilotstudie zur Umsetzung einer weitergehenden Abwasserbehandlung zur Spurenstoffentfernung in der kommunalen Abwasserbehandlung. Infolgedessen wurde die KA Weißenburg im Jahr 2014 als Standort für die Realisierung des bayerischen Pilotprojekts zur sogenannten „4. Reinigungsstufe“ ausgewählt. Nach Fertigstellung der baulichen Maßnahmen ist die weitergehende Abwasserbehandlungsanlage seit Oktober 2017 in Betrieb.

3.1 Aufbau der weitergehenden Abwasserbehandlungsanlage zur Spurenstoffentfernung auf der Kläranlage Weißenburg

Die Behandlungsstrategie zur weitergehenden Spurenstoffentfernung auf der KA Weißenburg umfasst ein zweistufiges Kombinationsverfahren, bestehend aus einer Ozonung und einer Nachbehandlung des ozonierten Wassers in biologisch aktiven Filtern. Zu Versuchszwecken wurde die biologische Nachbehandlung zunächst in zwei parallel betriebenen Filterstraßen umgesetzt, um sowohl den Betrieb mit Sand als auch mit granulierter Aktivkohle (GAK) zu untersuchen.

Das Wasser aus dem Ablauf der Nachklärung wird zunächst der Ozonanlage zugeführt. Die Kapazität des genutzten Ozongenerators erlaubt eine Ozonproduktion von maximal 2,7 kg O₃/h. Die Einmischung des Ozons erfolgt über Injektoren in einen Teilstrom, bevor dieser wieder mit dem Hauptstrom vereinigt und dem Ozonreaktor zugeführt wird. Der Reaktor der Ozonanlage hat ein Volumen von 144 m³ (Länge 7,1m, Breite 3,3 m, Höhe 6,7 m) und erlaubt bei maximalem Volumenstrom eine hydraulische Verweilzeit von 20 min. Eine vierstufige Kaskadierung des Reaktors bewirkt eine optimierte Verteilung des Ozons im Reaktorinneren und beugt Kurzschlussströmungen vor. Das austretende Gasgemisch wird an der Oberseite des Reaktors abgezogen und über einen katalytischen Restozonvernichter geleitet.

Im Anschluss an die Ozonanlage wird das ozonierte Wasser zwei parallel angeordneten Straßen mit aufwärts beschickten und kontinuierlich gespülten Filtern zugeführt. In einer der Filterstraßen wird Sand, in der anderen GAK (Typ Aquasorb 2000, Fa. Jacobi) als Filtermaterial eingesetzt. Da es über die Dauer des Betriebs durch Ansiedlung von Mikroorganismen zur biologischen Aktivierung des Filtermaterials kommt, wird im Weiteren der Begriff biologisch aktive Aktivkohle (BAK) verwendet. Beide Filterstraßen verfügen über annähernd gleiche Filtervolumina (Sand 64 m³, BAK 62 m³) und ermöglichen bei maximalem Volumenstrom eine Leerrohrkontaktzeit (engl. Empty Bed Contact Time (EBCT)) von über 15 min.

3.2 Hydraulische Auslastung der weitergehenden Abwasserbehandlungsstufe zur Spurenstoffentfernung

Im Rahmen der Vorstudie durchgeführte detaillierte Auswertungen der Betriebsdaten aus den Jahren 2011 bis 2013 ergaben für das 80%-Perzentil der Tageszuflüsse bei Trockenwetterbedingungen einen

Wert von $5.880 \text{ m}^3/\text{d}$ [1]. Bezogen auf alle Tage (Trockenwettertage und Tage unter Einfluss von Niederschlägen) ergab sich das 80%-Perzentil der Tageszuflüsse zu $10.310 \text{ m}^3/\text{d}$. Die 80%-Perzentile der Tagesstundenwerte beliefen sich auf $263 \text{ m}^3/\text{h}$ (Trockenwetter) bzw. $429 \text{ m}^3/\text{h}$ (alle Tage). Die Dimensionierung der weitergehenden Behandlungsstufe erfolgte mit dem Ziel einer Teilstrombehandlung anhand des 80%-Perzentils der Tagesstundenwerte an allen Tagen ($430 \text{ m}^3/\text{h}$) [1]. Bei erhöhtem Mischwasseranfall und Volumenströmen oberhalb von $430 \text{ m}^3/\text{h}$ (120 L/s) erfolgt eine Entlastung der weitergehenden Behandlungsstufe über einen Bypass, der dem Vorfluter ohne weitere Behandlung zufließt. Aus Abb. 2 geht hervor, dass das 80%-Perzentil der Stundenmittelwerte des Zulaufs zur weitergehenden Behandlungsstufe im Jahr 2020 bei etwa $424 \text{ m}^3/\text{h}$ lag und somit sehr gut mit den Berechnungen der Vorstudie übereinstimmte. Aus Abb. 2 geht ebenfalls der Anteil und die Anzahl der Stundenmittelwerte mit einem Zulauf zur weitergehenden Behandlungsstufe von über 120 L/s ($430 \text{ m}^3/\text{h}$) hervor. Der Median der Stundenmittelwerte lag bei $212 \text{ m}^3/\text{h}$.

Für das 80%-Perzentil der Stundenmittelwerte für den Zulauf zur weitergehenden Behandlungsstufe im Jahr 2020 von $424 \text{ m}^3/\text{h}$ errechnet sich eine hydraulische Verweilzeit im Ozonreaktor von gut 20 min und unter der Annahme einer gleichmäßigen Verteilung auf beide Filterstraßen eine EBCT von 17 bis 18 min. Bei Betrachtung des Medianwerts der Verteilung der Stundenmittelwerte ergibt sich eine hydraulische Verweilzeit im Ozonreaktor von knapp 41 min und eine EBCT von knapp 35 bis 36 min in beiden Filterstraßen.

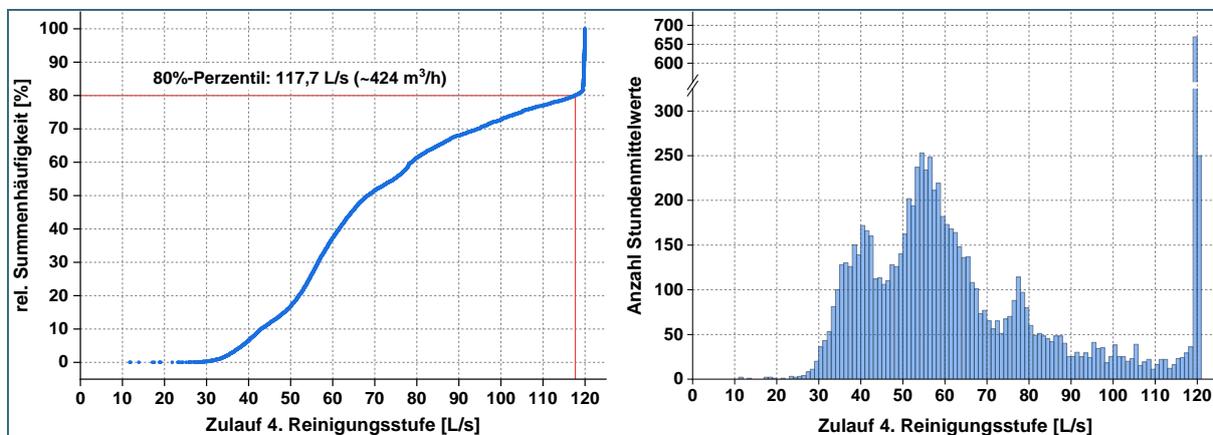


Abb. 2: Zulauf zur 4. Reinigungsstufe von Januar bis Dezember Jahr 2020 dargestellt als Stundenmittelwerte

4 Vorgehensweise

Die in dieser Studie präsentierten Ergebnisse basieren auf Daten, die in umfangreichen Probenahme-kampagnen im Zeitraum Februar 2020 bis Februar 2021 auf der Kläranlage Weißenburg erfasst wurden. Dies umfasste regelmäßige Beprobungen zur Darstellung der Reinigungsleistung über das Jahr im Langzeitverlauf sowie zwei Kampagnen zur Beprobung eines Wochengangs. In einem großtechnischen Stufenversuch wurde die Fähigkeit der Ozonanlage untersucht unterschiedliche ΔSAK_{254} -Zielwerte zu erreichen. Zur Ergänzung und zur genaueren Untersuchung einzelner Fragestellungen wurden zudem Laborversuche am Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft der TU München durchgeführt. Weitere Daten zur Analyse und Charakterisierung des Betriebs der vierten Reinigungsstufe entstammen den kontinuierlich aufgezeichneten Betriebsdaten, die über das Prozessleitsystem der Anlage erfasst werden.

4.1 Probenahmekampagnen auf der Kläranlage Weißenburg

Die Probenahmen auf der Kläranlage Weißenburg dienten der Erfassung von Daten zur Charakterisierung der Reinigungsleistung im Regelbetrieb (Beprobungen zur Darstellung des Langzeitverlaufs, Wochengang) und bei veränderter Betriebsführung (Stufenversuch). Tab. 2 bietet eine Übersicht über die durchgeführten Probenahmekampagnen auf der Kläranlage Weißenburg. Zur Charakterisierung der Reinigungsleistung wurden verschiedene Wasserqualitätsparameter erfasst. Dies umfasste organische Summenparameter (Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB), organischer Kohlenstoff (DOC, TOC), spektraler Absorptionskoeffizient (SAK₂₅₄, SAK₄₃₆)), Stickstoffverbindungen (Ammonium, Nitrit, Nitrat) sowie 32 Indikatorsubstanzen für organische Spurenstoffe (Pharmazeutika, Haushalts- und Industriechemikalien).

Tab. 2: Übersicht über Probenahmekampagnen zur Darstellung des Regelbetriebs im Langzeitverlauf (LV), im Wochengang (WG) sowie zur Durchführung des großtechnischen Stufenversuchs (SV) auf der Kläranlage Weißenburg.

	Langzeitverlauf	Steuerung Ozonanlage	Probenahme
LV1	19.02. – 21.02.2020	Q-prop.	t-prop.
LV2	19.05. – 21.05.2020	Δ SAK ₂₅₄ (27%)	Q-prop.
LV3	26.05. – 28.05.2020		
LV4	09.06. – 11.06.2020		
LV5	07.07. – 09.07.2020		
LV6	30.09. – 02.10.2020		
LV7	28.10. – 30.10.2020	Δ SAK ₂₅₄ (35%)	Q-prop.
LV8	17.11. – 19.11.2020		
LV9	26.01. – 28.01.2020		
WG1	06.07. – 13.07.2020	Δ SAK ₂₅₄ (27%)	Q-prop.
WG2	16.11. – 23.11.2020	Δ SAK ₂₅₄ (35%)	
SV1	13.08. – 14.08.2020	Δ SAK ₂₅₄ (variiert)	Q-prop. /Stichproben
SV2	18.08.2020		Q-prop.

Bemerkung: t-prop.: zeitproportional; Q-prop.: Durchflussproportional

Beprobungen zur Charakterisierung der Reinigungsleistung im Regelbetrieb wurden an sechs Probenahmestellen durchgeführt:

- Zulauf der Vorklärung (PN4.1)
- Ablauf der Nachklärung (PN5)
- Ablauf der Ozonanlage (PN6)
- Ablauf der Filterstraße 1 (Sandfilter) (PN7.1)
- Ablauf der Filterstraße 2 (BAK-Filter) (PN7.2)
- Ablauf der Kläranlage (PN8)

Beprobungen an den Probenahmestellen PN5, PN6, PN7.1 und PN7.2 wurden mit mobilen automatischen Probenehmern durchgeführt, die durch das Landesamt für Umwelt zur Verfügung gestellt wurden. Für Beprobungen an den Probenahmestellen PN4.1 und PN8 wurden fest installierte automatische Probenehmer genutzt, die vom Betriebspersonal für regelmäßige Beprobungen eingesetzt werden. Im Gegensatz zur Vorstudie wurde in dieser Studie nicht der Ablauf, sondern der Zulauf der Vorklärung beprobt. Ausschlaggebend hierfür war, dass im Zulauf der Vorklärung bereits automatisierte Probenehmer installiert waren. Abb. 3 zeigt ein Schema der Kläranlage Weißenburg aus dem die Probenahmestellen (bis auf PN4.1) hervorgehen.

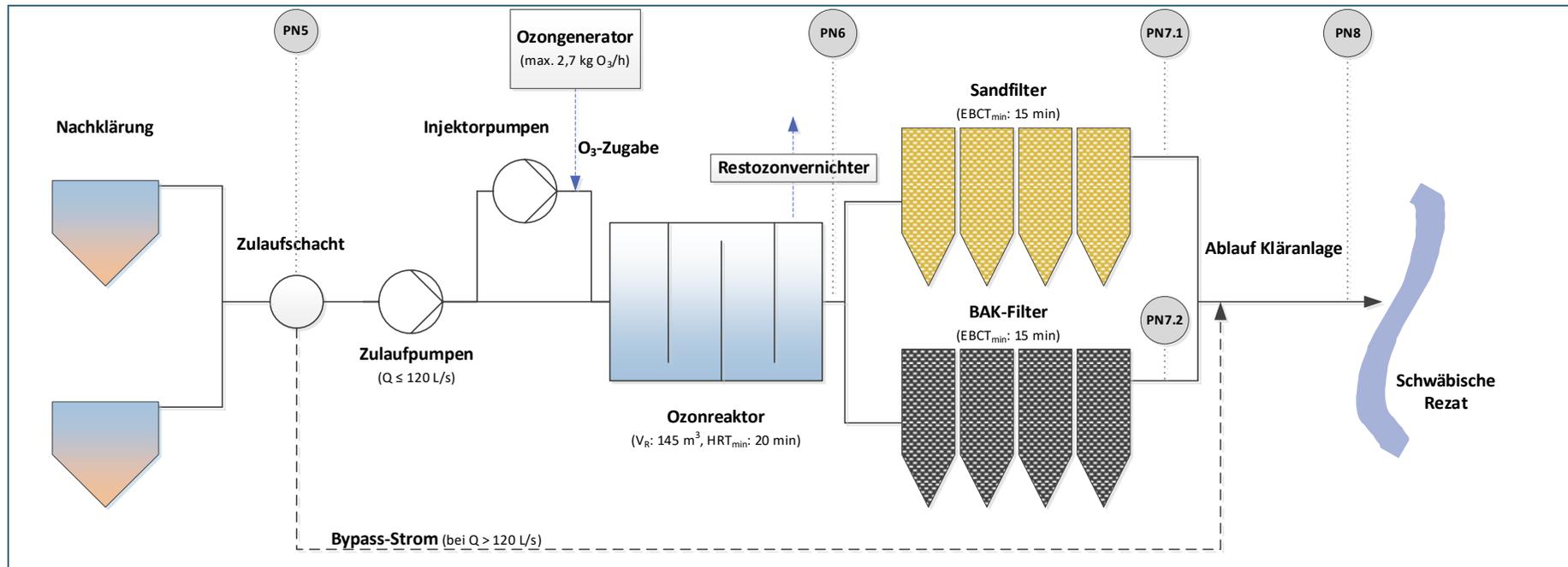


Abb. 3: Übersicht über die Anlage zur weitergehenden Behandlung auf der KA Weißenburg.

4.1.1 Regelmäßige Beprobungen zur Darstellung des Langzeitverlaufs

Zur Darstellung des Langzeitverlaufs wurden neun Probenahmen zwischen Februar 2020 und Januar 2021 durchgeführt (Tab. 2). Mit Ausnahme der ersten Probenahme (zeitproportionale 48h-Mischprobe) wurden die Beprobungen als volumenproportionale 48h-Mischprobenahmen durchgeführt. Die Probenahmen erfolgten unter der Woche, in den meisten Fällen von Dienstag 08:00 Uhr bis Donnerstag 08:00 Uhr. Nach Beendigung einer Probenahme wurden die Proben abgefüllt, gekühlt und in das Labor der TUM überführt. Die Bestimmung der meisten untersuchten Wasserqualitätsparameter erfolgte noch am selben Tag (CSB, SAK₂₅₄, SAK₄₃₆, Ammonium, Nitrit, Nitrat). Proben für die Bestimmung der Konzentration organischer Kohlenstoffverbindungen (DOC/TOC) wurden konserviert und innerhalb von fünf Tagen nach der Probenahme analysiert. Proben für die Spurenstoffanalytik wurden für die Messung vorbereitet und innerhalb von zwei Wochen gemessen.

4.1.2 Beprobungen zur Darstellung des Wochengangs

Zur Abbildung der Varianz der Reinigungsleistung über den Verlauf einer Woche wurden im Juli und November 2020 zwei Probenahmekampagnen zur Darstellung eines Wochengangs durchgeführt. Hierzu wurden jeweils von Dienstag bis Montag sieben volumenproportionale 24h-Mischproben gesammelt (Zeitraum jeweils etwa von 08:00 Uhr bis 08:00 Uhr des Folgetages). Die Bestimmung der meisten untersuchten Wasserqualitätsparameter erfolgte noch am selben Tag (CSB, SAK₂₅₄, SAK₄₃₆, Ammonium, Nitrit, Nitrat) im Labor der Kläranlage Weißenburg. Proben für die Bestimmung des DOC wurden konserviert, Proben für die Bestimmung des TOC und für die Spurenstoffanalytik wurden bei -20°C gelagert. Nach Beendigung eines Wochengangs wurden die Proben für die DOC/TOC-Bestimmung sowie für die Spurenstoffanalytik in das Labor der TUM überführt, für die Messung vorbereitet und innerhalb einer Woche analysiert.

4.1.3 Beprobungen im Rahmen des großtechnischen Stufenversuchs

Zur Untersuchung der Erreichbarkeit unterschiedlicher Δ SAK₂₅₄-Zielwerte im Bereich von etwa 20% bis 50% wurde an der Ozonanlage der Kläranlage Weißenburg ein großtechnischer Stufenversuch durchgeführt. In Zusammenarbeit mit dem Ingenieurbüro Dr. Resch + Partner wurden in einem Vorversuch vor Durchführung der eigentlichen Probenahme die Δ SAK₂₅₄-Zielwerte sukzessive erhöht, um die generelle Erreichbarkeit und die Prozessstabilität sicherzustellen. Probenahmen für die Beprobung der Reinigungsleistung bei unterschiedlichen Δ SAK₂₅₄-Zielwerten erfolgten im August 2020 während zweier aufeinanderfolgender Wochen. Probenahmen nach Änderung des Δ SAK₂₅₄-Zielwerts begannen frühestens zwei Stunden nach der Umstellung, um nach der Anpassung eine Stabilisierung des Systems zu ermöglichen. Die Probenahme erfolgte über einen Zeitraum von zwei Stunden als volumenproportionale Mischprobe. Um möglichst korrespondierende Proben vom Zulauf und vom Ablauf der Ozonanlage zu sammeln, wurde mit der Sammlung der Probe im Ablauf zeitversetzt begonnen. Hierzu wurde die jeweils aktuelle mittlere Verweilzeit im Kontaktreaktor über den eingehenden Volumenstrom abgeschätzt. Der Beginn der Probenahme im Ablauf der Ozonanlage erfolgte dann verzögert um die abgeschätzte mittlere Verweilzeit im Kontaktreaktor.

4.2 Versuche im Labormaßstab

Neben Probenahmen auf der Kläranlage Weißenburg wurden Voruntersuchungen und Untersuchungen zu zusätzlichen Fragestellungen im Labor der TUM durchgeführt. Dies umfasste Ozonungsversuche an einer Ozonanlage im Labormaßstab zur Identifizierung eines geeigneten Δ SAK₂₅₄-Bereichs für die Durchführung des großtechnischen Stufenversuchs sowie Adsorptionsversuche zur Abschätzung der Adsorptionskapazität der im BAK-Filter verwendeten Aktivkohle.

4.2.1 Ozonversuche im Semi-Batch-System

Zur Identifizierung eines geeigneten ΔSAK_{254} -Bereichs für die Durchführung des großtechnischen Stufenversuchs und zur eingehenderen Untersuchung der ΔSAK_{254} -abhängigen Entfernung von Indikatortsubstanzen wurden Ozonversuche im Semi-Batch-System im Labor der TUM durchgeführt. Eine erste Versuchsreihe wurde im März 2020 durchgeführt. Im Juli 2020 wurde der Versuch wiederholt, um den Einfluss der Wassermatrix auf die Korrelation zwischen ΔSAK_{254} und der Entfernung von Indikatortsubstanzen zu untersuchen.

Abb. 4 veranschaulicht den Aufbau des Systems zur Durchführung der Ozonversuche im Labormaßstab. Zur Ozonerzeugung wurde ein Ozongenerator mit einer Kapazität von bis zu 8 g O_3/h genutzt, der mit technischem Sauerstoff beschickt wurde. Der Kontakt zwischen der zu behandelnden Wasserprobe und dem ozonhaltigen Gasstrom erfolgte in einem Ozonreaktor mit einem Fassungsvermögen von 2,5 L. Der Eintrag des Gasstroms in den Reaktor erfolgte am Reaktorboden über einen Belüfterstein. Zur besseren Verteilung der Gasblasen im Reaktorinneren befand sich über dem Belüfterstein ein Rührer, der eine vollständige Durchmischung des Reaktorinhalts bewirkte. Die Ozonkonzentration in der Gasphase wurde über Ozongasmessgeräte im Zu- und im Abstrom des Ozonreaktors bestimmt. Für die Versuche wurde ein Gas-Volumenstrom von etwa 0,2 L/min bei einer Ozongaskonzentration von etwa 50 mg/L im Zustrom des Reaktors eingestellt. Durch definierte Einstellung des Gas-Volumenstroms konnten die Wasserproben somit gezielten Ozondosen ausgesetzt werden. Die Steuerung der Ozonanlage erfolgte Computer-gestützt über ein LabVIEW-System (Fa. National Instruments).

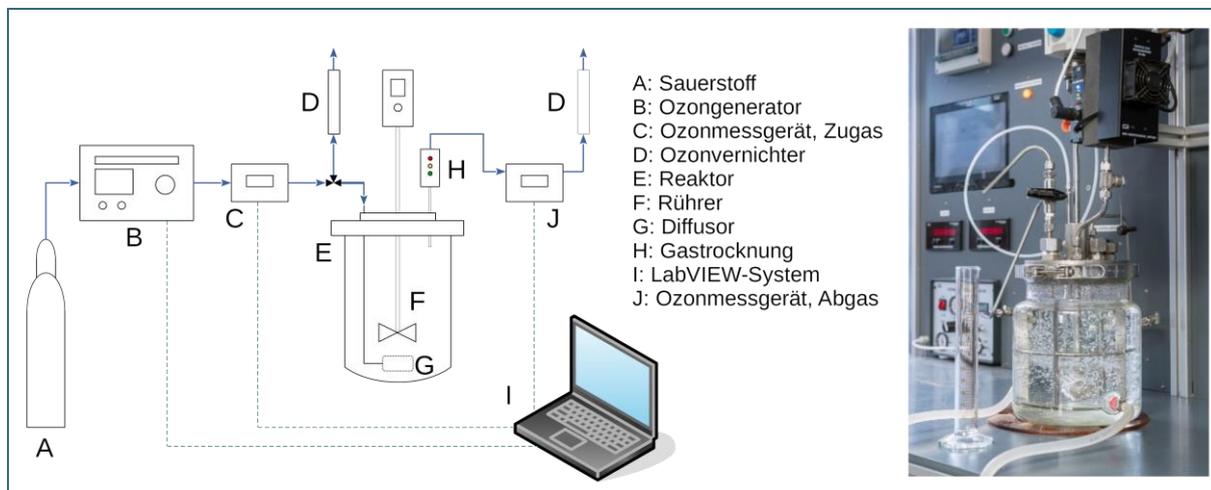


Abb. 4: Versuchsaufbau der Ozonanlage im Labormaßstab an der TU München

Für die Versuche wurde Wasser aus dem Ablauf der Nachklärung der KA Weißenburg genutzt. Zur besseren Messbarkeit der untersuchten Einzelsubstanzen wurde die Konzentration dieser durch Dotierung um etwa 1 $\mu\text{g}/\text{L}$ erhöht. Zur Behandlung wurden Ozondosen zwischen 1 bis 40 mg/L O_3 eingesetzt. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass die genannten Dosen nicht gleichbedeutend mit der Ozonzehrung waren. Es ist davon auszugehen, dass ein Teil des eingetragenen Ozons den Reaktor mit dem Abgasstrom wieder verlassen hat, ohne abzureagieren. Eine genaue Massenbilanz war im Rahmen der Versuche nicht möglich. Da die Auswertung der Versuche über die Änderung der UV-Absorption erfolgt, wird die Ozondosis in den Ergebnissen aber nicht berücksichtigt.

4.2.2 Adsorptionsversuche

Zur Abschätzung der Adsorptionskapazität der in Weißenburg genutzten granulierten Aktivkohle wurden ergänzende Versuche im Labor der TUM durchgeführt. Hierzu wurden Gleichgewichtsversuche mit frischer, unbeladener Aktivkohle und Ablauf der Nachklärung der Kläranlage Weißenburg mit und ohne Vorozonung durchgeführt. Abb. 5 veranschaulicht die genutzte Versuchsanordnung.

Zur Untersuchung des Einflusses der Vorozonung auf die Adsorptionskapazität der Aktivkohle für Indikatorsubstanzen im Gleichgewicht wurde Ablauf der Nachklärung der Kläranlage Weißenburg mit verschiedenen Ozondosen versetzt (0; 0,8; 2,5 und 6 mg/L O₃). Nach der Ozonung wurden die Konzentrationen der untersuchten Indikatorsubstanzen um etwa 1 µg/L erhöht, um die Entfernung in den Aktivkohleversuchen besser nachverfolgen zu können.

Um die Versuchsdauer bis zur Einstellung des Adsorptionsgleichgewichts zu minimieren wurde die in Weißenburg in granulierter Form genutzte Aktivkohle (Typ Aquasorb 2000, Fa. Jacobi) aufgemahlen. Zur Dosierung der Aktivkohle in die Versuchsansätze wurde eine vollständig durchmischte Aktivkohlesuspension mit einer Konzentration von 1 g/L Aktivkohle in Milli-Q-Wasser genutzt. Um die Verdünnung durch Zugabe unterschiedlicher Volumina an Aktivkohlesuspension in allen Versuchsansätzen konstant zu halten, wurden jeweils 95 mL der untersuchten Wasserprobe mit dem erforderlichen Volumen an Aktivkohlesuspension versetzt und anschließend mit Milli-Q-Wasser auf ein Gesamtvolumen von 100 mL aufgefüllt. Für die untersuchten Wasserproben wurden jeweils sieben Versuchsansätze mit unterschiedlichen AktivkohleKonzentrationen angesetzt (0, 5, 10, 20, 30, 50, 100, 250 mg/L). Die Ansätze wurden über einen Zeitraum von 72 h auf einem Horizontalschüttler bewegt, um eine vollständige Durchmischung sicherzustellen. Nach Beendigung des Versuchs wurden die Proben über 0,45 µm filtriert, um die Aktivkohle abzutrennen.

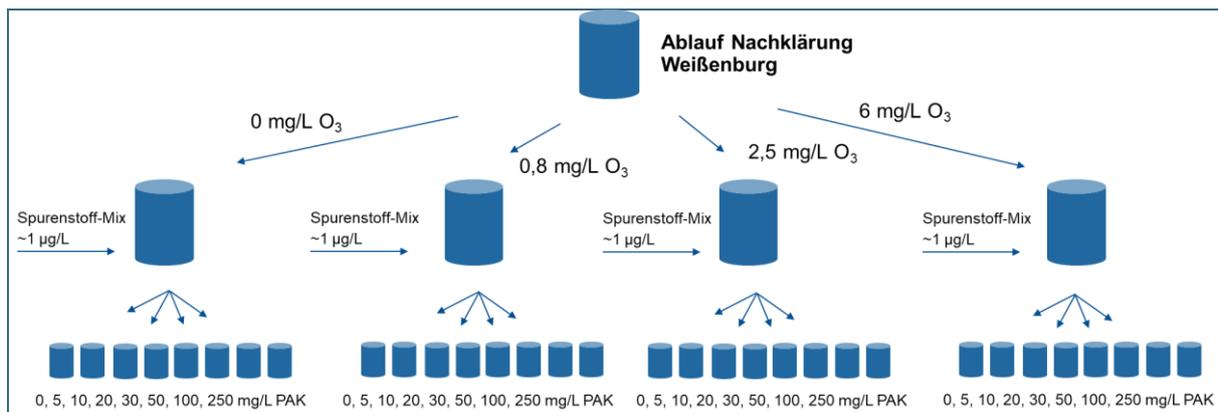


Abb. 5: Versuchsanordnung zur Durchführung ergänzender Adsorptionsversuche an der TUM.

4.3 Analytische Methoden

4.3.1 Organische Summenparameter

Organische Summenparameter sind geeignet die generelle Belastung eines Wassers mit organischen Verbindungen in gelöster und partikulärer Form abzubilden und dienen auch in der konventionellen Abwasserbehandlung zur Charakterisierung der Reinigungsleistung. Die Abwasserverordnung (AbwV) mit ihren einschlägigen Anhängen sieht die verbindliche Einhaltung von definierten Ablaufwerten sowohl für den chemischen Sauerstoffbedarf (CSB) als auch für den biochemischen Sauerstoffbedarf über fünf Tage (BSB₅) vor. Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden verschiedene organische Summenpara-

meter gemessen, um die Reinigungsleistung der konventionellen und der weitergehenden Abwasserbehandlungsprozesse hinsichtlich organischer Verbindungen zu untersuchen. Die Analyse organischer Summenparameter erlaubt zudem eine eingehendere Charakterisierung der Wassermatrix und somit eine bessere Steuerung auch von Prozessen der weitergehenden Abwasserbehandlung.

4.3.1.1 Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)

Die Bestimmung des CSB erfolgte für den gelösten Anteil nach Filtration mit Spritzenfiltern über 0,45 µm (Membran: Celluloseacetat, Fa. Altmann Analytik) und für den gesamten CSB nach Homogenisierung der Probe. Für die Bestimmung des CSB im Zulauf der Vorklärung wurden Küvettentests des Typs LCK314 (Fa. HACH) verwendet (Messbereich: 15-150 mg/L). Für die Bestimmung des CSB in den restlichen Proben wurden Tests des Typs LCK 1414 (Fa. HACH) verwendet (Messbereich 5-60 mg/L). Die Analyse der Küvettentests erfolgte an einem Spektrophotometer des Typs DR6000 (Fa. HACH).

4.3.1.2 Organischer Kohlenstoff (DOC/TOC)

Wasserproben für die Bestimmung des gelösten organischen Kohlenstoffs (engl.: Dissolved Organic Carbon (DOC)) wurden mit Spritzenfiltern über 0,45 µm (Membran: Celluloseacetat, Fa. Altmann Analytik) filtriert. Proben für die Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (engl.: Total Organic Carbon (TOC)) wurden homogenisiert. DOC- und TOC-Proben vom Zulauf der Vorklärung wurden im Verhältnis 1:20 mit Milli-Q-Wasser verdünnt, alle restlichen Proben wurden im Verhältnis 1:3 verdünnt. Alle Proben wurden mit konzentrierter Salzsäure angesäuert, um anorganische Kohlenstoffverbindungen auszutreiben. Die Analyse der Proben erfolgte im Verbrennungsverfahren an einem vario TOC cube (Fa. Elementar).

4.3.1.3 Absorptionsmessungen (SAK₂₅₄/SAK₄₃₆)

Absorptionsmessungen zur Bestimmung der spektralen Absorptionskoeffizienten SAK₂₅₄ und SAK₄₃₆ wurden nach Filtration über 0,45 µm (Membran: Celluloseacetat, Fa. Altmann Analytik) in 1 cm Quartzglasküvetten (Fa. Hellma) an einem Spektrophotometer des Typs DR6000 (Fa. HACH) durchgeführt.

4.3.2 Stickstoffverbindungen

Die Elimination von Stickstoffverbindungen stellt eine wesentliche Aufgabe der konventionellen Abwasserreinigung dar, da diese zur Eutrophierung von Gewässern beitragen und in reduzierter Form sauerstoffzehrend wirken. Auch für die Einleitung von Stickstoffverbindungen sind im Anhang 1 der AbwV Anforderungen formuliert. Für die untersuchten Prozesse der weitergehenden Abwasserbehandlung stellt die Gegenwart und Spezifikation vorliegender Stickstoffverbindungen eine wichtige Rolle. In der Ozonung führt Nitrit zu einer erheblichen Ozonzehrung (3,4 mg O₃/mg NO₂-N) und erfordert einen Mehraufwand an Betriebsmitteln. In biologischen Filtern können hohe Konzentrationen an Ammonium zu einer starken Sauerstoffzehrung beitragen und entscheidenden Einfluss auf die vorherrschenden Redoxbedingungen haben.

Für die Bestimmung der Konzentrationen an Ammonium, Nitrit und Nitrat in den untersuchten Wasserproben wurden Küvettentests des Typs LCK304, LCK341 und LCK340 eingesetzt (Fa. HACH). Die Analyse der Küvettentests erfolgte an einem Spektrophotometer des Typs DR6000 (Fa. HACH).

4.3.3 Organische Spurenstoffe

Das Auftreten und das Verhalten organischer Spurenstoffe in den untersuchten Reinigungsstufen erfolgte anhand der Bestimmung von 32 Einzelsubstanzen. Die Analyse der Substanzen erfolgte über die Kopplung von Flüssigkeitschromatographie und Tandem-Massenspektrometrie (HPLC-MS/MS) mit Direktinjektion. Proben vom Zulauf der Vorklärung wurden im Verhältnis 1:5 mit Milli-Q-Wasser verdünnt. Die Probenvorbereitung umfasste die Zugabe isotope markierter interner Standards und die Filtration mit Spritzenfiltern über 0,22 µm. Die chromatographische Trennung der Analyten erfolgte auf einer

HPLC-Säule des Typs XSelect HSS T3 (2.5 mm; 2.1 x 100 mm; Fa. Waters) an einer PLATINBLUE UHPLC-Einheit (Fa. Knauer). Die Detektion der Substanzen erfolgte an einem Massenspektrometer des Typs Triple Quad 6500 (Fa. Sciex) mit positiver und negativer Elektrospray-Ionisation. Details zur verwendeten analytischen Methode finden sich in Müller et al. (2017) [3]. Tab. 3 enthält eine Auflistung aller untersuchten Einzelstoffe sowie deren Bestimmungsgrenzen.

Tab. 3: Quantitative Analytik organischer Spurenstoffe: Indikatorsubstanzen mit zugehöriger Polarität der Elektrospray-Ionisation (ESI) und Bestimmungsgrenzen (BG). BG gelten für unverdünnte Proben.

	Substanz	ESI	BG [ng/L]		Substanz	ESI	BG [ng/L]
1)	3-OH-Carbamazepin	pos.	5	17)	Irbesartan	pos.	50
2)	4+5-Methylbenzotriazol	pos.	10	18)	Metoprolol	pos.	5
3)	4-Formylaminoantipyrin	pos.	10	19)	Phenytoin	pos.	2,5
4)	Amisulprid	pos.	2,5	20)	Primidon	pos.	5
5)	Antipyrin	pos.	5	21)	Sotalol	pos.	5
6)	Atenolol	pos.	2,5	22)	Sulfamethoxazol	pos.	5
7)	Benzotriazol	pos.	25	23)	TCEP	pos.	250
8)	Candesartan	pos.	10	24)	Tramadol	pos.	2,5
9)	Carbamazepin	pos.	5	25)	Trimethoprim	pos.	5
10)	Citalopram	pos.	5	26)	Valsartansäure	pos.	5
11)	Climbazol	pos.	25	27)	Venlafaxin	pos.	10
12)	Coffein	pos.	50	28)	Venlafaxin-N-Oxid	pos.	5
13)	Diclofenac	pos.	25	29)	Acesulfam	neg.	5
14)	Fluconazol	pos.	5	30)	Gemfibrozil	neg.	10
15)	Gabapentin	pos.	5	31)	Hydrochlorothiazid	neg.	5
16)	Iopromid	pos.	10	32)	Ibuprofen	neg.	50

4.4 Auswertung von Betriebsdaten

Das Prozessleitsystem der weitergehenden Behandlungsstufe zeichnet eine Vielzahl verschiedener Daten auf. Dies umfasst sowohl Prozessparameter (bspw. Volumenströme des in die Ozonanlage eintretenden Wassers und des Ozon-Gasgemischs), kontinuierlich aufgezeichnete Daten zur Wasserqualität (bspw. pH-Wert, Trübung, SAK) als auch Daten zur Überwachung des Stromverbrauchs. Diese Betriebsdaten stellen einen sehr umfangreichen Datensatz dar, der im Rahmen der aktuellen Untersuchungen bei verschiedenen Fragestellungen von großer Bedeutung war. Weiterhin wurden vom Betriebspersonal der Kläranlage Weißenburg Ergebnisse von Stichprobenuntersuchungen zur Verfügung gestellt, die beispielsweise zum Abgleich der durch die SAK-Sonden aufgezeichneten Werte mit Ergebnissen von SAK-Bestimmungen im Labor dienen.

4.5 Bewertung der Reinigungsleistung

Ein zur Diskussion stehender Entwurf zur Novellierung des Abwasserabgabengesetzes (AbwAG) sieht für Deutschland erstmals eine Liste mit Indikatorstoffen und definierten Reinigungszielen vor. Bei den Indikatorstoffen handelt es sich um neun Leitsubstanzen (Carbamazepin, Clarithromycin, Diclofenac, Hydrochlorothiazid, Irbesartan, Metoprolol, Sulfamethoxazol, Benzotriazol, 4/5-Methylbenzotriazol), die typischerweise im unteren Mikrogrammbereich und damit in einem gut messbaren Konzentrationsbereich im Ablauf konventioneller kommunaler Kläranlagen vorliegen. Der Entwurf des AbwAG sieht vor, die Spurenstoffentfernung in Kläranlagen anhand der mittleren Entfernung von sechs dieser neun Substanzen zu bewerten. Das Reinigungsziel ist hier als eine mittlere Entfernung der sechs ausgewählten

Substanzen von mindestens 80% bezogen auf die Gesamtanlage definiert. Der Entwurf sieht für Mischwassersysteme eine Teilstrombehandlung unter Berücksichtigung des maximalen Trockenwetterabflusses und mindestens 70% der Jahresabwassermenge vor, während für Trennsysteme eine vollständige Behandlung des Schmutzwasserzuflusses erreicht werden soll. Eine Überprüfung der Reinigungsleistung durch 48h-Mischprobenahmen soll mindestens alle zwei Monate erfolgen.

Im Rahmen dieser Studie wurden die bei der 2020 diskutierte Novellierung des AbwAG genannten Substanzen und formulierten Reinigungsziele genutzt, um die in den Probenahmen festgestellten Entfernungsleistungen einzuordnen. Das vorgegebene Eliminationsziel dient zudem als Benchmark für durchgeführte Optimierungsmaßnahmen.

5 Reinigungsleistung im Regelbetrieb

5.1 Ergebnisse der Beprobungen im Regelbetrieb

Zur Darstellung der Reinigungsleistung der weitergehenden Behandlungsstufe zur Spurenstoffentfernung und der Gesamtanlage im Regelbetrieb wurden regelmäßige Probenahmen durchgeführt, deren Ergebnisse im folgenden Abschnitt dokumentiert sind. Da die Betriebsweise der Ozonanlage zum Ziel der Prozessoptimierung über die Projektlaufzeit variiert wurde, bot sich für die Darstellung und Interpretation der Ergebnisse eine Unterteilung in zwei Versuchsphasen an. In Versuchsphase I (Probenahmen 2 bis 5 (inkl. Wochengang 1)) erfolgte die Steuerung des Ozoneintrags über das ΔSAK_{254} -Konzept bei einem ΔSAK_{254} -Sollwert von 27%. Nach Optimierung der ΔSAK_{254} -Einstellung über Laborversuche und einen großtechnischen Stufenversuch (siehe Abschnitt 6.5) erfolgte eine Anpassung des ΔSAK_{254} -Sollwerts auf 35%. Die Probenahmen nach Umstellung des ΔSAK_{254} -Sollwerts werden daher Versuchsphase II zugeordnet (Probenahmen 6 bis 9 (inkl. Wochengang 2)).

Die im Folgenden gewählten Darstellungsformen zur Präsentation der Ergebnisse variieren für verschiedene Parameter und Fragestellungen. Zum Ziel der Bestimmung der Reinigungsleistung der Gesamtanlage (konventionelle und weitergehende Behandlung) für die betrachteten Wasserqualitätsparameter wurde generell versucht die prozentuale Entfernung in einzelnen Prozessstufen bezogen auf den Zulauf der Vorklärung anzugeben. Da die Beschaffenheit des Zulaufs der Vorklärung jedoch deutlichen Schwankungen unterliegt, wäre hierfür erforderlich gewesen, dass die Proben im Zulauf der Vorklärung und in den untersuchten Prozessstufen korrespondieren. Angesichts der mitunter hohen hydraulischen Verweilzeiten in den Verfahrensstufen der konventionellen Abwasserbehandlung und der Dauer der Mischprobenahmen (48 h bzw. 24 h), konnte dies jedoch nicht realisiert werden. Zur Charakterisierung der Verfahrensstufen der konventionellen Abwasserbehandlung und der auf die Gesamtanlage bezogenen Berechnung der Reinigungsleistung wurde in der aktuellen Studie daher auf die im Zulauf der Vorklärung gefundenen Mediankonzentrationen zurückgegriffen.

5.1.1 Summenparameter

Die Untersuchung von Summenparametern ermöglicht eine Charakterisierung der Wassermatrix in den Prozessschritten der weitergehenden Behandlungsstufe und kann Rückschlüsse auf die Prozessleistung erlauben. Summenparameter können zudem genutzt werden, um den Einfluss der weitergehenden Reinigungsschritte auf die allgemeine Belastung des Wassers abzubilden und ermöglichen eine Abschätzung positiver synergistischer Effekte.

5.1.1.1 Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) und gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)

Die konventionelle mechanisch-biologische Abwasserbehandlung ermöglicht eine effektive Minderung der allgemeinen organischen Belastung in häuslichem Abwasser. Dies konnte auch im Rahmen der

durchgeführten Probenahmen beobachtet werden. So ergaben Messungen des gelösten CSB im Zulauf der Vorklärung und im Ablauf der Nachklärung eine mittlere Reduzierung um etwa 80% (Versuchsphasen I und II) (Abb. 6a)). Auch für die Konzentrationen an DOC konnte in beiden Versuchsphasen eine deutliche Entfernung um etwa 80% festgestellt werden (Abb. 6c)). In den Prozessstufen der weitergehenden Behandlungsstufe zeigte sich eine zusätzliche Entfernung der Summenparameter CSB und DOC in beiden Versuchsphasen (Abb. 6a-d)). Durch Oxidation reduzierter organischer und anorganischer Verbindungen während der Ozonung zeigte sich, bezogen auf den Ablauf der Nachklärung, eine Minderung des CSB um bis zu 17% im Ablauf der Ozonanlage. Die Erhöhung des ΔSAK_{254} -Sollwerts von 27% auf 35% bewirkte eine leichte Erhöhung der mittleren CSB-Minderung von 5% auf etwa 10%. Für den DOC konnte hingegen keine zusätzliche Entfernung durch die Ozonung festgestellt werden. Die Reaktion von Ozon mit organischen Inhaltsstoffen bewirkt zwar eine strukturelle Transformation der DOC-Komponenten, eine Mineralisierung bleibt jedoch größtenteils aus. Hierdurch erfolgte im Gegensatz zum CSB keine deutliche zusätzliche Entfernung des DOC durch die Ozonung. Die auf die Ozonanlage folgende biologische Filterstufe bewirkte hingegen eine deutliche zusätzliche Minderung sowohl des CSB als auch des DOC. Bezogen auf den Ablauf der Nachklärung erhöhte sich die mittlere Minderung des CSB im Sandfilter um 17% in Versuchsphase I und 24% in Versuchsphase II (DOC: 14% bzw. 25%). Im BAK-Filter erhöhte sich die mittlere CSB-Minderung sogar um 26% in Versuchsphase I und 31% in Versuchsphase II (DOC: 21% bzw. 33%). Die deutliche zusätzliche Entfernung sowohl des gelösten CSB als auch des DOC in den biologischen Filtern könnte auch auf eine verbesserte biologische Verfügbarkeit der Restorganik infolge der Behandlung mit Ozon zurückgeführt werden [4–6]. Durch Transformation komplexer organischer Substanzen in kleinere und polarere Verbindungen erhöht sich die Abbaubarkeit in der nachfolgenden biologischen Stufe. Die in Teilen vollständige Mineralisierung bzw. Assimilierung organischer Kohlenstoffverbindungen resultiert dann in einer DOC-Entfernung. Der Vergleich der Reinigungsleistung hinsichtlich der Parameter CSB und DOC im Sand- und im BAK-Filter belegt eine deutlich bessere Entfernung im BAK-Filter. Eine mögliche Erklärung für diese Beobachtung könnte in der noch nicht vollständigen Erschöpfung der Adsorptionskapazität für organische Substanzen der im BAK-Filter genutzten Aktivkohle liegen. Zudem könnte die Biomassedichte auf der Aktivkohle höher sein als auf dem Sand, wodurch ein effektiverer biologischer Abbau von Substanzen unterstützt wird (vgl. Abschnitt 7.1.1). Auch das Zusammenspiel aus Sorption und biologischem Abbau könnte sich positiv auf den Rückhalt von organischen Komponenten auswirken. Die durch die Sorption bedingte teilweise Entkopplung der Verweilzeit von Substanzen von der rein hydraulischen Verweilzeit des Wassers im Filter könnte einen verbesserten biologischen Abbau befördern.

Der Vergleich der Reinigungsleistung in den Versuchsphasen I und II deutet eine erhöhte CSB-Minderung und DOC-Entfernung in Versuchsphase II an. Diese Beobachtung könnte auf die Erhöhung des ΔSAK_{254} -Sollwerts von 27% auf 35% zurückzuführen sein. Die hiermit einhergehende Erhöhung der Ozondosis könnte eine verstärkte direkte Oxidation und Mineralisierung von Substanzen während der Ozonung bewirkt haben. Durch verstärkte Transformation könnte sich auch der Anteil bioverfügbarer Komponenten erhöht und zu einer verstärkten Entfernung in den auf die Ozonung folgenden biologischen Filtern geführt haben. Eine Aussage zur Relevanz der beobachteten Unterschiede zwischen den Versuchsphasen I und II wird jedoch durch die jahreszeitlich bedingten Unterschiede in der Beschaffenheit des Ablaufs der Nachklärung erschwert.

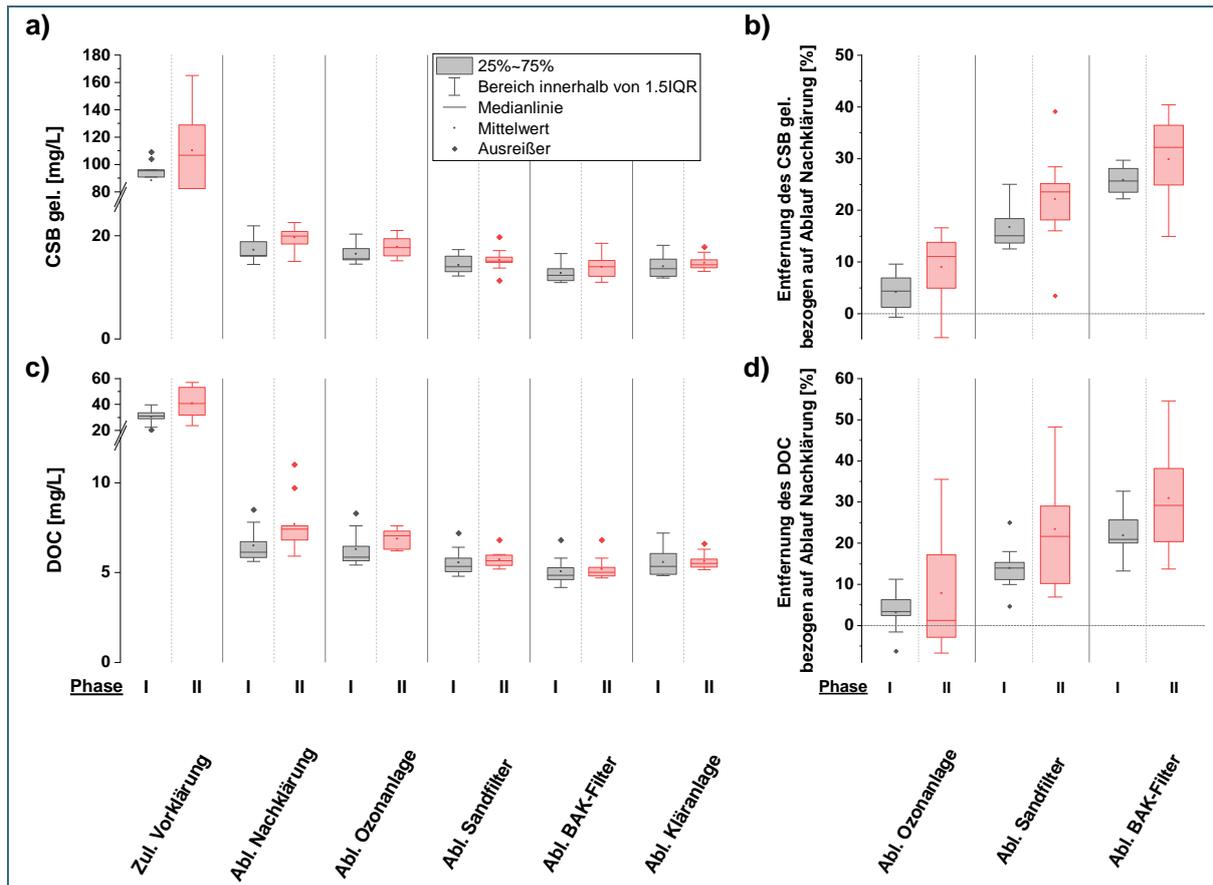


Abb. 6: CSB und DOC-Konzentrationen in den Versuchsphasen I und II (a) und (c) korrespondierend zu ΔSAK_{254} -Entfernungssollwerten von 27 bzw. 35%. Prozentuale Abnahme bzw. Entfernung des CSB in gelöster Form bzw. des DOC in den Reinigungsstufen der weitergehenden Behandlung (b, d)).

Eine Dokumentation der mittleren Konzentrationen der untersuchten Summenparameter in allen Reinigungsstufen findet sich im Anhang (Tab. 23 und Tab. 24).

5.1.1.2 SAK_{254} und spezifische Absorption (SUVA)

Ergebnisse aus SAK_{254} -Messungen erlauben eine zusätzliche Charakterisierung der Wassermatrix in den Prozessschritten der weitergehenden Behandlungsstufen (Abb. 7a)). Durch Nutzung einer ΔSAK_{254} -Steuerung für die Ozondosierung sind die Zielwerte der ΔSAK_{254} -Minderung in der Ozonung vorgegeben. Die Medianwerte der erreichten ΔSAK_{254} -Werte aus Labormessungen in den Versuchsphasen I und II deuten darauf hin, dass die vorgegebenen Sollwerte von 27% bzw. 35% weitgehend erreicht werden konnten (Medianwerte der Labormessungen: 29% bzw. 34%). Eine ausführliche Präsentation der Untersuchungen zur ΔSAK_{254} -Steuerung findet sich in Abschnitt 5.3. Auch in den der Ozonanlage nachgeschalteten biologischen Filtern konnte eine deutliche zusätzliche Minderung des SAK_{254} festgestellt werden. So stieg die Entfernung des SAK_{254} im Ablauf des Sandfilters bezogen auf den Ablauf der Nachklärung auf 34% in Versuchsphase I und 40% in Versuchsphase II. Im BAK-Filter stieg die Entfernung des SAK_{254} sogar auf 42% bzw. 47%. Der größere Einfluss der BAK-Filtration auf den SAK_{254} stützt die Ergebnisse für die Parameter CSB und DOC und könnte eventuell auch auf die verbleibende Restadsorptionskapazität der Aktivkohle und eine evtl. höhere Biomassedichte zurückgeführt werden.

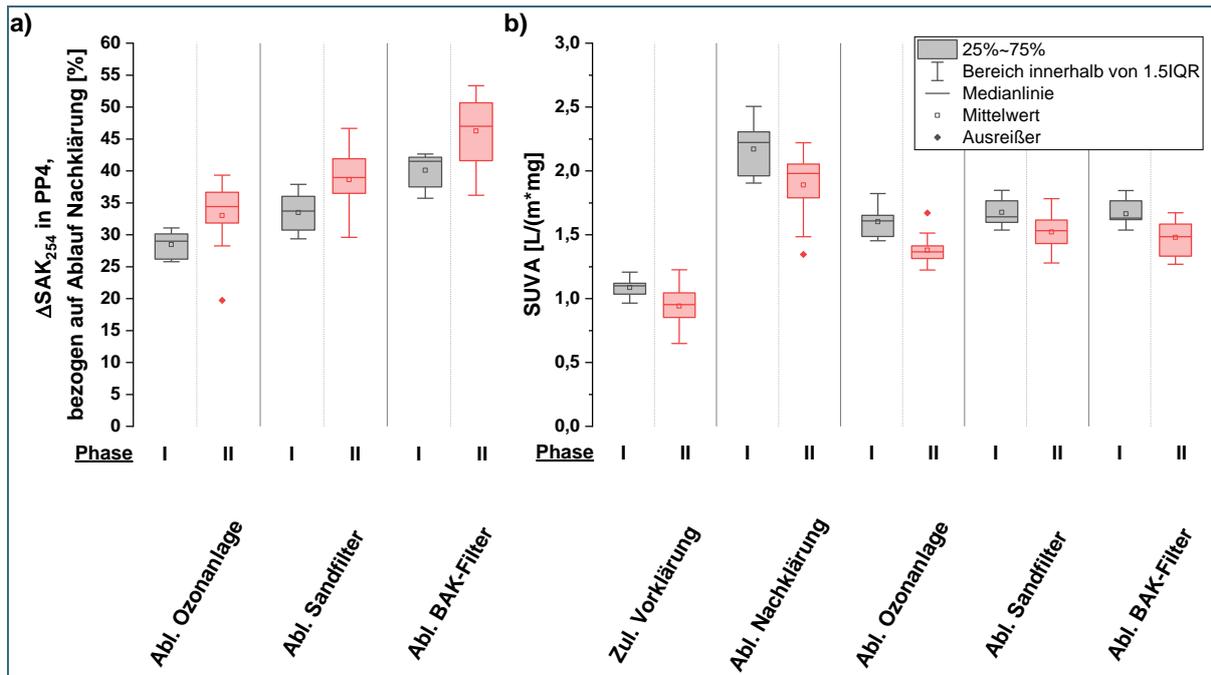


Abb. 7: ΔSAK_{254} über Prozessschritten der vierten Reinigungsstufe, bezogen auf das SAK_{254} -Signal im Ablauf der Nachklärung (SAK_{254} : $14,0 \pm 1,1$ 1/m , $n=27$). SUVA in verschiedenen Stufen der Abwasserbehandlung auf der Kläranlage Weißenburg.

Der SAK_{254} ist ein Indikator für die Aromatizität der Restorganik im Abwasser. Die Absorption elektromagnetischer Strahlung bei 254 nm wird vorwiegend durch organische Moleküle mit elektronenreichen ungesättigten Gruppen verursacht, etwa durch Mehrfachbindungen und aromatische Ringsysteme. Durch Quotientenbildung aus SAK_{254} und DOC kann die spezifische UV-Absorption bei 254 nm berechnet werden (engl.: Specific UV Absorbance (SUVA)). SUVA-Werte ermöglichen qualitative Rückschlüsse auf den aromatischen Charakter einer Wasserprobe. Die SUVA-Werte für die Reinigungsstufen auf der KA Weißenburg zeigen eine deutliche Zunahme in den Stufen der konventionellen Abwasserbehandlung (Abb. 7b)). Dies kann auf die verbesserte Elimination biologisch leicht verfügbarer, nicht-aromatischer Verbindungen im Belebtschlammverfahren zurückgeführt werden. Die selektive Oxidation elektronenreicher Verbindungen in der Ozonung bei gleichzeitig ausbleibender Mineralisierung des DOC führt zu einer deutlichen Abnahme der SUVA-Werte im Ablauf der Ozonanlage. Der Grad der SUVA-Abnahme wird direkt beeinflusst durch den ΔSAK_{254} -Sollwert. Da die SUVA-Werte im Ablauf der Nachklärung in den Versuchsphasen I und II variierten, ist dies aus der Darstellung nicht direkt ersichtlich. Die Nachbehandlung in den biologischen Filtern bewirkte erneut eine leichte Zunahme der SUVA-Werte in den Abläufen der Filter. Hierbei fällt auf, dass die mittleren SUVA-Werte im Ablauf des Sand- und des BAK-Filters in beiden Versuchsphasen nahezu identisch waren, obwohl die Betrachtung der Einzelparameter CSB, DOC und SAK_{254} eine deutlich höhere zusätzliche Entfernung im BAK-Filter zeigte. Dies deutet auf eine gleichmäßige Entfernung sowohl aromatischer als auch nicht-aromatischer Komponenten in beiden Filtern hin.

5.1.1.3 Abfiltrierbare Feststoffe

Daten zur Entfernung der abfiltrierbaren Feststoffe (AFS), die vom Betriebspersonal der KA Weißenburg aufgenommen wurden, zeigen den positiven Effekt der Filtration im Sand- und BAK-Filter auf die AFS-Ablaufwerte (Abb. 8). So belegen die Medianwerte der AFS-Entfernung für beide Filter eine Entfernung von etwa 80%, bezogen auf den Ablauf der Nachklärung. Die verbesserte AFS-Entfernung infolge der Filtration in der weitergehenden Behandlungsstufe ist ein Beispiel für einen positiven Effekt auf allgemeine und abgaberelevante Wasserqualitätsparameter durch Nutzung von Synergien.

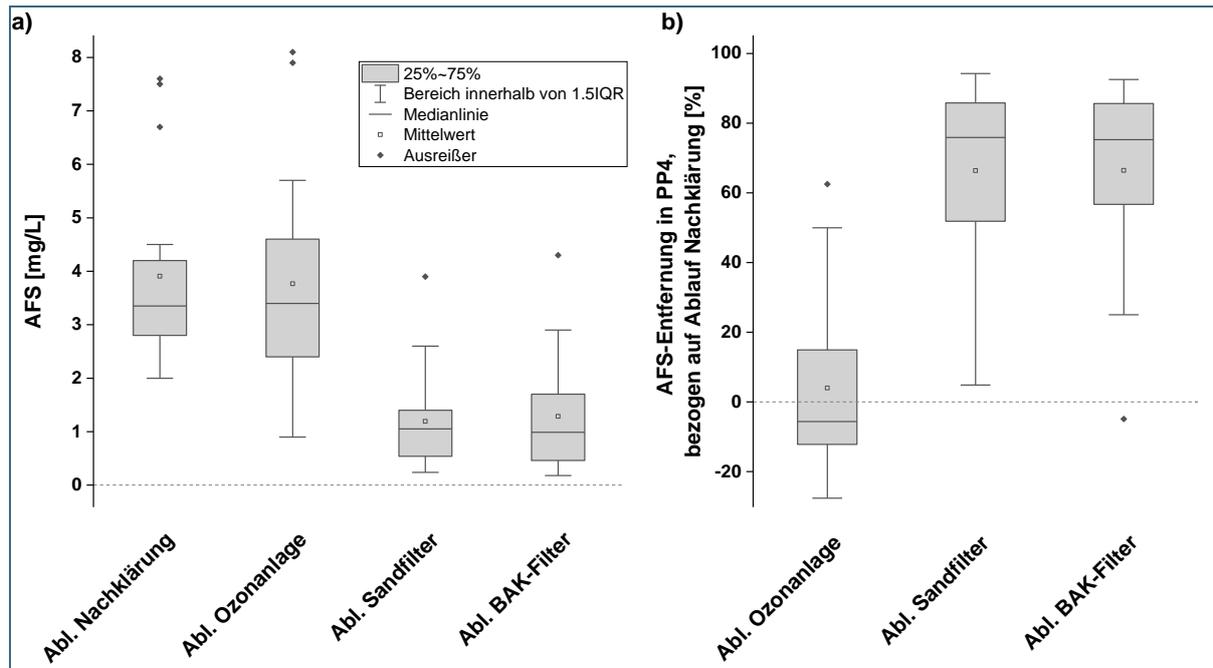


Abb. 8: Konzentrationen an AFS (a) und prozentuale AFS-Entfernung in der weitergehenden Abwasserbehandlung.

5.1.2 Stickstoffverbindungen

Stickstoffverbindungen können entscheidenden Einfluss auf die in Weißenburg eingesetzten Prozesse der weitergehenden Abwasserbehandlung haben. Hierbei steht insbesondere das Auftreten von Nitrit im Zulauf der Ozonanlage im Fokus, da dieses erheblich zur Ozonzehrung beitragen kann. Durch übermäßige Sauerstoffzehrung in den biologischen Filtern ist auch die Anwesenheit von Ammonium in den biologischen Filtern kritisch zu bewerten.

Im Rahmen der Untersuchungen wurden starke jahreszeitliche Schwankungen der Nitrit- und Ammoniumkonzentrationen im Ablauf der Nachklärung beobachtet (Abb. 9). Tagesmittelwerte der Online-Messungen der Ammoniumkonzentrationen zeigen insbesondere im Zeitraum von Februar bis April 2020 und von Januar bis Februar 2021 Spitzenkonzentrationen von bis zu 10 mg/L $\text{NH}_4\text{-N}$ im Ablauf der KA Weißenburg (Abb. 9a)). Zwischen April und Dezember 2020 deutete sich eine weitgehende Stabilisierung der Ammoniumkonzentrationen deutlich unter 1 mg/L $\text{NH}_4\text{-N}$ im Ablauf der KA Weißenburg an, unterbrochen von vereinzelt Spitzen, die in Zusammenhang mit Regenereignissen stehen dürften. Die Ergebnisse der Beprobungen der weitergehenden Behandlungsstufe stützen die Ergebnisse der Online-Messungen. Sie belegen zudem die Persistenz von Ammonium in der Ozonung. Die biologischen Filter im Ablauf der Ozonanlage konnten hingegen zu einer Entfernung von Restammonium im Ablauf der Nachklärung beitragen. Dies geht jedoch zwangsläufig mit einer starken Sauerstoffzehrung einher, die zur Ausbildung suboxischer Redoxbedingungen in den Filtern führen kann und das Potential hat, die aerobe Transformation von Abbauprodukten aus der Ozonung nachteilig zu beeinflussen (vgl. Abschnitt 7.1.1).

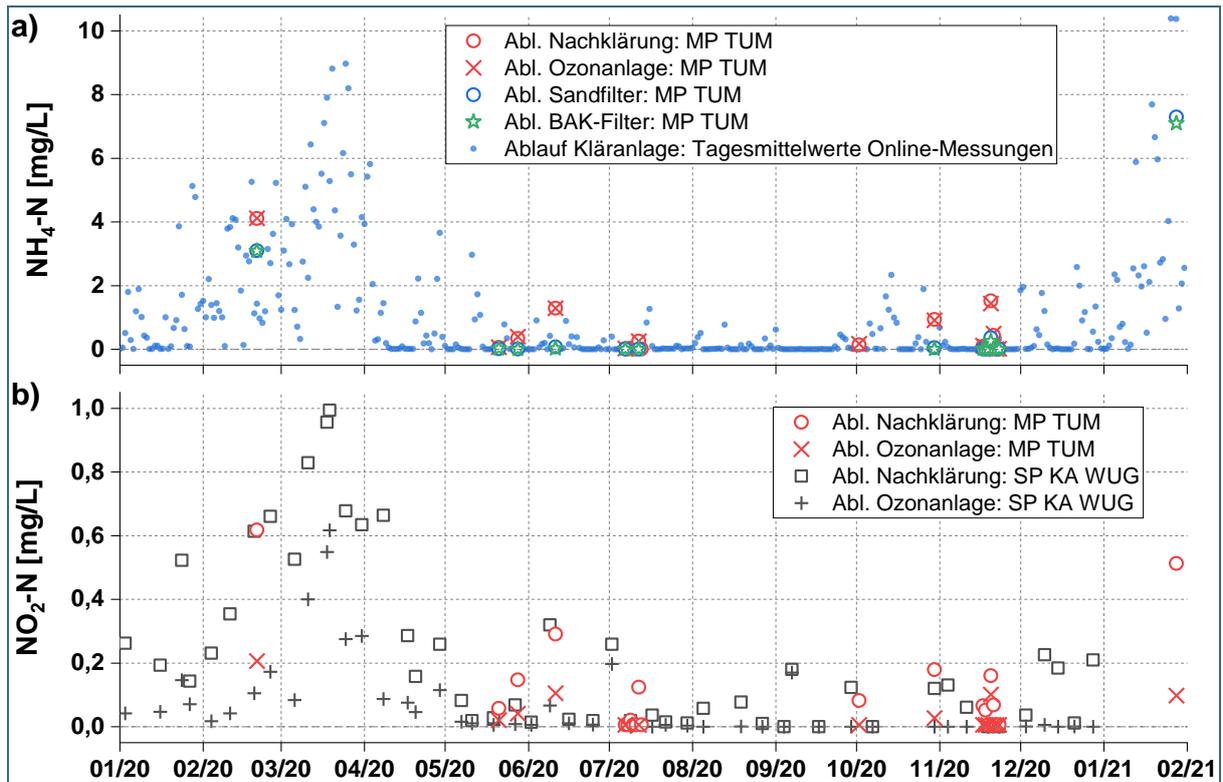


Abb. 9: Konzentrationen von Ammonium- (a) und Nitritstickstoff (b)) in der vierten Reinigungsstufe. Dargestellt sind Daten aus Mischprobenahmen zur Darstellung des Langzeitverlaufs (MP TUM), Daten aus Stichprobenahmen, die durch das Betriebspersonal der KA Weißenburg durchgeführt wurden (SP KA WUG) und Daten von Online-Messungen.

Ergebnisse aus Stichprobenahmen und aus 48 h- bzw. 24 h-Mischprobenahmen deuten auf einen vergleichbaren zeitlich variierenden Verlauf der Nitritkonzentrationen im Ablauf der Nachklärung hin (Abb. 9b)). Spitzenkonzentrationen von bis zu 1 mg/L $\text{NO}_2\text{-N}$ traten auch hier verstärkt im Zeitraum von Februar bis April 2020 bzw. im Januar 2021 auf. Nitrit-Konzentrationen in dieser Größenordnung tragen erheblich zur Ozonzehung bei und wirken sich nachteilig auf die Prozesseffizienz aus. Aus Abb. 9b) wird zudem ersichtlich, dass im Frühjahr 2020 selbst im Ablauf der Ozonanlage noch Nitrit vorlag. Aufgrund der sehr schnellen Reaktion von Nitrit mit Ozon kann folglich davon ausgegangen werden, dass die hohen Konzentrationen an Nitrit die Oxidation von Spurenstoffen stark eingeschränkt haben. Da im Zeitraum von Februar bis April 2020 nur eine Probenahme durchgeführt wurde, kann eine direkte Auswirkung dieser hohen Nitritkonzentrationen auf die allgemeine Reinigungsleistung nicht im Detail abgebildet werden. Das Auftreten von relevanten Nitrit-Konzentrationen im Ablauf der Ozonanlage kann der in diesem Zeitraum genutzten Q-proportionalen Steuerung zugeschrieben werden. Bei einer rein Q-proportionalen Dosierung von Ozon erfolgt keine direkte Kompensation möglicher auftretender Nitritspitzen. Bei Steuerung über das ΔSAK_{254} -Konzept kann hingegen davon ausgegangen werden, dass Nitritspitzen über eine Nachregelung der Ozonanlage abgefangen werden (vgl. Abschnitt 5.3).

Die in der Beprobung des Regelbetriebs beobachtete phasenweise unvollständige Nitrifikation stellt ein Hindernis für die Effektivität und die Effizienz der weitergehenden Behandlungsstufe dar. Ergebnisse dieser Studie deuten auf starke jahreszeitliche Schwankungen hin (Abb. 9). Auch Niederschlagsereignisse stehen in Zusammenhang mit einer unvollständigen Nitrifikation und erhöhten Ammoniumkonzentrationen im Ablauf der Kläranlage.

Eine Dokumentation der mittleren Konzentrationen der untersuchten Stickstoffkomponenten in allen Reinigungsstufen findet sich im Anhang (Tab. 23 und Tab. 24).

5.1.3 Organische Spurenstoffe

Die Entfernung organischer Spurenstoffe in den konventionellen und weitergehenden Reinigungsprozessen auf der KA Weißenburg wurde anhand von insgesamt 32 Indikatorsubstanzen untersucht. Im Zulauf der Vorklärung konnten 29 dieser 32 Substanzen in mindestens 10 von 20 Probenahmen mit Konzentrationen oberhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenzen (Tab. 3) festgestellt werden. Zwei der untersuchten Substanzen (TCEP und Phenytoin) wurden nur in zwei Probenahmen mit Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenzen detektiert. Eine weitere Substanz (Venlafaxin-N-Oxid), die nicht im Zulauf der Vorklärung auftrat, ist ein Transformationsprodukt, das erst während der Ozonung aus der Ausgangssubstanz Venlafaxin gebildet wird. Abb. 10 stellt die absoluten Konzentrationen der 29 Substanzen im Zulauf der Vorklärung und im Ablauf der Nachklärung dar. Die Darstellung belegt die stark stoffspezifischen Unterschiede in den Konzentrationen verschiedener Einzelsubstanzen insbesondere im Zulauf der Vorklärung. So betrug die Mediankonzentration von Coffein in 20 Probenahmen über 89.000 ng/L, während die Mediankonzentration von Primidon mit etwa 440 ng/L um zwei Größenordnungen niedriger war. Die Konzentrationen der untersuchten Substanzen im Zulauf der Vorklärung unterlagen deutlichen Schwankungen. So ergaben sich die mittlere relative Standardabweichung der Konzentrationen der 29 Substanzen im Zulauf der Vorklärung zu etwa 40%. Für Einzelstoffe, wie etwa das Röntgenkontrastmittel Iopromid, konnte diese aber auch deutlich höher liegen (relative Standardabweichung im Zulauf der Vorklärung etwa 120%).

Für die Entfernung der untersuchten Substanzen in den konventionellen Behandlungsstufen wurden deutliche stoffspezifische Unterschiede festgestellt. Die Mediankonzentrationen von Coffein im Zulauf der Vorklärung und im Ablauf der Nachklärung belegen eine sehr effektive Entfernung um mehr als 99,9%. In 14 von insgesamt 20 Probenahmen lag die Konzentration im Ablauf der Nachklärung unterhalb der Bestimmungsgrenze von 25 ng/L. Für Primidon hingegen betrug die mittlere Entfernung nur etwa 25%. Die Betrachtung dieser beiden Substanzen verdeutlicht, dass die Konzentration von Einzelsubstanzen im Zulauf der Vorklärung nur wenig über deren Auftreten und Relevanz im Ablauf der konventionellen Behandlung aussagt. Abb. 10 verdeutlicht die Bandbreite der Entfernung der untersuchten Einzelsubstanzen im Rahmen der konventionellen Behandlung auf der KA Weißenburg.

Im Folgenden wird die Entfernung ausgewählter Indikatorsubstanzen in den Prozessschritten der weitergehenden Behandlungsstufe und der Gesamtanlage dargestellt. Die Auswahl der Indikatorsubstanzen orientierte sich an neun Leitsubstanzen, die 2020 im Rahmen einer geplanten Novellierung des Abwasserabgabengesetzes diskutiert wurden (Carbamazepin, Clarithromycin, Diclofenac, Hydrochlorothiazid, Irbesartan, Metoprolol, Sulfamethoxazol, Benzotriazol, 4- und 5-Methylbenzotriazol (4/5-MBTA)). Bis auf das Antibiotikum Clarithromycin wurden alle Substanzen mit der im Rahmen dieser Studie genutzten analytischen Methode quantifiziert (Tab. 3).

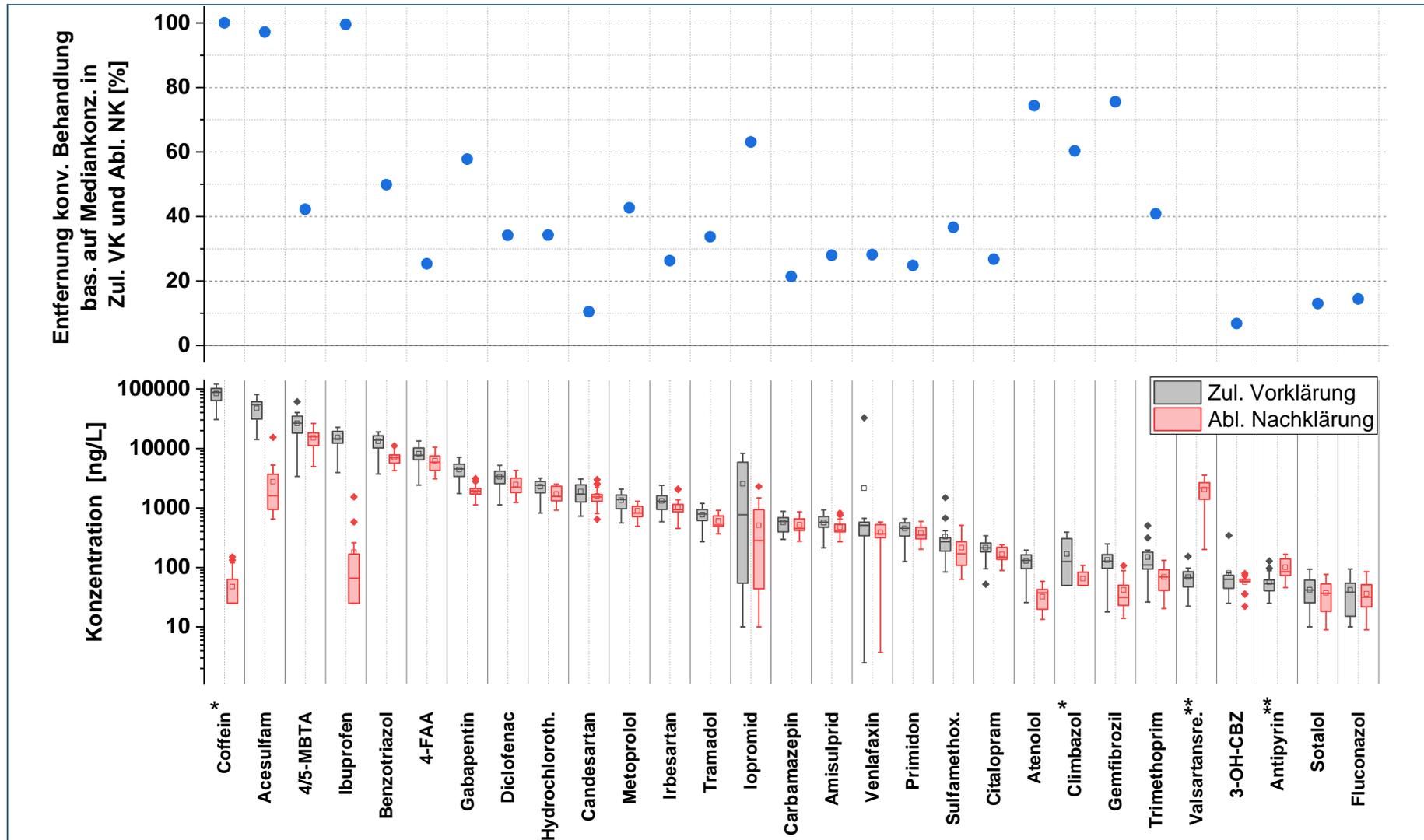


Abb. 10: Konzentrationen von 29 Einzelsubstanzen im Zulauf der Vorklärung und im Ablauf Nachklärung in logarithmischer Darstellung (unten). Prozentuale Entfernung in konventioneller mechanisch-biologischer Behandlung bezogen auf Mediankonzentrationen (oben). Dargestellt sind Daten aus insgesamt 20 Probenahmen im Zeitraum von Februar 2020 bis Januar 2021. Anmerkungen: * Konzentrationen im Ablauf der Nachklärung unterhalb der BG bei über 50% der Probenahme; **Bildung durch biologische Transformation von Ausgangssubstanzen im Rahmen der konventionellen Behandlung.

Zur Darstellung eines von diesen Indikatorsubstanzen abweichenden Stoffverhaltens und zur Abbildung eines breiteren Stoffspektrums werden die Auswertungen zum Teil um weitere untersuchte Stoffe ergänzt. Eine umfassende Dokumentation der mittleren Konzentrationen aller untersuchten Substanzen in allen Reinigungsstufen findet sich im Anhang (Tab. 25 und Tab. 26).

Zur Darstellung der Spurenstoffentfernung in den einzelnen Prozessstufen werden im Folgenden zwei Ansätze gewählt. Zum einen wird die Entfernung der Indikatorstoffe bezogen auf die Konzentrationen im Zulauf der Vorklärung dargestellt, zum anderen bezogen auf die Konzentrationen im Ablauf der Nachklärung.

5.1.3.1 Kumulative Entfernung bezogen auf den Zulauf der Vorklärung

Zur Darstellung der Gesamtentfernung der untersuchten Stoffe muss neben der weitergehenden auch die konventionelle Behandlung berücksichtigt werden. Aufgrund der hohen hydraulischen Verweilzeit in der konventionellen Behandlung konnte jedoch nicht sichergestellt werden, dass die Proben vom Zulauf der Vorklärung mit den an den nachfolgenden Probenahmestellen genommenen Proben korrespondierten. Daher wurde für die Berechnung der auf die Gesamtanlage bezogenen mittleren Entfernungsleistungen auf die Mediankonzentrationen im Zulauf der Vorklärung und in den Abläufen der nachfolgenden Prozessstufen zurückgegriffen.

Bei Betrachtung der Gesamtentfernung der Indikatorsubstanzen in den Prozessstufen der KA Weißenburg zeigten sich deutliche stoffspezifische Unterschiede (Abb. 11). Für die mittlere Entfernung einiger Substanzen im Rahmen der konventionellen Behandlung zeigten sich zwischen den Versuchsphasen I und II teils deutliche Unterschiede (z. B. Carbamazepin, Diclofenac, Hydrochlorothiazid). Die in Teilen höhere Entfernung einiger Substanzen in der konventionellen Behandlung in Versuchsphase I relativierte den Einfluss einer effektiveren Ozonung in Versuchsphase II in der Betrachtung der Gesamtentfernung. So zeigte sich etwa für 4/5-MBTA trotz der Erhöhung des ΔSAK_{254} -Sollwerts eine in beiden Phasen gleiche Gesamtentfernung im Ablauf der Ozonanlage und in den Abläufen der nachfolgenden Filterstufen. Für Substanzen mit hohen Ozon-Reaktionskonstanten (Carbamazepin, Diclofenac, Sulfamethoxazol) wurde in beiden Phasen eine vollständige oder sehr weitgehende Elimination von deutlich über 80% festgestellt. Eine verbesserte Entfernung von Substanzen infolge der Erhöhung der Ozondosen in Versuchsphase II konnte für die Substanzen Hydrochlorothiazid, 4/5-MBTA oder Primidon beobachtet werden. Trotz geringerer Entfernung dieser Stoffe im Rahmen der konventionellen Behandlung in Versuchsphase II konnte im Ablauf der Ozonanlage eine höhere oder vergleichbare Elimination festgestellt werden. Der Effekt der Filterstufen auf die Gesamtentfernung der Indikatorsubstanzen zeigte sich bei einigen Substanzen, die nur teilweise durch konventionelle Behandlung und Ozonung entfernt wurden. Für die der Ozonanlage nachfolgende Sandfiltration konnte keine weitere Entfernung der Indikatorsubstanzen festgestellt werden. Messungen im Ablauf der BAK-Filter ergaben hingegen eine deutliche zusätzliche Entfernung zahlreicher untersuchter Substanzen (z.B. Hydrochlorothiazid, Benzotriazol, 4/5-MBTA). Unter Trockenwetterbedingungen setzt sich der Gesamtablauf der KA Weißenburg aus dem Verschnitt der Abläufe beider Filterstufen zusammen. Daher lagen die Konzentrationen der untersuchten Substanzen zumeist zwischen den Konzentrationen, die im Ablauf der Sand- und BAK-Filter festgestellt wurden. Nur bei erhöhtem Mischwasseranfall ($Q > 120 \text{ L/s}$) und einer Entlastung der weitergehenden Behandlungsstufe über den Bypass kam es zu einem deutlicheren Anstieg der Konzentrationen im Gesamtablauf durch Vermischung mit Ablauf der Nachklärung.

Für sieben der acht untersuchten Stoffe, die im Rahmen der Novellierung des AbwAG diskutiert werden, zeigte sich, dass mit einer Kombination aus konventioneller Behandlung, Ozonung und BAK-Filtration eine Gesamtentfernung um mehr als 80% erreicht werden konnte. Eine Gesamtentfernung von über 80% allein durch die Kombination aus konventioneller Behandlung, Ozonung und Sandfiltration konnte nur bei Stoffen mit hohen Ozon-Reaktionskonstanten erreicht werden. Anhand der Stoffe Irbesartan und

Primidon konnte jedoch auch festgestellt werden, dass besonders persistente Substanzen selbst mit einer Kombination aus konventioneller Behandlung, Ozonung mit erhöhter Ozondosis und nachfolgender BAK-Filtration nicht vollständig aus dem Wasser entfernt werden konnten.

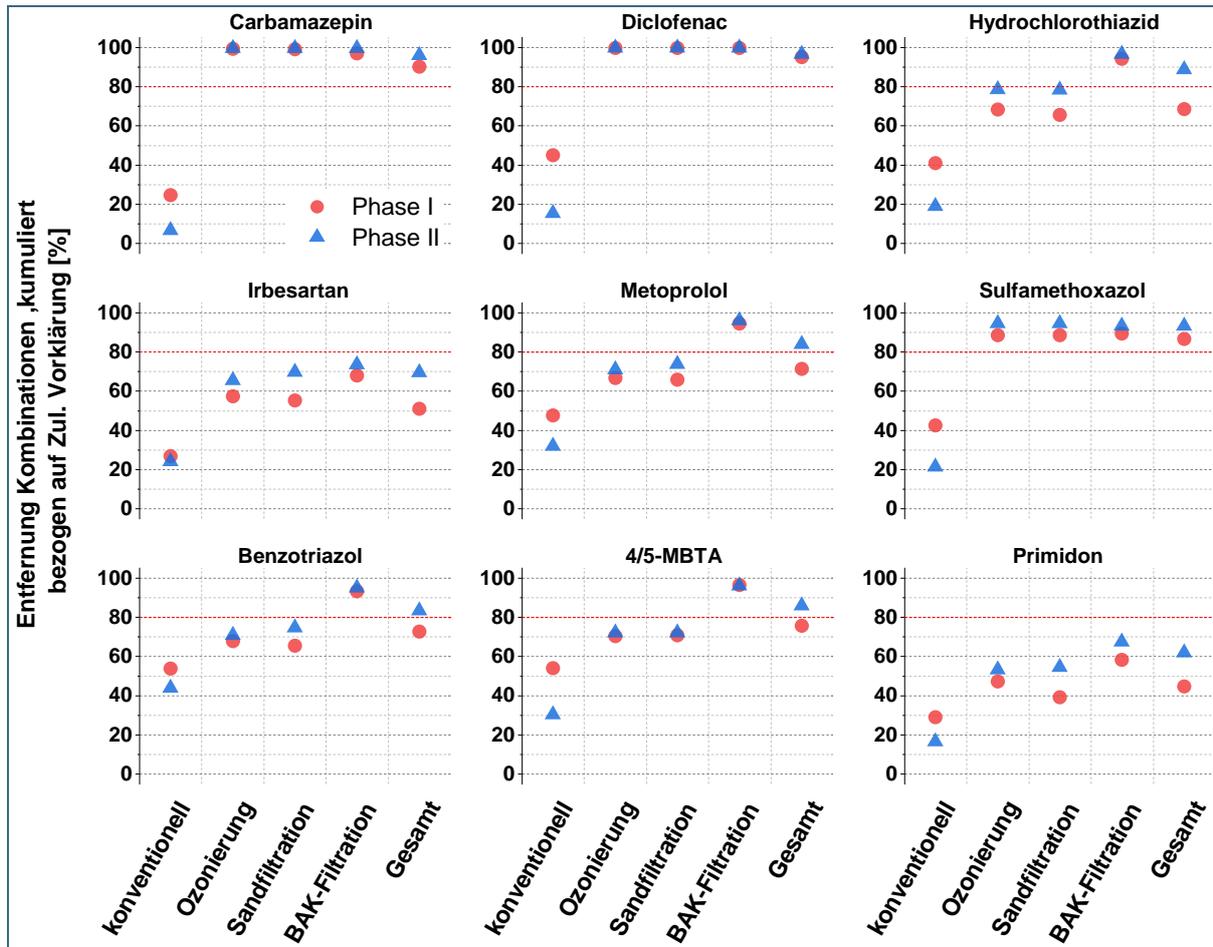


Abb. 11: Kumulierte prozentuale Entfernung von Indikatorsubstanzen in der konventionellen Behandlung und in den Prozessstufen Ozonierung, Sandfiltration, BAK-Filtration und im Gesamtablauf der Kläranlage für die Versuchsphasen I und II (Steuerung der Ozonanlage über das Δ SAK₂₅₄-Konzept; Sollwert: 27% bzw. 35%). Die dargestellten Entfernungen beziehen sich auf die Mediankonzentrationen im Zulauf der Vorklä rung und in den einzelnen Prozessstufen in den Versuchsphasen I (n=10) und II (n=10).

5.1.3.2 Kumulative Entfernung bezogen auf den Ablauf der Nachklärung

Zur Abbildung der Varianz bei der Entfernung der Indikatorstoffe in der weitergehenden Behandlungsstufe erfolgt zudem eine Darstellung der kumulativen Entfernung bezogen auf den Ablauf der Nachklärung. Da bei Probenahmen im Ablauf der Nachklärung, in der weitergehenden Behandlungsstufe und im Gesamtablauf der KA Weißenburg eine korrespondierende Beprobung sichergestellt werden konnte, konnten aussagekräftige Entfernungsleistungen für einzelne Probenahmen berechnet werden.

Abb. 12 stellt die Verteilung der Entfernungsleistungen für ausgewählte Indikatorsubstanzen in den Versuchsphasen I und II dar. Für Substanzen, die sehr schnell mit Ozon reagieren (Carbamazepin, Diclofenac, Sulfamethoxazol), zeigte sich in beiden Versuchsphasen eine stabile und weitgehende Entfernung von deutlich über 80% allein durch die Ozonung. Der Effekt höherer Ozondosen auf die Entfernung langsamer reagierender Substanzen konnte in Versuchsphase II beobachtet werden.

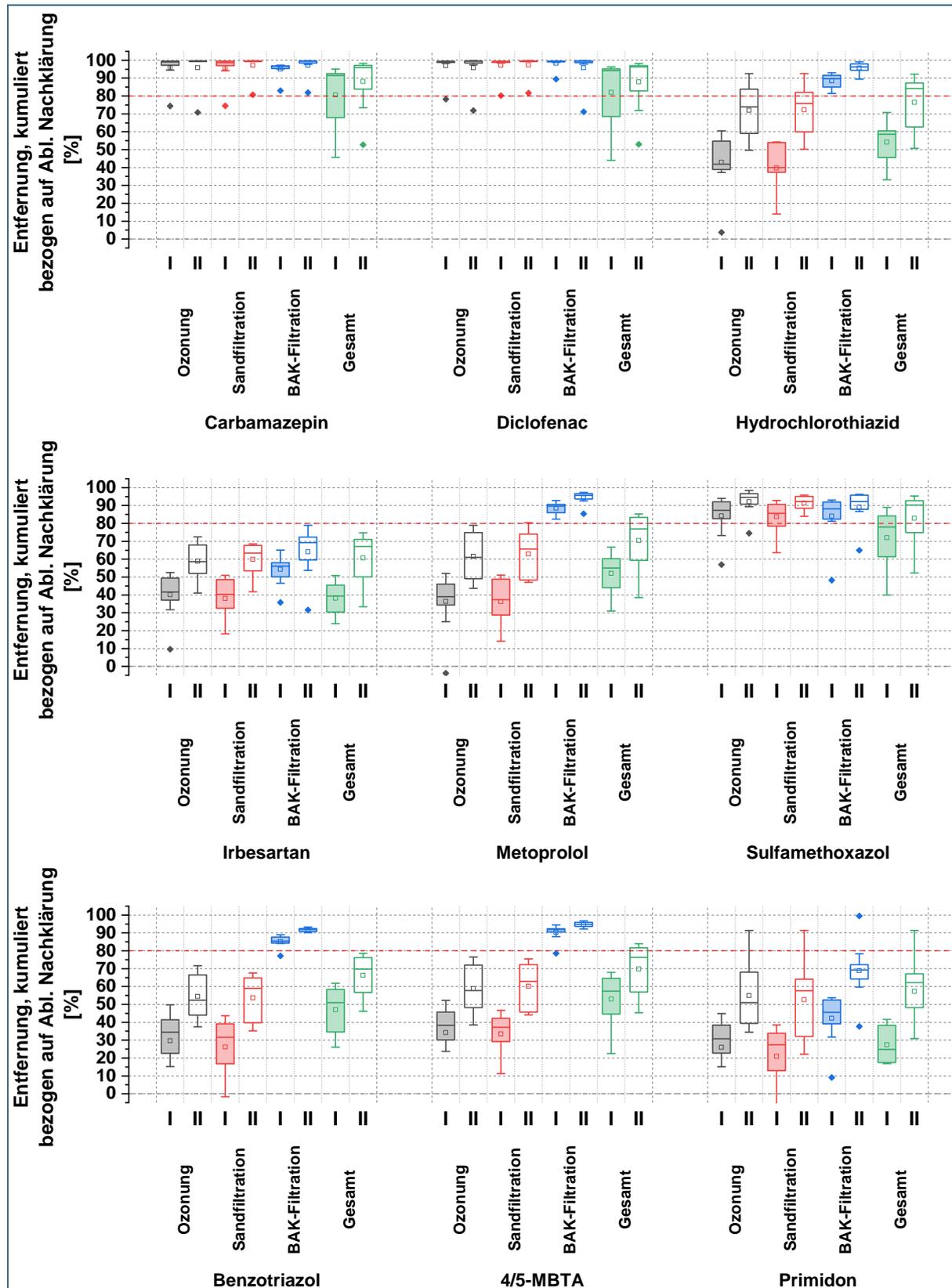


Abb. 12: Kumulierte prozentuale Entfernung von Indikatorsubstanzen im Ablauf der Prozessstufen Ozonanlage, Sandfiltration, BAK-Filtration und im Gesamtablauf der Kläranlage für die Versuchsphasen I und II (Steuerung der Ozonanlage über Δ SAK₂₅₄-Konzept; Sollwert: 27% bzw. 35%). Die dargestellten prozentualen Entfernungen sind bezogen auf die Konzentrationen im Ablauf der Nachklärung.

Für die in Abb. 12 dargestellten Substanzen ergab sich so eine stoffspezifische Steigerung der Entfernung um ca. 10 – 30%, allein im Rahmen der Ozonung. Während für keine der untersuchten Substanzen eine deutliche Steigerung der Entfernung durch die der Ozonanlage nachgeschaltete Sandfiltration beobachtet werden konnte, konnte ein merklicher zusätzlicher Rückhalt in den BAK-Filtern festgestellt werden. Insbesondere für gut sorbierende Stoffe mit niedrigeren Reaktionskonstanten mit Ozon, wie Benzotriazol und 4/5-MBTA, erwies sich der BAK-Filter als eine sehr effektive Barriere. Für sorbierende Substanzen konnten zudem Schwankungen in der Reinigungsleistung im Rahmen der Ozonung ausgeglichen werden. Eine ausführlichere Diskussion und Charakterisierung der beiden Filterstufen finden sich in Abschnitt 7.

5.2 Beurteilung der Entfernung organischer Spurenstoffe anhand definierter Indikatorsubstanzen

Im Rahmen der 2020 diskutierten Novellierung des AbwAG wurden für die Bewertung der Spurenstoff Reinigungsleistung neun Leitsubstanzen vorgeschlagen (Carbamazepin, Clarithromycin, Diclofenac, Hydrochlorothiazid, Irbesartan, Metoprolol, Sulfamethoxazol, Benzotriazol, 4- und 5-Methylbenzotriazol (4/5-MBTA)). In der aktuellen Studie wurden acht der insgesamt neun Substanzen erfasst (nicht erfasst: Clarithromycin). Die mittlere Gesamtentfernung (Zulauf Vorklärung bis Ablauf Kläranlage) soll für eine Auswahl von sechs der insgesamt neun Leitsubstanzen im Mittel über 80% liegen. Angesichts der stark stoffspezifischen Entfernung in einzelnen Prozessen ergeben sich abhängig von der Kombination der verschiedenen Substanzen jedoch deutlich unterschiedliche mittlere Reinigungsleistungen. Bei einer Auswahl von sechs von acht Leitsubstanzen ergeben sich insgesamt 28 Kombinationsmöglichkeiten (bei sechs von neun wären es bereits 84). Zur Abbildung des Einflusses der Zusammensetzung der Kombinationen auf die erzielte mittlere Reinigungsleistung wurden für die acht gemessenen Leitsubstanzen alle möglichen Kombinationen betrachtet und dargestellt. Abb. 13 zeigt beispielhaft die mittlere Entfernung von 28 möglichen Kombinationen in einer Prozessstufe in Form von Banden. Aus der Darstellung ergibt sich, dass die erzielten mittleren Entfernungen in Abhängigkeit der Zusammensetzung der Kombinationen um bis zu 10% schwanken können. Zur Verbesserung der Übersichtlichkeit wird die Spannweite der Entfernbarkeit der Kombinationen im Folgenden in Form des Mittelwerts der Entfernung aller Kombinationen dargestellt. Die Spannweite der Entfernbarkeit der Kombinationen wird durch die Extremwerte der Verteilung über die oberen und unteren Antennenenden dargestellt.

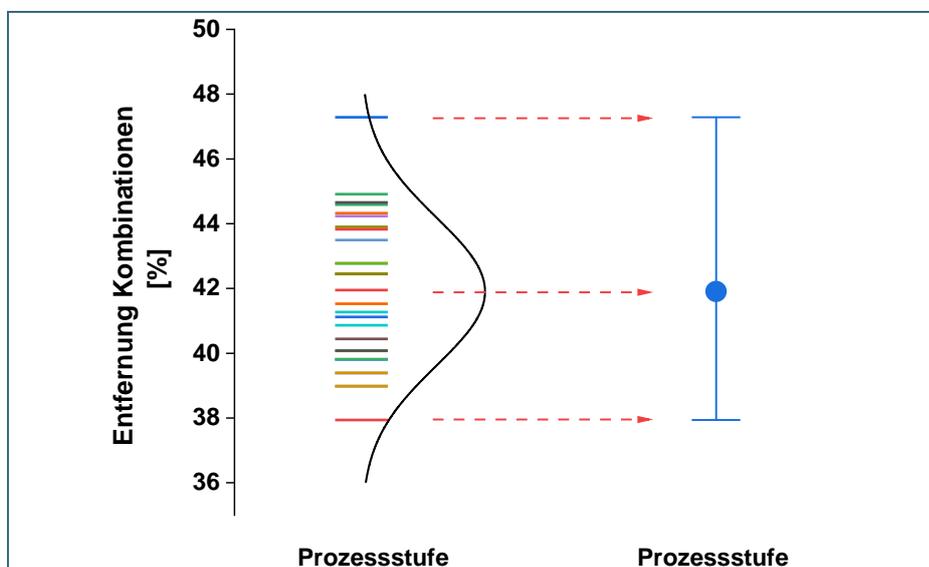


Abb. 13: Beispielhafte Darstellung für Entfernung der Indikatorstoffkombinationen. Linke Seite: Entfernbarkeit der einzelnen Kombinationen in Form von Banden dargestellt. Rechte Seite: Darstellung des Mittelwerts sowie des Minimums und des Maximums der Verteilung (Antennenenden).

Abb. 14 veranschaulicht die mittleren Entfernungsleistungen für die Indikatorstoffkombinationen im Ablauf der untersuchten Prozessstufen auf der KA Weißenburg in den Versuchsphasen I und II. Da anhand der Indikatorstoffkombinationen die Gesamtentfernung (Zulauf Vorklärung bis Ablauf Kläranlage) beurteilt werden sollte, wurde an dieser Stelle wieder auf die Mediankonzentrationen der Stoffe an den jeweiligen Probenahmestellen zurückgegriffen. In der Entfernung der Indikatorstoffkombinationen im Rahmen der konventionellen Behandlung spiegeln sich die bereits für die Einzelstoffe beobachteten Unterschiede zwischen beiden Versuchsphasen wider. So lag die mittlere Entfernung der Indikatorstoffkombinationen in Versuchsphase I um etwa 20% über der in Versuchsphase II beobachteten Entfernung. Trotz dieser deutlich geringeren Entfernung der Indikatorstoffkombinationen in der konventionellen Behandlung in Versuchsphase II zeigte sich im Ablauf der Ozonanlage dann sogar eine leicht höhere Entfernung der Kombinationen. Die verbesserte Entfernungsleistung der Indikatorstoffe kann auf die Umstellung des Δ SAK₂₅₄-Sollwerts von 27% auf 35% im Rahmen der Optimierung der Ozonung zurückgeführt werden. Wie aus dem Verhalten der Einzelstoffe zu erwarten, zeigte sich auch für die Indikatorstoffkombinationen keine gesteigerte Entfernung durch die Behandlung in den der Ozonanlage nachgeschalteten Sandfiltern. Im Ablauf der BAK-Filter konnte hingegen in beiden Versuchsphasen eine Entfernung aller Kombinationen um über 90% festgestellt werden.

Abb. 14 verdeutlicht zudem den Einfluss der Stoffauswahl auf die mittlere Gesamtentfernung. Abhängig von der gewählten Kombination unterschied sich die mittlere Gesamtentfernung um bis zu 13%. Zur Veranschaulichung des mitunter abweichenden Verhaltens von Einzelstoffen enthält Abb. 14 zudem die in den Versuchsphasen beobachtete Entfernung von Primidon. Anhand des Verhaltens von Primidon wird deutlich, dass persistente Einzelstoffe, trotz der weitgehenden Entfernung definierter Indikatorstoffe, auch durch zusätzliche oxidative und adsorptive Barrieren mitunter nur bedingt aus dem Wasser entfernt werden können. Die stoffspezifische Entfernbarkeit von Einzelsubstanzen stellt daher eine große Herausforderung für die Auswahl geeigneter Indikatorsubstanzen zur Bewertung der weitergehenden Spurenstoffentfernung dar.

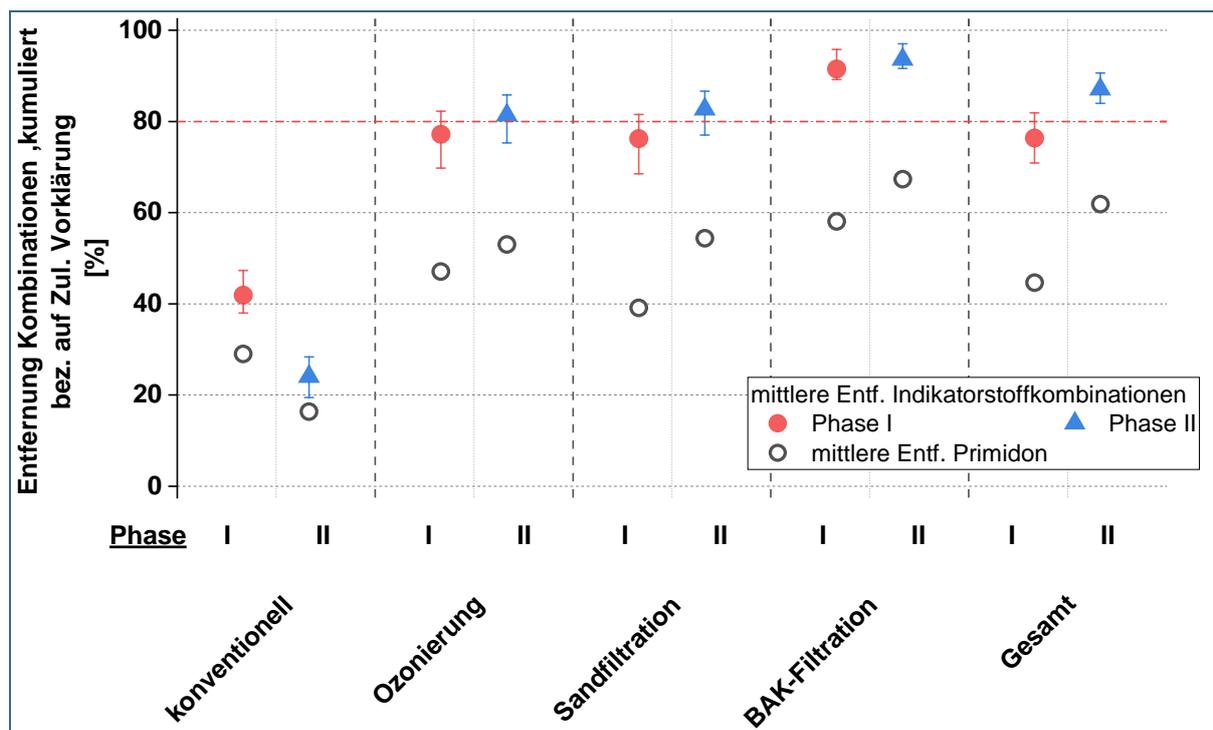


Abb. 14: Entfernung der Indikatorstoffkombinationen und der Konzentration an Primidon in den Versuchsphasen I und II in den untersuchten Prozessstufen. Die Darstellung für die Entfernung der Indikatorstoffkombinationen zeigt die mittlere Entfernung aller 28 möglichen Kombinationen (jeweils 6 aus 8 Stoffen). Die Antennenden markieren die Kombinationen mit minimaler und maximaler Entfernung. Die Darstellung für die

Versuchsphase I basiert auf 10, die für die Versuchsphase II auf 10 Probenahmen (48h- bzw. 24h-Mischproben).

5.3 Erkenntnisse aus Probenahmen zur Darstellung des Wochengangs

Im Rahmen der laufenden Untersuchungen wurden regelmäßige Beprobungen mit mehrwöchigem Abstand zur Darstellung des Langzeitverlaufs sowie Beprobungen von zwei Wochengängen mit täglichen Probenahmen vorgenommen. Die Beprobungen der Wochengänge dienten der Untersuchung möglicher Schwankungen der Wasserbeschaffenheit und deren Auswirkungen auf Betrieb und Reinigungsleistung der weitergehenden Behandlung über den Verlauf einer Woche. Angesichts hydraulischer Aufenthaltszeiten in der konventionellen Behandlung von deutlich über einem Tag waren die Beprobungen der Wochengänge mittels 24h-Mischproben jedoch nicht geeignet, um eine mögliche tagesabhängige Varianz der Entfernung über die Gesamtanlage abzubilden.

Abb. 15 a) zeigt exemplarisch ermittelte Schwankungen der Konzentrationen der Indikatorsubstanzen im Ablauf der Nachklärung über den Verlauf der beiden Wochen, in denen die Probenahmen zur Darstellung des Wochengangs durchgeführt wurden. Aus der Darstellung geht hervor, dass die Konzentrationen der untersuchten Indikatorsubstanzen deutlich variieren können.

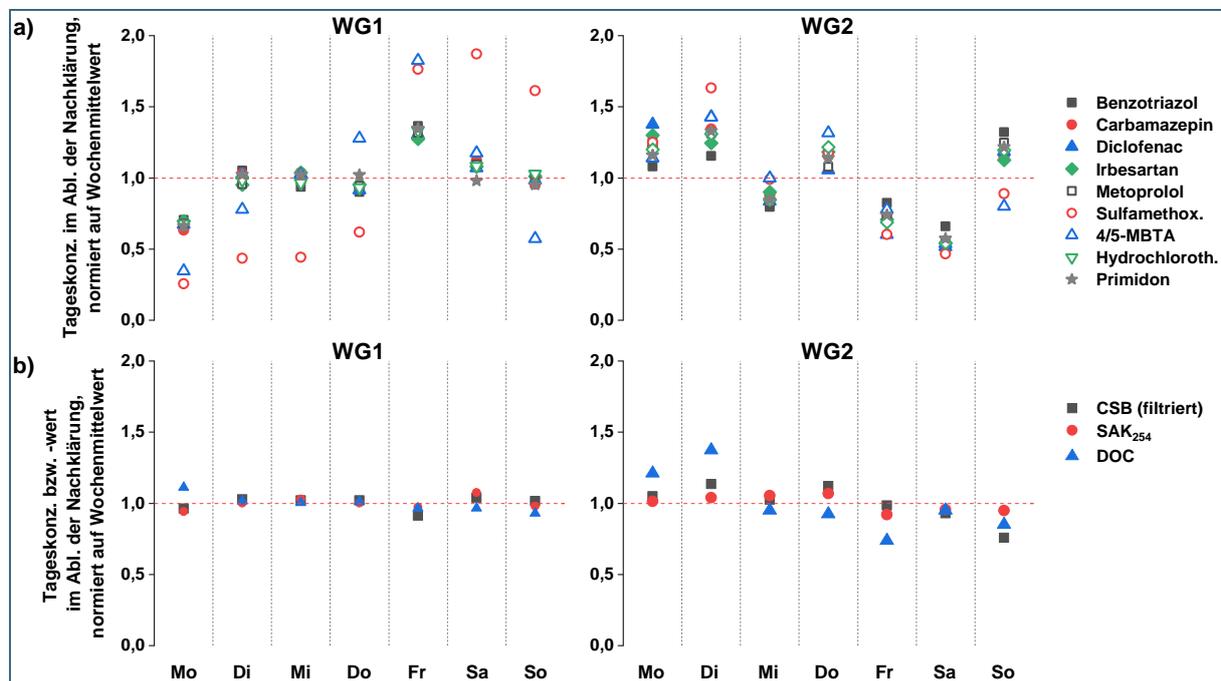


Abb. 15: Ergebnisse aus Beprobungen der beiden Wochengänge (WG1 und WG2): a) Konzentrationen der untersuchten Indikatorstoffe im Ablauf der Nachklärung an den einzelnen Wochentagen normiert auf den Wochenmittelwert der Konzentrationen; b) Konzentrationen bzw. Werte von Summenparametern im Ablauf der Nachklärung an den einzelnen Wochentagen normiert auf den Wochenmittelwert der Konzentrationen bzw. Werte.

Im Vergleich der beiden Wochengänge (WG1 und WG2) zeigte sich hier jedoch kein übereinstimmender Trend, aus dem auf ein typisches Wochenprofil geschlossen werden könnte. Abb. 15 b) zeigt außerdem tagesabhängige Unterschiede in den Konzentrationen bzw. Werten der untersuchten Summenparameter für die beiden Messkampagnen. Verglichen mit den Konzentrationen der untersuchten Einzelsubstanzen ergab sich hier insbesondere bei der ersten Beprobung (WG1) ein deutlich stabileres Profil über den Wochenverlauf.

Die Ergebnisse der Beprobungen der beiden Wochengänge ließen keine Abhängigkeit der untersuchten Parameter vom Wochenverlauf erkennen. Untersuchungen der Reinigungsleistung in der weitergehenden Behandlung ergaben zudem keinen erkennbaren Einfluss des Wochenverlaufs auf das Reinigungsergebnis hinsichtlich der Entfernung von Spurenstoffen und Summenparametern. Dies spricht zunächst gegen starke und periodisch auftretende Schwankungen der Spurenstoffkonzentrationen im Ablauf der Nachklärung über den Wochenverlauf. Eine abschließende Beurteilung kann auf Basis der Ergebnisse jedoch nicht vorgenommen werden. Für eine Erhöhung der Sensitivität wäre eine deutliche Steigerung der berücksichtigten Wochengänge erforderlich. Auswertungen der online erfassten Daten legen jedoch nahe, dass es durchaus zu gewissen periodischen Schwankungen über den Wochenverlauf kommen kann. Abb. 16 zeigt den Wochenverlauf der SAK_{254} -Werte im Ablauf der Nachklärung sowie die Konzentration an Ammoniumstickstoff im Gesamtablauf der Kläranlage für 133 bzw. 165 Wochen. Die Daten zeigen einen leichten aber statistisch signifikanten Anstieg der mittleren SAK_{254} -Werte von Montag bis Mittwoch um etwa 0,9 1/m (Mo: $13,0 \pm 3,8$ 1/m; Mi: $13,9 \pm 4,4$ 1/m)¹. Für die Konzentrationen an Ammoniumstickstoff zeigen sich unter der Woche höhere Konzentrationen als am Wochenende. So unterscheidet sich die mittlere Konzentration an Dienstag signifikant von der mittleren Konzentration an Sonntagen (Di: $0,9 \pm 1,6$ mg/L NH_4-N ; So: $0,4 \pm 1,2$ mg/L NH_4-N). Höhere Konzentrationen an Ammoniumstickstoff im Gesamtablauf der Kläranlage zu Beginn der Woche könnten hierbei auf den Einfluss des Zentrats aus der Schlammwässerung zurückgeführt werden. Hieraus könnte auch eine höhere Wahrscheinlichkeit für das Auftreten von Nitritspitzen zu Beginn der Woche resultieren. Wie bereits in Abschnitt 5.1.2 diskutiert, spielen jahreszeitliche Unterschiede hierbei jedoch sicherlich eine deutlich größere Rolle. Mit den höheren SAK_{254} -Werten im Ablauf der Nachklärung und den erhöhten Ammoniumstickstoffkonzentration im Gesamtablauf der Kläranlage in der ersten Wochenhälfte geht zudem eine höhere Sauerstoffzehrung in den Sandfiltern einher (hier nicht dargestellt). Die Auswertung der Betriebsdaten belegt leichte Schwankungen der Wasserqualität im Wochenverlauf. Eine Bewertung möglicher Auswirkungen dieser Schwankungen auf die Prozesse der weitergehenden Behandlung ist an dieser Stelle jedoch nicht möglich.

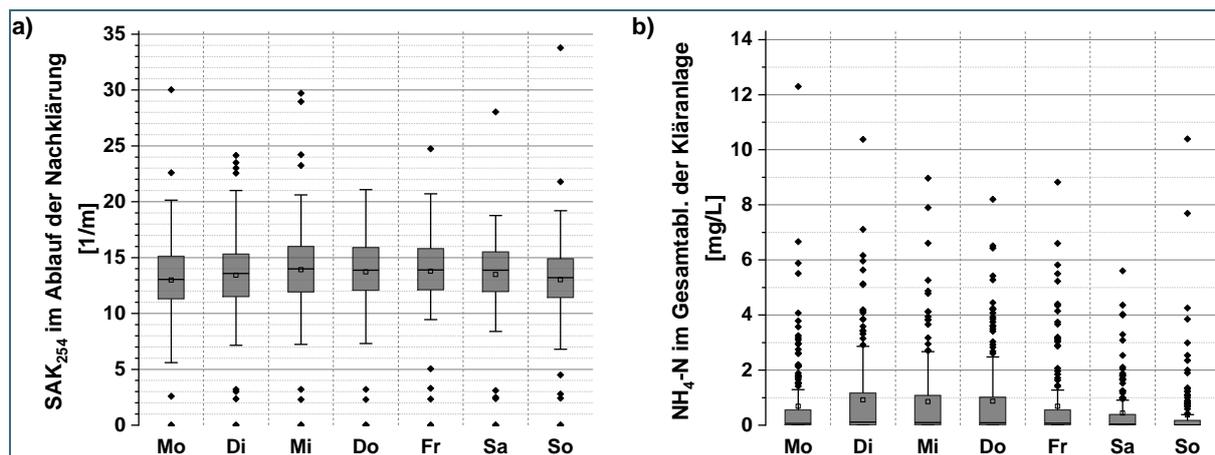


Abb. 16: Ergebnisse der Auswertung von Betriebsdaten zur Untersuchung des Wochenverlaufs für a) SAK_{254} -Werte im Ablauf der Nachklärung und b) für Konzentrationen an Ammoniumstickstoff im Gesamtablauf der Kläranlage. Darstellung beruht auf der Auswertung von Daten aus 133 (SAK_{254}) bzw. 165 Wochen (NH_4-N).

¹ Verwendeter statistischer Test: t-Test mit verbundenen Stichproben ($p < 0,05$)

6 Untersuchungen zur Steuerung und Regelung des Ozoneintrags über das ΔSAK_{254} -Konzept

Die Steuerung und Regelung des Ozoneintrags über das ΔSAK_{254} -Konzept stellt eine vielversprechende Option zur wirtschaftlichen Optimierung der Ozonbehandlung dar. Durch Nutzung einer bedarfsgerechten Dosierungsstrategie sollen einerseits vorgegebene Zielwerte der Spurenstoffentfernung erreicht und andererseits eine unwirtschaftliche Überdosierung vermieden werden. Das ΔSAK_{254} -Konzept basiert auf der kontinuierlichen Erfassung der SAK_{254} -Werte im Zu- und Ablauf der Ozonanlage durch fest-installierte online-Sonden und einer computergestützten Berechnung der prozentualen SAK -Entfernung (ΔSAK_{254} -Wert). Basierend auf dem Abgleich des Realwerts mit einem definierten Sollwert erfolgt eine Anpassung der Ozondosis, bis der Realwert dem Sollwert entspricht. Unter der zu überprüfenden Annahme, dass eine Korrelation zwischen ΔSAK_{254} -Wert und prozentualer Spurenstoffentfernung besteht, erlaubt die Erfassung des SAK_{254} somit sowohl die Steuerung und Regelung des Ozoneintrags als auch die kontinuierliche Kontrolle der Prozesseffektivität durch Nutzung des ΔSAK_{254} -Werts als Surrogat-Parameter für die Spurenstoffentfernung.

Gegenüber einer Q-proportionalen Dosierstrategie kann die Nutzung des ΔSAK_{254} -Konzepts eventuelle Schwankungen in der Zusammensetzung der Wassermatrix ausgleichen. Insbesondere schwankende Nitritkonzentrationen im Zulauf der Ozonanlage können bei einer Q-proportionalen Dosierstrategie problematisch sein. Durch regelmäßige Messung der Nitritkonzentration muss hier eine Anpassung der Ozondosis erfolgen. Bei Nutzung des ΔSAK_{254} -Konzepts erfolgt hingegen eine automatische Kompensation, da zur Erreichung des Sollwerts in Gegenwart von Nitrit höhere Ozondosen erforderlich werden. Als nachteilig bei der Umsetzung des ΔSAK_{254} -Konzepts muss der verhältnismäßig hohe Aufwand berücksichtigt werden, der mit der Wartung und Funktionskontrolle der SAK_{254} -Sonden verbunden ist.

6.1 Dokumentation des Verlaufs der ΔSAK_{254} -Werte im Projektzeitraum

Ein Ziel der im Rahmen der aktuellen Studie durchgeführten Untersuchungen bestand in der Optimierung der Spurenstoffentfernung in der Ozonung durch Anpassung des für das Erreichen eines definierten Reinigungsziels erforderlichen ΔSAK_{254} -Sollwerts. Nach einer Charakterisierung der Reinigungsleistung im Regelbetrieb, bei dem seit Inbetriebnahme der weitergehenden Behandlungsstufe in Weißenburg vorwiegend genutzten ΔSAK_{254} -Sollwert von 27%, wurden daher Anpassungen am Sollwert vorgenommen. Hierzu wurde ein von Laborversuchen begleiteter großtechnischer Stufenversuch durchgeführt, um die Korrelation von ΔSAK_{254} und Spurenstoffelimination für die weitergehende Behandlungsstufe der Kläranlage Weißenburg zu ermitteln und so einen geeigneten Sollwert zu identifizieren. Im Anschluss erfolgte eine Umstellung des ΔSAK_{254} -Sollwerts auf den neuen Wert und eine Begleitung des Regelbetriebs durch weitere Probenahmen. Abb. 17 veranschaulicht die verschiedenen Phasen des Projekts anhand der realen ΔSAK_{254} -Stundenmittelwerte. Zu Beginn des Projekts (Februar bis Ende März 2020) erfolgte die Ozondosierung noch Q-proportional. Dies ist deutlich erkennbar an einem stark variierenden Verlauf der ΔSAK_{254} -Werte. Die deutlichen Schwankungen können mutmaßlich auf Veränderungen in der Wassermatrix zurückgeführt werden. Im selben Zeitraum wurden auch regelmäßig deutlich erhöhte Nitritkonzentrationen im Ablauf der Nachklärung festgestellt, die einen erheblichen Einfluss auf das Ozonzehrungspotential hatten (vgl. Abschnitt 5.1.2). Nach Umstellung der Ozonanlage auf die ΔSAK_{254} -Steuerung mit einem Sollwert von 27% im März 2020 zeigte sich eine deutliche Stabilisierung der erzielten ΔSAK_{254} -Werte um den Sollwert. Bei Betrachtung der erzielten ΔSAK_{254} -Realwerte nach der Umstellung zeigt sich außerdem, dass die ΔSAK_{254} -Sollwerte trotz anfänglich noch auftretender Nitritspitzen im Ablauf der Nachklärung gut erreicht wurden.

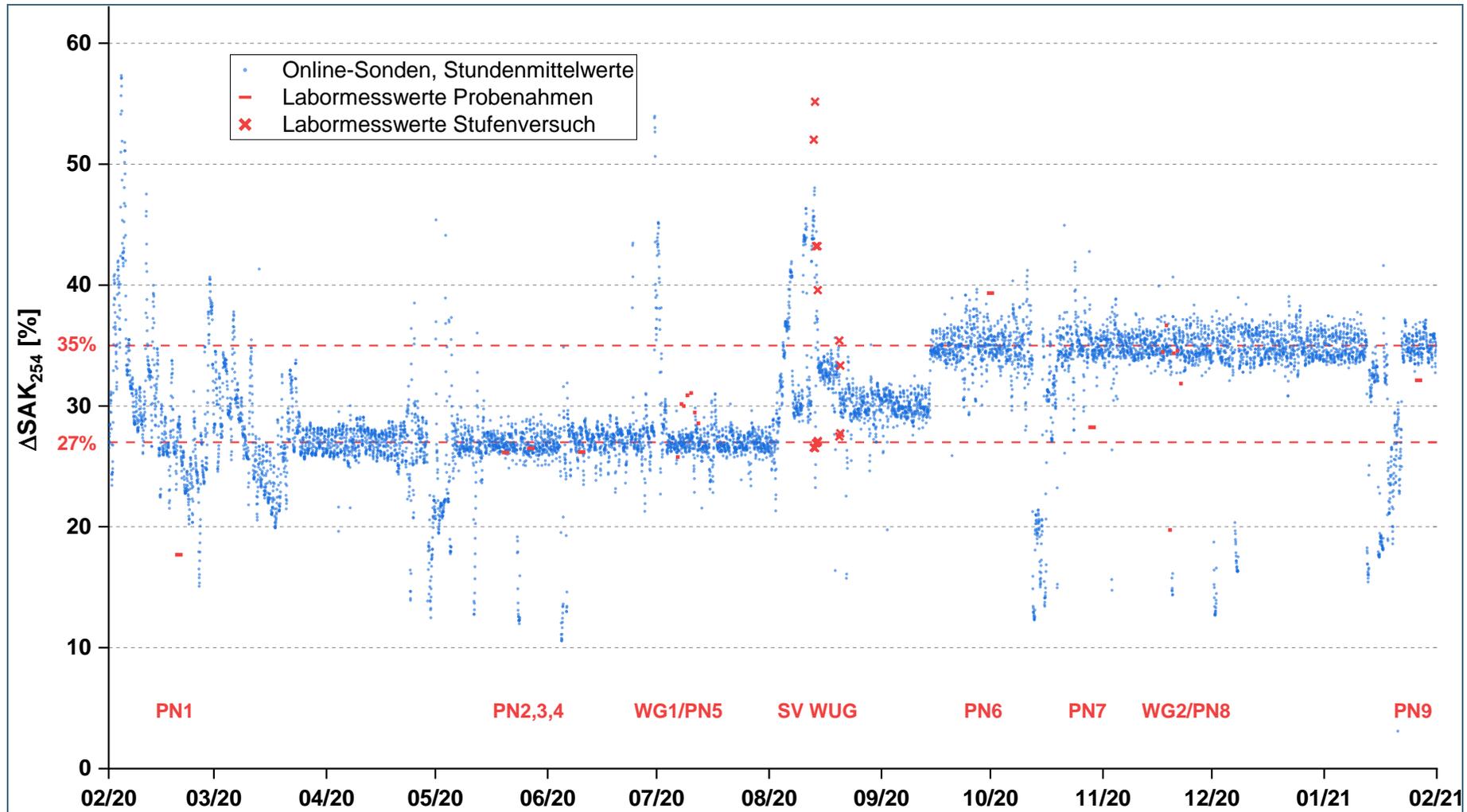


Abb. 17: ΔSAK_{254} -Werte aus Online- und Labormessungen im Zeitraum der Untersuchungen. ΔSAK_{254} -Werte aus Online-Messungen beruhen auf Aufzeichnung der Stundenmittelwerte im Zu- und Ablauf der Ozonanlage. Aus Labormessungen ermittelte Werte umfassen Messdaten aus Probenahmen zur Abbildung des langfristigen Verlaufs (PN), des Wochengangs (WG) und des großtechnischen Stufenversuchs auf der KA Weißenburg (SV WUG).

Aus der Darstellung des Jahresverlaufs der Stundenmittelwerte geht deutlich der Zeitraum von Versuchsphase I hervor (Ende März bis Ende Juli 2020), in der ein ΔSAK_{254} -Sollwert von 27% genutzt wurde. Im Jahresverlauf deutlich erkennbar ist der Zeitraum, in dem die großtechnischen Stufenversuche durchgeführt wurden (Abb. 17, August 2020, SV WUG). Nach Abschluss der großtechnischen Stufenversuche erfolgte zwischenzeitlich eine leichte Erhöhung des ΔSAK_{254} -Sollwerts auf 30% (August/September 2020). Nach einer detaillierten Auswertung der Ergebnisse der Stufenversuche (vgl. Abschnitt 6.4) wurde durch das Projektgremium entschieden, den ΔSAK_{254} -Sollwert auf 35% anzuheben (Mitte September 2020).

6.2 Einfluss des Steuerkonzepts auf den Betrieb der Ozonung

Die Wahl des Steuerkonzepts (Q-proportional oder ΔSAK_{254}) hat einen deutlichen Einfluss auf den Zusammenhang zwischen Ozonzehrung, behandelter Wassermenge und erzieltm ΔSAK_{254} -Wert. Abb. 18 stellt die beobachteten Abhängigkeiten der drei Größen für Q-proportionale Steuerung und Steuerung über ΔSAK_{254} in den Versuchsphasen I und II für den Untersuchungszeitraum dar.

Im Falle der Q-proportionalen Steuerung ergibt sich, dass die Ozonzehrung unabhängig von der Zulaufmenge zur weitergehenden Behandlungsstufe ist. Bei stabiler Dosis und vollständiger Zehrung des eingebrachten Ozons ergibt sich dieser Zusammenhang aus der Definition des Steuerkonzepts. Im Unterschied hierzu zeigen sich in den Versuchsphasen I und II deutlich streuende Zehrungen in Abhängigkeit der Zulaufmenge zur weitergehenden Behandlungsstufe. Diese Beobachtung erklärt sich aus dem Umstand, dass die Ozondosis über die vorgegebene prozentuale SAK_{254} -Entfernung auch an Schwankungen in der Wassermatrix angepasst wird. Die höhere Ozonzehrung in Versuchsphase II gegenüber Phase I erklärt sich aus dem höheren ΔSAK_{254} -Sollwert.

Für die Abhängigkeit der ΔSAK_{254} -Realwerte in Abhängigkeit der Zulaufmenge zeigt sich für das ΔSAK_{254} -Konzept eine deutliche Konzentration der Realwerte im Bereich der vorgegebenen Sollwerte unabhängig von der Zulaufmenge. Für die Q-proportionale Steuerung kann hingegen eine starke Streuung beobachtet werden. Die starke Streuung veranschaulicht die hohe Anfälligkeit einer rein Q-proportionalen Steuerung für Schwankungen in der Wassermatrix ist. Angesichts einer starken Korrelation zwischen ΔSAK_{254} und prozentualer Spurenstoffentfernung (vgl. Abschnitt 6.5) spiegelt sich dieser Effekt direkt in der erzielten Reinigungsleistung wider.

Auch für den Zusammenhang zwischen ΔSAK_{254} -Realwerten und der Ozonzehrung zeigen sich diese Unterschiede. Eine konstante Ozondosis, die sich in einer stabilen Ozonzehrung äußert, führt zu deutlich variierenden ΔSAK_{254} -Realwerten. Für die Versuchsphasen I und II, in denen die Steuerung nach ΔSAK_{254} -Konzept erfolgte, zeigten sich hingegen stabile ΔSAK_{254} -Realwerte unabhängig von der matrixabhängigen Ozonzehrung.

Die Betrachtung des Zusammenhangs zwischen den Parametern Ozonzehrung, behandelte Wassermenge und erzieltm ΔSAK_{254} -Wert deutet auf große Vorteile des ΔSAK_{254} -Konzepts gegenüber einer Q-proportionalen Steuerung für das Erzielen einer stabilen Reinigungsleistung hin. Es muss hierbei jedoch berücksichtigt werden, dass auch bei der Nutzung Q-proportionaler Steuerungsmodelle eine Anpassung an die Wassermatrix erfolgen kann. So kann die Q-proportionale Steuerung durch Nutzung einer spezifischen, DOC-bezogenen Ozondosis an die Wassermatrix angepasst werden. Auch kann der Einfluss bedeutender ozonzehrender Verbindungen, insbesondere von Nitrit, durch regelmäßige Messungen und eine Anpassung der Ozondosis reduziert werden.

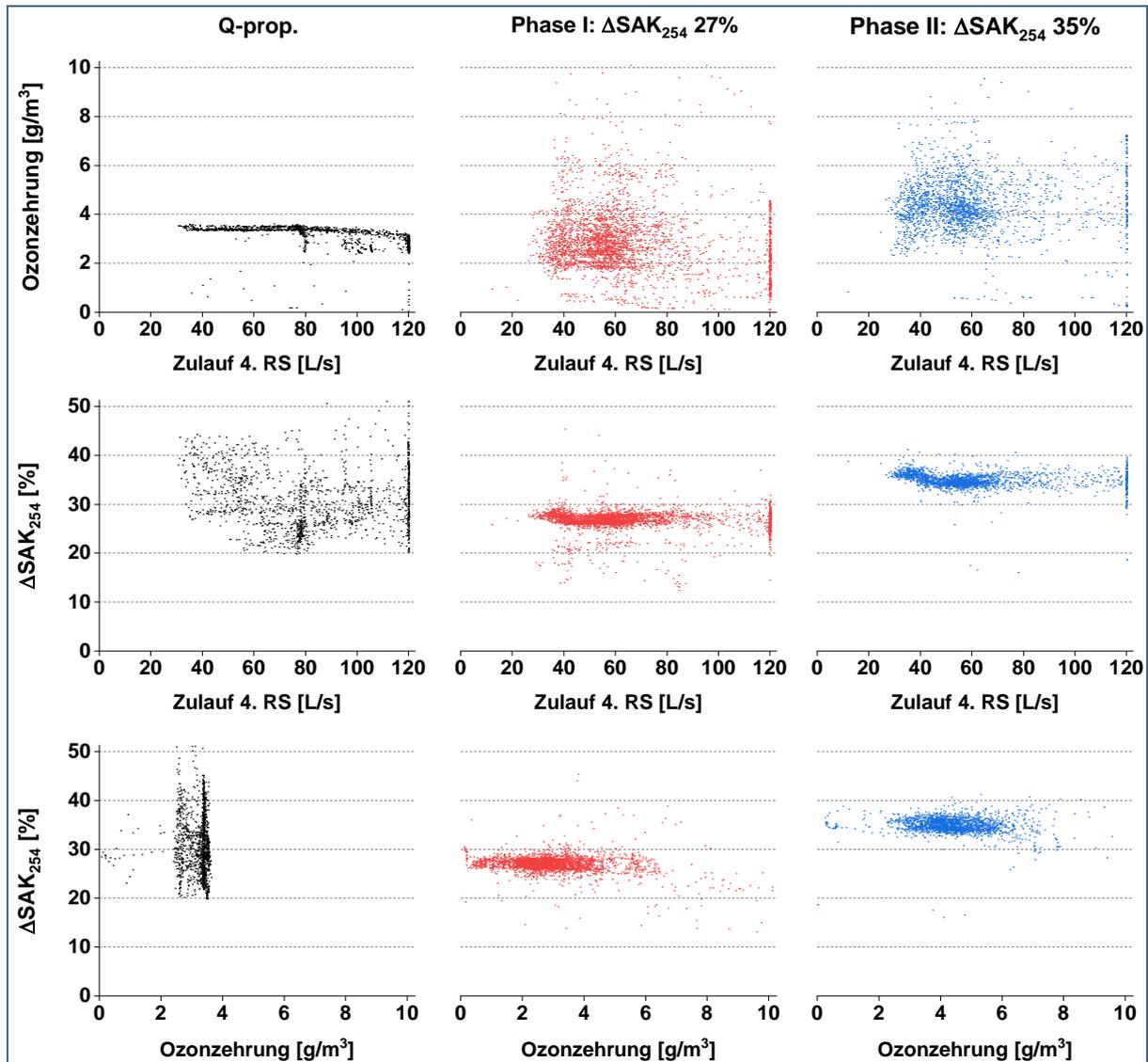


Abb. 18: Zusammenhang zwischen Ozonzeehrung, Zulauf zur 4. Reinigungsstufe und ΔSAK_{254} -Werten bei Q-proportionaler Steuerung der Ozondosierung Steuerung über das ΔSAK_{254} -Konzept.

6.3 Herausforderung der praktischen Umsetzung des ΔSAK_{254} -Konzepts durch den Einsatz von Online-Sonden

Eine ΔSAK_{254} -basierte Steuerung der Ozondosierung erfordert eine kontinuierliche Überwachung der SAK_{254} -Werte im Zu- und Ablauf der Ozonanlage mithilfe von Online-Sonden. Die erfolgreiche Umsetzung des Konzepts erfordert eine zuverlässige und möglichst genaue Bestimmung der Werte. Zur Gewährleistung der Zuverlässigkeit ist ein geeignetes Reinigungsprogramm erforderlich. Neben einer regelmäßigen Überprüfung der Messwerte der Online-Sonden durch Labormessungen kann zudem auch die Nutzung von redundanten Sonden zur Robustheit der Messungen beitragen. Zur Erhöhung der Zuverlässigkeit der SAK_{254} -Messungen im Zu- und Ablauf der Ozonanlage auf der KA Weißenburg wird daher seit Juli 2020, zusätzlich zu den bereits installierten Sonden (Fa. s::can), ein redundantes Sondenpaar (Fa. Endress + Hauser) verwendet.

In Versuchsphase I fielen die Probenahmen 2 bis 5 (Abb. 17, ΔSAK_{254} -Werte aus Labormessungen rot markiert). Der Vergleich der Ergebnisse für die ΔSAK_{254} -Werte aus Sonden- und Labormessungen in

Versuchsphase I zeigt augenscheinlich eine gute Übereinstimmung. Zur Abbildung des Regelbetriebs nach Umstellung des ΔSAK_{254} -Sollwerts auf 35% erfolgten Beprobungen im Rahmen der Probenahmen 6 bis 9. Der Vergleich der Ergebnisse für die ΔSAK_{254} -Realwerte aus Sonden- und Labormessungen in Versuchsphase II zeigt etwas größere Abweichungen. Insbesondere in Probenahme 7 wurde in Labormessungen ein deutlich geringerer ΔSAK_{254} -Wert ermittelt als durch die Sonden angezeigt. Die Abweichungen bei Probenahme 7 können vermutlich auf einen kurzfristigen Wechsel auf das redundante Sondenpaar (Fa. Endress + Hauser) zurückgeführt werden. Aufgrund von Wartungsarbeiten waren im Zeitraum der Probenahme die sonst verwendeten Sonden (Fa. s:can) außer Betrieb. Beim Vergleich der ΔSAK_{254} -Werte aus Sonden- und Labormessungen muss beachtet werden, dass die Labormessungen auf Q-proportionalen 48h- bzw. 24h-Mischproben beruhen, während die Sondenmessungen Mittelwerte zeitproportionaler Beprobungen darstellen.

Abb. 19 verdeutlicht den Grad der Übereinstimmung zwischen ΔSAK_{254} -Werten aus Sonden- und Labormessungen. Die Darstellung zeigt Ergebnisse von Stichprobenmessungen durch das Betriebspersonal der KA Weißenburg an Tagen mit Trockenwetter und an Tagen, die durch Niederschlagsereignisse beeinflusst waren. Weiterhin sind die Ergebnisse der Beprobungen durch die TU München, aufgeschlüsselt nach Versuchsphasen I und II und des Stufenversuchs dargestellt. Aus der Darstellung geht hervor, dass die aus den Labormessungen errechneten ΔSAK_{254} -Werte zumeist über den ΔSAK_{254} -Werten lagen, die sich aus den Sondenmessungen ergaben. Im Mittel ergaben sich aus den Labormessungen um etwa 10% höhere ΔSAK_{254} -Werte als aus den Messwerten der Online-Sonden (Berücksichtigung nur der Ergebnisse der Stichprobenahmen durch das Betriebspersonal der KA Weißenburg). Ein Einfluss der Wetterbedingungen auf die Korrelation zwischen den ΔSAK_{254} -Werten aus Sonden- und Labormessungen konnte nicht festgestellt werden. Eine detailliertere Betrachtung der in Labormessungen bestimmten und über die Online-Sonden erfassten absoluten SAK_{254} -Messwerte im Zulauf und im Ablauf der Ozonanlage erlaubt eine mögliche Erklärung für die Unterschiede in den ermittelten ΔSAK_{254} -Werten. Aus der Korrelation zwischen den absoluten SAK_{254} -Werten zeigt sich, dass die Online-Sonden im Ablauf der Ozonanlage tendenziell etwas höhere Werte anzeigten als die Labormessungen ergaben, im Zulauf der Ozonanlage hingegen etwas niedrigere Werte. Bei Betrachtung der Verhältnisse der über Sonden- und Labormessungen bestimmten SAK_{254} -Werte im Zulauf und im Ablauf der Ozonanlage zeigt sich jedoch im Ablauf der Ozonanlage eine höhere Abweichung der Werte (Median: +6%) als im Zulauf der Ozonanlage (Median: -1%).

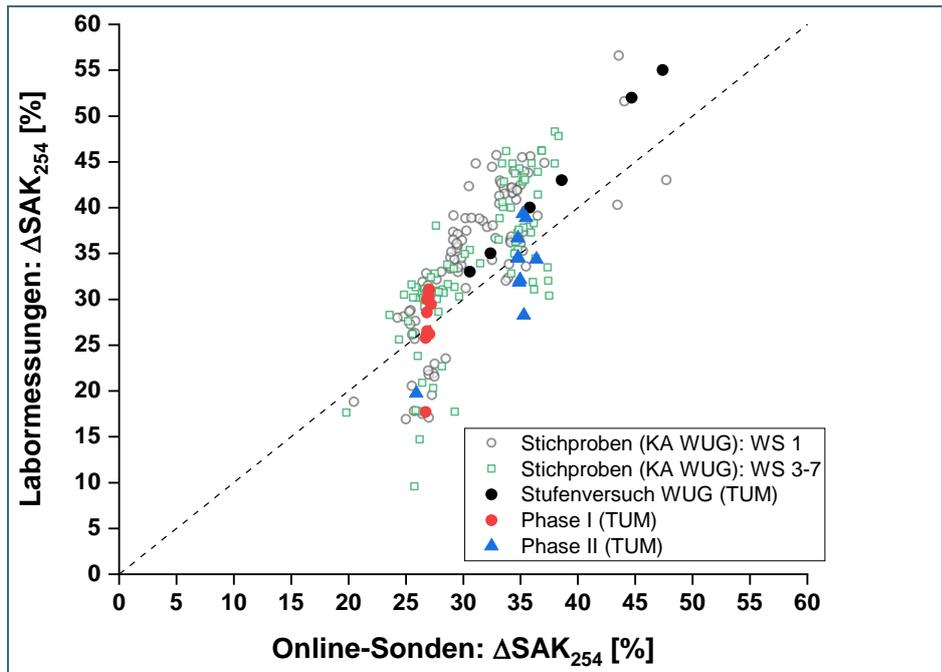


Abb. 19: Korrelation zwischen ΔSAK_{254} -Werten aus Labormessungen und Erfassung über Online-Sonden. Darstellung enthält Daten für das Jahr 2020 aus Stichprobenmessungen, die durch das Betriebspersonal der KA Weißenburg durchgeführt wurden, und Beprobungen durch die TU München im Untersuchungszeitraum (Februar 2020 bis Januar 2021).

WS 1-7: Wetterschlüssel der Kläranlage²

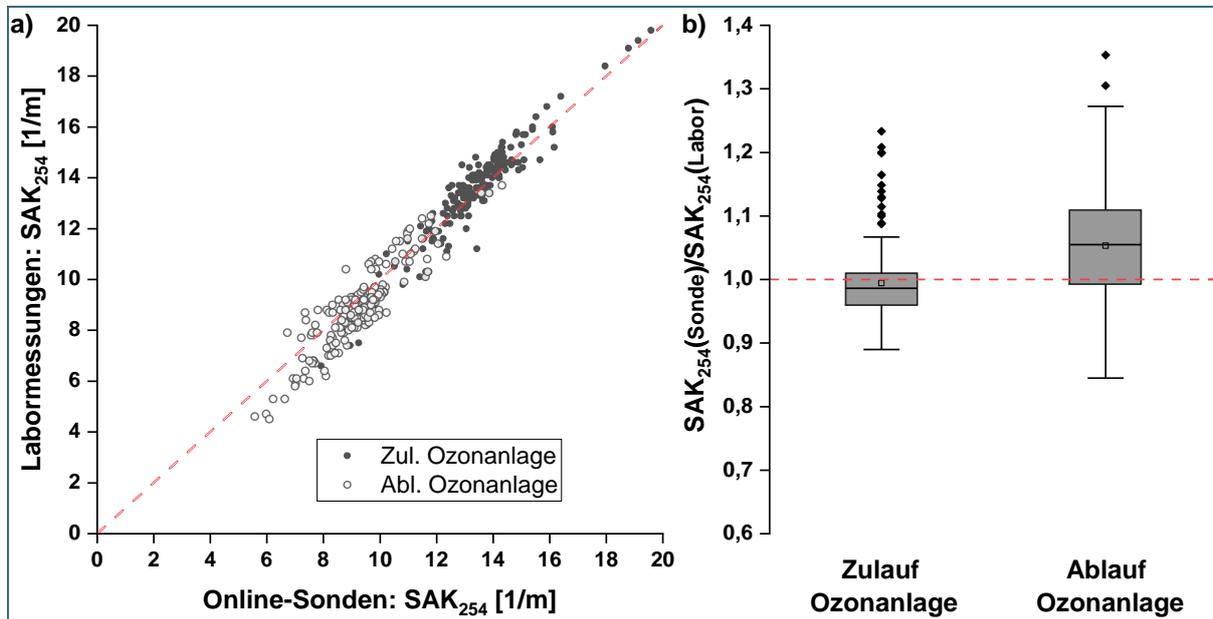


Abb. 20: Vergleich der SAK_{254} -Werte aus online-Erfassung und Laborbestimmung anhand von Stichprobenahmen durch das Betriebspersonal der KA Weißenburg. a): Korrelation zwischen SAK_{254} -Werten im Zulauf und im Ablauf der Ozonanlage erfasst über Online-Sonden und über Labormessungen. b): Verhältnis der über Online-Sonden erfassten und in Labormessungen bestimmten SAK_{254} -Werte im Zulauf und im Ablauf der Ozonanlage.

² Darstellung der Stichprobenergebnisse unterteilt in zwei Szenarien über den Wetterschlüssel (WS) der Kläranlage zur Abbildung einer möglichen Beeinträchtigung der Ergebnisse durch Niederschlagsereignisse. WS 1: Trockenwetter; WS 3-7: Regen, Gewitter, Schneeschmelze, Schneefall, Regennachlauf. WS 2 (Frost) wurde nur für eine einzelne Stichprobe angegeben und nicht berücksichtigt.

6.4 Nutzung redundanter SAK-Sonden zur Steigerung der Prozessstabilität

Um die Prozessstabilität der Δ SAK₂₅₄-Steuerung zu steigern, wurden im Juli/August 2019 parallele Versuche mit zwei weiteren Sondenfabrikaten für einen Testzeitraum von 6 Wochen durchgeführt. Nachdem im ersten Betriebsjahr kein stabiles Messsignal der SAK-Sonden der Fa. s::can über einen längeren Zeitraum erzeugt werden konnte, sollten weitere Messungen die Genauigkeit und Zuverlässigkeit der Sonden für die Steuerung des Ozoneintrags erhöhen. Im Ergebnis der Teststellung wurden Sonden der Fa. Endress + Hauser ausgewählt, zur redundanten Messung des SAK₂₅₄ im Zulauf und Ablauf der Ozonung. Für die Sondenauswahl wurden neben der Genauigkeit und Stabilität des Messsignals noch die Einbausituation vor Ort, die Wartungsintensität, die Kosten und bestehende Referenzen berücksichtigt.

Im Juli 2020 wurden die redundanten Sonden installiert und messtechnisch überprüft. Die Sondenpaare beider Hersteller konnten mit guter Übereinstimmung betrieben werden. (Abb. 21)

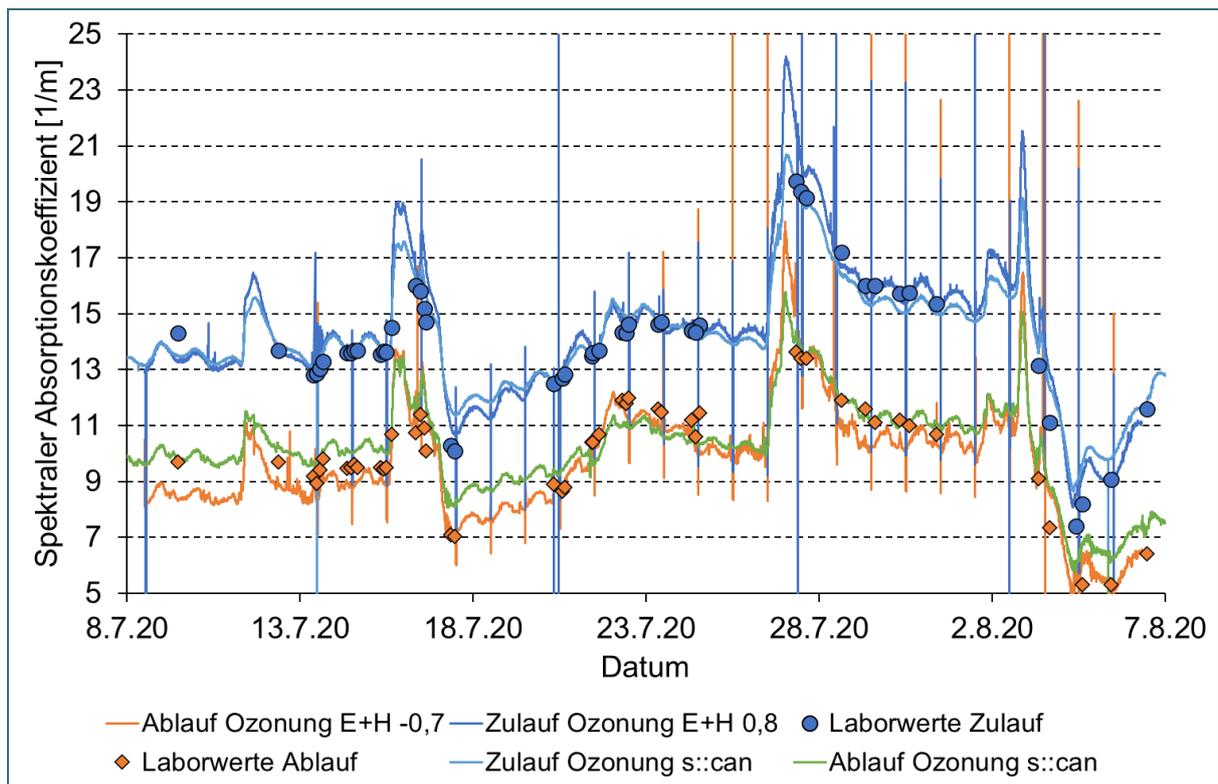


Abb. 21: Vergleich der SAK₂₅₄-Messwerte aus online-Erfassung für beide Sondenpaare und Laborbestimmung anhand von Stichprobenahmen durch das Betriebspersonal der KA Weißenburg im Zulauf- und Ablauf der Ozonung im Juli 2020.

Ziel der Untersuchung war es, die beiden Sondenpaare möglichst lange parallel zu betreiben. Bei Abweichungen der Sondenwerte soll entweder die offensichtlich fehlerhafte Sonde ersetzt oder nach einer Labormessung auf das stabile Messsignal umgeschaltet werden können. Inzwischen ist dieser Vorgang auf der KA Weißenburg automatisiert durchführbar. Abb. 22 zeigt den Verlauf der SAK₂₅₄-Messsignale aller Sonden und Labormessungen im November/Dezember 2020. Die Aufnahme der Signale der Ablaufsonden laufen parallel mit guter Verifizierbarkeit im Labor. Die Sonde der Fa. Endress + Hauser zeigt eine höhere Dynamik in den Verläufen. Dies scheint der plausible Verlauf, da sich das Messsignal der Ablaufsonde deutlich schneller und weiter dem Signal der Zulaufsonde annähert wie bei Abschaltung der Ozonung zu beobachten ist. Für eine abschließende Beurteilung reichen die bisher ermittelten Daten aber noch nicht aus. Die SAK₂₅₄-Messsignale der beiden Sonden im Zulauf der Ozonung

verlaufen wesentlich weniger kongruent als die Ablaufsonden. Dabei spielt die höhere Dynamik der Sonde der Fa. Endress + Hauser im Zulauf eine größere Rolle als im Ablauf. Zudem verschmutzen die Zulaufsonden wesentlich schneller als die Ablaufsonden. Bei der in-situ-Reinigung gab es im dargestellten Zeitraum bei der Sonde der Fa. Endress + Hauser ein elektrisches Problem mit der Säurereinigung und die Sonde der Fa. s::can wurde nur mit Druckluft gereinigt, da der Bürstenrucksack der Bürstenreinigung ausgetauscht werden musste. Bei den Zulaufsonden besteht demnach noch Optimierungsbedarf.

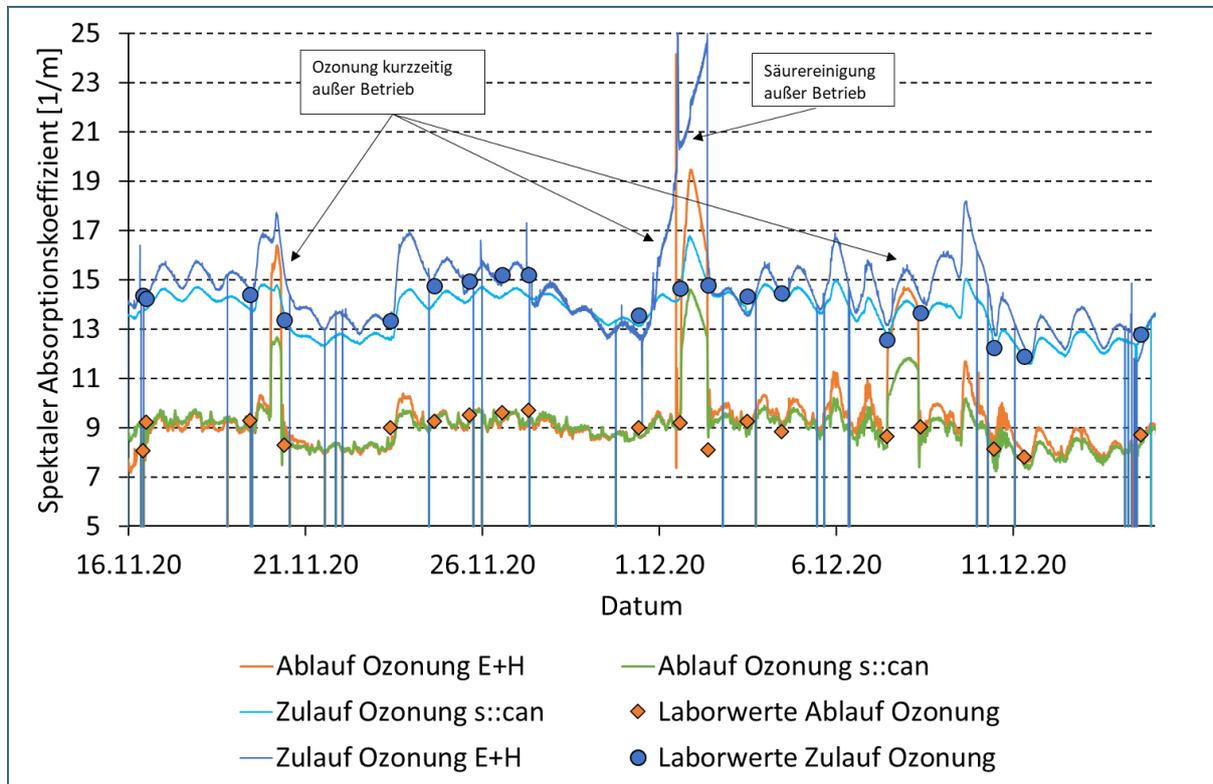


Abb. 22: Vergleich der SAK₂₅₄-Messwerte aus online-Erfassung für beide Sondenpaare und Laborbestimmung anhand von Stichprobenahmen durch das Betriebspersonal der KA Weißenburg im Zulauf- und Ablauf der Ozonung November/Dezember 2020.

Grundsätzlich ist die Zuverlässigkeit und Verfügbarkeit des Online-SAK₂₅₄-Messsignals seit Einbau der redundanten SAK-Sonden im Juli 2020 bei allen vier Sonden und bei beiden Herstellern deutlich gestiegen. Die beiden Sondenpaare sind im PLS zur Steuerung gegeneinander austauschbar. Das Bestimmtheitsmaß der Korrelation zwischen Labormesswert und Sondenmesswert lag immer deutlich über 90 %. Im Trockenwetterfall kann nun zuverlässig gemessen werden. Derzeit werden die Messungen im Regenwetterfall (Mischwasseranfall) aufeinander abgestimmt.

Am Pilotstandort der KA Weißenburg hat die Umstellung von Q-proportionaler Steuerung auf Δ SAK₂₅₄-Steuerung zur deutlichen Vergleichmäßigung der Spurenstoffelimination in der Ozonung geführt. Bei Q-proportionaler Steuerung ist aufgrund der hohen Zulaufmengenschwankungen und der hohen Schwankungen der Nitritkonzentrationen im Ablauf der Nachklärung ein Grenzwert von 80 % Spurenstoffelimination in der Ozonung der 4. Reinigungsstufe der Kläranlage Weißenburg nicht sicher einhaltbar.

Ein stabiles Messsignal der SAK-Sonden ist für die Überwachung und Regelung des Ozoneintrags unabdingbar. Die Anforderungen an die Genauigkeit der Messung sind im Vergleich zu den bisherigen Anwendungen von SAK-Messungen auf Kläranlagen sehr hoch. Eine Abweichung von $\pm 0,5$ Abs/m mit einer SAK-Sonde führt zu einer Genauigkeit des Δ SAK₂₅₄ von ± 1 Abs/m. Mit Zulaufwerten des SAK₂₅₄

von 10-20 Abs/m beträgt die Abweichung des ΔSAK_{254} 10-20 %. Zur Verdeutlichung der Bedeutung der Messgenauigkeit der SAK-Sonden für den Ozoneintrag kann Abb. 26 herangezogen werden. Bei einer mittleren Entfernung des ΔSAK_{254} von 35 % werden im Mittel ca. 80 % der Indikatorsubstanzen entfernt. Bei einer Abweichung des ΔSAK_{254} um ± 10 % werden im Mittel Spurenstoffe von ca. 50-95 % entfernt (entsprechend Abb. 26). Die Auswirkung der Abweichung des SAK-Messsignals auf die Spurenstoffelimination der Ozonung ist damit sehr groß und ein stabiles Messsignal sehr wichtig.

6.5 Ergebnisse der Stufenversuche im Semi-Batch-System und im großtechnischen Maßstab

Zur Nutzung des ΔSAK_{254} -Konzepts zur Überwachung der Reinigungsleistung musste der Zusammenhang zwischen dem erzielten ΔSAK_{254} -Wert und der prozentualen Entfernung untersuchter Indikatorsubstanzen für den Standort Weißenburg bewiesen werden. Hierzu wurden zunächst Versuche an einer Ozonanlage im Labormaßstab im Semi-Batch-Betrieb durch die TU München durchgeführt. Nach Identifikation des für die angestrebte Reinigungsleistung erforderlichen ΔSAK_{254} -Bereichs erfolgten anschließend Versuche im großtechnischen Maßstab.

6.5.1 Ergebnisse aus Versuchen im Semi-Batch-System

Zur Darstellung der Korrelation zwischen ΔSAK_{254} -Werten und prozentualer Spurenstoffentfernung wurden in zwei Laborversuchen Proben vom Ablauf der Nachklärung der KA Weißenburg mit unterschiedlichen Ozondosen behandelt. Für die Abhängigkeit zwischen ΔSAK_{254} -Werten und der prozentualen Entfernung von Einzelstoffen zeigten sich hierbei stark stoffspezifische Unterschiede (Abb. 23). Für Substanzen, die sehr schnell mit Ozon reagieren (z.B. Diclofenac) konnte bereits bei sehr niedrigen ΔSAK_{254} -Werten eine vollständige Entfernung festgestellt werden. Für eine vergleichbare Entfernung von Stoffen mit niedrigerer Reaktivität mit Ozon (z.B. Metoprolol) oder vorwiegend radikalischer Reaktion (z.B. Primidon) mussten hingegen deutlich höhere ΔSAK_{254} -Werte realisiert werden. Generell zeigte sich für die meisten Stoffe eine deutliche Korrelation zwischen ΔSAK_{254} -Wert und prozentualer Entfernung.

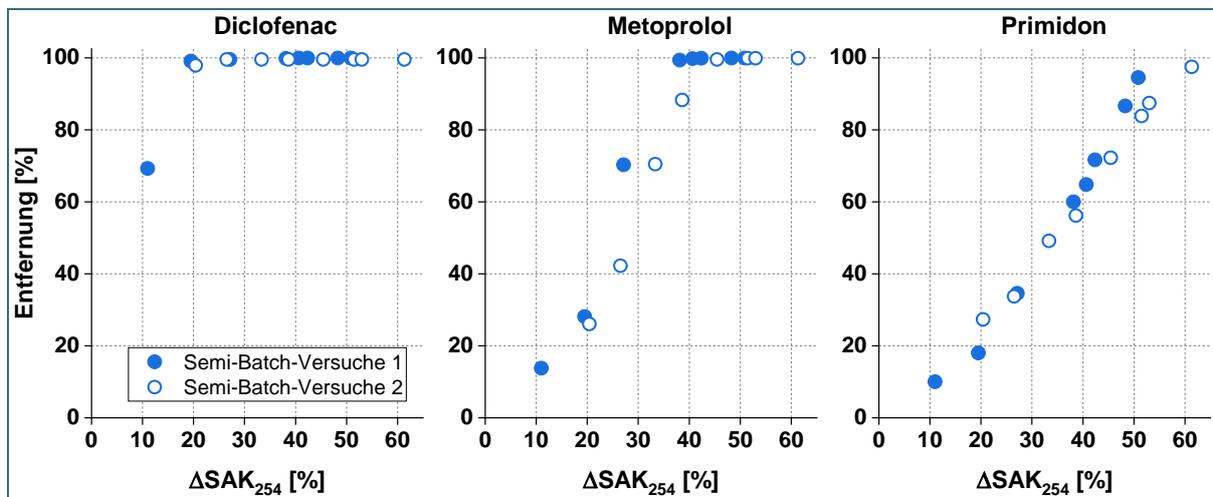


Abb. 23: Ergebnisse aus Ozonversuchen im Labormaßstab: Entfernung der Substanzen Diclofenac, Metoprolol und Primidon in Abhängigkeit des ΔSAK_{254} -Werts. Darstellung enthält Daten aus zwei Versuchsreihen im Ablauf der Nachklärung der KA Weißenburg an der Ozonanlage der TU München (Semi-Batch-System).

Bei der Durchführung der ersten Versuchsreihe im Semi-Batch-System (März 2020) wurden im Ablauf der Nachklärung erhöhte Konzentrationen an Nitrit festgestellt (0,7 mg/L $\text{NO}_2\text{-N}$). Nitrit bewirkt eine erhöhte Ozonzehrung und hat das Potential, die Effizienz der Ozonbehandlung drastisch zu reduzieren.

Um sicherzustellen, dass die Anwesenheit von Nitrit keinen Einfluss auf die Korrelation zwischen ΔSAK_{254} -Werten und prozentualer Spurenstoffentfernung hat, wurde der Versuch im Juli 2020 wiederholt. In der zweiten Versuchsreihe war kein Nitrit im Ablauf der Nachklärung vorhanden. Aus den in Abb. 23 dargestellten Ergebnissen kann kein Einfluss von Nitrit auf die Korrelation zwischen ΔSAK_{254} -Werten und prozentualer Entfernung der Einzelstoffe abgeleitet werden. Die Ergebnisse sprechen vielmehr dafür, dass eine Steuerung und Regelung über das ΔSAK_{254} -Konzept eine Kompensation von Nitritspitzen erlaubt, ohne dass es zu einem Einbruch bei der Elimination von Einzelsubstanzen kommt.

Neben der Untersuchung des Zusammenhangs zwischen ΔSAK_{254} -Werten und der prozentualen Entfernung von Einzelstoffen erfolgte eine Auswertung der Versuchsdaten anhand des bereits in Abschnitt 5.2 vorgestellten Konzepts zur Überwachung der Entfernung von Indikatorstoffkombinationen. Abb. 24 veranschaulicht den Zusammenhang zwischen ΔSAK_{254} -Werten und der Entfernung der 28 Indikatorstoffkombinationen. Für die Mittelwerte der Indikatorstoffkombinationen zeigt sich ebenfalls eine deutliche lineare Zunahme der Entfernung mit zunehmenden ΔSAK_{254} -Werten. Auch bei Betrachtung der Indikatorstoffkombinationen zeigt sich kein Unterschied zwischen den beiden Versuchsreihen.

Die Ergebnisse der Vorversuche an einer Ozonanlage im Labormaßstab belegen, dass zwischen den ΔSAK_{254} -Werten und der prozentualen Entfernung von Einzelstoffen und Indikatorstoffkombinationen Korrelationen bestehen, die es erlauben ein gewünschtes Reinigungsziel über die Einstellung eines entsprechenden ΔSAK_{254} -Werts zu erreichen. Die Versuche legten nahe, dass für das Erreichen einer mittleren Entfernung der Indikatorstoffkombinationen um 80% allein in der Ozonung ein ΔSAK_{254} -Wert zwischen 30% und 40% vonnöten wäre. Weiterhin zeigen die Ergebnisse, dass eine Steuerung und Regelung über das ΔSAK_{254} -Konzept eine Kompensation von Nitritspitzen erlaubt, sofern die Steuerung schnell genug auf Änderungen der Wasserqualität reagieren kann.

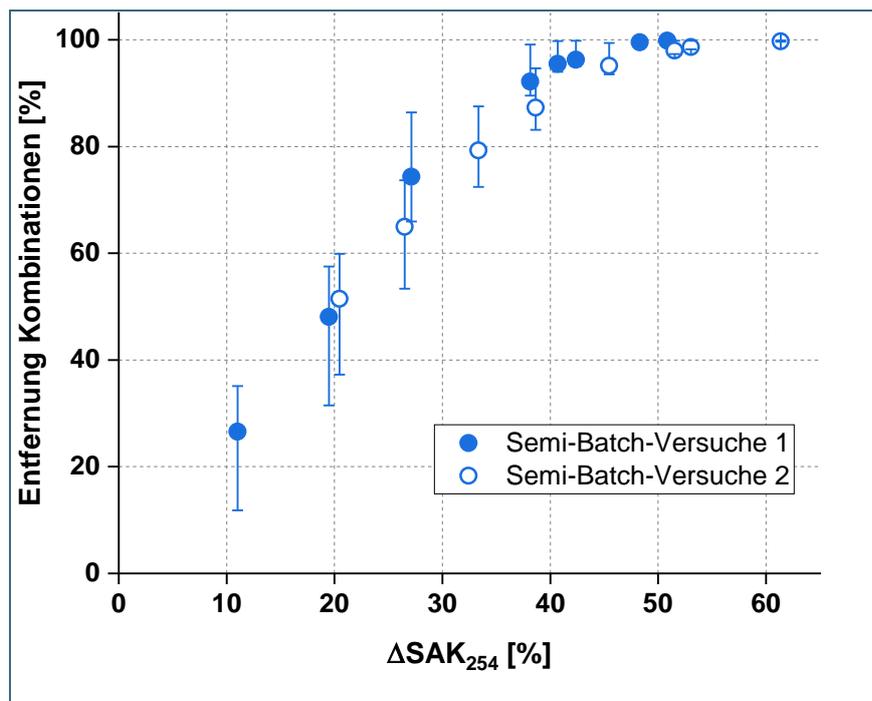


Abb. 24: Ergebnisse aus Ozonversuchen im Labormaßstab: Entfernung der Indikatorstoffkombinationen in Abhängigkeit des ΔSAK_{254} -Werts. Darstellung enthält Daten aus zwei Versuchsreihen mit Ablauf der Nachklärung der KA Weißenburg an der Ozonanlage der TUM (Semi-Batch-System). Die Darstellung für die Entfernung der Indikatorstoffkombinationen zeigt die mittlere Entfernung aller 28 möglichen Kombinationen (jeweils 6 aus 8 Stoffen). Die Antennenenden markieren die Kombinationen mit minimaler und maximaler Entfernung.

6.5.2 Ergebnisse der großtechnischen Stufenversuche

Nach Abschluss der Vorversuche an einer Ozonanlage im Labormaßstab wurden Versuche im großtechnischen Maßstab an der Ozonanlage der KA Weißenburg durchgeführt. Zur Sicherstellung der Prozessstabilität bei variablen ΔSAK_{254} -Sollwerten erfolgte vor Durchführung des von Probenahmen begleiteten Stufenversuchs ein Vorversuch ohne Beprobung (Abb. 25, blau eingefärbte Abschnitte). Im

Rahmen des Vorversuchs wurden die ΔSAK_{254} -Sollwerte sukzessive auf bis zu 45% angehoben. Nach erfolgreichem Abschluss des Vorversuchs erfolgte dann vom 13.08. bis 14.08. ein erster Versuch mit Beprobung (Abb. 25, rot eingefärbter Abschnitt). Hierbei wurde zunächst eine Beprobung bei einem ΔSAK_{254} -Sollwert von 45% durchgeführt. Anschließend erfolgte eine Umstellung auf einen ΔSAK_{254} -Sollwert von 50%. Infolge eines einsetzenden Gewitters und Starkregens brachen die ΔSAK_{254} -Werte kurzzeitig ein, über Nacht wurde der ΔSAK_{254} -Sollwert auf einen Wert von 35% herabgesetzt. Nach einer Stabilisierung am nächsten Morgen erfolgte eine weitere Beprobung. In der darauffolgenden Woche erfolgten dann Beprobungen bei ΔSAK_{254} -Sollwerten von 30% und 33%.

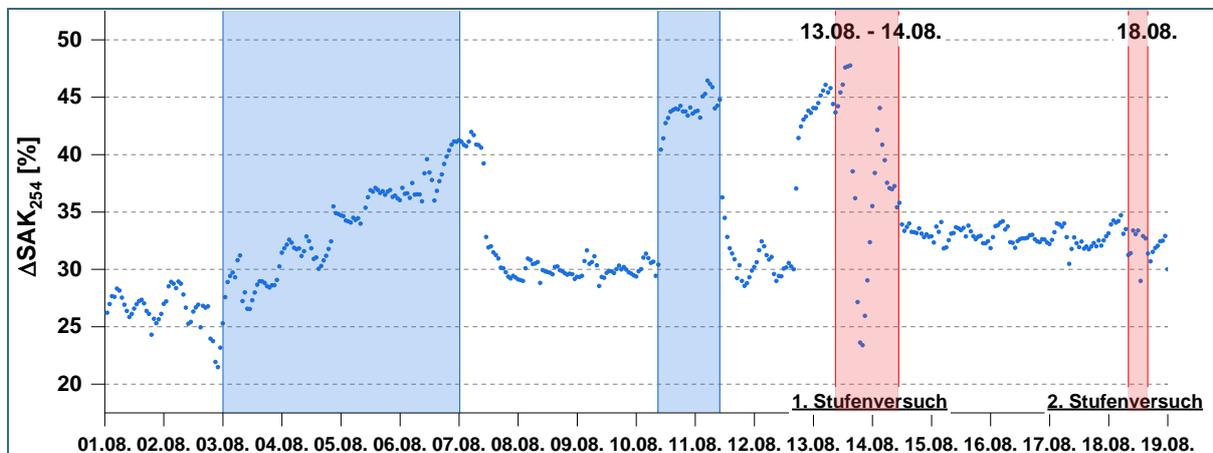


Abb. 25: ΔSAK_{254} -Profil im Zeitraum der Durchführung des Stufenversuchs. Blau markierte Bereiche kennzeichnen Vorversuche ohne Probenahmen, in denen die generelle Erreichbarkeit unterschiedlicher ΔSAK_{254} -Sollwerte vorgetestet wurde. Rot markierte Bereiche markieren die Zeiträume, in denen Probenahmen bei variierenden ΔSAK_{254} -Sollwerten durchgeführt wurden.

Die Ergebnisse des großtechnischen Stufenversuchs zeigten eine gute Übereinstimmung mit der im Labormaßstab bestimmten Korrelation zwischen ΔSAK_{254} -Werten und der Entfernung der untersuchten Indikatorstoffkombinationen (Abb. 26). Die Ergebnisse des großtechnischen Stufenversuchs unterstützten die Schlussfolgerung aus den Versuchen im Labormaßstab, wonach eine mittlere Entfernung der Indikatorstoffkombinationen um 80% durch einer ΔSAK_{254} -Einstellung von 30% bis 40% erreichbar ist. Nach Auswertung und Diskussion der Ergebnisse der Stufenversuche im Projektgremium erfolgte daher Mitte September 2020 eine Umstellung des ΔSAK_{254} -Sollwerts auf 35%.

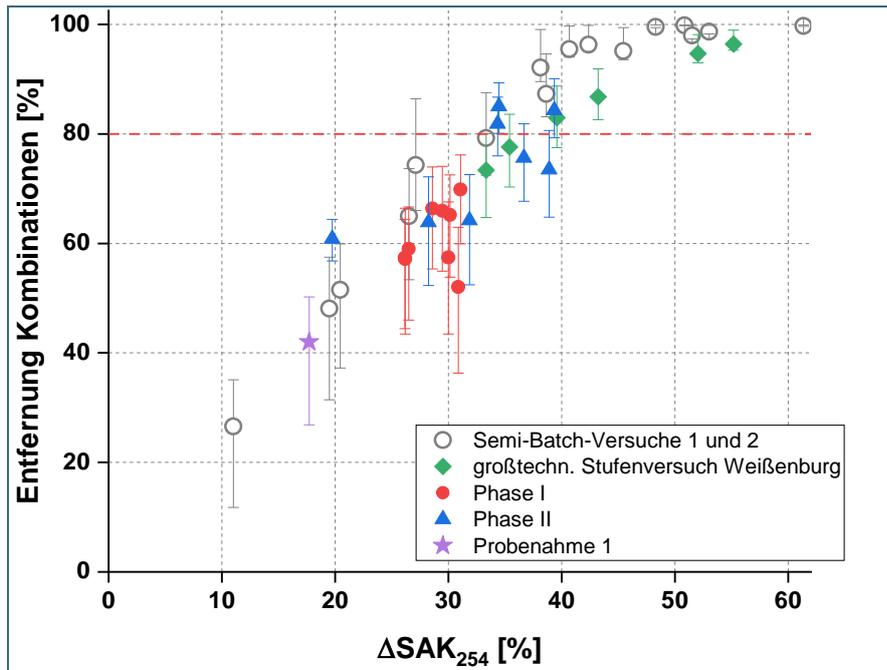


Abb. 26: Ergebnisse aus Versuchen im Semi-Batch-System, großtechnischem Versuch sowie Probenahmen im Regelbetrieb: Entfernung der Indikatorstoffkombinationen in Abhängigkeit des ΔSAK_{254} -Werts in der Ozonung. Die Darstellung für die Entfernung der Indikatorstoffkombinationen zeigt die mittlere Entfernung aller 28 möglichen Kombinationen (jeweils 6 aus 8 Stoffen). Die Antennenenden markieren die Kombinationen mit minimaler und maximaler Entfernung.

Zur Validierung der in den Stufenversuchen ermittelten Korrelation zwischen ΔSAK_{254} -Werten und der Entfernung der untersuchten Indikatorstoffkombinationen wurden die in den Probenahmen 1 bis 9 beobachteten Entfernungsleistungen mit den Ergebnissen der Stufenversuche abgeglichen (Abb. 26). Insgesamt zeigte sich eine gute Übertragbarkeit der im Rahmen der Stufenversuche ermittelten Korrelation und den Beprobungen im Regelbetrieb.

7 Charakterisierung und Vergleich der Filterstraßen im Ablauf der Ozonung

7.1 Charakterisierung des Filterbetriebs und Analyse der Filterleistung

Da im Zulauf oder Ablauf der beiden Filter keine direkte Durchflussmessung erfolgt, muss eine Auswertung der den Filtern zugeführten Wassermenge über die Zulaufdaten zur weitergehenden Behandlungsstufe unter Annahme einer gleichmäßigen Verteilung des ozonierten Wassers auf beide Filterstufen erfolgen. Die Auswertung der Durchflussmengen ermöglicht die Darstellung der Leerrohrkontaktzeiten (engl. Empty Bed Contact Time (EBCT)) in den der Ozonanlage nachgeschalteten Filterstufen. Abb. 27 stellt die Verteilung der Tagesmittelwerte für die EBCT für den Zeitraum von Anfang Januar 2020 bis Ende Januar 2021 dar. Aus dem Median der Verteilung ergibt sich eine EBCT von etwa 35 min.

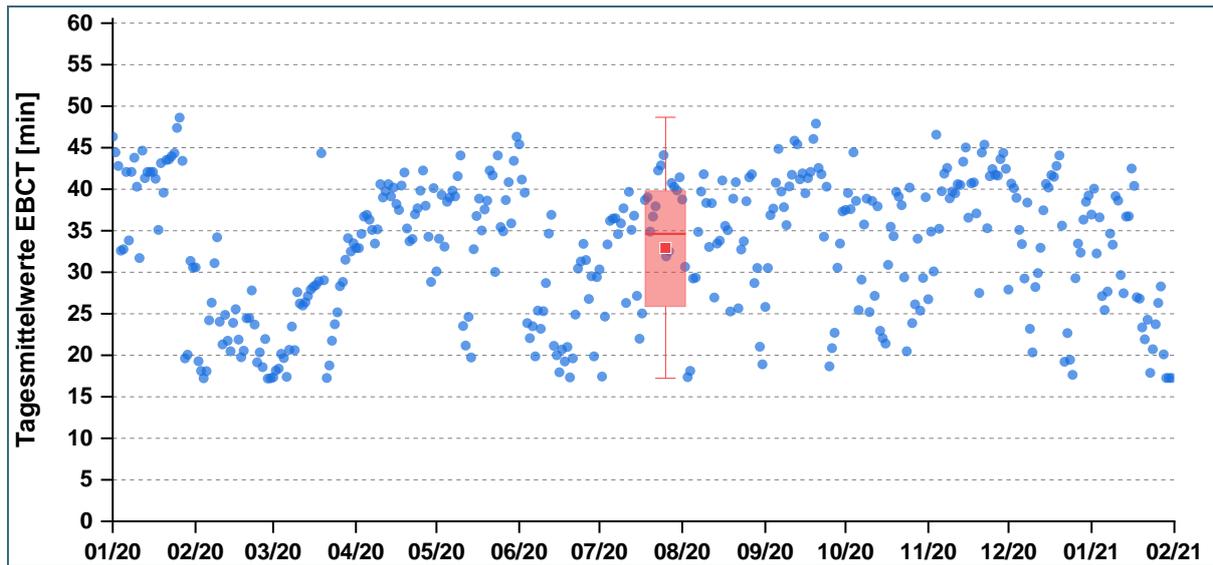


Abb. 27: EBCT in den Filterstufen im Jahr 2020 (bei Berücksichtigung eines Filterbettvolumens von 62 m³).

7.1.1 Sauerstoffzehrung und Entfernung von Summenparametern

Im Ablauf der Ozonanlage durch online-Sonden erfasste Sauerstoffkonzentrationen zeigen eine erwartbare Übersättigung des Wassers infolge der Begasung mit Ozon bzw. Sauerstoff (Abb. 28). Die Berechnung der Sauerstoffzehrung in den Filterstufen erlaubt Schlussfolgerungen zu in den Filtern vorherrschenden Betriebsbedingungen und ermöglicht eine Abschätzung der biologischen Aktivität. Eine hohe, teils vollständige Sauerstoffzehrung in beiden Filterstufen bis etwa Mitte Mai 2020 und dann wieder ab Mitte Dezember 2020 (Abb. 28) kann mutmaßlich auf eine unvollständige Nitrifikation im Rahmen der konventionellen Abwasserbehandlung in den kälteren Wintermonaten zurückgeführt werden (vgl. Abb. 9). Durch weitgehende Zehrung des gelösten Sauerstoffs kam es hier zu Phasen mit ausgeprägten suboxischen Bedingungen³. Nitrat-reduzierende, anoxische Bedingungen konnten im betrachteten Zeitraum mit dem zur Verfügung stehenden Datensatz nicht belegt werden. Aufgrund eines nur begrenzten Angebots an leicht verfügbarem Substrat erscheinen deutlich denitrifizierende Bedingungen aber auch eher unwahrscheinlich. Ein Vergleich der Sauerstoffzehrung in den Filterstufen zeigte deutliche Unterschiede. So war die Sauerstoffzehrung in den BAK-Filtern zwischen Mai und Dezember 2020 deutlich höher (62%) als in den Sandfiltern (Sandfilter: $5,6 \pm 2,5$ mg/L; BAK-Filter $9,1 \pm 2,5$ mg/L (Mittelwerte mit Standardabweichung); n=245).

Auch eine Auswertung der Entfernung organischer Summenparameter offenbarte höhere Entfernungsleistungen im BAK-Filter (DOC: $8 \pm 2\%$; CSB: $9 \pm 6\%$; SAK₂₅₄: $10 \pm 3\%$ (Mittelwerte mit Standardabweichung)) (vgl. Abb. 29). Der Vergleich der Sauerstoffzehrung und der Entfernung von Summenparametern in den beiden Filterstufen deutete auf eine höhere biologische Aktivität in den BAK-Filtern hin. Angesichts der niedrigeren Spülfrequenz in den mit BAK gefüllten Filtern erscheint diese Schlussfolgerung durchaus plausibel. Die höhere Spülfrequenz und -intensität in den mit Sand betriebenen Filtern könnte verantwortlich für eine verstärkte Abbrasion sein und somit eine Limitierung des Biofilmwachstums auf dem Filtermaterial bewirken. Eine höhere Biomassedichte in den mit BAK betriebenen Filtern könnte folglich die Unterschiede in der Sauerstoffzehrung und der Entfernung von Summenparametern erklä-

³ Definition der Redoxbedingungen: Suboxische Bedingungen: Konzentrationen an gelöstem Sauerstoff < 1 mg/L, keine ausgeprägte Denitrifikation ($\Delta\text{NO}_3\text{-N} < 0,5$ mg/L); Anoxische Bedingungen: Konzentrationen an gelöstem Sauerstoff < 1 mg/L, ausgeprägte Denitrifikation ($\Delta\text{NO}_3\text{-N} > 0,5$ mg/L) [7–9]

ren. Ein Hindernis bei der Interpretation der beobachteten Unterschiede stellt jedoch der mögliche Einfluss der Restadsorptionskapazität auf die Sauerstoffzehrung und die Entfernung von Summenparametern dar. Zwar ist davon auszugehen, dass nach einer Betriebsdauer von über drei Jahren kein deutlicher Rückhalt der Summenparameter mehr zu erwarten ist. Eine quantitative Abschätzung des Einflusses der Restadsorptionskapazität kann aber nicht abschließend geklärt werden.

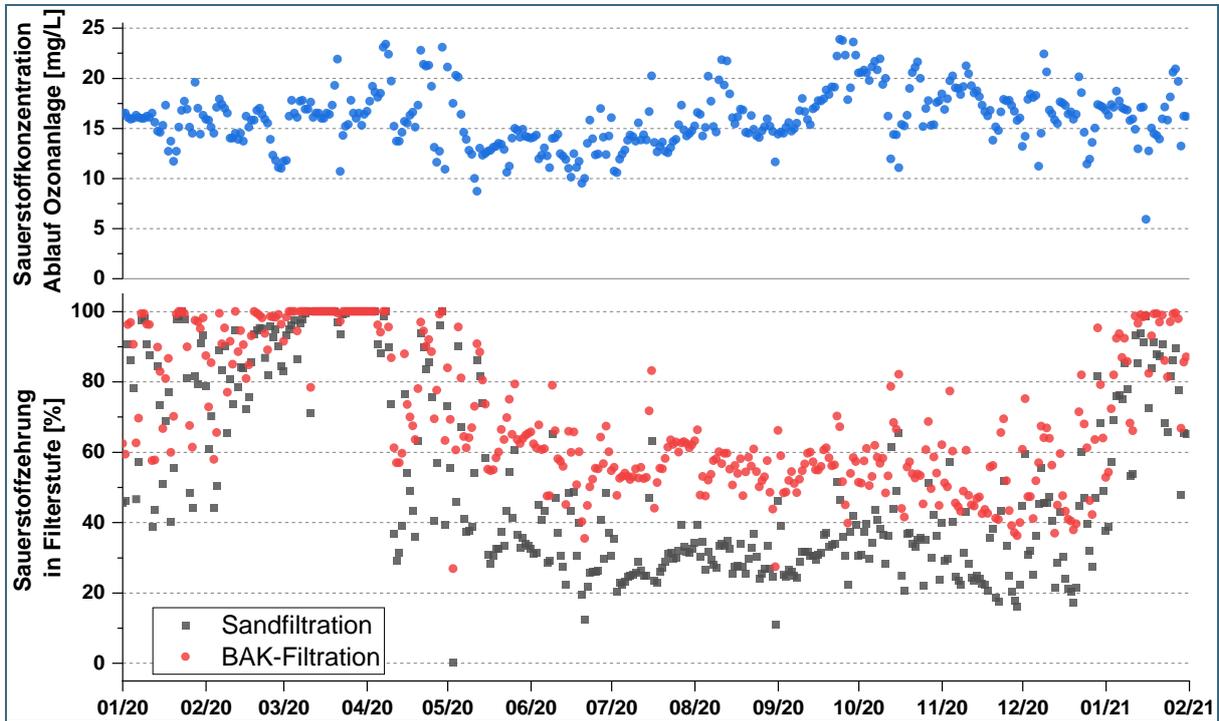


Abb. 28: Tagesmittelwerte der Sauerstoffkonzentrationen im Ablauf der Ozonanlage und der Sauerstoffzehrung in Sand- und BAK-Filtern im Untersuchungszeitraum. Daten entstammen Online-Messungen im Ablauf der Ozonanlage und im Ablauf beider Filterstufen.

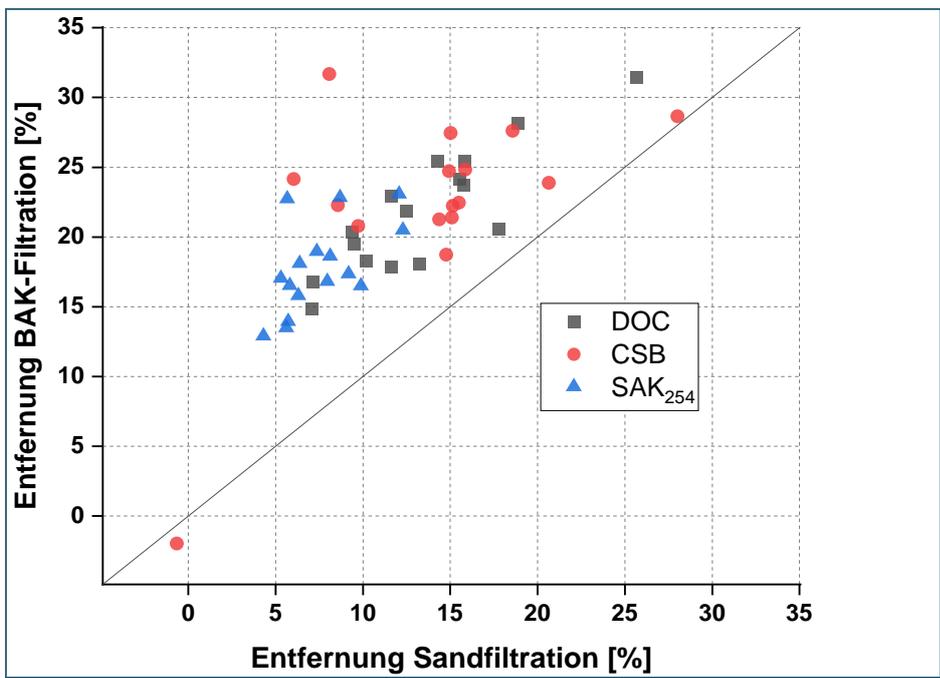


Abb. 29: Prozentuale Entfernung der Summenparameter DOC, gelöster CSB und SAK₂₅₄ in Sand- und BAK-Filtern. Für die Darstellung wurden Konzentrationen bzw. Signale im Ablauf der Filterstufen auf die korrespondierenden Werte im Ablauf der Ozonanlage bezogen (DOC: $6,4 \pm 0,8$ mg/L; CSB: $16,8 \pm 2,0$ mg/L; SAK₂₅₄: $9,8 \pm 1,1$ 1/m; n=16).

7.1.2 Spurenstoffentfernung

Im Ablauf der Ozonanlage wurden noch 21 der untersuchten Substanzen mit Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze in mindestens 9 von 17 Probenahmen gefunden. Die folgende Diskussion der Spurenstoffentfernung in den Filterstufen bezieht sich daher auf diese 21 Substanzen.

Der Vergleich der beiden Filterstufen zeigt deutliche Unterschiede in der Entfernung der im Ablauf der Ozonanlage noch vorliegenden Substanzen (Abb. 30). In den Sandfiltern erfolgt keine zusätzliche Entfernung der meisten untersuchten Einzelstoffe (Ausnahme Atenolol, ca. 25% Entfernung). In den BAK-Filtern wurde eine stark stoffspezifische Entfernung der untersuchten Substanzen beobachtet. Für einige Stoffe konnte eine sehr weitgehende Entfernung in den BAK-Filtern festgestellt werden.

Biologisch besonders leicht verfügbare Stoffe (Coffein, Ibuprofen) werden bereits in der konventionellen Behandlung vollständig entfernt und boten sich daher nicht zur Einschätzung des weitergehenden biologischen Spurenstoffabbaus in den Filterstufen an. Die Stoffe Acesulfam, Iopromid und Gabapentin hingegen waren im Ablauf der Ozonanlage noch in relevanten Konzentrationen vorhanden. Auch diese Stoffe sind bekanntermaßen biologisch abbaubar [3, 10–12]. Alle drei Stoffe sind zudem sehr polar, wodurch der Einfluss der Adsorption auf den Stoffrückhalt begrenzt gewesen sein dürfte. In den BAK-Filtern konnte für Gabapentin eine Entfernung von etwa 25%, in den Sandfiltern hingegen nur um weniger als 10% festgestellt werden. Dieser Unterschied spricht für eine verbesserte biologische Umwandlung in den BAK-Filtern, die auf eine höhere Biomassedichte zurückführbar sein könnte und unterstützt die Beobachtungen bei der Sauerstoffzehrung und der Entfernung von Summenparametern. Für Iopromid und Acesulfam zeigte sich in den Sandfiltern keine zusätzliche Entfernung. Die Tatsache, dass auch biologisch hochpersistente Stoffe wie Primidon in begrenztem Maße im BAK-Filter zurückgehalten werden, belegt jedoch auch den weiterhin vorhandenen Einfluss der Restadsorptionskapazität.

Trotz Anzeichen für eine im Vergleich mit den Sandfiltern höhere biologische Aktivität in den BAK-Filtern ist davon auszugehen, dass die Restadsorptionskapazität der Aktivkohle hauptsächlich für die generell deutlich bessere Spurenstoffentfernung war. So konnte insbesondere für gut adsorbierende Stoffe (z.B. 4/5-Methybenzotriazol, Benzotriazol, Metoprolol) noch immer ein sehr weitgehender Rückhalt von über 80% festgestellt werden (siehe auch Abschnitt 7.2). Das Verhalten von polaren Stoffen, wie Acesulfam und Iopromid hingegen, war stellvertretend für schwach adsorbierende Substanzen mit zunehmender Filterlaufzeit (Abb. 30). Mit fortschreitender Beladung verstärkt sich die Konkurrenz um die verfügbaren Adsorptionsplätze und führt zur Desorption schwach adsorbierender Substanzen. Dieser Verdrängungseffekt kann zu einem Anstieg der Konzentrationen einzelner Substanzen im Ablauf des Filters führen.

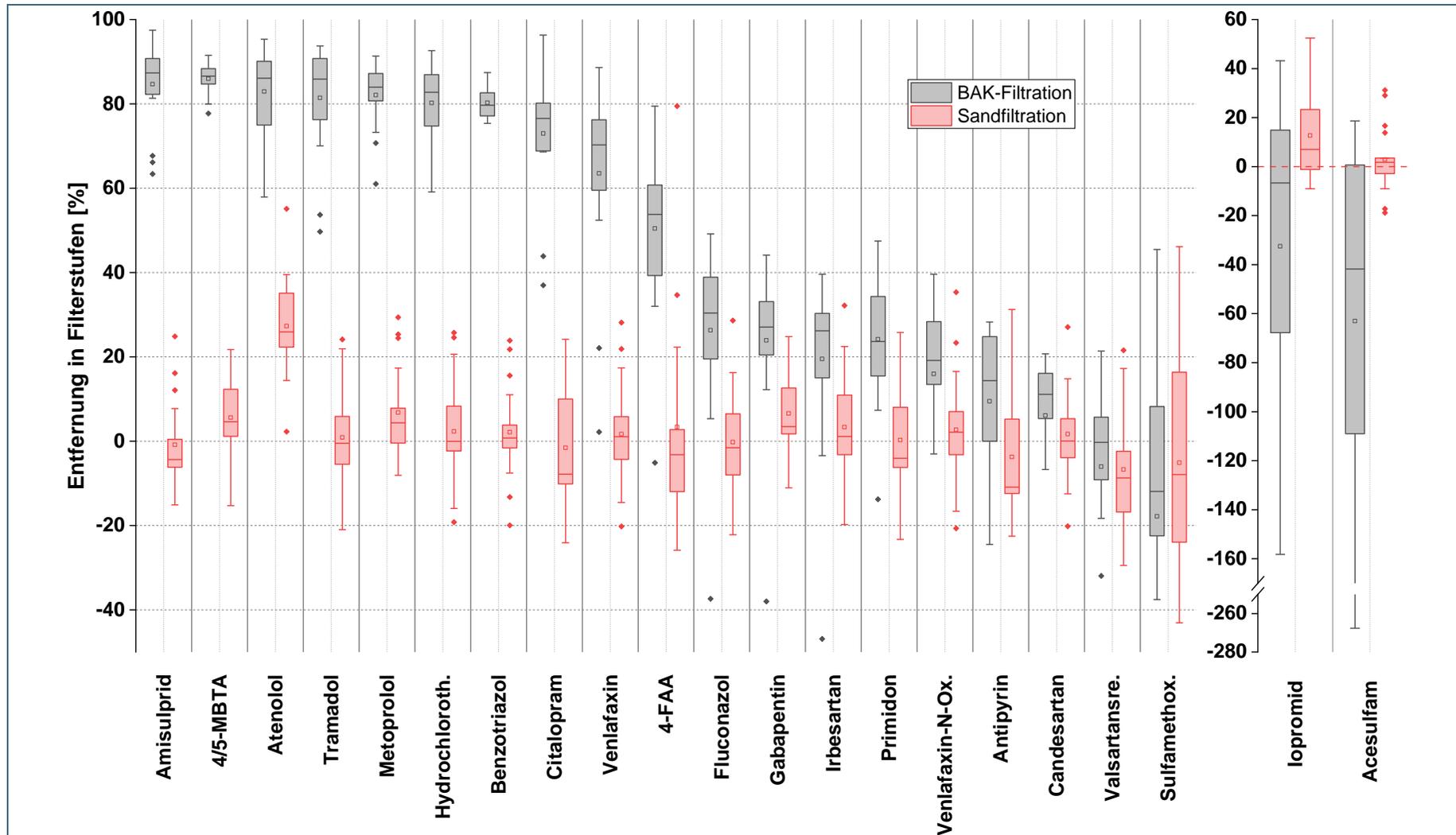


Abb. 30: Prozentuale Entfernung untersuchter Einzelstoffe in den der Ozonanlage nachgeschalteten Filterstufen (n=17). Entfernung bezogen auf Konzentrationen im Ablauf der Ozonanlage. Berücksichtigt sind Einzelstoffe, deren Konzentrationen im Ablauf der Ozonanlage in mindestens 9 von 17 Probenahmen oberhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenze lagen (vgl. Tab. 3). Die Daten beziehen sich auf den Untersuchungszeitraum von Februar 2020 bis Januar 2021 (ca. 35.000 – 50.000 BVT).

7.2 Weitergehende Untersuchungen zur Abschätzung der Adsorptionskapazität des BAK-Filters

Der adsorptive Rückhalt und das Durchbruchverhalten von Einzelstoffen in Aktivkohlefiltern ist stark stoffspezifisch. Der Vergleich der Durchbruchkurven von Benzotriazol, Metoprolol und Irbesartan in den BAK-Filtern der KA Weißenburg verdeutlicht dies (Abb. 31). Während für die Stoffe Benzotriazol und Metoprolol auch nach gut 55.000 durchgesetzten Bettvolumina noch immer eine Entfernung von etwa 80% beobachtet werden konnte, deutete die Durchbruchkurve für Irbesartan eine Erschöpfung der Adsorptionskapazität bei hoher Fluktuation der Entfernungsleistung an.

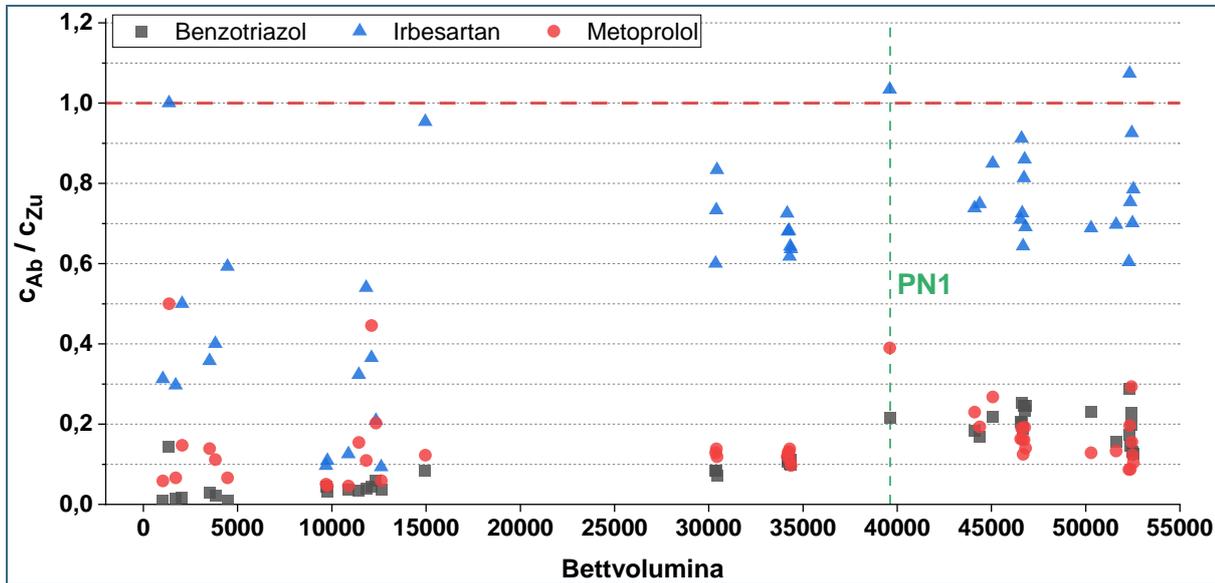


Abb. 31: Durchbruchkurven der Stoffe Benzotriazol, Metoprolol und Irbesartan im Ablauf des BAK-Filters. Grün markiert ist der Zeitpunkt der ersten Probenahme im Rahmen der vorliegenden Studie im Februar 2020.

Zusätzliche Adsorptionsversuche hatten zum Ziel eine Abschätzung der Adsorptionskapazität über Pseudo-Einzelstoffisothermen im Ablauf der Nachklärung nach unterschiedlicher Vorbehandlung zu erlauben. Pseudo-Einzelstoffisothermen für die Stoffe Benzotriazol, Metoprolol und Irbesartan, aufgenommen in Ablauf der Nachklärung nach Zugabe unterschiedlicher Ozondosen, sprachen zunächst gegen eine Veränderung der Adsorptionskapazität in Abhängigkeit einer Vorozonung (Abb. 32). Die Annahme, dass eine Vorozonung zu einer Reduktion der Konkurrenzadsorption durch den organischen Hintergrund und somit zu einer Erhöhung der Adsorptionskapazität für die noch im Wasser vorhandenen Spurenstoffe führt, konnte durch die Gleichgewichtsversuche nicht gestützt werden. Die Ergebnisse sprachen daher gegen einen direkten Einfluss der Vorozonung auf die Adsorptionskapazität eines BAK-Filters. Andere Studien fanden jedoch, dass sich eine Vorozonung durchaus positiv auf die Adsorptionskapazität und das Durchbruchverhalten in GAK-Filtern auswirken kann [13, 14]. Der Einfluss der Vorozonung auf die Autoregeneration des Filters durch eine eventuell erhöhte mikrobiologische Aktivität kann zudem durch die Ergebnisse nicht abgebildet werden.

Zur weiteren Diskussion der Adsorptionskapazität wurden die Ergebnisse der Isothermentests nach Vorozonung mit einer mittleren Ozondosis von 2,5 mg/L herangezogen (ΔSAK_{254} : 29%). Die Adsorptionsisothermen von Benzotriazol, Metoprolol und Irbesartan (Abb. 33) verdeutlichen die stark stoffspezifische Beladung der Aktivkohle im Gleichgewicht. Der Vergleich der Isothermen unterstützt die Beobachtungen zum Durchbruchverhalten der drei Stoffe in den BAK-Filtern auf der KA Weißenburg. Während die Stoffe Benzotriazol und Metoprolol auch nach einer Filterlaufzeit von über drei Jahren und knapp 50.000 Bettvolumina noch weitgehend zurückgehalten wurden, zeigte sich für Irbesartan ein deutlich früherer Durchbruch. Die Ergebnisse der Isothermentests deuteten darauf hin, dass Unterschiede in der Sorptionsfähigkeit der Substanzen ursächlich für diese Beobachtungen waren.

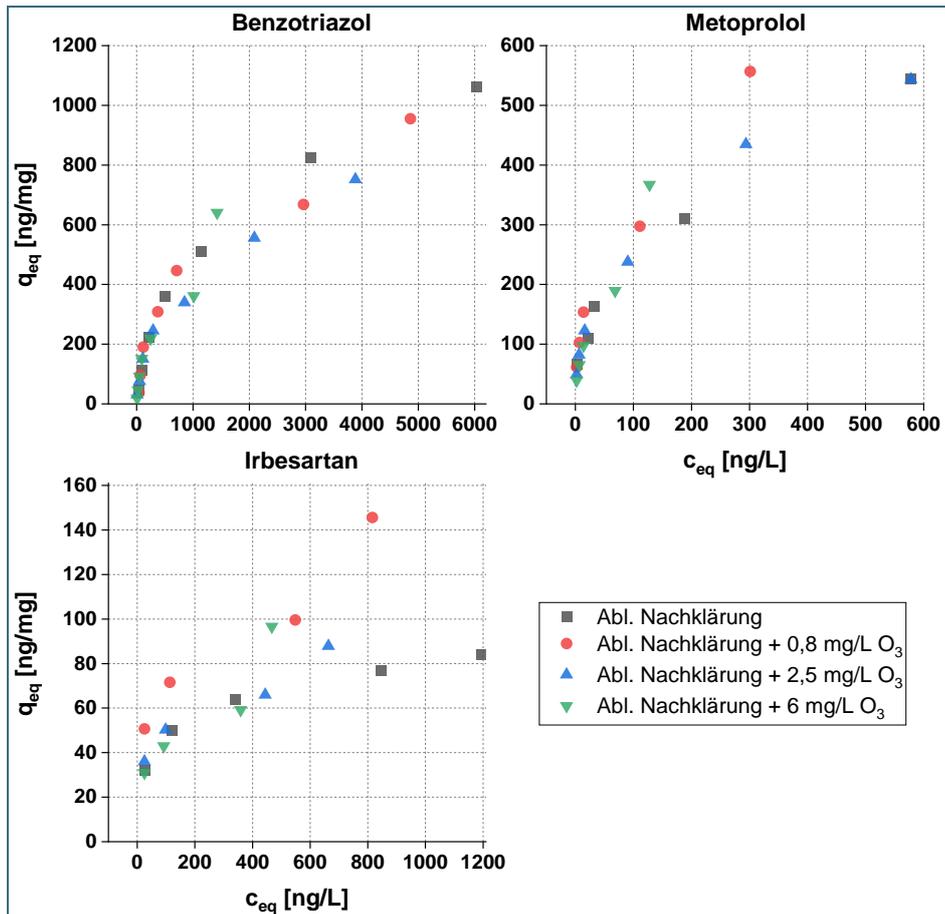


Abb. 32: Pseudo-Einzelstoffisothermen von Benzotriazol, Metoprolol und Irbesartan aufgenommen in Ablauf der Nachklärung der KA Weißenburg ohne Vorbehandlung und nach Vorbehandlung mit drei verschiedenen Ozondosen.⁴

Die Aufnahme von Adsorptionsisothermen erlaubt die Abschätzung der Adsorptionskapazität bei vorgegebener Gleichgewichtskonzentration. Eine mathematische Beschreibung von Adsorptionsisothermen kann über den empirischen Ansatz nach Freundlich erfolgen (Abb. 33). Mithilfe der Freundlich-Parameter, dem Freundlich-Koeffizienten, K_F , und dem Freundlich-Exponenten, n , kann die theoretisch mögliche Beladung von Aktivkohle im Gleichgewicht, q_e , in Abhängigkeit der Gleichgewichtskonzentration, c_e , abgebildet werden: $q_e = K_F * c_{eq}^n$. Im Falle von Festbettfiltern kann hierbei vereinfachend die Gleichgewichtskonzentration mit der Ausgangskonzentration gleichgesetzt werden.

⁴ Angegebene Ozondosen sind nicht mit der Ozonzehrung gleichzusetzen, da bei Durchführung der Ozonversuche im Semi-Batch-System die Kontaktzeit zwischen Gasphase und Wasserprobe gering ist. In den Semi-Batch-Versuchen liegt der Anteil des gezehrten Ozons erfahrungsgemäß bei etwa 50% der eingebrachten Dosis. Eine genaue Massenbilanz war im Rahmen der Versuche nicht möglich.

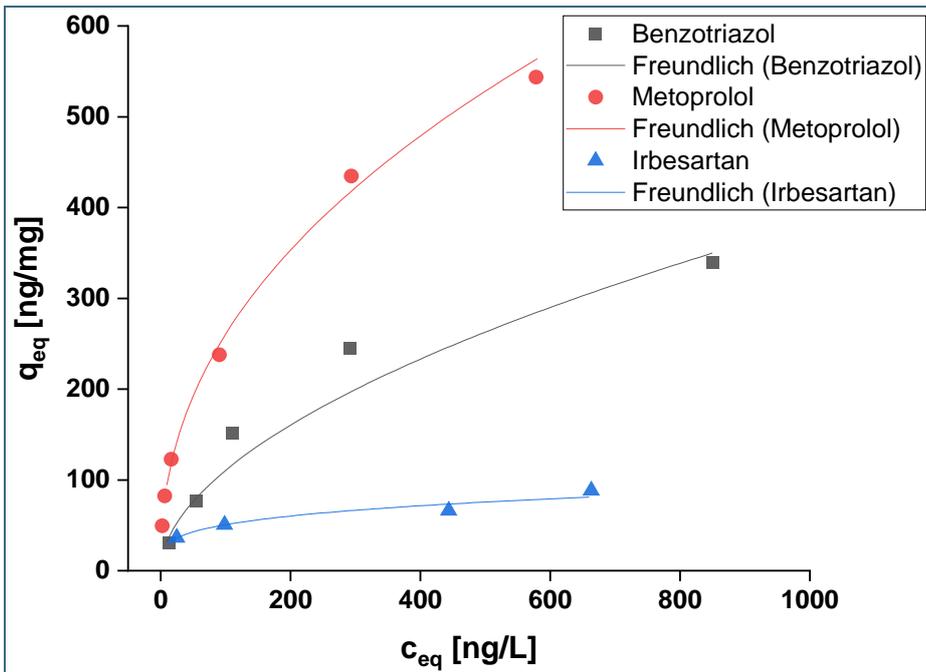


Abb. 33: Pseudo-Einzelstoffisothermen Benzotriazol, Metoprolol und Irbesartan in ozoniertem Ablauf der Nachklärung (Ozondosis 2,5 mg/L).

Unter der Annahme idealen Adsorptionsverhaltens konnten unter Zuhilfenahme der Freundlich-Parameter, der mittleren Einzelstoffkonzentrationen im Ablauf der Ozonanlage und der Dimensionen des BAK-Filters (Masse der Aktivkohle, Filtervolumen) die Standzeiten des BAK-Filters bis zum idealen Durchbruch abgeschätzt werden. Tab. 4 fasst die auf den Pseudo-Einzelstoffisothermen basierenden Ergebnisse der Berechnungen zusammen.

Tab. 4: Pseudo-Einzelstoffisothermen für die Stoffe Benzotriazol, Metoprolol und Irbesartan. Berechnungen zur theoretischen Restadsorptionskapazität.⁵

	K_F [(ng/mg)/(ng/L) ⁿ]	n	c_{eq} (n=20) [ng/L]	q_{eq} (n=20) [ng/L]	
Benzotriazol	9	0,54	4.290	820	
Metoprolol	34	0,44	470	510	
Irbesartan	16	0,25	570	80	
	$m_{ads,eq}$ [kg]	m_V [kg]	$m_V/m_{ads,eq}$ [%]	$V_{DB,ideal}$ [Mio. m ³]	$BVT_{DB,ideal}$ [-]
Benzotriazol	23,9	14,8	62	5,6	90.000
Metoprolol	14,7	1,7	12	25,7	414.000
Irbesartan	2,2	1,6	73	4,7	76.000

Die Ergebnisse veranschaulichen den Einfluss der theoretischen Adsorptionskapazität auf den Zeitpunkt des idealen Durchbruchs. Hierbei deutete sich insbesondere für Metoprolol eine sehr lange theoretische Standzeit bis zum idealen Durchbruch an, wohingegen die theoretische Adsorptionskapazität für Irbesartan bereits Ende 2020 annähernd erschöpft war (ca. 55.000 Bettvolumina, entspricht ca. 3,4 Mio. m³ Wasser (Stand Ende Januar 2021)). Für die Einordnung der Berechnungen müssen verschiedene Aspekte berücksichtigt werden:

⁵ c_{eq} : Konzentrationen im Ablauf der Ozonanlage in 20 Probenahmen
 q_{eq} : Gleichgewichtsbeladung bei c_{eq}
 $m_{ads,eq}$: maximal adsorbierte Masse der Einzelstoffe im Gleichgewicht bei Annahme von c_{eq} , q_{eq} und einer Adsorbensmasse von 28.500 kg (Szenario Weißenburg)
 m_V : Masse der Einzelstoffe in 3 Mio. m³ Ablauf der Ozonanlage bei Annahme von c_{eq}
 $m_V/m_{ads,eq}$: unter der Annahme idealen Adsorptionsverhaltens verbrauchter Anteil der Adsorptionskapazität
 $V_{DB,ideal}$: Wasservolumen, dass unter der Annahme idealen Adsorptionsverhaltens bis zum Durchbruch behandelt werden kann
 $BVT_{DB,ideal}$: $V_{DB,ideal}$ entsprechende Anzahl von Bettvolumina bis zum idealen Durchbruch bei einem Filtervolumen von 62 m³ (Szenario Weißenburg)

- Die Annahme idealen Durchbruchverhaltens stellt eine extreme Vereinfachung dar. Das Durchbruchverhalten von Einzelstoffen ist stark von der Adsorptionsdynamik und kinetischen Faktoren abhängig, sodass unter realen Bedingungen in aller Regel ein sukzessiver Durchbruch zu beobachten ist. Dies gilt auch für die BAK-Filter in Weißenburg (Abb. 31).
- Fluktuationen in der Wassermatrix haben entscheidenden Einfluss auf die Konkurrenzadsorption und erschweren Prognosen basierend auf Untersuchungen an einer Stichprobe erheblich.
- Das Aufmahlen der in Weißenburg genutzten Aktivkohle hat einen starken Einfluss auf die für die Adsorption verfügbare Oberfläche. Die nutzbare Oberfläche sinkt bei Zunahme der Korngröße, insbesondere durch Belegung der Oberflächen und Poren mit Biofilmstrukturen und großen organischen Molekülen.

Die Ergebnisse der weitergehenden Untersuchungen zur Adsorptionskapazität erlauben eine größenordnungsmäßige Einordnung des zu erwartenden Durchbruchverhaltens und können bei der Interpretation des Verhaltens von Einzelstoffen in BAK-Filtern dienen. Der im Rahmen der Probenahmen beobachtete nach wie vor deutliche Rückhalt von bestimmten Stoffen, wie Benzotriazol und Metoprolol, kann folglich mit deren guter Sorptionsfähigkeit erklärt werden. Versuche mit granulierter Aktivkohle in Kleinsäulentests (engl. Rapid Small Scale Column Tests (RSSCTs)) könnten eine weitere Option für die Abschätzung des Durchbruchverhaltens von Einzelstoffen in den Filtern bieten [15, 16]. Ein Vorteil gegenüber den Gleichgewichtsversuchen stellt die Berücksichtigung kinetischer Faktoren und die direkte Simulation von Durchbruchkurven in kleinem Maßstab dar. Allerdings ist auch die Übertragbarkeit von Ergebnissen aus RSSCT-Versuchen limitiert. Auch für RSSCT-Versuche muss eine deutliche Reduktion der Korngröße erfolgen, deren Einfluss auf die Übertragbarkeit mit sogenannten Fouling-Faktoren korrigiert werden muss. Eine mögliche biologische Autoregeneration der Adsorptionskapazität oder eine potentielle direkte biologische Transformation von Substanzen kann ebenfalls nicht abgebildet werden. Auch der große Einfluss einer stark schwankenden Wassermatrix kann nicht abgeschätzt werden.

8 Bewertung, sowie betriebliche und energetische Optimierung der Anlage zur Spurenstoffelimination

8.1 Energieverbrauch der weitergehenden Behandlungsstufe

Im Folgenden wird der Verbrauch der weitergehenden Behandlungsstufe der Kläranlage Weißenburg an elektrischer Energie abgebildet (Stromverbrauch). Andere Energiearten werden nicht betrachtet. Ebenso nicht betrachtet werden Energieverbräuche außerhalb des Systems der Kläranlage, wie z.B. die für die Sauerstoff- oder GAK-Herstellung benötigte Energie.

8.1.1 Verbrauchergruppen der weitergehenden Behandlungsstufe

Der für die weitergehende Behandlungsstufe der Kläranlage Weißenburg dokumentierte Stromverbrauch setzt sich aus den Verbräuchen von Einzelkomponenten des Zulaufpumpwerks, der Ozonung, der Filteranlage und Kleinverbrauchern wie den Probennehmerpumpen zusammen. Es wird sowohl der Stromverbrauch der gesamten weitergehenden Behandlungsstufe erfasst, als auch der Stromverbrauch aller bekannten Einzelverbraucher mit einer Leistung ab 1 kW.

Ein schematischer Überblick über bedeutende Verbraucher der weitergehenden Behandlungsstufe ist in Abb. 34 dargestellt.

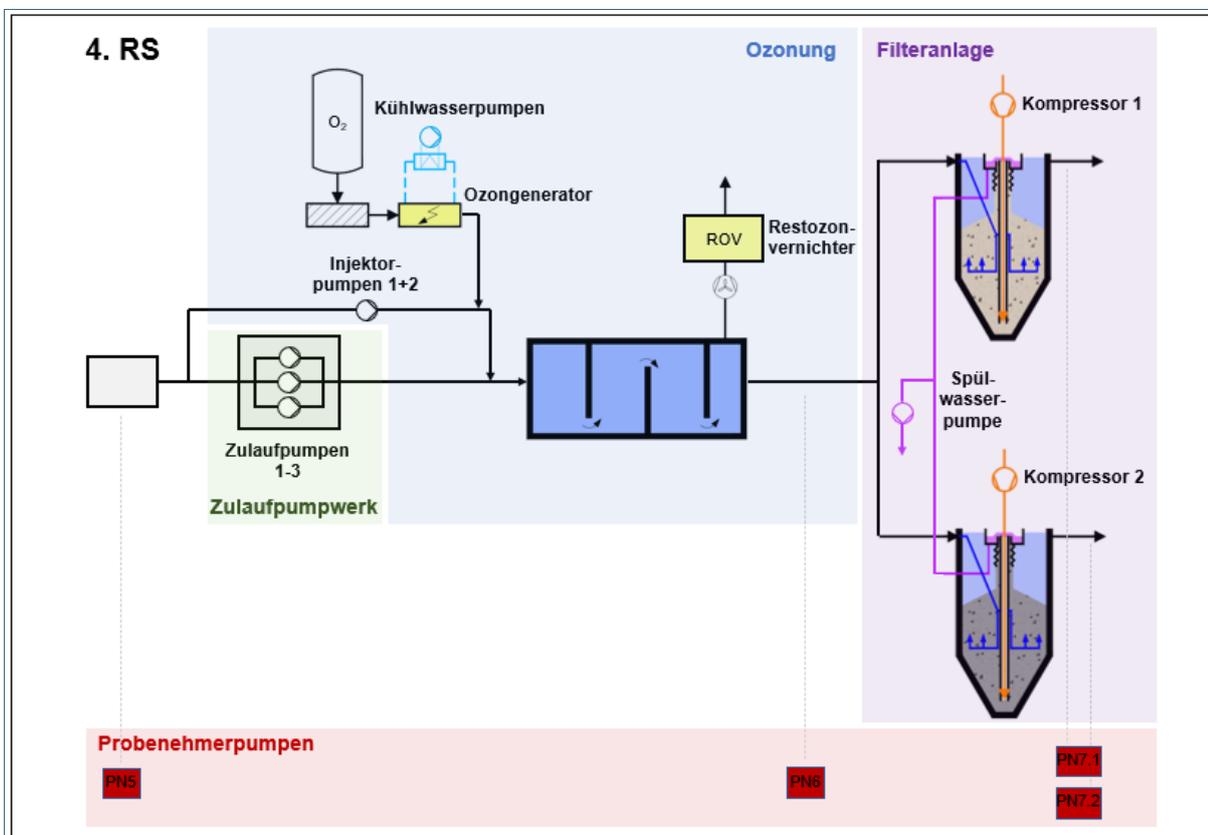


Abb. 34: Schema der Verbrauchergruppen der weitergehenden Behandlungsstufe (4. RS)

Abb. 35 zeigt die Verteilung des Gesamtstromverbrauchs der weitergehenden Behandlungsstufe auf einzelne Verbrauchergruppen (Zeitraum 11/2017 – 12/2020). Die Differenz zwischen der Summe der gemessenen Einzelverbräuche und dem gemessenen Gesamtstromverbrauch der weitergehenden Behandlungsstufe ist als Posten „Sonstiges“ dargestellt. Die Ozonung weist dabei den größten Strombedarf verglichen mit den anderen

Verbrauchergruppen auf. Dieser ist etwa doppelt so hoch wie der Verbrauch der Filteranlage (Abb. 35). Auffallend ist, dass ein bedeutender Teil des Stromverbrauchs der weitergehenden Behandlungsstufe keinen bekannten Aggregaten zugeordnet werden kann („Sonstiges“).

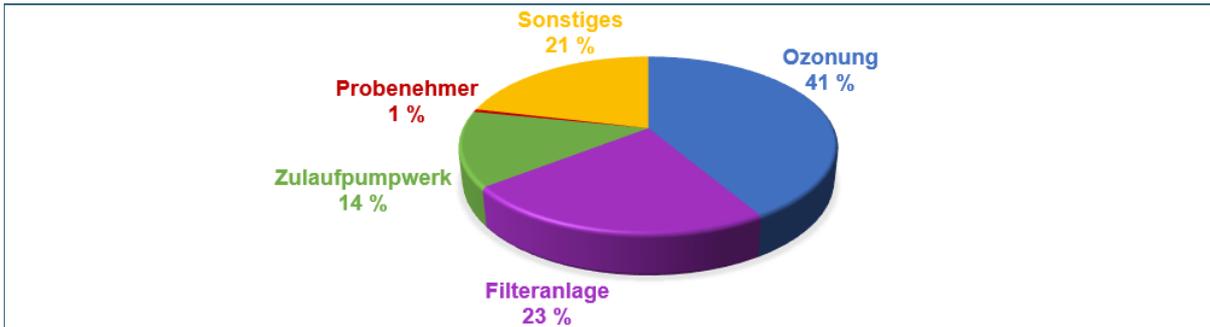


Abb. 35: Verteilung des Gesamtstromverbrauchs der weitergehenden Behandlungsstufe auf einzelne Verbrauchergruppen im Zeit-raum 11/2017 – 12/2020.

Zulaufpumpwerk

Das Zulaufpumpwerk besteht aus drei Pumpen, die gemeinsam der weitergehenden Behandlungsstufe Abwasser vom Ablauf der Nachklärung zuführen. Die Anzahl der in Betrieb befindlichen Pumpen ist abhängig von der Abwassermenge.

- Zulaufpumpe 1 (P10.1)
- Zulaufpumpe 2 (P10.2)
- Zulaufpumpe 3 (P10.3)

Im Jahr 2020 betrug der spezifische Energieverbrauch der drei Pumpen des Zulaufpumpwerks im Mittel **rd. 70 kWh/d.**

Ozonung

Die Ozonung besteht aus den folgenden Aggregaten:

- Ozongenerator (SMO Evo)
- Restozonvernichter (ROV)
- Kühlwasserpumpe Ozongenerator (P01)
- Pumpe Injektor 1 (P11.1)
- Pumpe Injektor 2 (P11.2)
- Kühlung Ozonung Pumpe 1 (P12.1)
- Kühlung Ozonung Pumpe 2 (P12.2)

Der Energieverbrauch der Ozonung betrug im Jahr 2020 **rd. 220 kWh/d.** Den mit Abstand größten Verbrauch weist im Bereich der Ozonung der Ozongenerator auf. Je mehr Ozon erzeugt werden muss, desto höher ist der Energieaufwand. Eine Optimierung der Ozondosierung anhand des Bedarfs stellt daher eine vielversprechende Möglichkeit zur Minimierung von Energieverbrauch und -kosten dar.

Filteranlage

Die Verbraucher der Filteranlage sind zwei Kompressoren für die Spülung der Filter, sowie eine Spülwasserpumpe, die das Filterspülwasser in die Zwischenklärung fördert:

- Kompressor 1 (K 1001.1)
- Kompressor 2 (K 1001.2)
- Spülwasserpumpe (P 21)

Maßgeblich für den Stromverbrauch der Filteranlage sind die beiden Kompressoren, während die Spülwasserpumpe über wenig Leistung verfügt und einen entsprechend geringen Verbrauch aufweist. Da die Kompressoren den beiden Filtern nicht fest zugeteilt sind, kann zwischen dem Stromverbrauch des Sand- und GAK-Filters nicht unterschieden werden. Im Jahr 2020 betrug der Energieverbrauch der Filteranlage im Mittel **100 kWh/d**.

Kleinverbraucher

Zur weitergehenden Behandlungsstufe gehören einige kleine Verbraucher wie die Probennehmerpumpen mit einer maximalen Leistung von jeweils 1 kW. Diese fallen aufgrund ihres geringen Verbrauchs bei der Energiebilanz kaum ins Gewicht und es gibt keine erkennbaren Möglichkeiten zur Optimierung. Ihr Verbrauch beläuft sich auf insgesamt **rd. 3 kWh/d**.

- PN-Pumpe 1 (P30.1)
- PN-Pumpe 2 (P30.2)
- PN-Pumpe 3 (P30.3)
- PN-Pumpe 4 (P30.4)
- Abgleichpumpe für SAK₂₅₄-Vergleichsmessung (P30.5) (nur sporadisch in Betrieb)

„Sonstiges“

Der Posten „Sonstiges“ betrifft alle nicht erfassten Verbraucher der weitergehenden Behandlungsstufe. Er stellt die Differenz zwischen der Summe der Einzelmessungen der Aggregate der weitergehenden Behandlungsstufe und dem gemessenen Gesamtstromverbrauch der weitergehenden Behandlungsstufe dar. Es konnte nicht ermittelt werden, woher diese Differenz stammt. Der Wert liegt meist zwischen 80 und 150 kWh/d und ist damit nicht unerheblich (vgl. Abb. 35). Im Mittel entspricht der Verbrauch mit **rd. 110 kWh/d** etwa einem Fünftel des Gesamtverbrauchs der weitergehenden Behandlungsstufe. Für die weitergehende Behandlungsstufe der Kläranlage Weißenburg muss dieser Verbrauchsposten als grundlegender und derzeit nicht eliminierbarer Verbrauchsposten angenommen werden. Inbegriffen ist in diesem Verbrauchsposten u.a. der Stromverbrauch im Labor der 4. Reinigungsstufe (Industriespülmaschine, Klimaanlage, Online-Messtechnik).

8.1.2 Entwicklung des Gesamtstromverbrauchs der weitergehenden Behandlungsstufe

Im Vergleich zu den Jahren 2017 und 2018, in welchen sich der Betrieb der weitergehenden Behandlungsstufe auf der Kläranlage Weißenburg noch im Einfahrbetrieb befand, sank der spezifische Stromverbrauch der weitergehenden Behandlungsstufe in den Jahren 2019 und 2020 auf im Mittel **0,095 kWh/m³** (vgl. Tab. 5). Besonders der Stromverbrauch der Filteranlage zeigte eine deutliche Reduktion, was auf Anpassungen in der Betriebsweise zurückzuführen ist.

Tab. 5: Jahresverbrauch der weitergehenden Behandlungsstufe im Zeitraum 11/2017 – 12/2020

Verbrauchergruppe	Einheit	2017*	2018	2019	2020	SUMME 2017-2020
Ozonung	kWh	16.881	84.101	84.290	80.783	266.055
Filteranlage	kWh	9.636	67.994	32.876	36.620	147.127
Zulaufpumpwerk	kWh	7.471	30.670	24.053	26.039	88.233
Probenehmerpumpen	kWh	188	1.109	961	1.154	3.412
SUMME	kWh	34.176	183.874	142.180	144.596	504.827
„Sonstiges“	kWh	7.383	45.242	40.608	43.086	136.319
SUMME gemessen	kWh	41.559	229.116	182.788	187.682	641.145
Behandelte Abwassermenge	m ³	367.638	1.958.167	1.918.435	1.966.618	6.210.858
Spezifischer Strom- verbrauch	kWh/m ³	0,113	0,117	0,095	0,095	0,103

* ab November 2017

8.2 Energieverbrauch und Betriebskosten in Abhängigkeit der Betriebsweise

Für den weiteren Betrieb der weitergehenden Behandlungsstufe der Kläranlage Weißenburg und eine optimale Ergänzung der beiden Spurenstoffeliminationsverfahren Ozonung und GAK-Filtration muss die Reinigungsleistung beider Verfahren gegen ihren Energie- und Betriebsmittelverbrauch abgewogen werden. Ziel ist eine ausreichende Eliminationsleistung bezogen auf ausgewählte Spurenstoffe bei möglichst geringem Energieverbrauch.

Hierfür wurde wie folgt vorgegangen:

- Festlegung von Betriebsszenarien
- Kennzahlenermittlung
- Abschätzung Betriebsmittelverbrauch und Betriebskosten der Szenarien

Das Ziel war hier eine vergleichende Betrachtung verschiedener Betriebsweisen einer weitergehenden Behandlungsstufe anzustellen. Da die für die Auswertung verwendeten Betriebs- und Energiedaten zum Teil eine hohe Schwankungsbreite aufweisen, sind die Aussagen zu Betriebskosten daher nur im Vergleich zwischen den verschiedenen Betriebsszenarien zu betrachten. Wenngleich auf der Kläranlage Weißenburg ein Kombinationsverfahren aus Ozonung und GAK-Filtration betrieben wird, werden ebenfalls Szenarien mit dem Betrieb eines Einzelverfahren betrachtet, um den Energie- und Betriebsmittelverbrauch, und letztlich die Betriebskosten eines Kombinationsverfahrens denen einer Einzelverfahrenslösung gegenüberstellen zu können.

8.2.1 Betrachtete Betriebsszenarien

Zunächst wurden fiktive Betriebsszenarien gewählt, die jeweils einen unterschiedlichen Fokus auf Ozonung und GAK-Filtration legen. Tab. 6 gibt eine Übersicht über die ausgewählten Szenarien. Maßgebliche Unterschiede zwischen diesen sind die Betriebsweise der Ozonung (keine Ozonung – Steuerung der Ozondosierung nach ΔSAK_{254} – Zulaufproportionale Ozondosierung), die Standzeit der GAK (keine GAK – Standzeit 12.000/32.000/64.000 BV), sowie die zu erwartende Reinigungsleistung.

Insgesamt wurden neun verschiedene Szenarien untersucht (Tab. 6), für die zum Teil vereinfachende Annahmen getroffen werden mussten. Die mit einer Reinigungsleistung von 80% gekennzeichneten Szenarien sind so ausgelegt, dass die Vorgaben einer mittleren Entfernung der Indikatorstoffe von 80% erreicht werden. Die Messungen aus diesem Projekt haben gezeigt, dass eine Einstellung des ΔSAK auf 35% ausreicht, um dieses

Ziel allein durch die Oxidation mit Ozon zu erreichen (Betrieb als Einzelverfahren ohne GAK, Szenario 3a). Für die anderen Betriebsparameter, insbesondere die Betriebszeiten des GAK-Filters bis zur Regeneration, wurden auf Basis der Erfahrungen der beteiligten Partner Annahmen getroffen, da keine belastbaren Daten vorliegen. Für den Einsatz der GAK als Einzelverfahren wurden entsprechend Standzeiten von 32.000 Bettvolumen angenommen, bis die Kohle gewechselt oder regeneriert werden muss (Szenario 1b). Im Kombiverfahren verlängert sich die Standzeit der GAK. Um das abzubilden, wurde ein Szenario mit Ozonung bei Δ SAK von 27% und einer verlängerten Standzeit des GAK-Filters von 64.000 Bettvolumen angenommen (Szenario 2b).

Tab. 6: Szenarien für den Betrieb einer weitergehenden Behandlungsstufe zur Spurenstoffentfernung

Szenarien		Verfahren		Reinigungsleistung
		Ozonung	GAK**	
1	a	Keine Ozonung	12.000 BV	80%+
	b		32.000 BV	80%
2	a	Steuerung nach Δ SAK 27%	32.000 BV	80%+
	b		64.000 BV	80%
3	a	Steuerung nach Δ SAK 35%	keine GAK	80%
	b		32.000 BV	80%++
4		Q-prop. Dosierung* 60% der Tage 35% Δ SAK	64.000 BV	80%
5	a	Q-prop. Dosierung* 85% der Tage 35% Δ SAK	keine GAK	80%
	b		32.000BV	80%++

* Annahme: Drosselung Ozongenerator bei O₃ im Offgas ab 40 % Δ SAK

** Beide Filter als GAK-Filter

Die Szenarien mit Reinigungsleistung 80%++ sollen eine Breitbandwirkung abbilden. Sie sind daher als Kombination beider Verfahren mit bestmöglicher Reinigungsleistung konzipiert (Szenarien 3b und 5b). Eine mögliche Verlängerung der Standzeiten der GAK durch die aufgrund der vorangehenden Ozonung reduzierten Konkurrenzbelastung mit gelöster Restorganik ist hierbei nicht berücksichtigt, da es in den Sorptionsversuchen nicht nachgewiesen werden konnte. Szenarien mit einer Reinigungsleistung von 80%+ sind dadurch gekennzeichnet, dass eine Spurenstoffelimination über die zu erwartenden Anforderungen des AbwAG hinaus gewährleisten können.

Um die verschiedenen Steuerungskonzepte einzuordnen, wurden zusätzliche Szenarien mit einer Q-proportionalen Dosierung betrachtet. Die notwendige Dosierung wurde aus den Daten aus dem Betrieb mit Δ SAK Steuerung ermittelt. Dazu wurden die Dosierungen gewählt, mit denen in 60% bzw. in 85% aller Tage der Δ SAK von 35% erreicht werden konnte (Szenarien 4 und 5). Es muss an dieser Stelle jedoch erwähnt werden, dass die Szenarien mit unterschiedlichen Steuerungskonzepten nicht direkt miteinander vergleichbar sind.

Ozonung

Für die Ozonung sind drei Herangehensweisen vorgesehen, die – abgesehen von Unterschieden bei den Betriebskosten – verschiedene Vor- und Nachteile aufweisen:

- Keine Ozonung (Szenarien 1 a/b)
Die Spurenstoffelimination beruht rein auf der GAK-Filtration; eine Ozonung ist nicht vorgesehen. Dieses Verfahren weist eine geringe betriebliche Flexibilität auf, jedoch spart dies (wenn nicht wie in Weißenburg bereits vorhanden) die Investitions- und Betriebskosten für die Ozonung.
- Ozondosierung nach ΔSAK_{254} (Szenarien 2 a/b und 3 a/b)
Die Ozondosierung wird nach dem ΔSAK_{254} zwischen dem Zu- und Ablauf der Ozonung gesteuert. Die Steuerung nach ΔSAK_{254} ist regelungstechnisch sehr aufwändig und erfordert einen hohen Einsatz des Personals zur Kalibrierung und Pflege der Messtechnik. Jedoch verspricht diese Betriebsweise auch die Möglichkeit einer belastungsangepassten Dosierung.
- Ozondosierung zulaufproportional (Szenarien 4 und 5 a/b)
Die Ozondosierung erfolgt zulaufproportional (konstante Ozondosis), d.h. abgesehen von der Zulaufmenge ist kein Regelungsparameter notwendig. In den Szenarien wurde die Ozondosis so gewählt, dass an 60 % (Szenario 4) bzw. 85 % (Szenario 5) der Tage im Mittel ein ΔSAK_{254} von 35 % erreicht wird. Es ist bei dieser Betriebsweise nicht zu vermeiden, dass es zeitweise zu einer Unter- und Überdosierung des Ozons kommt. Bei einer konstanten Dosis wird in Zeiten hoher Hintergrundorganik die Ozondosis nicht ausreichen, um rein durch die Ozonung eine SAK_{254} -Reduktion von 35 % bzw. eine Spurenstoffeliminationsleistung von 80 % zu erreichen (Unterdosierung). Andererseits wird es bei niedriger Hintergrundorganik zeitweise zu einer Überdosierung von Ozon kommen, sodass Ozon im Offgas zu messen ist. Die Ozondosis ist so zu wählen, dass die erforderliche Reinigungsleistung an möglichst vielen Tagen erreicht wird, ohne dass dauerhaft eine massive Überdosierung stattfindet. Für die Berechnungen wurde davon ausgegangen, dass ab einem gewissen Grad der Ozonüberdosierung ($\Delta\text{SAK} > 40\%$) eine Drosselung der Ozonzugabe aufgrund von Ozon im Offgas stattfindet.

Standzeit GAK

Bisherige Betriebserfahrungen seit Inbetriebnahme der weitergehenden Behandlungsstufe auf der Kläranlage Weißenburg haben gezeigt, dass in den Filtern pro Quartal im Mittel rd. 4.000 BV durchgesetzt werden. Somit entspricht eine Standzeit der GAK von einem Jahr etwa 16.000 BV (Abb. 36).

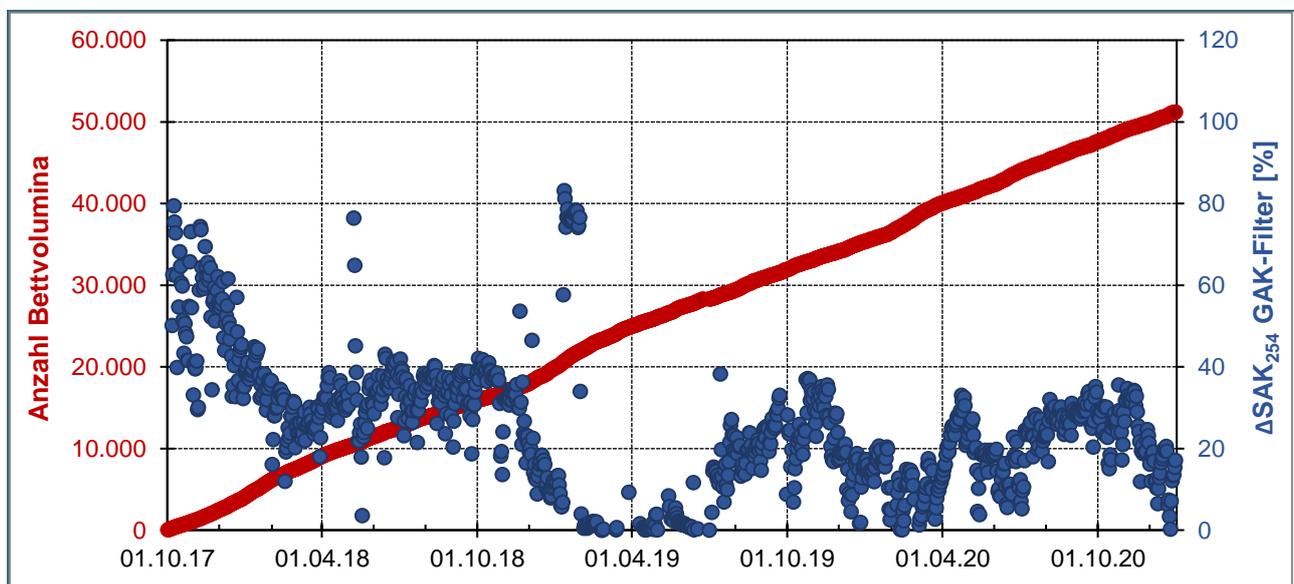


Abb. 36: Kumulierte Bettvolumina und ΔSAK_{254} GAK-Filter über die bisherige Betriebszeit

Die Standzeit der GAK in den Filtern wurde in den ausgewählten Betriebsszenarien zwischen 9 Monaten (12.000 BV) und 4 Jahren (64.000 BV) variiert. Es sind – äquivalent zum reinen GAK-Betrieb – auch zwei Szenarien vorgesehen, die ohne GAK-Filter auskommen und eine Ozonung kombiniert mit nachgeschaltetem Sandfilter betreiben (Szenarien 3 a und 5 a).

Anmerkung: Bislang ist einer der beiden Filter der weitergehenden Behandlungsstufe der Kläranlage Weißenburg mit Sand befüllt, der andere mit GAK. Für den Versuchsbetrieb der Pilotanlage war dies zweckmäßig. Für den zukünftigen Regelbetrieb der weitergehenden Behandlungsstufe der Kläranlage Weißenburg wird davon ausgegangen, dass die beiden vorhandenen kontinuierlich betriebenen Filter beide entweder als Sand- oder als GAK-Filter betrieben werden.

8.2.2 Kennzahlenermittlung

8.2.2.1 Eingangsparameter der weitergehenden Behandlungsstufe

Der Stromverbrauch der weitergehenden Behandlungsstufe wird maßgeblich von der zu behandelnden Wassermenge und im Falle der Ozonung neben dem eigentlichen Umfang der Spurenstoffelimination zusätzlich von der organischen Hintergrundmatrix – hier repräsentiert durch den SAK_{254} – bestimmt. Abb. 37 gibt einen Überblick über die Werte dieser beiden Eingangsparameter im Jahr 2020. Bei den SAK_{254} -Werten handelt es sich um Tagesmittelwerte der Online-Sonde vor der Ozonung an der Probenahmestelle 5. Der mittlere tägliche Zufluss betrug im Jahr 2020 rd. 5.400 m^3/d bei einem Eingangs- SAK_{254} -Wert von im Mittel rd. 14 l/m . Bei höheren Zuflüssen liegen aufgrund von Verdünnungseffekten tendenziell etwas niedrigere SAK_{254} -Eingangswerte im Zulauf zur weitergehenden Behandlungsstufe vor (Abb. 37, rechts).

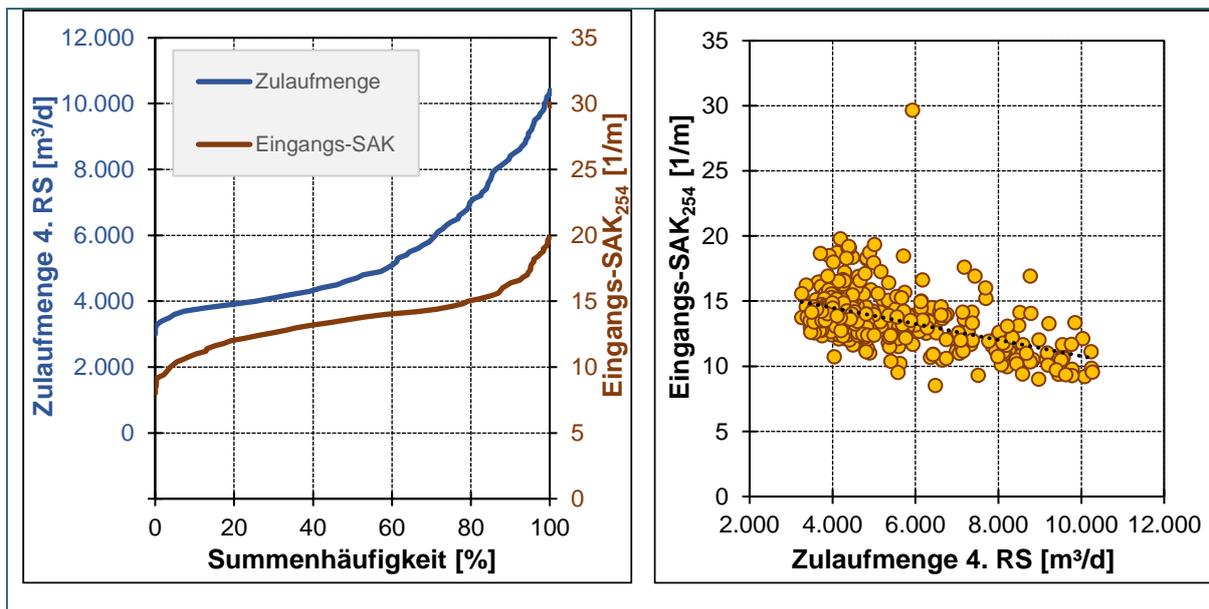


Abb. 37: Unterschreitungshäufigkeit der Abwassermenge sowie des SAK_{254} -Eingangswertes im Zulauf zur weitergehenden Behandlungsstufe (links); SAK_{254} im Zulauf zur Ozonanlage (PN 5) in Abhängigkeit der Zulaufmenge zur weitergehenden Behandlungsstufe (rechts); Zeitraum 01/2020 – 12/2020.

8.2.2.2 Energetische Kennzahlen

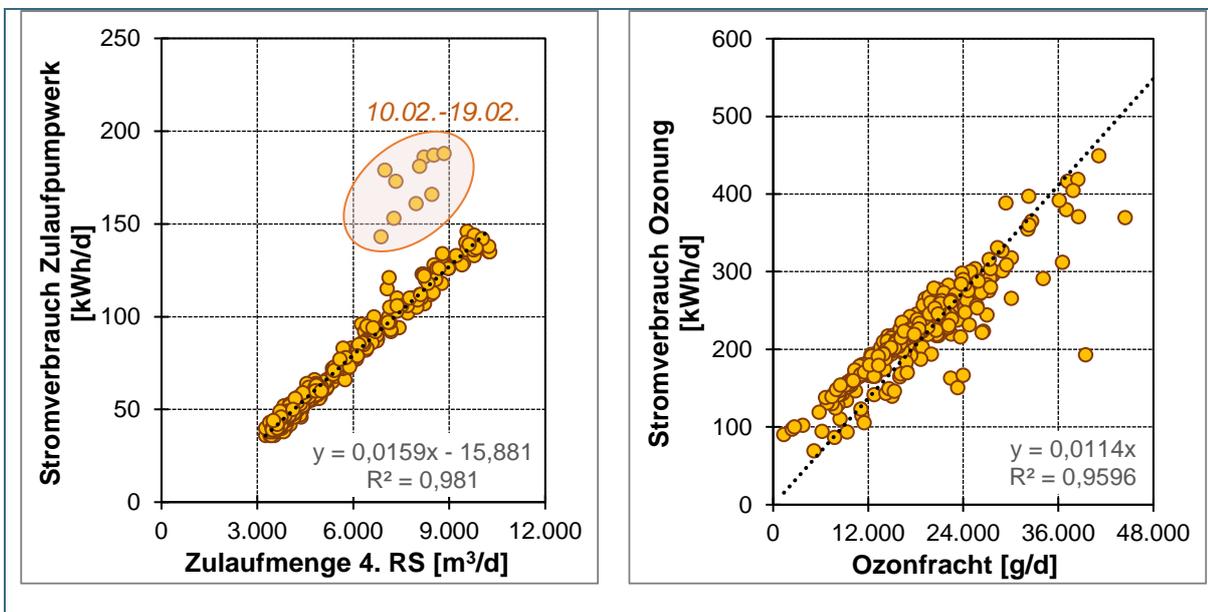
Anhand der Betriebs- und Energiedaten des Jahres 2020 wurden die Abhängigkeiten des Stromverbrauchs der Verbrauchergruppen von Betriebsparametern ermittelt. Mithilfe der auf diese Weise erhaltenen energetischen Kennzahlen bzw. -funktionen kann der Energieverbrauch für die gewählten Betriebsszenarien abgeschätzt werden. Der vorhandene Energieverbrauch der verschiedenen Verbrauchergruppen zeigt unterschiedliche Abhängigkeiten von den Eingangsparametern Zulaufmenge und SAK_{254} (vgl. Tab. 7).

Während die Probenehmerpumpen und der Posten „Sonstiges“ keine sichtbaren Abhängigkeiten und somit einen relativ konstanten Stromverbrauch aufweisen, ist der Stromverbrauch von Zulaufpumpwerk, Ozonung und Filteranlage variabel (vgl. Abb. 38). Im Folgenden wird auf die Abhängigkeiten der Verbraucherguppen von den Eingangsparametern näher eingegangen. Die Probenehmerpumpen wurden aufgrund ihres geringen Verbrauchs bei der weiteren Betrachtung vernachlässigt.

Tab. 7: Abhängigkeiten des Stromverbrauchs der Verbraucherguppen von Eingangsparametern auf Basis der Betriebsdaten von 2020

Verbraucherguppen weitergehende Behandlungsstufe	Abhängigkeiten	Stromverbrauch
Zulaufpumpwerk	Q	$E = 0,0159 \cdot Q - 15,9$
Ozonung	Q, $m_{O_3} \rightarrow \Delta SAK_{254,abs}$	$E = 0,0114 \cdot m_{O_3}$
Filteranlage	Q*	$E = 0,0163 \cdot Q + 3,5$
Probenehmerpumpen	-	$E = 3 \text{ kWh/d}$
„Sonstiges“	-	$E = 110 \text{ kWh/d}$

* ab 5.000 m³/d; darunter im Mittel 85 kWh/d



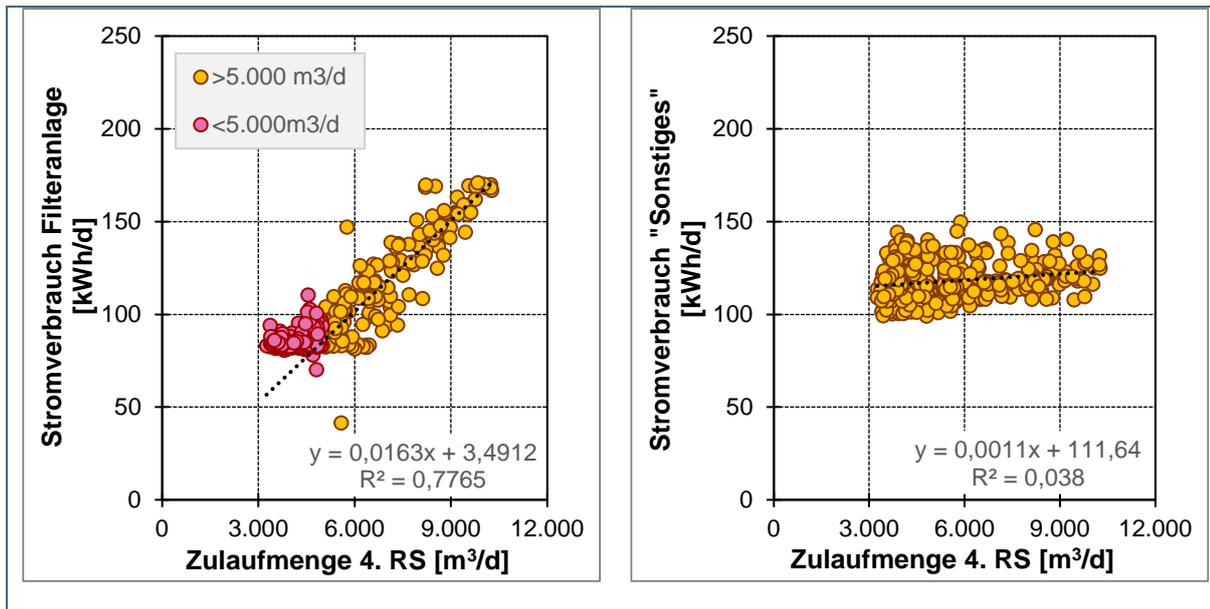


Abb. 38: Abhängigkeiten des Stromverbrauchs der Verbraucherguppen im Jahr 2020.

Zulaufpumpwerk

Der Energieverbrauch des Zulaufpumpwerks zeigt einen stark ausgeprägten linearen Zusammenhang mit der geförderten Wassermenge ($E = 0,0159 \cdot Q - 15,881$; $R^2 = 0,98$; Tageszulaufmenge 3.000 m³/d – 10.000 m³/d). Im Februar 2020 lag der Stromverbrauch des Zulaufpumpwerks an zehn aufeinanderfolgenden Tagen deutlich über dem durchschnittlichen Verbrauch der Tage mit vergleichbarem Zufluss (vgl. Abb. 38). Es wird davon ausgegangen, dass dies einem einmaligen Ereignis geschuldet war. Bei der Ermittlung des spezifischen Stromverbrauchs des Zulaufpumpwerks wurden diese Tage nicht berücksichtigt.

Ozonung

Entscheidend für den Stromverbrauch der Ozonung ist die generierte Ozonfracht (vgl. Abb. 38). Um den Stromverbrauch zu minimieren, muss somit die generierte Ozonmenge möglichst genau an den Ozonbedarf angepasst werden. Eine Überdosierung über den Bedarf hinaus ist zu vermeiden, ebenso darf jedoch die Reinigungsleistung nicht durch eine zu geringe Dosierung beeinträchtigt werden. Die Reinigungsleistung hat immer Vorrang vor Energieeffizienzmaßnahmen.

Um den Energieverbrauch der Ozonung bei verschiedenen Reinigungsszenarien zu ermitteln, muss für das jeweilige Szenario die benötigte Ozonmenge ermittelt werden. Diese hängt von folgenden Faktoren ab:

- Zuflussmenge [m³/d]
- Gelöste organische Hintergrundmatrix im Zulauf zur Ozonung: Eingang-SAK₂₅₄-Wert [m⁻¹]
- ΔSAK_{254} [%] (prozentualer Anteil, um den der Eingangswert verringert werden soll)

Aus dem Eingang-SAK₂₅₄-Wert und der gewünschten prozentualen Reduktion, ergibt sich der absolut zu entfernende ΔSAK_{254} [m⁻¹], welcher mit der Ozondosis korreliert, sofern keine Überdosierung an Ozon stattfindet. Die Funktion, die den Zusammenhang zwischen Ozondosis und absolutem ΔSAK_{254} beschreibt, muss individuell bestimmt werden – wenn die Sonden neu kalibriert werden, muss auch diese Funktion neu ermittelt werden. Auf Basis der Daten des Jahres 2020 wurde die in etwa benötigte Ozondosis anhand des zu entfernenden ΔSAK_{254} über $y = 1,3883x - 2,2506$ berechnet ($R^2 = 0,50$). Diesem Ansatz liegen nur Daten mit einer nach ΔSAK_{254} geregelten Ozondosierung zugrunde. Aus der notwendigen Ozondosis und der behandelten Tageswassermenge ergibt sich die benötigte Ozonfracht, aus welcher der Stromverbrauch in diesem Fall zu $E = 0,0114 \cdot m_{\text{O}_3}$ ($R^2 = 0,98$) ermittelt werden kann (vgl. Abb. 38).

Anmerkung: Zwingende Voraussetzung für die Bestimmung des Energieverbrauchs der Ozonung bei gegebener Reinigungsleistung ist, dass die SAK₂₅₄-Sonden korrekt messen und gut aufeinander abgestimmt sind. Der Δ SAK₂₅₄ zwischen verschiedenen Sonden ist nur aussagekräftig und als Regelungsparameter verwendbar, wenn diese regelmäßig überprüft und aufeinander abgeglichen werden. Da die Sonden im Jahr 2020 aufgrund des Versuchsbetriebes engmaschig überwacht wurden und im Einklang mit der versuchsintern ermittelten Spurenstoffeliminationsleistung stehen, wurden nach Rücksprache mit der Betriebsführung ausschließlich die Daten des Jahres 2020 für die Ermittlung energetischer Kennzahlen verwendet.

Filteranlage

Der Energieverbrauch der Filteranlage ist abhängig von der Spülweise (Dauer, Luftmenge) und der Häufigkeit der Spülung, die wiederum maßgeblich vom Anfall an Feststoffen nach der Nachklärung bzw. deren Rückhalt im Filterbett bedingt wird. Als naheliegende Referenzgröße für die Einschätzung der Feststoffeinlagerung steht in diesem Fall nur der Zufluss zur Verfügung, da die Häufigkeit der täglichen Rückspülungen nicht bekannt ist. Die Filteranlage wies im Jahr 2020 bis zu einer Wassermenge von etwa 5.000 m³/d einen nahezu konstanten Tagesstromverbrauch von im Mittel rd. 85 kWh/d auf (Abb. 38). Bei höheren Tagesabwassermengen von über 5.000 m³/d zeigt sich jedoch ein Zusammenhang zwischen der Zulaufmenge und dem Energieverbrauch ($E = 0,0163 \cdot Q + 3,4912$; $R^2 = 0,78$).

„Sonstiges“

Abhängigkeiten von anderen Größen wurden für den Posten „Sonstiges“ nicht deutlich, so ist auch kein eindeutiger Zusammenhang mit der Tageszulaufmenge erkennbar (vgl. Abb. 38). Es ist möglich, dass ein Teil der darin enthaltenen Verbraucher zulaufabhängig ist, jedoch scheint der größere Anteil konstant zu sein. Der Stromverbrauch des Postens „Sonstiges“ wird für die Szenarienbetrachtung mit konstanten 110 kWh/d angenommen.

8.2.2.3 Kennzahlen Betriebsmittel- und Wartungskosten

Zusätzlich zum Energieverbrauch fallen für den Betrieb der weitergehenden Behandlungsstufe weitere Betriebsaufwendungen an, die für die Szenarienbetrachtung zu berücksichtigen sind. Variable Kosten entstehen für verbrauchte Betriebsmittel und Strom. Fixkosten, die jedes Jahr verbrauchsunabhängig entstehen, sind Mietkosten für den Sauerstofftank, Personalkosten, sowie Wartungskosten (vgl. Tab. 8).

Tab. 8: Betriebsmittelkosten auf Basis des Jahres 2020

Betriebskosten* der weitergehenden Behandlungsstufe	Ozonung	GAK-Filter
Variable Betriebskosten		
Stromkosten	24 ct/kWh	
Sauerstoffkosten	0,21 €/m ³	-
GAK-Kosten	-	1.950 €/t**
Fixe Betriebskosten		
Personal	6.800 €/a	
Miete Sauerstofftank	2.100 €/a	
Wartung Ozonanlage	12.000 €/a	-
Wartung Maschinen und Filteranlage	9.000 €/a	
Wartung Elektroanlage, Lüftungstechnik, Klimatechnik, Laborspülmaschine	14.500 €/a	

Spurenstoffanalysen zur Betriebskontrolle***	5.000 €/a***
---	--------------

* Ermittelt anhand brutto-Betriebskostenaufstellung des Jahres 2020

** Investkosten GAK im Jahr 2016: rd. 1.640 €/t netto

*** Annahme

Die jährlichen fixen Betriebskosten belaufen sich auf etwa 49.400 €. Die Kläranlage Weißenburg verfügt bereits über eine Ozonung und eine Filteranlage. Die Kostenpositionen für die Miete des Sauerstofftanks und Wartung der Ozonanlage würden entfallen, wenn nur ein GAK-Filter als Einzelverfahren betrieben werden würde.

8.2.3 Ergebnisse der Szenarienbetrachtung

8.2.3.1 Stromverbrauch

Da die Szenarien alle auf denselben Datensatz angewandt wurden, sind die Eingangsparameter (Zulaufmenge und SAK₂₅₄-Eingangswert) für alle Szenarien gleich. Unterschiede im Energieverbrauch zwischen den Szenarien ergeben sich demzufolge nur im Bereich der Ozonung, da hier die gewünschte Reinigungsleistung als variabler Faktor mit einfließt (vgl. Tab. 9). Den Berechnungen liegt die Annahme zugrunde, dass für die Spülung von Sand- und GAK-Filter insgesamt gleich viel Energie aufgebracht werden muss und der Energieaufwand nur von der zurückgehaltenen Feststofffracht und der dadurch bedingten Rückspülhäufigkeit abhängt.

Tab. 9: Energieverbrauch verschiedener Betriebsszenarien der weitergehenden Behandlungsstufe

Szenario Nr.	Verfahren		Reinigungsleistung	Energieverbrauch					
				Zulaufpumpwerk	Ozonung	Filteranlage	Sonstiges	Gesamtverbrauch	
	Ozonung	GAK-Filter**		kWh/a	kWh/a	kWh/a	kWh/a	kWh/a	
1	a	Keine Ozonung	12.000 BV	80 % +	25.500	0	36.400	40.300	102.100
	b		32.000 BV	80 %	25.500	0	36.400	40.300	102.100
2	a	Steuerung nach Δ SAK 27%	32.000 BV	80 % +	25.500	60.600	36.400	40.300	162.700
	b		64.000 BV	80 %	25.500	60.600	36.400	40.300	162.700
3	a	Steuerung nach Δ SAK 35%	keine GAK	80 %	25.500	93.400	36.400	40.300	195.500
	b		32.000 BV	80 % ++	25.500	93.400	36.400	40.300	195.500
4		Q-prop. Dosierung* 60% der Tage 35% Δ SAK	64.000 BV	80 %	25.500	96.700	36.400	40.300	198.700
5	a	Q-prop. Dosierung* 85% der Tage 35% Δ SAK	keine GAK	80 %	25.500	105.000	36.400	40.300	207.100
	b		32.000BV	80 % ++	25.500	105.000	36.400	40.300	207.100

* Annahme: Drosselung Ozongenerator bei O₃ im Offgas ab 40 % Δ SAK

** Beide Filter als GAK-Filter

Der berechnete **Energieverbrauch** der Szenarien liegt **zwischen rd. 100.000 und 210.000 kWh/a**. Bei einem Strompreis von 24 ct/kWh entspricht dies jährlichen **Stromkosten von rd. 24.000 bis 50.000 €/a**. Bei den Verfahren mit Ozonung ist diese für etwa 40 – 50 % des Stromverbrauchs verantwortlich (ohne Einberechnung des Verbrauchs für den nachgeschalteten Filter). Der tatsächliche Energieverbrauch der weitergehenden Behandlungsstufe der Kläranlage Weißenburg betrug im Jahr 2020 rd. 188.000 kWh und lag damit im Verbrauch zwischen den Szenarien 2 und 3. Im Jahr 2020 wurde die Ozonung zum Großteil nach Δ SAK₂₅₄ gesteuert und die SAK₂₅₄-Regelungsgröße betrug zeitweise 27 % und zeitweise 35 %. Angesichts dessen erscheint der errechnete Energieverbrauch der Szenarien 2 und 3 plausibel. Eine Überprüfung der Kennzahlen anhand der Daten der Vorjahre war aufgrund der nicht normierten SAK₂₅₄-Sondennmesswerte nicht möglich.

8.2.3.2 Betriebsmittelverbrauch

Die Betriebsszenarien zeigen große Unterschiede bezüglich Betriebsmittelverbrauch und -kosten. Tab. 10 gibt einen Überblick über die Betriebsmittelaufwendungen für Ozonung und GAK-Filtration, ohne Berücksichtigung der Energiekosten.

Als Betriebsmittel für die **Ozonung** werden in den Szenarien pro Jahr etwa zwischen 40.000 und 70.000 m³ Sauerstoff benötigt, was jährlichen Betriebsmittelkosten von etwa 9.000 – 15.000 € entspricht. Basis für die Berechnung des Sauerstoffbedarfs bildet das Verhältnis des Sauerstoffverbrauchs zur benötigten Ozonmenge im Jahr 2020. Der Sauerstoffbedarf für die weitergehende Behandlungsstufe der Kläranlage Weißenburg betrug in den Jahren 2019 und 2020 rd. 52.000 m³/a und lag damit, wie der Energiebedarf, zwischen den Szenarien 2 und 3. Im Jahr 2020 wurden etwa 6.700 kg Ozon in die weitergehende Behandlungsstufe eingebracht.

Tab. 10: Betriebsmittelverbrauch und -kosten verschiedener Betriebsszenarien der weitergehenden Behandlungsstufe

Szenario Nr.	Verfahren		Reinigungsleistung	Betriebsmittelverbrauch						Betriebsmittelkosten €/a	
				Ozonung			GAK-Filtration				
	Ozonung	GAK-Filter**		Ozonfracht kg/a	O ₂ -Bedarf m ³ /a	O ₂ -Kosten €/a	Standzeit a	GAK-Bedarf t/a	GAK-Kosten €/a		
1	a	Keine Ozonung	12.000 BV	80 % +	0	0	0	0,75	77	150.700	150.700
	b		32.000 BV	80 %	0	0	0	2	29	56.500	56.500
2	a	Steuerung nach ΔSAK 27%	32.000 BV	80 % +	5.310	41.100	8.700	2	29	56.500	65.200
	b		64.000 BV	80 %	5.310	41.100	8.700	4	14	28.300	37.000
3	a	Steuerung nach ΔSAK 35%	keine GAK	80 %	8.200	63.390	13.400	0	0	0	13.400
	b		32.000 BV	80 % ++	8.200	63.390	13.400	2	29	56.500	69.900
4		Q-prop. Dosierung* 60% der Tage 35% ΔSAK	64.000 BV	80 %	8.480	65.570	13.800	4	14	28.300	42.100
5	a	Q-prop. Dosierung* 85% der Tage 35% ΔSAK	keine GAK	80 %	9.210	71.240	15.000	0	0	0	15.000
	b		32.000BV	80 % ++	9.210	71.240	15.000	2	29	56.500	71.500

* Annahme: Drosselung Ozongenerator bei O₃ im Offgas ab 40 % ΔSAK

** Beide Filter als GAK-Filter

Der Bedarf an GAK für die **GAK-Filtration** liegt für die Szenarien abhängig von der angesetzten Standzeit zwischen 14 und 77 t/a. Hieraus resultieren jährliche Kosten von etwa 30.000 – 150.000 €. Eine Standzeitverlängerung durch zeitversetzte Befüllung der beiden GAK-Filter ist in dieser Kostenbetrachtung noch nicht berücksichtigt, da sich in Abhängigkeit des gewählten Zeitversatzes und der GAK-Standzeit jeweils eine individuelle Kostenersparnis ergibt. Aus Tab. 10 wird deutlich, dass die Betriebsmittelkosten (ohne Energiekosten) zu einem Großteil aus Kosten für die Beschaffung der GAK bestehen. Die Standzeit sowie der Einkaufspreis der GAK bestimmen somit maßgeblich die Kosten für die Betriebsmittel einer weitergehenden Behandlungsstufe mit GAK-Filter. Abb. 39 zeigt die grafische Darstellung einer Sensitivitätsanalyse der jährlichen GAK-Kosten zu verschiedenen Einkaufspreisen über die Standzeit. Bei längerer Standzeit nähern sich die Jahreskosten der drei Preiskategorien an, bei kurzen Standzeiten wirkt sich ein hoher GAK-Preis jedoch erheblich auf die Jahreskosten aus. Die Abbildung veranschaulicht ebenfalls, dass die Kostendifferenz zwischen den Jahren in allen Preiskategorien exponentiell mit der Standzeit abnimmt. Zwischen dem ersten und zweiten Jahr halbieren sich die Jahreskosten pro Jahr Standzeit, eine weitere Halbierung erfolgt nach 2 Jahren, dann nach 4 Jahren, usw. Eine sehr kurze Standzeit hat damit deutliche Auswirkungen auf die jährlichen Betriebskosten bzw. Jahreskosten der weitergehenden Behandlungsstufe. Bei einer Standzeit ab etwa 5 Jahren birgt eine weitere Verlängerung der Standzeit aus wirtschaftlicher Perspektive im Vergleich zu den Gesamtkosten der weitergehenden Behandlungsstufe nur geringe Vorteile. Aus ökologischer Sicht ist es jedoch grundsätzlich sinnvoll, die GAK-Standzeit so weit wie möglich zu verlängern (solange dies ohne eine Beeinträchtigung der Reinigungsleistung möglich ist).

Anmerkung: Da auf der Kläranlage Weißenburg kontinuierlich betriebene Filter als GAK-Filter genutzt werden, kann nicht jede beliebige Kohle zum Einsatz kommen. Die eingesetzte GAK muss besondere Abriebfestigkeit aufweisen. In den Szenarien wurde mit GAK-Kosten von 1.950 €/t brutto gerechnet (auf Basis der Investitionskosten von rd. 1.640 €/t netto im Jahr 2016). Es gibt grundsätzlich auch günstigere GAK-Produkte, jedoch weisen diese nicht immer die benötigten Eigenschaften auf.

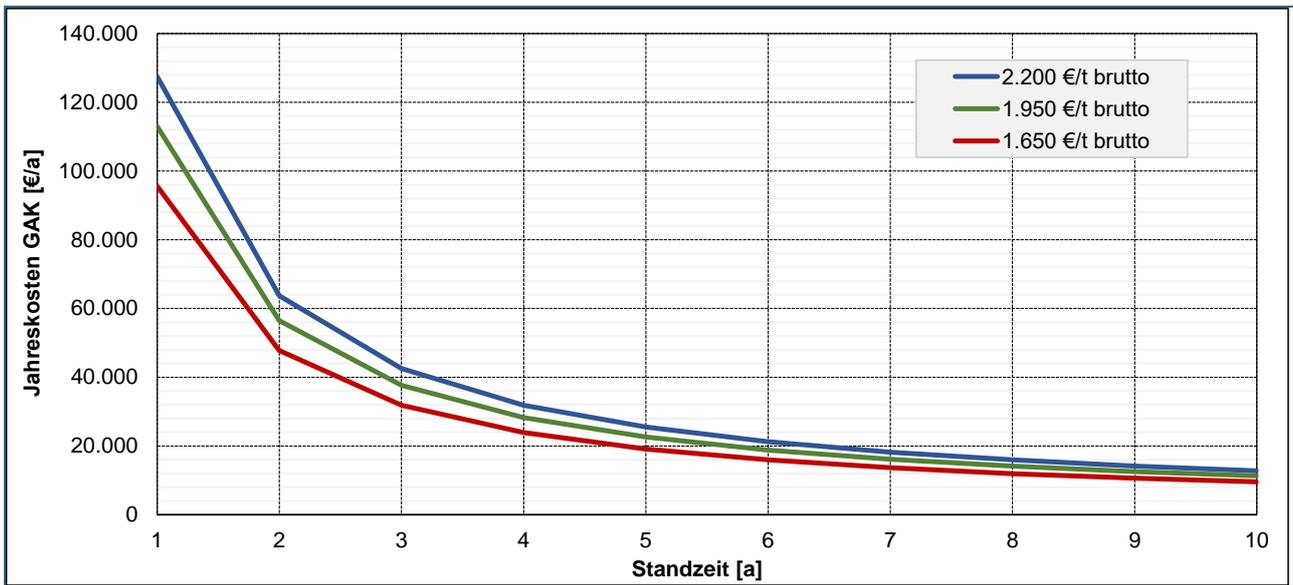


Abb. 39: Jahreskosten der GAK über die Standzeit in Abhängigkeit des GAK-Preises

Werden parallelgeschaltete GAK-Filter nicht gleichzeitig, sondern zeitversetzt befüllt, lässt sich dadurch eine **Standzeitverlängerung der GAK** erreichen [17]. Für die Kläranlage Weißenburg ist dies relevant, da der GAK-Filter bereits seit Oktober 2017 in Betrieb ist und bei einer nachträglichen Umrüstung des Sandfilters auf GAK automatisch ein Zeitversatz entsteht. Wird eine Spurenstoffelimination mit GAK-Filtration neu gebaut, muss abgewogen werden, inwieweit eine zeitversetzte Befüllung der Filter sinnvoll und praktikabel ist. Abb. 40 zeigt ein aus zwei parallelgeschalteten GAK-Filtern bestehendes System mit einer maximalen Standzeit von 64.000 BV (Durchschnitt beider Filter). Bei einer zeitversetzten Befüllung der beiden Filter mit einem Zeitversatz von 2 Jahren (alternativ 3 Jahren) kann jeder einzelne Filter bis zu einem spezifischen Durchsatz von 80.000 BV betrieben werden, damit im Durchschnitt ein Durchsatz beider Filter von max. 64.000 BV resultiert. In dem vorliegenden Beispiel resultiert daraus eine Standzeitverlängerung von rd. 20 % (von 4 auf 5 Jahre).

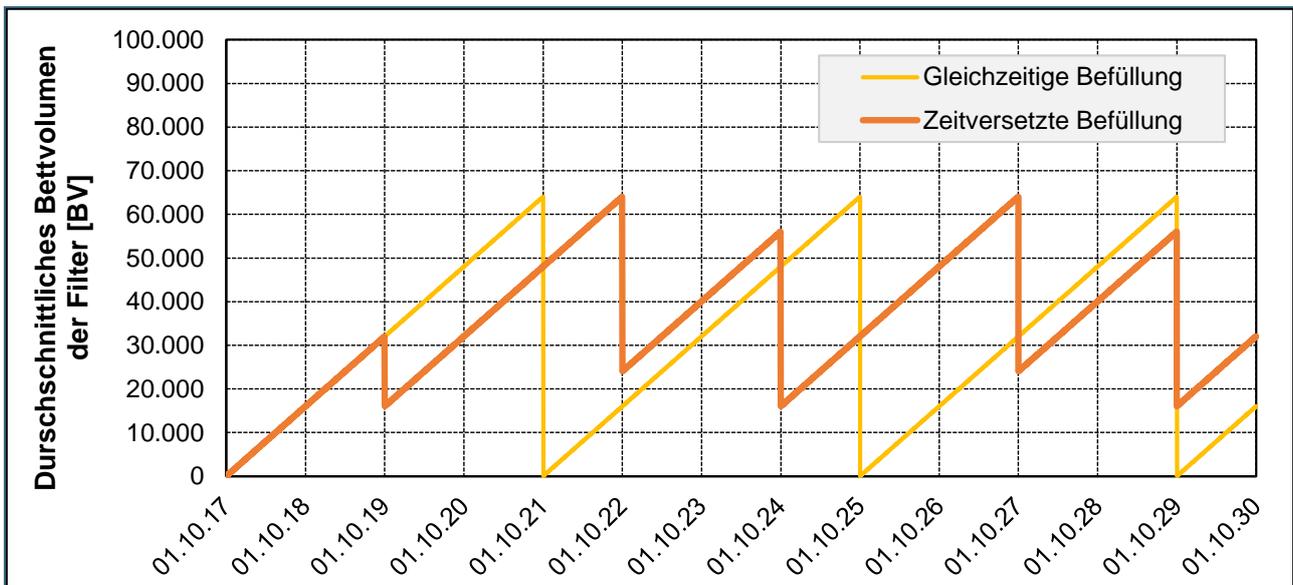


Abb. 40: Kumulierte Bettvolumina eines GAK-Filterystems mit 2 Einheiten über die Standzeit bei gleichzeitiger und zeitversetzter Befüllung (Zeitabstand 2 Jahre)

8.2.3.3 Betriebskosten und Reinigungsleistung

Aus den Energiekosten, Betriebsmittelkosten und Fixkosten ergeben sich die gesamten Betriebskosten der weitergehenden Behandlungsstufe (vgl. Tab. 11).

Tab. 11: Betriebskosten verschiedener Betriebsszenarien der weitergehenden Behandlungsstufe

Szenario Nr.	Verfahren		Reinigungsleistung	Kosten				
				Fixkosten	Betriebsmittel	Strom	Gesamtkosten	
	Ozonung	GAK-Filter**		€/a	€/a	€/a	€/a	
1	a	Keine Ozonung	12.000 BV	80 % +	35.300	150.700	24.500	211.000
	b		32.000 BV	80 %	35.300	56.500	24.500	116.000
2	a	Steuerung nach Δ SAK 27%	32.000 BV	80 % +	49.400	65.200	39.000	154.000
	b		64.000 BV	80 %	49.400	36.900	39.000	125.000
3	a	Steuerung nach Δ SAK 35%	keine GAK	80 %	49.400	13.400	46.900	110.000
	b		32.000 BV	80 % ++	49.400	69.900	46.900	166.000
4		Q-prop. Dosierung* 60% der Tage 35% Δ SAK	64.000 BV	80 %	49.400	42.100	47.700	139.000
5	a	Q-prop. Dosierung* 85% der Tage 35% Δ SAK	keine GAK	80 %	49.400	15.000	49.700	114.000
	b		32.000BV	80 % ++	49.400	71.500	49.700	171.000

* Annahme: Drosselung Ozongenerator bei O₃ im Offgas ab 40 % Δ SAK

** Beide Filter als GAK-Filter

Die ermittelten **Betriebskosten** bewegen sich größtenteils in einem Bereich **zwischen rd. 110.000 €/a und 170.000 €/a**. Eine Ausnahme ist Szenario 1a, welchem eine sehr kurze GAK-Standzeit von nur 9 Monaten zugrunde liegt und das mit rd. 210.000 €/a das teuerste Szenario darstellt. Wie in Abschnitt 8.2.3.2 erläutert, sind Betriebsweisen mit kurzer GAK-Standzeit aufgrund des herrschenden Preises für die GAK (welche für kontinuierlich betriebene Filter spezielle Abriebeigenschaften aufweisen muss) wirtschaftlich unvorteilhaft. Bei der Verwendung eines anderen GAK-Filtersystems und der Verwendung günstigerer GAK, können die Betriebskosten für Verfahren mit GAK-Filtration günstiger ausfallen.

Je nach Kombination von Ozonung und GAK dominieren in den verschiedenen Szenarien die Kosten für Betriebsmittel (bei hohem GAK-Bedarf) oder Strom (bei hohem Ozonbedarf). Für die Ozonung kommt abgesehen vom Betriebsmittelbedarf an Sauerstoff noch der anteilige Strombedarf für die Ozonherstellung als beachtlicher Kostenpunkt hinzu. In Abb. 41 ist dieser daher gesondert aufgeführt. Im Gegensatz zur GAK erfolgt die Herstellung des „Betriebsmittels Ozon“ vor Ort auf der Kläranlage und somit schlägt sich die hierfür benötigte Energie im Stromverbrauch der weitergehenden Behandlungsstufe bzw. letztendlich im Stromverbrauch der Kläranlage nieder. Dagegen wird die GAK bereits gebrauchsfertig angeliefert es muss für ihre Herstellung keine Energie auf der Kläranlage aufgewandt werden. Dies bedeutet jedoch nicht, dass die GAK insgesamt eine bessere Energie- oder Ökobilanz als Ozon aufweist. Für einen solchen Vergleich müsste die gesamte für die Herstellung notwendige Energie beider Betriebsmittel bezogen auf ihre Spurenstoffeliminationsleistung betrachtet werden.

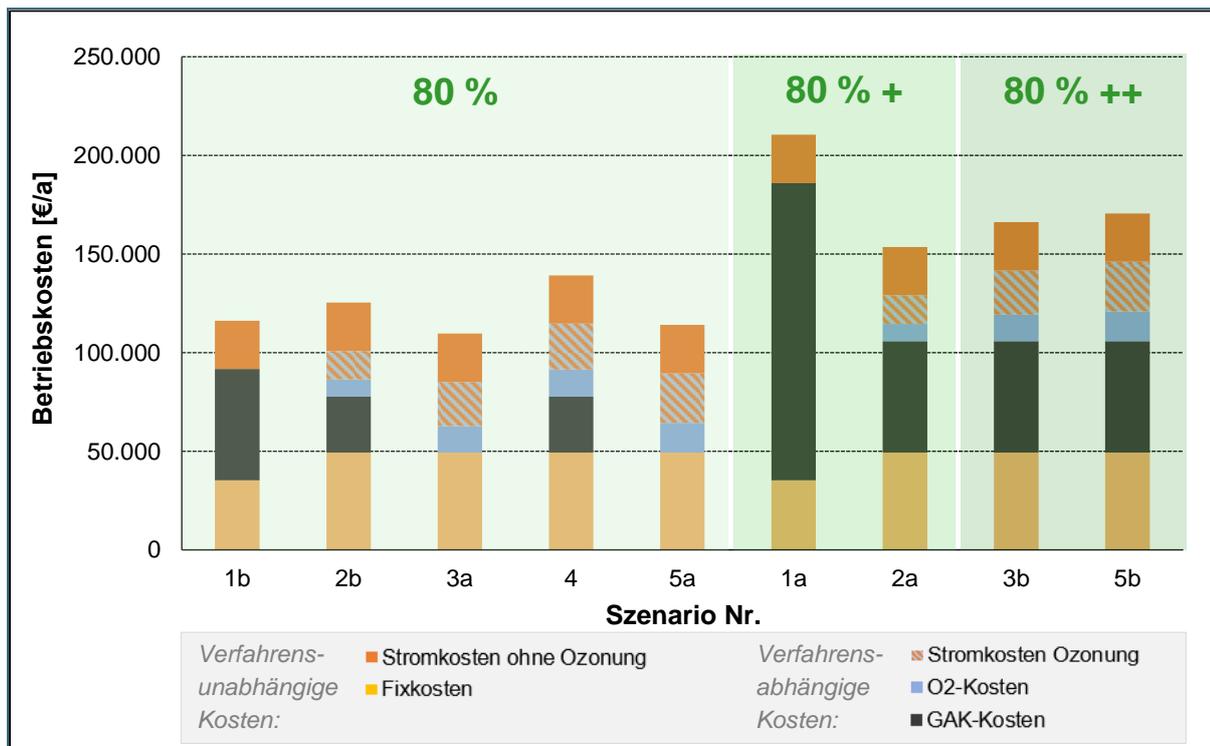


Abb. 41: Betriebskosten für die untersuchten Szenarien im Verhältnis zur erwarteten Reinigungsleistung

Ein Teil der resultierenden Betriebskosten entsteht unabhängig von der Art des gewählten Verfahrens. **Verfahrensunabhängige Kosten** sind zum einen die Fixkosten für Wartung, Personal und Analysen sowie zum anderen die Stromkosten, die durch das Zulaufpumpwerk, die Filteranlage (wird sowohl bei GAK-Filter als auch bei Ozonung benötigt) und „sonstige“ Verbraucher anfallen. Der Rest sind **variable Kosten**, die sowohl von der Verfahrenswahl (Kombinations- oder Einzelverfahren) als auch von der Betriebsweise (Dosierstrategie Ozon, Standzeit GAK) und nicht zuletzt von der erforderlichen Reinigungsleistung abhängen. Für die Ozonung fallen variable Kosten in einer Spannweite von rd. 23.000 €/a bis 40.000 €/a an (Sauerstoff- und anteilige Stromkosten Ozonung; ohne Stromkosten für den Sandfilter). Für die GAK-Filtration befinden sich die variablen Kosten in einem Bereich von rd. 28.000 €/a bis 57.000 €/a, ausgenommen Szenario 1a mit 151.000 € (GAK-Kosten; ohne Stromkosten für den GAK-Filter).

Für das Erreichen einer **Reinigungsleistung** von **80 %** sind die Kombinationsverfahren (2b, 4) etwas teurer als die Einzelverfahren (1b, 3a, 5a) (vgl. Abb. 41). Im Verhältnis zu den Gesamtkosten ist der Unterschied zwischen Einzel- und Kombinationsverfahren mit einer Differenz von etwa 15 % (im Mittel rd. 20.000 €/a) jedoch mäßig. Dafür bieten Kombinationsverfahren wiederum eine höhere betriebliche Flexibilität, d.h. einerseits kann die Reinigungsleistung nach Bedarf erhöht werden und andererseits kann beim Ausfall einer Verfahrenskomponente das andere Verfahren die Reinigungsleistung aufrechterhalten. Der Mehraufwand für eine sehr umfassende Spurenstoffelimination „**80 % ++**“ (Szenarien 3b und 5b) beträgt gegenüber der Variante 80 %, je nach Bezugsszenario, 35.000 – 50.000 €/a bzw. bezogen auf die im Jahr 2020 behandelte Wassermenge rd. 2 – 3 ct/m³.

Der Sauerstoff- und Energieverbrauch der Szenarien mit **zulaufproportionaler Ozondosierung** ist im Vergleich zu den Szenarien mit Dosierung nach ΔSAK_{254} aufgrund einer zeitweisen Überdosierung von Ozon etwas höher (vgl. Abschnitt 8.2.3.1 und 8.2.3.2). Dies spiegelt sich jedoch aufgrund der vergleichsweise geringen Kosten für Sauerstoff nicht entscheidend in den Jahreskosten wieder. Für eine Entscheidung für oder gegen eine zulaufproportionale Dosierung werden betriebliche Gründe sowie das Reinigungsziel die entscheidende Rolle spielen. Wenn die Ozonung zulaufproportional betrieben wird, mit dem Ziel z.B. an 60 % aller Tage mindestens eine mittlere Reinigungsleistung von 35 % ΔSAK zu erreichen, muss das in dem Bewusstsein geschehen, dass das gleichzeitig bedeutet an knapp 60 % aller Tage zu viel Ozon zu dosieren, da man

die Ozondosis entsprechend hoch wählen muss. Umgekehrt wird die Ozondosis an den restlichen 40 % der Tage nicht ausreichen, um eine Eliminationsrate von 35 % Δ SAK zu erzielen. Über- und Unterdosierung gleichen sich was den Ozonverbrauch angeht zu einem gewissen Grad wieder aus. Die Reinigungsleistung ist in diesem Fall jedoch möglicherweise ohne die Ausgleichsfunktion eines nachgeschalteten GAK-Filters zeitweise nicht ausreichend. Auf der anderen Seite muss berücksichtigt werden, dass für eine funktionierende Steuerung nach Δ SAK₂₅₄ Betrieb und Pflege der hierfür notwendigen Sondenmesstechnik einen hohen betrieblichen Aufwand für das Betriebspersonal bedeuten und eine hohe Motivation und Einsatzbereitschaft des Personals erfordern.

8.3 Weiterführende Diskussion

- **Verfügbarkeit der weitergehenden Behandlungsstufe**

Der Diskussion um die Betriebssicherheit ist hinzuzufügen, dass mit einer weitergehenden Behandlungsstufe Stoffe aus dem Abwasser entfernt werden, die in den vorliegenden (per Definition) geringen Konzentrationen keine akute Toxizität auf aquatische Lebewesen im Einleitgewässer haben. Es ist daher in Hinblick auf die Kosten für die Spurenstoffelimination im Einzelfall die Frage zu erörtern, welche Stillstandzeiten für eine weitergehende Behandlungsstufe toleriert werden und über welche Redundanzen diese verfügen muss.

- **Steuer- / Regelkonzept Ozondosierung**

Bei der Regelung nach Δ SAK₂₅₄ unter der Verwendung mehrerer Sonden, welche an verschiedenen Stellen des Reinigungsprozesses messen, ergibt sich die Notwendigkeit, dass alle Sonden engmaschig aufeinander abgestimmt werden müssen. Gibt es an jeder Messstelle nur eine Sonde, so existiert zudem keine Kontrollmöglichkeit für die Richtigkeit der Messwerte individueller Sonden. Wenn eine Sonde von den anderen abweicht, variiert der Δ SAK₂₅₄ zwischen den verschiedenen Messstellen ggf. ohne dass sich die Abwassereigenschaften geändert haben. In der Folge wird möglicherweise, abgekoppelt von den Abwassereigenschaften, zu viel oder zu wenig Ozon dosiert, um dem Messwert Folge zu leisten. Im schlimmsten Fall kann das dazu führen, dass die Sonden einen hohen Δ SAK₂₅₄, d.h. eine hohe Reinigungsleistung, ausgeben, jedoch die tatsächliche Spurenstoffentnahme nicht ausreichend ist. Die Steuerung der Ozondosierung nach dem Eingangs-SAK₂₅₄-Wert anstelle des Δ SAK₂₅₄ könnte ggf. das Steuer- und Regelkonzept für die Ozonzugabe etwas robuster machen. Dies ist jedoch zu prüfen.

Sollte in Erwägung gezogen werden, zugunsten einer einfachen Dosierstrategie der Ozonung (zulaufproportionale Dosierung, d.h. konstante Ozondosis) eine zeitweise Überdosierung von Ozon in Kauf zu nehmen, ist zu prüfen, inwieweit es durch eine solche Überdosierung zu anderen Nachteilen, z.B. Bromatbildung, kommt. Für die Bromatbildung ist sowohl die Bromidkonzentration im Ablauf der Nachklärung, als auch die spezifische Ozondosis bezogen auf den DOC von Bedeutung [18].

- **Entnahmeleistung GAK**

Für eine adäquate Bewertung des GAK-Filters bezüglich der Reinigungsleistung stellt sich die Frage, ob sich ohne eine vorangehende Ozonung andere Adsorptionsergebnisse an der GAK zeigen würden. Die Adsorption an GAK ist stark stoffspezifisch – wenn die Ozonung die für die Adsorptionseigenschaften entscheidenden Stoffmerkmale ändert, kann sich durch den Einfluss der Ozonung potentiell auch das Adsorptionsergebnis ändern. In einem solchen Fall hätte dies Einfluss auf die Eliminationsergebnisse des GAK-Filters. Im Betrieb der Kläranlage Weißenburg wurde beobachtet, dass der GAK-Filter bislang Ausfälle der Ozonung in der Reinigungsleistung ausgleichen konnte.

Wenn man sich entscheidet den Sandfilter zum GAK-Filter umzurüsten, wäre dafür gegenwärtig im Jahr 2021 ein möglicher Zeitpunkt, um den Effekt der Standzeitverlängerung bei zeitversetzter Befüllung zweistraßiger Filter nutzbar zu machen (vgl. Abschnitt 8.2.3.2).

- **Umweltauswirkungen Spurenstoffelimination**

Die Systemgrenzen der Betrachtung wurden auf der Kläranlage gezogen – Energie und andere Betriebsmittel, die außerhalb der Kläranlage aufgebracht werden, wurden nicht in die Betrachtung mit einbezogen. Es sind daher in den vorliegenden Auswertungen keine Rückschlüsse auf die Ökobilanz bzw. den CO₂-Fußabdruck eines Verfahrens möglich.

• **Jahreskosten**

Die in der Szenarienbetrachtung ermittelten Betriebskosten befinden sich größtenteils in einem Bereich zwischen 110.000 und 170.000 €/a (ausgenommen ist hiervon Szenario 1a mit 210.000 €/a). Unter Berücksichtigung von Kapitalkosten in Höhe von 265.000 €/a [1] (ohne Berücksichtigung der gewährten Fördermittel) resultieren daraus Jahreskosten von 375.000 – 435.000 €/a. Die Kosten für einen in der weitergehenden Behandlungsstufe behandelten Kubikmeter Wasser betragen somit 19 – 22 ct. (vgl. Tab. 12). Bezogen auf die verkaufte Trinkwassermenge des Jahres 2020 von 1.025.400 m³ entspricht dies Jahreskosten von rd. 36 – 42 ct. pro Kubikmeter verkauftem Trinkwasser. Bei Annahme eines Trinkwasserverbrauchs von 45 m³/(E·a) belaufen sich die ermittelten Jahreskosten pro Einwohner auf rd. 16 – 19 €/(E·a).

Die Kapitalkosten machen im Fall der Kläranlage Weißenburg einen Anteil von etwa zwei Drittel der Jahreskosten für die Spurenstoffelimination aus. Bei größeren Kläranlagen werden die Jahreskosten erfahrungsgemäß stärker von den Betriebskosten bestimmt [19], weshalb bei großen Anlagen eine betriebliche Optimierung bezüglich der Jahreskosten stärker ins Gewicht fällt.

Die Betriebskosten sind durch die Wahl des Verfahrens und die Betriebsweise beeinflussbar. Bei der in der weitergehenden Behandlungsstufe behandelten Jahresabwassermenge von rd. 1,97 Mio. m³ im Jahr 2020 betragen die Betriebskosten der weitergehenden Behandlungsstufe je nach gewähltem Szenario zwischen 6 und 9 ct. pro Kubikmeter behandeltem Abwasser. Eine Optimierung des Betriebsmittel- und Energieverbrauchs ist aus wirtschaftlichen und ökologischen Gründen sinnvoll und notwendig, jedoch muss dies gegenüber einer verbesserten Reinigungsleistung und höherer betrieblicher Flexibilität abgewogen werden. Eine Einsparung von z.B. 35.000 €/a wirkt sich bei einem Trinkwasserverbrauch von 45 m³/(E·a) mit 1,54 €/(E·a) aus, was auf die gesamten Jahreskosten bezogen jedoch nur ein Anteil von rd. 10 % ist. Gleichzeitig entspricht ein solcher Unterschied von 35.000 € bei den Kombinationsverfahren der Kostendifferenz zwischen einer Reinigungsleistung von 80 % und 80 % ++.

Tab. 12: Übersicht über Bezugsgrößen des Jahres 2020 und Ergebnisbereich der Szenarienbetrachtung

Bezugsdaten 2020				
Jahresabwassermenge Kläranlage	2.575.730 m ³			
Beh. Abwassermenge in der weitergehenden Behandlungsstufe	1.966.620 m ³			
Verkaufte Trinkwassermenge	1.025.400 m ³			
Gebührenpflichtige Abwassermenge	967.670 m ³			
Belastung (CSB ₁₂₀ 85%-Wert)	25.750 EW			
Energieverbrauch	187.680 kWh			
Kapitalkosten	265.000 €/a			
Ergebnisse Szenarienbetrachtung				
Energieverbrauch	von	102.000 kWh/a	bis	207.000 kWh/a
Betriebskosten		110.000 €/a		170.000 €/a*
Jahreskosten		375.000 €/a		435.000 €/a*

* Ausgenommen Szenario 1 a mit Betriebskosten von rd. 210.000 €/a

- **Planungsgrundlagen**

Für die weiteren Entscheidungen hinsichtlich der Auswahl des Verfahrens der weitergehenden Behandlungsstufe auf der Kläranlage Weißenburg als auch deren Betrieb sowie allgemein für die Erweiterung von Kläranlagen um eine Spurenstoffelimination gilt es im Vorfeld der Planung für die **Verfahrenswahl** als auch für die Festlegung des hydraulisch zu **behandelnden Volumenstroms** zu wissen

- welche Spurenstoffeliminationsleistung behördlicherseits gefordert wird (festgemacht anhand der prozentualen Eliminationsleistung definierter Einzelsubstanzen),
- in welcher Form diese Leistung gegeben sein muss (z.B. täglich, im Jahresmittel) und
- wie die Kontrolle und Überwachung dieser Leistung erfolgt (Probenahmestellen, Probenahmedauer, Häufigkeit der Probenahme, Verknüpfung der Probenahme an Wetterbedingungen, Berechnungsmodi für die Eliminationsleistung).

Bei der Verfahrenswahl sollten auf Basis der jeweiligen Zielsetzung der Spurenstoffelimination letztendlich stets sowohl betriebliche als auch wirtschaftliche und behördliche Rahmenbedingungen im Einzelfall berücksichtigt und sorgfältig abgewogen werden.

9 Bewertung üblicher Verfahren zur Spurenstoffelimination im Hinblick auf Synergieeffekte

9.1 Beschreibung der Zielsetzungen der weitergehenden Abwasserreinigung

Bundesweit definiert Anhang 1 der Abwasserverordnung (AbwV) das Mindestmaß an die Reinigung von kommunalem Abwasser. Die dort formulierten Mindestanforderungen an die Qualität des gereinigten Abwassers umfassen, in Abhängigkeit der Anlagengröße, Vorgaben für sauerstoffzehrende Verbindungen (BSB₅, CSB) sowie für die Nährstoffe Stickstoff (NH₄-N, N_{anorg}) und Phosphor (P_{ges}).

Darüber hinaus gehende Anforderungen an die Einleitung von gereinigtem Abwasser sind der „weitergehenden Abwasserreinigung“ zuzuschreiben. Weitergehende Anforderungen äußern sich entweder in einer Verschärfung der Anforderung der im Anhang 1 der AbwV aufgeführten Parameter oder in Anforderungen an nicht im Anhang 1 der AbwV angeführte Parameter. In der Regel werden diese immissionsbezogenen Anforderungen formuliert, wenn die emissionsbezogenen Anforderungen der AbwV nicht ausreichend für eine gewässerträgliche Einleitung oder für anderweitige Nutzungen des Gewässers sind. In der Praxis zeigt sich dies, dass bspw. für kleine und mittlere Kläranlagen der Größenklasse 3 Anforderungen für Stickstoff und Phosphor formuliert werden, die über die jeweilige Mindestanforderung der AbwV hinausgehen. Auch nachfolgende Gewässernutzungen, wie z.B. Rohwasserentnahme zur Trinkwassergewinnung, Freizeitaktivitäten oder auch die Wasserentnahme zur Bewässerung bedingen Anforderungen an das gereinigte Abwasser, die zum einen über die Mindestanforderungen der AbwV hinausgehen und zum anderen auch Qualitätsparameter umfassen, die kein Bestandteil der AbwV sind.

Der Begriff der „weitergehenden Abwasserreinigung“ ist somit einem ständigen Wandel unterlegen. Die jeweilig neu implementierten technischen Verfahren werden meistens als „weitergehende“ Abwasserreinigung bezeichnet. Dies zeigt sich auch heute durch die Bezeichnung „weitergehende Verfahren“ zur gezielten Spurenstoffelimination.

Aktuell werden neben einer weitergehenden Nährstoffelimination folgende Ziele mit dem Begriff einer weitergehenden Abwasserreinigung überschrieben:

- weitergehender Rückhalt von suspendierten Stoffen im Kläranlagenablauf
- gezielte Elimination von anthropogenen Spurenstoffen
- weitergehende Elimination von pathogenen Keimen
- weitergehende Elimination von Mikroplastik

Bei der Bewertung von Synergieeffekten bei Verfahren zur gezielten Spurenstoffelimination ist zunächst eine Abgrenzung zwischen dem eigentlichen Ziel des Verfahrens (Primärziel) und möglichen Begleiteffekten (Synergien) zu unterscheiden. Zur Erreichung des Primärziels der gezielten Spurenstoffelimination wird das Verfahren entsprechend dimensioniert und die Qualität des behandelten Abwassers garantiert. Zusätzliche Effekte auf andere abwasserrelevante Parameter (pathogene Keime etc.), die durch das Verfahren erreicht werden können, stellen im vorliegenden Fall Synergieeffekte dar. Diese zusätzlichen Synergieeffekte werden bei der Dimensionierung und Auslegung der Verfahren i.d.R. nicht explizit berücksichtigt.

9.2 Klassische Verfahren der weitergehenden Abwasserreinigung

Verfahren der weitergehenden Abwasserreinigung beruhen in Abhängigkeit des geforderten Reinigungsziels auf Einzelprozessen oder einer Kombination mehrerer Prozesse. Ein Prozess stellt dabei einen Vorgang dar, bei denen Substanzen bzw. chemische Verbindungen hinsichtlich ihrer Zusammensetzung, Art oder Eigenschaften verändert werden.

Ein klassisches Ein-Prozess-Verfahren stellt die Sandfiltration zur weitergehenden Feststoffabtrennung dar. Dieses Verfahren kann aber auch, um weitere Prozesse erweitert werden. Ein Beispiel hierfür ist der Flockungsfilter, der die Prozesse Fällung, Flockung und Filtration in einem Verfahren kombiniert. Gleiches gilt auch für biologische Filter, die die Prozesse Filtration und biologischer Abbau kombinieren. Tab. 13 zeigt die wichtigsten Prozesse im Bereich der weitergehenden Abwasserreinigung.

Tab. 13: Prozesse der weitergehenden Abwasserreinigung

	Feststoffabtrennung	Stoffumwandlung	Stoffüberführung
Prozess	<ul style="list-style-type: none"> • Sedimentation • Filtration • Flockung • Flotation 	<ul style="list-style-type: none"> • biologischer Abbau • chemische Oxidation • photochemische Absorption 	<ul style="list-style-type: none"> • Fällung • Adsorption

9.2.1 Abwasserfiltration

Das Kerneinsatzgebiet der Abwasserfiltration ist die weitergehende Feststoffentnahme und die P-Elimination. Darüber hinaus kommen biologisch intensivierte Filter zur Nitrifikation und Denitrifikation zur Anwendung.

Die zum Einsatz kommenden Filter lassen sich in Abhängigkeit der Eindringtiefe der zurückzuhaltenden Partikeln in (Tiefen-)Raumfilter, (Ober-)Flächenfilter und Siebe unterteilen. Eine weitere Möglichkeit zur Klassifizierung von Filtersystemen besteht in deren Trenngrenze (vgl. Abb. 42).

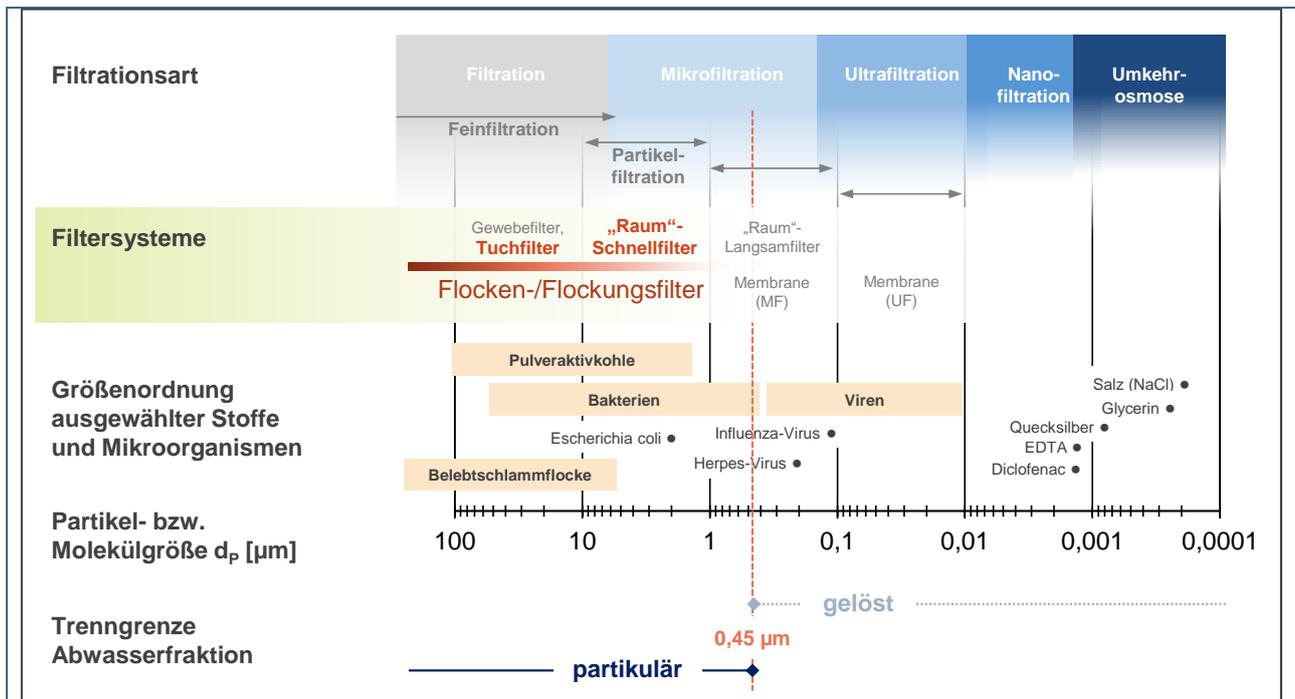


Abb. 42: Trenngrenzen verschiedener Filtrationsarten [1–4]

Bei der Flächenfiltration kommt ein Filtermaterial mit geringer Tiefenwirkung zum Einsatz. Abzuscheidende Teilchen können das Filtermaterial nicht passieren und wachsen damit über den Zeitraum bis zur nächsten Abreinigung auf der Filteroberfläche zu einem Filterkuchen an, der wiederum einen zusätzlichen „Vorfiltereffekt“ bedingt. Mit Filtersystemen zur Oberflächenfiltration können vorwiegend Partikel in der Größenordnung von > 10 µm zurückgehalten werden.

Poröse Mikro- und Ultrafiltrationsmembranen sind ebenfalls der Oberflächenfiltration zu zuschreiben, zeichnen sich aber durch eine deutlich kleinere Trenngrenze aus. Die Porengröße von Mikrofiltrationsmembranen liegt bei einer Größenordnung zwischen 10 µm und 0,1 µm, die der Ultrafiltration zwischen 0,1 µm bis 0,01 µm. Wie bei allen Filtrationsprozessen, so tritt auch bei der Mikro- und Ultrafiltration der Effekt auf, dass sich zurückgehaltene Stoffe ähnlich einem Filterkuchen auf der Membran ablagern. Die zusätzliche Filtrationswirkung der so entstehenden Deckschicht sowie die Adsorption kleinerer Substanzen an größeren Partikeln bewirkt einen Rückhalt auch für Teilchen, deren Durchmesser kleiner als der Porendurchmesser ist. So werden beispielsweise die im Vergleich zu Bakterien wesentlich kleineren Viren zu einem hohen Prozentsatz auch bei der Verwendung von Mikrofiltrationsmembranen zurückgehalten, obwohl die Größe der Membranporen keinen Rückhalt erwarten lässt. Ein vollständiger Rückhalt von Viren erfordert jedoch die Verwendung von Ultrafiltrationsmembranen, die aufgrund ihrer Porengröße eine unüberwindbare Barriere gegenüber Viren darstellen. [20]

Zur Ausbildung der Raumfiltration wird meist ein körniges Filtermaterial verwendet. Die suspendierten Feststoffe lagern sich innerhalb der Filterschicht ab und werden bei der Rückspülung des Filterbettes aus dem Filter ausgespült. Durch eine zunehmende Einlagerung der Suspensa, die im günstigsten Fall im gesamten Filterbett stattfindet, können auch sehr kleine Partikel von < 10 µm aus dem Abwasser entfernt werden.

9.2.2 UV-Desinfektion

Im Bereich der kommunalen Abwasserreinigung kommt zur Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser in der Regel das Verfahren der UV-Desinfektion zur Anwendung. Weitere alternative Verfahren zur Desinfektion wie z.B. Chlorung oder Ozonung finden in Deutschland bislang keine Anwendung. Das Verfahren beruht auf dem Prozess der photochemischen Absorption.

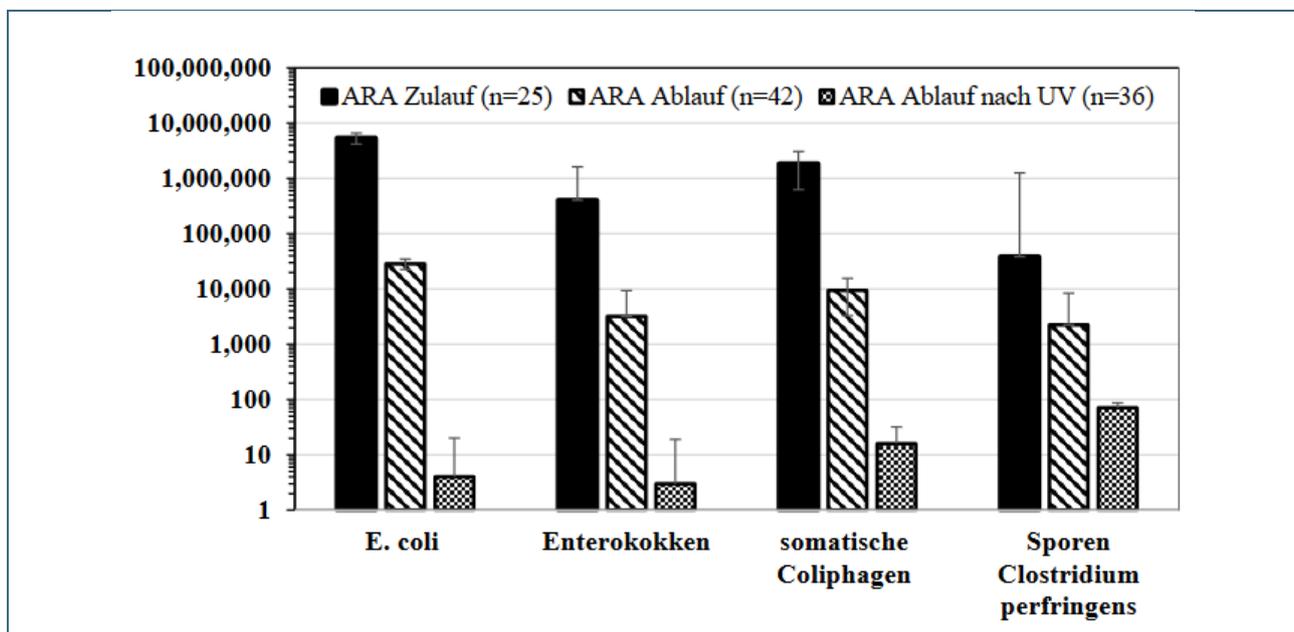


Abb. 43: Mittlere Konzentrationen an *E. coli*, Enterokokken, somatischen Coliphagen und Sporen von *Clostridium perfringens* im Zu- und Ablauf von Kläranlagen sowie des Ablaufs Kläranlage nach UV-Bestrahlung [24]

Die UV-Bestrahlung beruht auf einer Schädigung der Erbsubstanz von Mikroorganismen und der damit verbundenen Inaktivierung, sofern ein Ausmaß erreicht wird, das die Reparaturfähigkeit der Zellen überfordert. Am wirksamsten wird die Erbinformation bei einer Strahlung mit einer Wellenlänge von 260 nm (UV-C-Strahlung), dem Absorptionsmaximum der Nukleinsäuren der Bakterienzellen und Viren, geschädigt.

Mikroorganismen liegen im Abwasser in freier Form oder mit Feststoffpartikeln verbunden vor. Eine ausreichende Desinfektionsleistung erfordert eine Inaktivierung beider Fraktionen. Feststoffpartikel können die UV-Desinfektion auf unterschiedliche Weise negativ beeinflussen. Sie führen zur Absorption und Streuung des

UV-Lichts und somit zur Verminderung der Transmission. Des Weiteren kann es durch die Feststoffpartikel zur Abschattung frei vorliegender Mikroorganismen bzw. zur Abschirmung der in den Partikeln eingelagerten Mikroorganismen kommen. Das Abwasser sollte daher für eine effiziente UV-Behandlung eine niedrige Konzentration an abfiltrierbaren Stoffen (AFS) aufweisen. Zumindest bei zu erwartenden AFS-Konzentrationen in der Größenordnung von 10 mg/l bis 20 mg/l empfiehlt es sich zu überprüfen, ob für eine sichere Reduktion der Mikroorganismen eine vorgeschaltete Abwasserfiltration erforderlich wird. Für die Effektivität der UV-Bestrahlung scheint die Größe der Partikel wichtiger zu sein als der Gehalt an Feststoffen. Partikel, von denen eine desinfektionsmindernde Wirkung ausgeht, liegen in einer Größenordnung von über 20 µm vor [25–27].

Technisch wird die UV-Desinfektion in der Regel als Offenkanal-UV-Bestrahlungsanlage mit Niederdruckstrahlern parallel zur Fließrichtung ausgeführt. Dabei handelt es sich um ein durchströmtes Gerinne, in denen in einem engen Raster UV-Strahler angeordnet sind. Durch eine geeignete Ablaufvorrichtung (z.B. höhenregulierbares Wehr) werden Offenkanal-Systeme mit einem konstanten Wasserstand betrieben. In herausnehmbaren Modulen sind die Strahler parallel zur Fließrichtung nebeneinander zu UV-Bestrahlungseinheiten (sogenannte Banks) angeordnet [25].

9.3 Verfahren der weitergehenden Abwasserreinigung zur gezielten Spurenstoffelimination

Konventionelle Kläranlagen sind nicht im Stande, die Vielzahl an organischen Spurenstoffen gezielt aus dem Abwasser zu entfernen. Die Elimination von Spurenstoffen innerhalb des mechanisch-biologischen Abwasserreinigungsprozesses ist dabei substanzspezifisch sehr unterschiedlich. Während einige Substanzen in Kläranlagen kaum vermindert werden (z.B. Carbamazepin), ist für andere Stoffe eine weitgehende Entfernung zu verzeichnen (z.B. Ibuprofen). Die Elimination von Spurenstoffen innerhalb der konventionellen mechanisch-biologischen Abwasserreinigung ist dabei im Wesentlichen auf Sorptionsvorgänge und biochemische Abbauprozesse zurückzuführen [28].

Zur gezielten Spurenstoffelimination aus kommunalem Abwasser haben sich in Deutschland oxidative und adsorptive Verfahren sowie Kombinationsverfahren, die oxidative und adsorptive Reinigungsmechanismen umfassen, in den letzten Jahren großtechnisch durchgesetzt. Bei den oxidativen Verfahren wird Ozon als Betriebsmittel, bei den adsorptiven Verfahren granuliert Aktivkohle (GAK) oder Pulveraktivkohle (PAK) als Betriebsmittel eingesetzt. Die oxidative Behandlung führt zur Transformation der Ausgangssubstanz, hingegen die adsorptive Behandlung die Substanz aus der wässrigen Phase entnimmt. Das Ausmaß der oxidativen oder adsorptiven Elimination ist neben der Menge des eingesetzten Betriebsmittels in erster Linie von den Stoffeigenschaften der zu eliminierenden Substanz abhängig. Gleichwohl nicht alle Substanzen im gleichen Umfang oxidativ oder adsorptiv eliminiert werden können, wird beiden Reinigungsmechanismen eine Breitbandwirkung zur Elimination von Spurenstoffen zugeschrieben.

9.3.1 Spurenstoffentfernung mit Pulveraktivkohle

9.3.1.1 Grundsätzliches zu den PAK-basierten Verfahrensanwendung

Die Anwendung von Pulveraktivkohle erfolgt im Einrührverfahren, d.h., dass die Pulveraktivkohle als Suspension direkt mit dem zu reinigenden Abwasserstrom in Kontakt gebracht wird. Die PAK kann hierfür an verschiedenen Stellen innerhalb des Abwasserreinigungsprozesses zur Anwendung kommen.

PAK-Verfahren unterscheiden nach der Anzahl der mit PAK beaufschlagten Kontaktstufen (einstufig oder mehrstufig) und die Art der Adsorbensführung in Bezug auf die Fließrichtung des Abwassers (Gleich- oder Gegenstrom). Der funktionelle Aufbau einer einstufigen PAK-Kontaktstufe besteht aus einem Reaktionsraum mit anschließender Feststoffabtrennung. Auf kommunalen Kläranlagen kann durch die Dosierung der PAK in einer der biologischen Stufe nachgeschalteten PAK-Kontaktstufe eine zweistufige Anwendung im Gegenstrom realisiert werden. Hierzu wird die teilbeladene PAK aus der Kontaktstufe in die biologische Stufe zurückgeführt.

Da die Kontaktzeit des Abwassers mit der PAK i.d.R. kürzer ist als es für die Einstellung der Gleichgewichtsbeladung bedarf, ist für eine effiziente Ausnutzung der Beladungskapazität der PAK deren Verweilzeit in der Kontaktstufe von der Aufenthaltszeit des Abwassers zu entkoppeln. Verfahrenstechnisch kann dies entweder durch Anreicherung der PAK innerhalb der Trennstufe oder durch Anreicherung der PAK im Reaktionsraum in suspensierter Form erreicht werden.

Für alle Pulveraktivkohleverfahren gilt, dass die eingesetzte und damit beladene Pulveraktivkohle weitestgehend zurückzuhalten ist. Andernfalls gelangen die adsorbierten Spurenstoffe zusammen mit der Pulveraktivkohle in das Gewässer und belasten dies. Für eine vollständige Abtrennung der Pulveraktivkohle bedarf es in der Regel einer weiteren Stufe zur Feststoffabtrennung, teilweise unter Zusatz von Fällmitteln. Je nach Anwendungsart der Pulveraktivkohle kann ein Oberflächen- oder Raumfilter sowie poröse Membranen (Mikro- oder Ultrafiltration) für diesen Zweck eingesetzt werden.

Die PAK gelangt bei allen bisher in der Praxis realisierten Verfahrensvarianten in die biologische Stufe. Dies hat, bei Beibehaltung des Trockensubstanzgehalts im biologischen Reaktor eine Verkürzung des Schlammalters oder bei Beibehaltung des Schlammalters einen erhöhten Trockensubstanzgehalt im biologischen Reaktor zur Folge. Um die mikrobiologischen Prozesse der biologischen Stufe nicht negativ zu beeinflussen – insbesondere die der Nitrifikation – ist darauf zu achten, dass das aerobe Mindestschlammalter stets eingehalten wird.

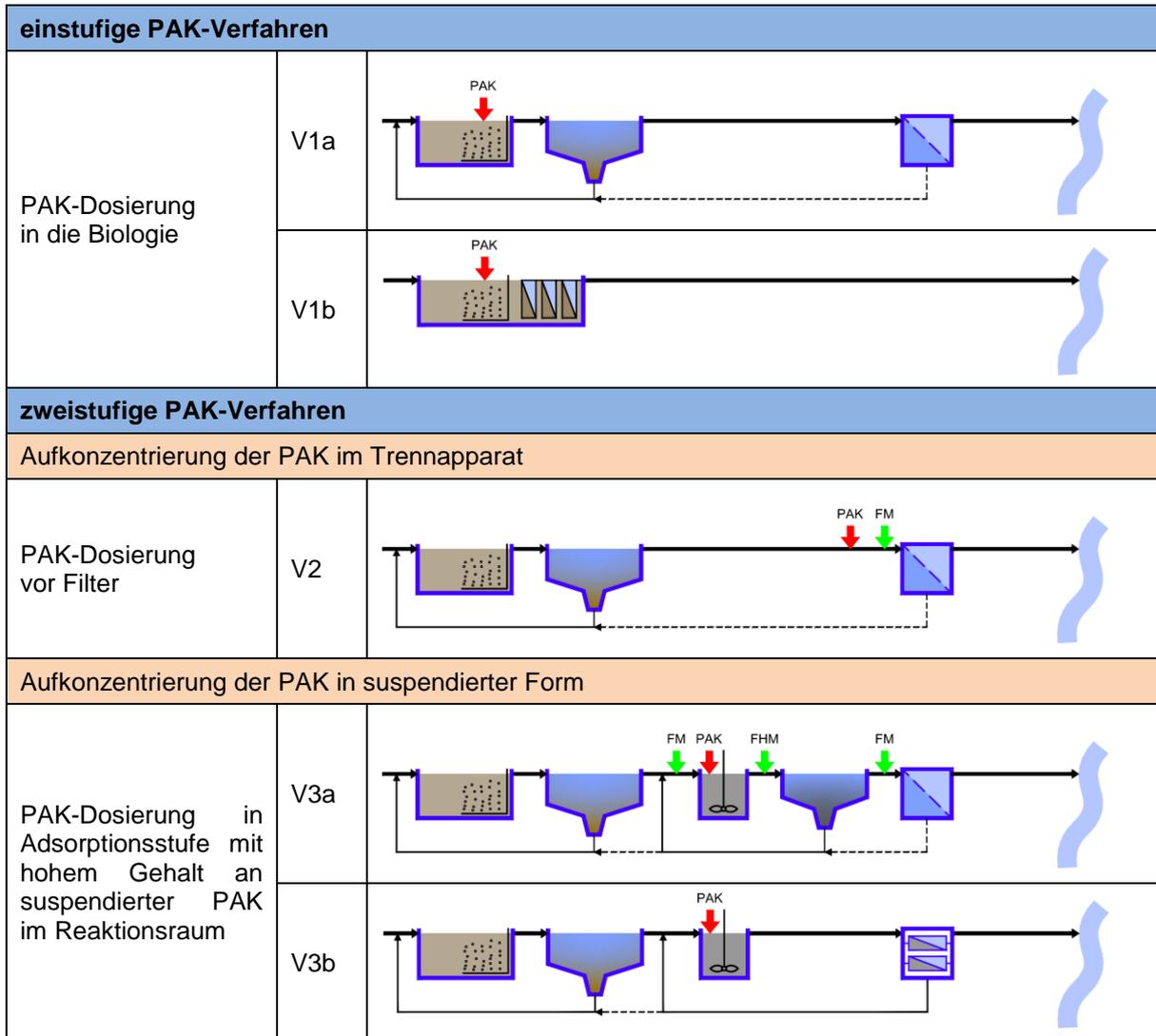
Die beladene Pulveraktivkohle wird zusammen mit dem Überschussschlamm, aus dem Abwasserreinigungsprozess ausgeschleust. Eine Reaktivierung der Pulveraktivkohle ist damit nicht möglich. Bezogen auf den gesamten Schlammfall einer Kläranlage ist bei einem Einsatz von 10 mg/l Pulveraktivkohle mit einem Mehrschlammfall von etwa 5-10 % zu rechnen.

9.3.1.2 Verfahrensmöglichkeiten mit PAK

In Tab. 14 sind die derzeit erprobten Verfahrensmöglichkeiten zum Einsatz von PAK für die Spurenstoffelimination bei der kommunalen Abwasserreinigung aufgezeigt. Die kompakteste Möglichkeit stellt die Dosierung von PAK in die biologische Stufe dar. Hierbei ist im Falle des Belebungsverfahrens (V1a) darauf zu achten, dass die in den AFS der Nachklärung enthaltene PAK sicher zurückgehalten wird. Als Möglichkeit bietet sich die Nachschaltung einer Filteranlage an. Im Falle des Einsatzes in einer Membranbiologie (V1b) wird dieser Rückhalt durch die Membran gewährleistet.

Baulich und verfahrenstechnisch aufwändiger gestaltet sich die Anwendung von PAK im Gegenstromprinzip: Hierbei wird die PAK dem Abwasser zunächst nach der biologischen Stufe zugegeben und im Anschluss daran zur besseren Ausnutzung in diese zurückgeführt. Als erprobte Verfahrensoptionen gelten hierbei die Dosierung von PAK vor einen Raumfilter (V2) als auch die Dosierung in eine separate Adsorptionsstufe (V3a und b), deren Kennzeichen der im Vergleich zur spezifisch dosierten PAK-Menge hohe Gehalt an suspensierter PAK im Reaktionsraum der adsorptiven Stufe ist. Bei beiden Verfahrensmöglichkeiten wird die PAK zur besseren Ausnutzung zunächst in der PAK-Kontaktstufe aufkonzentriert. Bei der Dosierung von PAK vor einen Filter wird dies durch eine diskontinuierliche Rückspülung des Filterbettes und der damit verbundenen Anreicherung der PAK im Filterbett erzielt. Bei der Verfahrensmöglichkeit V3a, das auch als sogenanntes „Ulmer Verfahren“ bekannt ist, erfolgt die Anreicherung der Pulveraktivkohle durch Separation des „Aktivkohleschlammes“ im Sedimentationsbecken mit anschließender Rückführung in das Kontaktbecken. Zur Verbesserung der Sedimentierbarkeit der PAK sind dem Abwasser zusätzlich Fällmittel und Polymere zuzugeben. Ähnlich wie beim Belebungsverfahren können die Prozesse der Sedimentation und Filtration auch durch die Membranfiltration ersetzt werden (vgl. V3b)

Tab. 14: PAK-Verfahrensoptionen



9.3.1.3 Erforderlicher Betriebsmitteleinsatz

Tab. 15 zeigt die typischen Einsatzmengen an Pulveraktivkohle und Hilfsstoffe für die drei möglichen PAK-basierten Verfahren.

Tab. 15: Beschriftung Zugabemenge an PAK und Hilfsstoffen für die PAK-basierten Verfahren zur Erreichung einer durchschnittlichen Elimination von 80 % der Indikatorsubstanzen des DWA Merkblatts DWA-M 285-2 [29].

	Zugabemenge	spez. Zugabemenge	Hilfsstoffe	
PAK-Dosierung in die Biologie	15-25 mg PAK/l	< 2,5 mg PAK/mg DOC		
PAK-Dosierung vor Filter	10-15 mg PAK/l	< 1,5 mg PAK/mg DOC	FM	0,05-0,3 mg Me ³⁺ /l
PAK-Dosierung in Adsorptionsstufe	6-10 mg PAK/l	< 1,0 mg PAK/mg DOC	FM FHM PAC	0,4-1,1 mg Me ³⁺ /l 0,3-0,5 mg WS/l optional

FM = Fällmittel, FHM = Flockungshilfsmittel, PAC = Polyaluminiumchlorid

9.3.1.4 Synergien im Kontext der weitergehenden Abwasserreinigung

Je nach Verfahrensausführung können beim Verfahren mit Pulveraktivkohlezugabe folgende Synergien im Kontext der weitergehenden Abwasserreinigung erzielt werden:

- weitergehende Feststoffabtrennung durch Filtration (u.a. weitere Verbesserung des Rückhalts von Mikroplastik)
- weitergehende P-Elimination bei zweistufigen PAK-Verfahren mit verfahrensbedingter Zugabe von Fällmittel zum Rückhalt der PAK
- weitergehende Elimination von pathogenen Keimen bei Nutzung einer Ultrafiltrationsmembran zur Feststoffabtrennung, Erreichung Badegewässerqualität
- weitergehende Elimination von refraktärem CSB
- Entfärbung

9.3.2 Spurenstoffentfernung mit granulierter Aktivkohle

9.3.2.1 Grundsätzliches zu den GAK-basierten Verfahrensanwendung

GAK kommt typischerweise als Festbettschüttung in Filterbauwerken zum Einsatz. Der Filter kann dabei sowohl auf- als auch abwärts durchströmt ausgebildet sein und in offener Bauweise wie auch in Form eines Druckfilters ausgeführt werden. Bestehende Raumfilteranlagen können durch Austausch des Filtermaterials zu einem GAK-Filter umgerüstet werden. Eine weitere Möglichkeit besteht in der Anwendung als Schweb- oder Wirbelbett, wobei diese Formen bislang noch nicht weit verbreitet sind. Im Gegensatz zur PAK ist die GAK ortsfest und bedarf keiner Nachschaltung einer weiteren Feststoffabtrennung (Abb. 44).

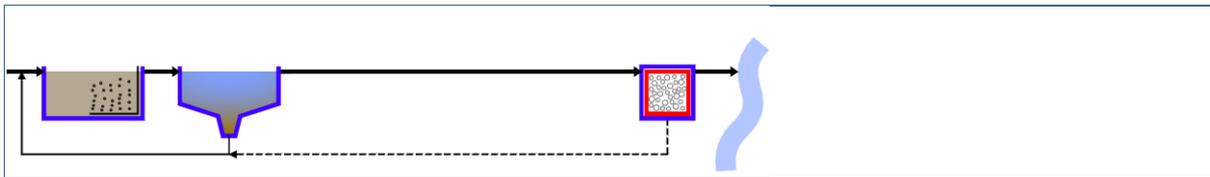


Abb. 44: Anordnung eines GAK-Filters im Prozess der Abwasserreinigung

Im GAK-Filterbett findet sowohl eine Adsorption von Wasserinhaltsstoffen an die Aktivkohle als auch ein biologischer Abbau statt. Der adsorptive Effekt nimmt jedoch mit zunehmender Betriebszeit ab. Der biologische Effekt steigt mit zunehmender Laufzeit. Wird die GAK nach einer weitestgehenden Erschöpfung der Adsorptionskapazität nicht ausgetauscht, sondern als überwiegend biologische Behandlungsstufe betrieben, so wird auch von einem „biologisch wirksamen Aktivkohlefilter“ (BAK) gesprochen.

Beim Betrieb eines GAK-Filters bedarf es weder der Zugabe von Fällmittel noch von Flockungshilfsmittel. Ein zusätzlicher Schlammfall infolge der GAK-Filtration ist nicht gegeben. Lediglich durch das Filterspülwasser kommt es zur hydraulischen Rückbelastung bei den vorgelagerten Behandlungsstufen.

Nach derzeitigem Kenntnisstand wird der Betrieb einer GAK-Filtration in Kombination mit einer gezielten Phosphorfällung (Flockungsfiltration) nicht empfohlen. Die Fällung führt zu inerten Ablagerungen (Fällungsprodukte) auf der Aktivkohle, welche einer Reaktivierung der Aktivkohle abträglich sind. Zudem erhöht sich durch die Fällungs- oder Flockungsprodukte die Feststofffracht auf den Filter deutlich. [30]

Die Feststoffkonzentration im Zulauf des GAK-Filters hat keinen Einfluss auf die adsorptive Wirkung der GAK [31, 32]. Dennoch sollte die GAK in einem weitgehend feststofffreien Abwasser zur Anwendung kommen, da eine zu hohe Feststoffbelastung zu häufigen Filterspülungen führen kann. Bei dauerhaft erhöhten Feststoffkonzentration von mehr als 10 mg/l ist eine vorgelagerte Feststoffabtrennung in Erwägung zu ziehen. Derzeit

wird davon ausgegangen, dass das Kriterium der maximalen Feststoffbelastung bei Trockenwetterbedingungen für Mehrschichtfilter gemäß dem DWA Arbeitsblatt DWA-A 203 in Höhe von 3 kg je Kubikmeter für GAK-Filter nicht anwendbar ist [29].

9.3.2.2 Erforderlicher Betriebsmitteleinsatz

Für die Beschreibung des Verhaltens der Eliminationsleistung im Verlauf der Betriebszeit eines GAK-Filters wird die Anzahl an durchgesetzten Bettvolumina (BV) herangezogen. Gegenüber einer rein zeitlichen Angabe der Filterstandzeit, bildet das BV das behandelte Wasservolumen bezogen auf das Gesamtvolumen der GAK-Schüttung ab. Die Höhe der durchsetzbaren BV ist abhängig von der Reinigungsanforderung und der berücksichtigten Zielsubstanzen. Unter Berücksichtigung der Indikatorsubstanzen des Merkblatts DWA-M 285-2 und einer mittleren 80 %-igen Elimination zeigen die bisher vorliegenden großtechnischen Betriebserfahrungen, dass Filterstandzeiten von 10.000 BV (Einzelfilter) bzw. 15.000-30.000 BV (bei parallelem Betrieb von einzelnen Filtern) erreicht werden können. [33, 34]

9.3.2.3 Synergien im Kontext der weitergehenden Abwasserreinigung

Nachfolgende Synergien können durch die Verfahren mit granulierter Aktivkohle erreicht werden:

- weitergehende Feststoffabtrennung durch Filtration (u.a. weitere Verbesserung des Rückhalts von Mikroplastik)
- weitergehende Elimination von refraktärem CSB
- Entfärbung

9.3.3 Spurenstoffentfernung mit Ozon

Zur gezielten Elimination von Spurenstoffen auf kommunalen Kläranlagen wird die Ozonung der biologischen Reinigungsstufe nachgeschaltet (Abb. 45). Dabei wird das gasförmige Ozon in das Abwasser eingetragen und reagiert in der wässrigen Phase. Die Ozonung gehört zu den oxidativen Verfahren

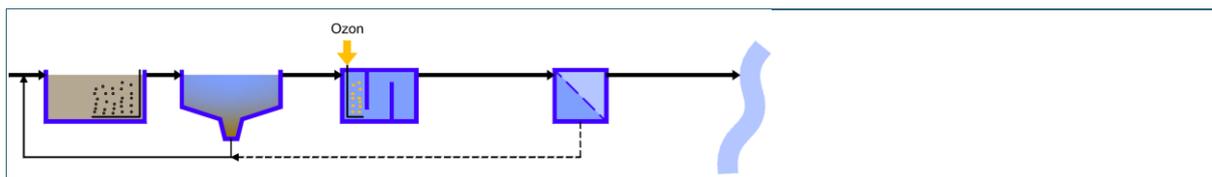


Abb. 45: Einbindung der Ozonung in den Prozess der Abwasserreinigung (dargestellt mit einem Filter als biologische Nachbehandlungseinheit)

In der Regel wird die Ozonung der Nachklärung nachgeschaltet. Zur Verbesserung der Desinfektionswirkung, bei den für die Spurenstoffelimination typischen Ozondosen, kann eine Vorfiltration des Zulaufes der Ozonung erfolgen.

9.3.3.1 Grundsätzliches zur Ozonung

Durch die Ozonung werden nicht nur bekannte, spezifisch analysierbare organische Verbindungen transformiert. Es entstehen vielmehr eine Vielzahl transformierter organischer Verbindungen, welche nicht bekannt oder analysierbar sind. Viele von ihnen sind in einer biologischen Nachbehandlung abbaubar. Aus diesem Grund wird eine biologische Nachbehandlung nach der Ozonung empfohlen, um die möglichen ökotoxikologischen Effekte zu minimieren [6].

Die Ozonung führt neben der Transformation von Spurenstoffen je nach eingesetzter Dosis auch zur Inaktivierung pathogener Keime. In Verbindung mit der Keimreduktion wird auch der Gehalt antibiotikaresistenter Bakterien reduziert. Die Gesamtkeimzahl nimmt durch die Ozonung ab und kann in der Nachbehandlung – bedingt durch den biologisch verfügbaren Kohlenstoff (AOC) – potenziell auch wieder geringfügig zunehmen. Grundsätzlich führt eine hohe Ozondosis zu einer hohen Desinfektionsleistung. In diesem Zusammenhang gilt

es aber auch zu beachten, dass eine hohe Ozondosis gleichzeitig zu einer erhöhten Bildung von unerwünschten Oxidationsnebenprodukten (Bromatbildung; vgl. 9.3.3.2) führen kann.

9.3.3.2 Einfluss der Zusammensetzung des biologisch gereinigten Abwassers auf die Ozonung

Nitrit reagiert sehr schnell in einem molaren Verhältnis von 1:1 mit Ozon zu Nitrat (3,4 mg O₃/mg NO₂-N), sodass weniger Ozon zur Reaktion mit den Spurenstoffen zur Verfügung steht. Dementsprechend ist eine stabile Nitrifikation und geringe Konzentrationen an Nitrit im Zulauf der Ozonung (< 0,2 mg NO₂-N/l) Voraussetzung für eine effiziente Nutzung des Ozons zur Spurenstoffelimination. Bei höheren Nitritkonzentrationen ist der Betrieb der biologischen Reinigungsstufe entsprechend zu optimieren. Bei Nitritgehalten im Zulauf der Ozonung von z. B. 0,5 mg NO₂-N/l und einer applizierten Ozonmenge von 5 mg O₃/l beträgt die nitritkompensierte Ozonzugabe lediglich 3,3 mg O₃/l.

Bromat, das durch Reaktion von Ozon mit Bromid gebildet wird, gilt als potenziell krebserregend. Die Bromatbildung steigt zunehmend ab einer Ozondosis von 0,4 g O₃/g DOC. Bei geringer Bromidkonzentration im Abwasser wie dies z.B. bei den Versuchen in der ARA Regensdorf in der Schweiz [35] und in der KA Duisburg-Vierlinden [36] der Fall war (30-50 µg/l), wurde der zulässige Trinkwassertoleranzwert von Bromat (10 µg/l) nie überschritten. Dieser Wert kann aber bei hoher Bromidkonzentration im Abwasser und bei gleichzeitig hoher Ozondosis (> 0,7 g O₃/g DOC) überschritten werden (z.B. Versuche in der ARA Lausanne [37] und KA Bad Sassendorf [38]). In seltenen Fällen kann Bromat auch schon im Zulauf der KA vorhanden sein.

Wesentliche Eintragsquellen für Bromid in kommunalen Einzugsgebieten sind [18]:

- Lokales Trinkwasser
- natürliche Quellen wie Meerwasser (auch in Niederschlägen), Natursole und Hallen- oder Freibäder
- anthropogene Quellen wie z. B. saline Wässer aus Bergbau, Öl-, Gas- und Bohrindustrie oder Solebädern, Ausbringung von Tau-/Streusalz (je nach Salzqualität), Abwässer industrieller Bromierungsprozesse (photographische Chemikalien, Bleichmittel, Medikamente, Kontrastmittel, Flammenschutzmittel für Kunststoffe), Kühlwässer mit bromhaltigen Bioziden, Additive der Öl- und Gas- und Bohrindustrie, Müllverbrennungsanlagen (Rauchgaswäsche) und aus Deponien.

Zur Abklärung der Bromatbildung bzw. Eignung des Abwassers für eine Ozonung werden entsprechende Voruntersuchungen empfohlen. Hierzu wird auf die Empfehlungen der VSA „Abklärungen Verfahrenseignung Ozonung“ verwiesen [39].

9.3.3.3 Erforderlicher Betriebsmitteleinsatz

Zur gezielten Entfernung von Spurenstoffen mit Ozon ist zur Erreichung einer durchschnittlichen Elimination für die Indikatorsubstanzen des DWA-M 285-2 eine Ozondosis von 3-7 mg/l bzw. eine spezifische Ozondosis 0,4-0,6 mg O₃/mg DOC notwendig. Diese Werte gelten unter der Voraussetzung, dass der Nitrit-Gehalt im Zulauf der Ozonung bei < 0,2 mg NO₂-N/l liegt. Andernfalls sind höhere Ozondosen erforderlich, um das geforderte Reinigungsziel zu erreichen.

9.3.3.4 Synergien im Kontext der weitergehenden Abwasserreinigung

Durch den Einsatz von Ozon zur gezielten Spurenstoffelimination lassen sich folgende Synergien in Bezug auf die weitergehende Abwasserreinigung erreichen:

- weitergehende Feststoffabtrennung durch Filtration (u.a. weitere Verbesserung des Rückhalts von Mikroplastik)
- partielle Elimination von pathogenen Keimen, Erreichung Badegewässerqualität
- Überführung von refraktärem CSB in biologisch abbaubaren CSB
- Entfärbung
- Reduktion von Geruchsemissionen

9.3.4 Spurenstoffentfernung mit Ozon und Aktivkohle

Die Kombination von Ozonung und Aktivkohleadsorption erfolgt als der biologischen Abwasserreinigung nachgeschaltete Stufe. Bei den bisher bekannten Umsetzungen ist die Verfahrenseinheit für die Aktivkohleadsorption als GAK-Filter ausgebildet. Die Möglichkeit zur Anwendung von PAK in Kombination mit einer vorgeschalteten Ozonung, wie in Abb. 46 dargestellt, wurde bereits ebenfalls untersucht. Diese soll erstmalig auf einer Kläranlage in der Schweiz zur Umsetzung kommen.

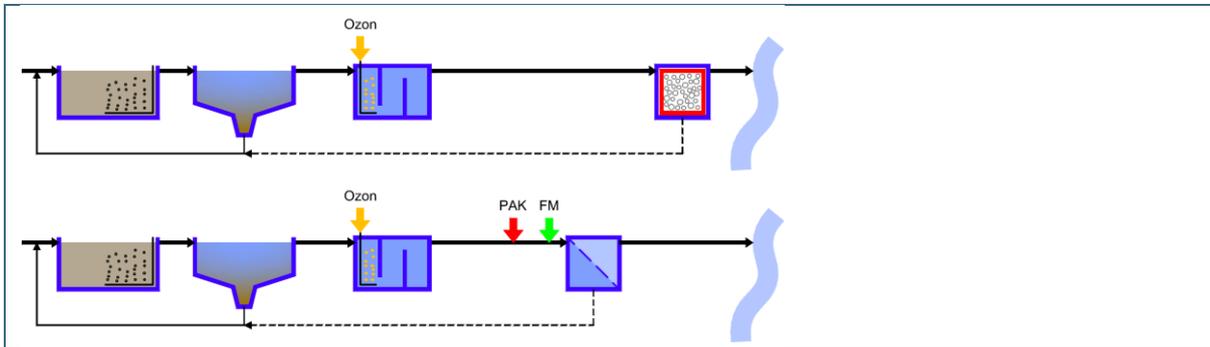


Abb. 46: Mögliche Verfahrensformen zur Kombination von Ozonung und Aktivkohleadsorption

9.3.4.1 Grundsätzliches zu den Kombinationsverfahren

Durch die vorgeschaltete Ozonung (mit einer geringeren Ozondosis als bei der alleinigen Ozonung) kann die Effektivität der Aktivkohle-Adsorption im nachgeschalteten GAK-Filter verbessert bzw. die Standzeit der GAK verlängert werden. Grund hierfür ist, dass durch die Ozonung die organischen Hintergrundverbindungen (DOC) polarer werden und diese damit weniger dazu neigen auf der GAK zu adsorbieren. Dadurch konkurrieren weniger Stoffe mit der Sorption der Spurenstoffe, was spätere Durchbrüche der Spurenstoffe zur Folge hat. [33, 40]

Die zuvor aufgeführten Grundsätze der Einzelverfahren (GAK-Filtration: Abschnitt 9.3.2.1 und Ozonung: Abschnitt 9.3.3.1) gelten auch bei der Anwendung der Kombination beider Einzelverfahren.

9.3.4.2 Erforderlicher Betriebsmitteleinsatz

Der erforderliche Betriebsmittelbedarf sowie die erreichbare Standzeit des GAK-Filters sind von den zuvor genannten Zielvorstellungen abhängig. Zur gezielten Entfernung von Spurenstoffen mit Vorozonung und GAK-Filtration ist zur Erreichung einer durchschnittlichen Elimination für die Indikatorsubstanzen des DWA-M 285-2 eine Ozondosis von 2-4 mg/l bzw. eine spezifische Ozondosis 0,2-0,3 mg O₃/mg DOC erforderlich. Diese Werte gelten unter der Voraussetzung, dass der Nitrit-Gehalt im Zulauf der Ozonung bei < 0,2 mg NO₂-N/l liegt, andernfalls sind höhere Ozondosen erforderlich. Es wird empfohlen bei Verfahren der Vorozonung die Ozonzugabe immer nitritkompensiert vorzunehmen, da aufgrund der geringen Ozondosis der Anteil der Nitritzehrung hoch ist. Bei Nitritgehalten im Zulauf der Ozonung von z. B. 0,5 mg NO₂-N/l und einer applizierten Ozonmenge von 2 mg O₃/l beträgt die nitritkompensierte Ozonzugabe lediglich 0,3 mg O₃/l.

Die Standzeit des GAK-Filters kann infolge der Vorozonung durchaus auf mehr als 50.000 BV erhöht werden. So zeigten halbertechnische Untersuchungen auf der ARA Glarnerland eine dauerhaft hohe Elimination der GAK in Verbindung mit einer Vorozonung. Abb. 47 zeigt die entsprechenden Ergebnisse. Dabei stellt die Linie „GAK 3a“ die adsorptive Stoffentnahme, der der Vorozonung nachgeschalteten GAK-Kolonnen dar (Bilanzraum Ablauf Ozonung – Ablauf GAK3a). Die oberste Linie (Ozonung und GAK3a) zeigt den Verlauf der Gesamtelimination für das System Vorozonung und GAK-Filtration (Zulauf Ozonung – Ablauf GAK3a). Der Linie „GAK 4a“ zeigt die Entnahmeleistung einer reinen GAK-Kolonnen als Referenz. [6, 33, 41, 42]

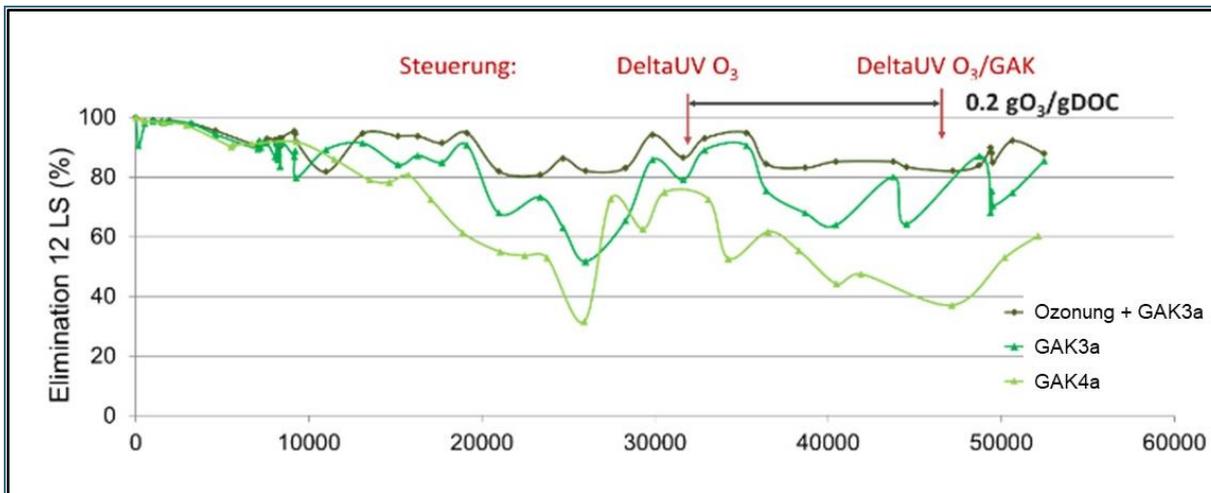


Abb. 47: Mittlere relative Elimination von zwölf Leitsubstanzen für die Ozonung und GAK-Adsorption mit (Ozonung und GAK 3a) und ohne den Abbau der Vorozonung (GAK3a) sowie der Referenzkolonne (GAK 4a) [41]

9.3.4.3 Synergien im Kontext der weitergehenden Abwasserreinigung

Durch den Einsatz einer Vorozonung und nachgeschalteter Aktivkohleadsorption lassen sich folgende Synergien für weitere Aspekte der weitergehenden Abwasserreinigung erreichen:

- weitergehende Feststoffabtrennung durch Filtration (u.a. weitere Verbesserung des Rückhalts von Mikroplastik)
- weitergehende Elimination von refraktärem CSB
- Entfärbung

9.4 Beispiele für bereits erlangte Ergebnisse zu den Reinigungsmechanismen Synergieeffekten aus Forschung und Betrieb

9.4.1 Desinfektion

Beispiel 1 – Mikrobiologische Indikatorparameter: Ozonung

Im Rahmen von Untersuchungen zur Nachrüstung der Berliner Kläranlagen um eine Spurenstoffelimination wurden u.a. halbtechnische Versuche mit einer Ozonung auf den Kläranlagen Ruhleben und Münchehofe durchgeführt.

Die Ergebnisse zum Vorkommen von *E. coli* im Zu- und Ablauf der beiden Ozonanlagen verdeutlichen, dass die Desinfektionswirkung der Behandlung mit Ozon von der spezifischen Ozondosis abhängig ist (vgl. Abb. 48). Unabhängig von der Kläranlage ist hierbei mit zunehmender spezifischer Ozondosis eine tendenziell höhere Desinfektion auszumachen. Jedoch zeigt der Vergleich der Ergebnisse beider Kläranlagen auch, dass zum Erzielen einer vergleichbaren Keimzahlreduktion unterschiedliche spezifische Ozondosen notwendig sein können.

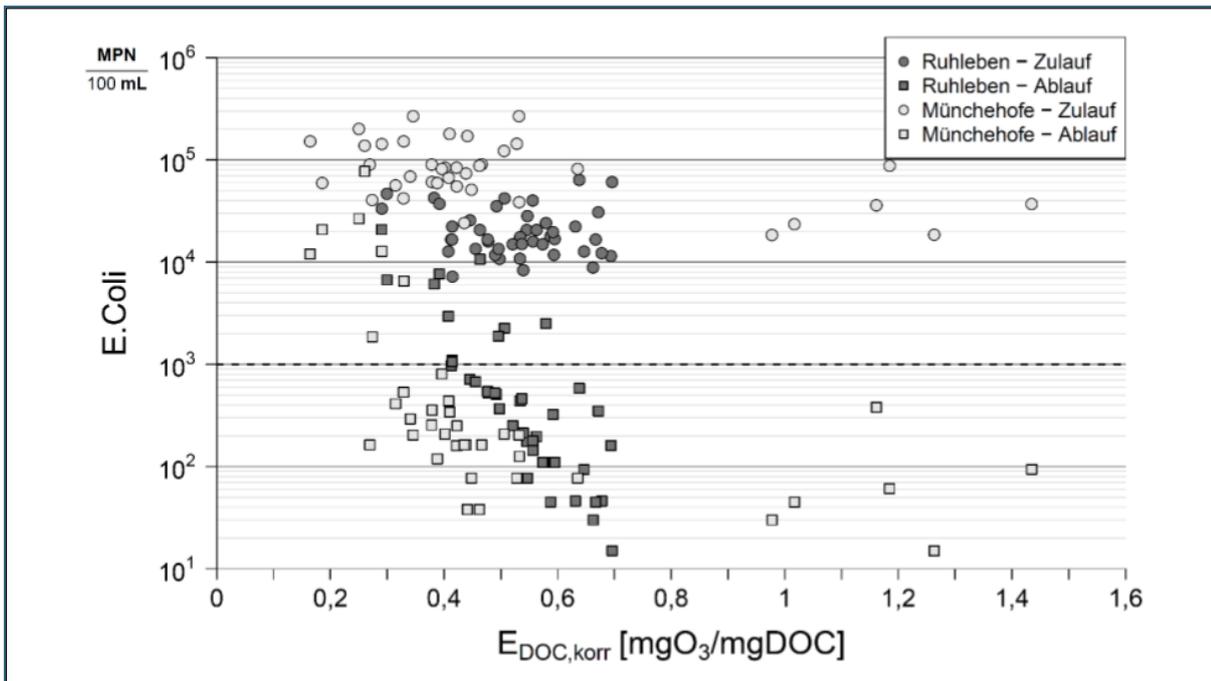


Abb. 48: Desinfektionswirkung in Abhängigkeit der spezifischen Ozondosis; Bildquelle: Kompetenzzentrum Wasser Berlin [43]

Beispiel 2 – Mikrobiologische Indikatorparameter: Ozonung

Im Rahmen von Untersuchungen des Forschungsvorhabens „Demonstrationsvorhaben Ozonung des Abwassers auf der Kläranlage Aachen Soers – DemO₃-AC“ wurde die Reduktion von Keimen durch die Ozonung untersucht. Die Ozonanlage ist als Vollstromanlage ausgeführt. Der Ablauf der Nachklärung wird mit Ozon behandelt und anschließend einer Nachnitrifikationsstufe (LINPOR-Wirbelbett) und einer Sandfiltration zugeführt. Die nachfolgenden Ergebnisse beziehen sich auf eine volumenproportionale Ozonzugabe in Höhe von 3,5 mg O₃/l (Versuche 1 bis 3), einer SAK-basierten Ozonzugabe, mit dem Ziel eine Absorptionsabnahme von 45 % durch die Ozonung zu erreichen (Versuche 4 bis 5), sowie für den *status quo* ohne Ozonung (Versuch 0). Des Weiteren wurde bei den Untersuchungen zwischen Trockenwetter- und Regenwetterbedingungen unterschieden (Abb. 49).

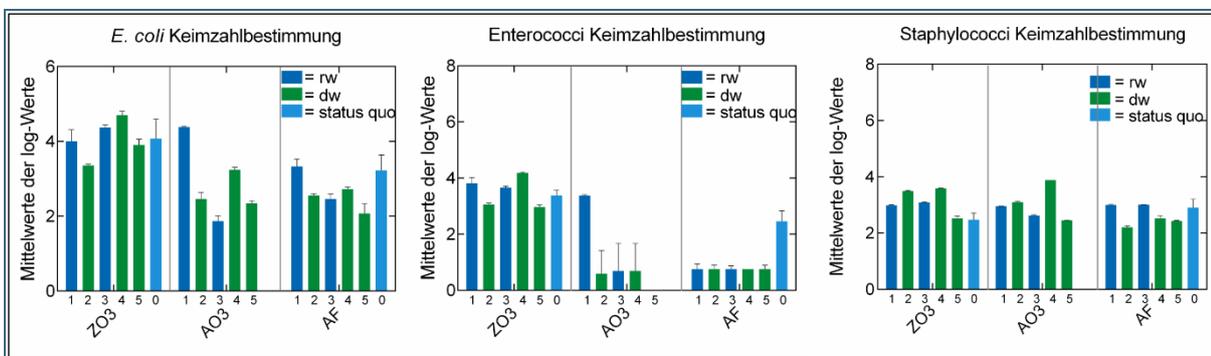


Abb. 49: Ergebnisse der Keimzahlbestimmung der untersuchten Prozessstellen (ZO3: Zulauf Ozonung, AO3: Ablauf Ozonung, AF: Ablauf Sandfilter, rw = Regenwetter, dw = Trockenwetter, status quo = vor Ausbau der Ozonung) [35]

Die Ergebnisse zeigen, dass durch die Ozonung eine weitere Keimreduktion erreicht werden kann. Die Empfindlichkeit der Mikroorganismen gegenüber Ozon ist aber unterschiedlich ausgeprägt.

Beispiel 3 – Mikrobiologische Indikatorparameter sowie ARB und ARG: Ozonung

Auf der Kläranlage Eriskirch wurde zwischen dem Ablauf der Nachklärung und dem existierenden Flockungsfilter eine Ozonung errichtet. Diese ist seit September 2019 in Betrieb. Im Zuge von Untersuchungen zur Reinigungsleistung der Ozonung während des ersten Betriebsjahrs wurde das biologisch gereinigte Abwasser mit Ozondosen von 0,5 und 1,0 g O₃/g DOC behandelt.

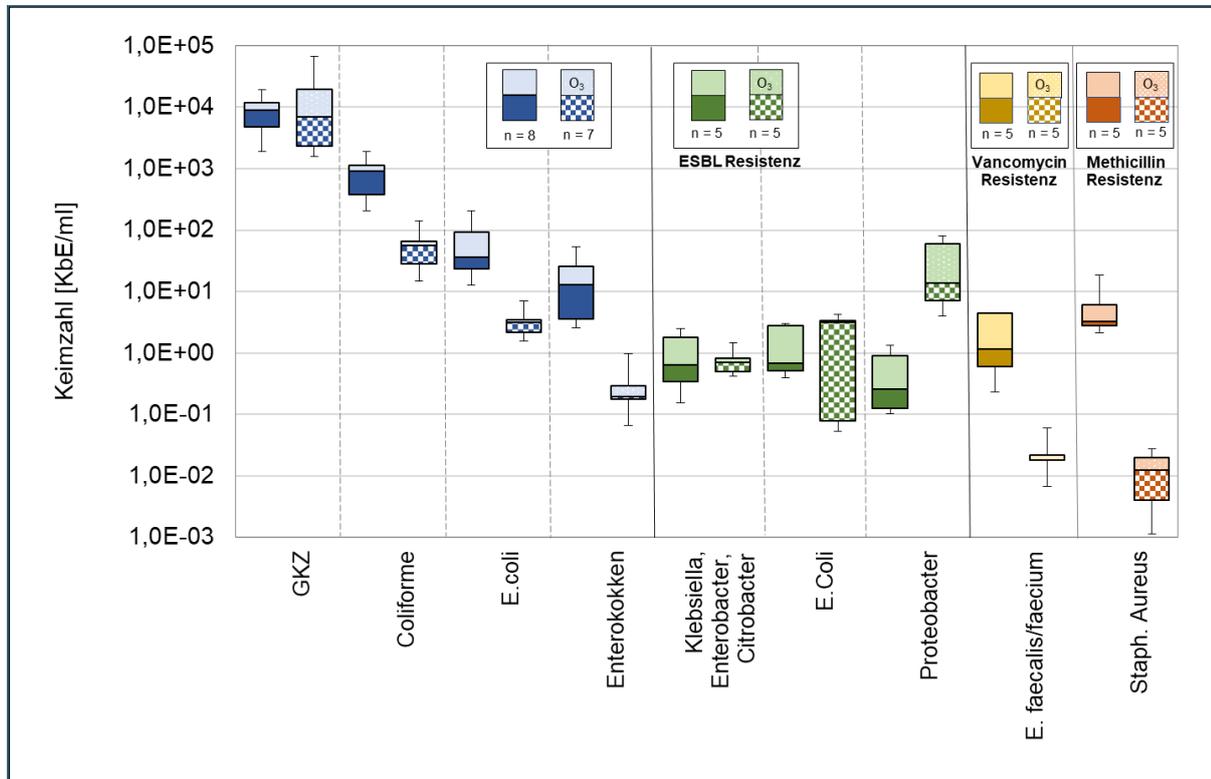


Abb. 50: Desinfektionswirkung der Ozonung auf der Kläranlage Eriskirch; Keimzahlen im Ablauf der Kläranlage vor und nach Inbetriebnahme (IBN der Ozonung (linker Balken = vor IBN, rechter Balken = nach IBN); Bildquelle: IB Jedele und Partner [43]

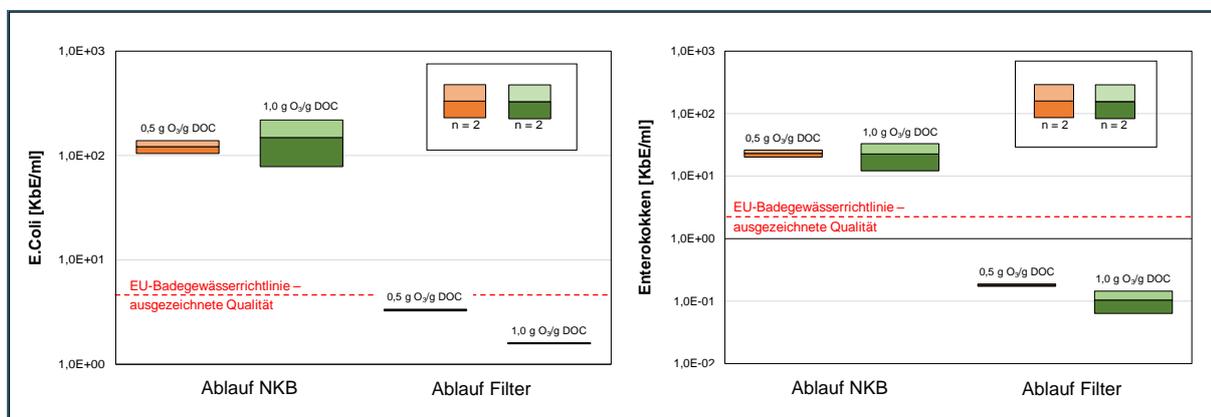


Abb. 51: Wirkung unterschiedlicher Ozondosen auf die Desinfektion; Bildquelle: IB Jedele und Partner [27]

Der Abb. 50 zufolge lässt sich die Keimzahl der Indikatororganismen der EU-Badegewässerrichtlinie durch den Betrieb der Ozonung um etwa eine Log-Stufe reduzieren. Abb. 51 macht deutlich, dass das Abwasser, gemessen an der Keimzahl, der Norm einer ausgezeichneten Badewasserqualität entspricht. Zudem geht aus der Abbildung hervor, dass sich mit einer höheren Ozondosis tendenziell niedrigere Keimzahlen erzielen lassen. Für die ESBL-Resistenzen hingegen ist keine Desinfektionswirkung durch den Betrieb der Ozonung auf

der Kläranlage Eriskirch auszumachen (vgl. Abb. 50). Anders hingegen bei den Bakterien, die für eine Resistenz von Vancomycin oder auch Methicillin verantwortlich sind. Für diese beiden lässt sich eine Reduktion von mindestens einer log-Stufe feststellen. Für die Gesamtkeimzahl (GKZ) ergibt sich keine Verbesserung durch den Betrieb der Ozonung.

9.4.2 Weitestgehende P-Entfernung

Beispiel: PAK „Ulmer Verfahren“

In Baden-Württemberg wurden in den vergangenen 10 Jahren bereits mehrere Kläranlagen unterschiedlicher Größenordnung um ein „Ulmer Verfahren“ erweitert. Einige dieser Kläranlagen verfügten bereits vor Ausbau über einen Filter, der zeitweise auch als Flockungsfiltration betrieben wurde.

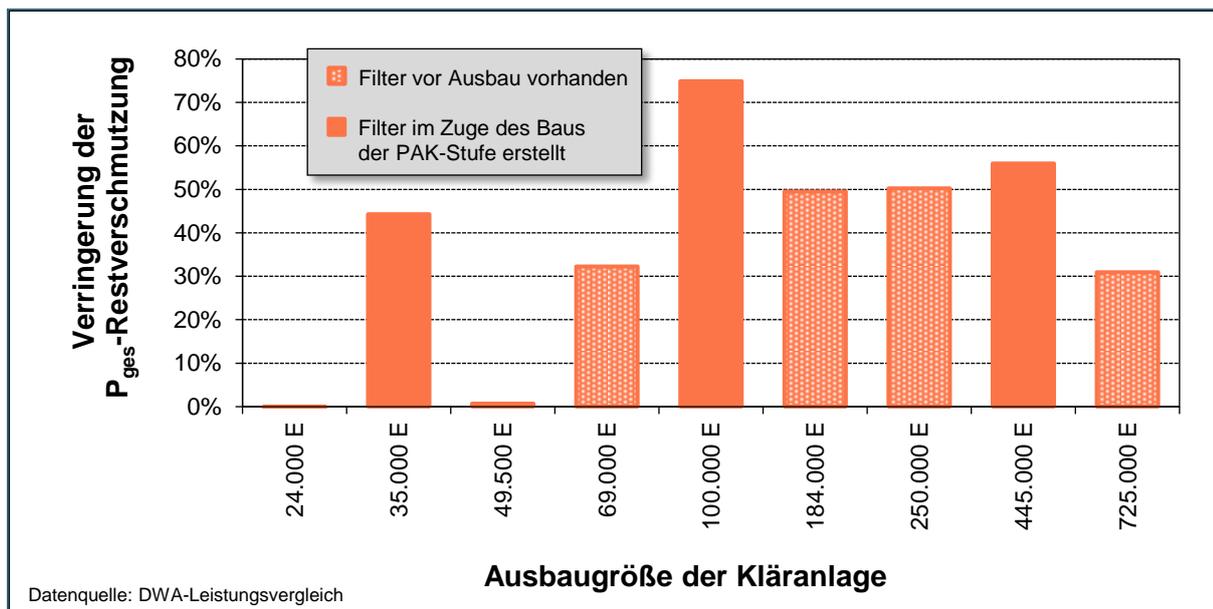


Abb. 52: Verringerung der P_{ges}-Restverschmutzung infolge des Betriebs der PAK-Verfahrensoption „Adsorptionsstufe mit interner Kreislaufführung“ [45]

Bei nahezu allen Kläranlagen liegt infolge des Betriebs des PAK-Verfahrens eine geringere P_{ges}-Restverschmutzung im Kläranlagenablauf vor als vor dem Ausbau der Kläranlage. Dies ist nicht zuletzt auf die verfahrensbedingte Zugabe von Fällmittel zur Abtrennung der PAK zurückzuführen. Gemäß Abb. 52 lässt sich, mit Ausnahme von 2 Kläranlagen, für den P_{ges}-Ablaufwert im Jahresmittel durchaus eine Verringerung um 30 bis 50 % feststellen. Auf vielen dieser Kläranlagen liegen im Jahresmittel P_{ges}-Ablaufwerte unter 0,2 mg/l vor. Wenngleich bei diesem PAK-Verfahren eine zusätzliche Zugabe von Fällmittel erforderlich ist, so haben Auswertungen ergeben [44, 46], dass der Gesamtverbrauch an Fällmittel pro Jahr auf den Kläranlagen nicht angestiegen ist. Lediglich die Anzahl der Fällmitteldosierstellen auf der Kläranlage hat sich aufgrund des PAK-Verfahrens um eine erhöht.

9.4.3 Weitergehende Elimination von refraktärem CSB

Beispiel 1: PAK „Ulmer Verfahren“

Die Zugabe von PAK hat unweigerlich eine zusätzliche Entnahme der gelösten Restorganik aus dem Abwasser zur Folge. Bei PAK-basierten Verfahren ist durch die Notwendigkeit einer vollständigen Abtrennung der

PAK zugleich auch noch ein Rückhalt der partikulären Restverschmutzung gegeben, was ebenfalls eine Verringerung der Restorganik bedingt. Die bei nachgeschalteten PAK-Verfahren oftmals notwendige Zugabe von Metallsalzen trägt ebenfalls zur Entnahme der gelösten Restorganik bei.

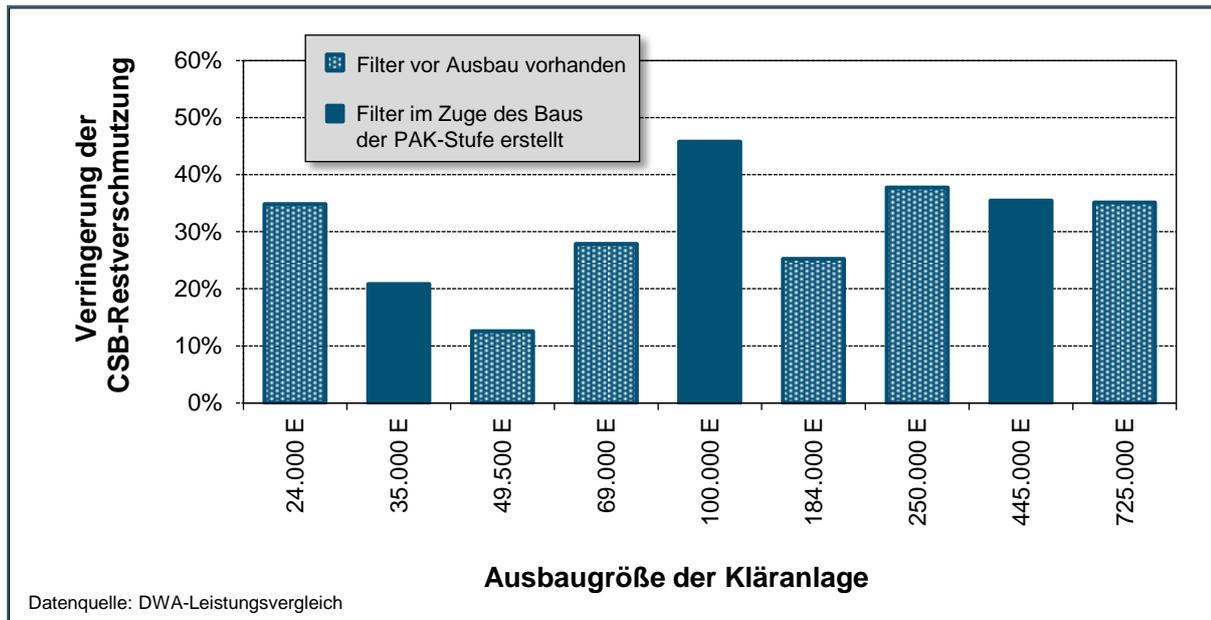


Abb. 53: Verringerung der CSB-Restverschmutzung seit Inbetriebnahme des PAK-Verfahrens „Adsorptionsstufe mit interner Kreislaufführung“ [44]

Beim Betrieb des PAK-Verfahrens „Adsorptionsstufe mit interner Kreislaufführung“ (vgl. Tab. 13: V3a) kann gemäß den Erfahrungen von Kläranlagen in Baden-Württemberg im Durchschnitt eine Verringerung der Restorganik, messtechnisch über den CSB erfasst, von etwa 30 % festgestellt werden (vgl. Abb. 53). Auch wenn bei Anlagen, die bereits vor Ausbau über einen Filter verfügten, nahezu keine partikuläre Restverschmutzung im Kläranlagenablauf vorhanden war, so ist bei diesen Anlagen durchschnittlich keine geringfügigere Verbesserung auszumachen.

Beispiel 2: PAK-Verfahrensoption „PAK Dosierung in die biologische Stufe in suspensierter Form“

Auf der Kläranlage Schwerte des Ruhrverbandes wurde ein neuer verfahrenstechnischer Ansatz zur gezielten Spurenstoffelimination auf kommunalen Kläranlagen untersucht. Bei diesem verfahrenstechnischen Ansatz der „dynamischen Rezirkulation“ erfolgt die Zugabe von PAK in einen Bypass-Strom aus dem Ablauf der Nachklärung, der in die biologische Reinigungsstufe zurückgeführt wird. Aufgrund der fehlenden Anreicherung der PAK in der Adsorptionsstufe des Bypasses gleicht dieses Verfahren in Bezug auf die Adsorptionsleistung dem Verfahren „PAK-Dosierung in die biologische Stufe“. Eine Filtrationsstufe existiert nicht.

Abb. 54 zeigt die erreichten Ablaufkonzentrationen der Referenz- und Versuchsstraße für die Summenparameter CSB (homogenisiert) und DOC in Abhängigkeit der PAK-Zugabe. Es zeigt sich, dass bereits mit geringer PAK-Zugabe eine zusätzliche CSB-Entnahme erreicht werden kann. Für einen vergleichbaren Effekt für den Parameter DOC ist eine deutlich höhere PAK Zugabe von mehr als 20 mg PAK/l erforderlich.

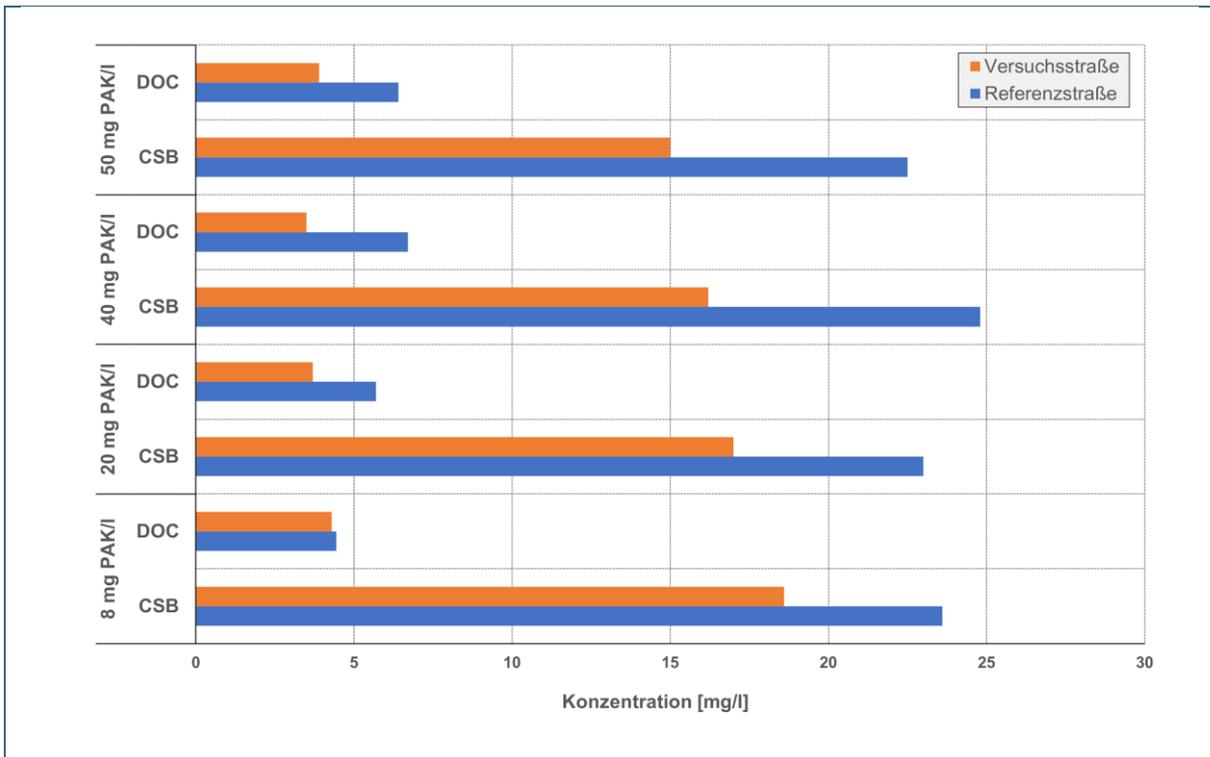


Abb. 54: Ablaufkonzentration des homogenisierten CSB und des DOC in Abhängigkeit der PAK-Zugabe (verändert nach [47])

Beispiel 3: GAK-Filter, abwärts durchströmt

Im Klärwerk Mannheim wurden für Untersuchungen mit granulierter Aktivkohle drei Kammern des bestehenden Abwasserfilters zu GAK-Adsorbern umgerüstet. Einer dieser Adsorber wurde direkt mit dem Abwasser aus dem Ablauf der Nachklärung beschickt. Die hydraulische Beaufschlagung jeder Kammer betrug zwischen 80 und 180 l/s. Im Mittel wurden jeder GAK-Filterkammer täglich 7.200 m³ Abwasser zugeleitet. Die mittlere Leerbettkontaktzeit (EBCT) lag bei 26 min.

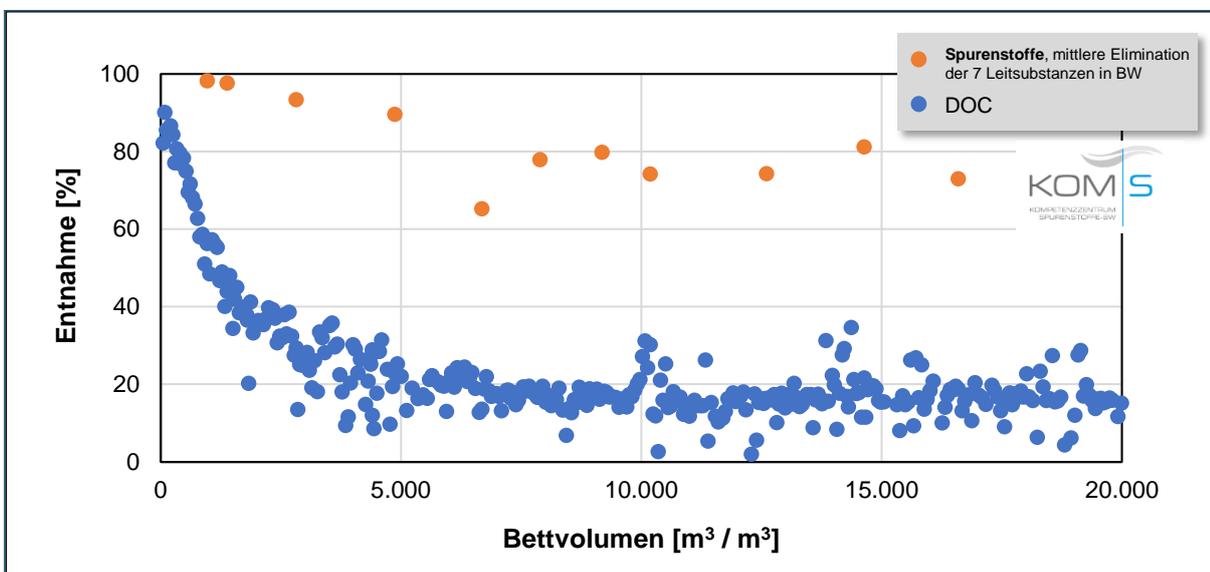


Abb. 55: Beschriftung Reinigungsverhalten einer GAK-Filterkammer auf dem Klärwerk Mannheim, beschickt mit Abwasser aus der Nachklärung [48]

Bei der Filtration von biologisch gereinigtem Abwasser über GAK lässt sich zu Beginn der Laufzeit des Festbettadsorbers eine nahezu vollständige Entnahme der gelösten Restorganik verzeichnen. Diese umfangreiche Entnahme an gelöster Restorganik ist, wie in Abb. 55 gezeigt, im Vergleich zur Spurenstoffelimination nur von relativ kurzer Dauer. Im Anschluss daran ist für die gelöste Restorganik eine gleichbleibende Entnahme zwischen 15 bis 20 % zu verzeichnen.

Bei den Untersuchungen mit großtechnischen GAK-Adsorbern auf der ARA Furt, Schweiz, war während der Betriebsphase von mehr als 45.000 BV bis hin zu 70.000 BV eine durchschnittliche DOC-Entfernung von $17,5\% \pm 4,5\%$ gegeben (durchschnittliche EBCT = 23,4 min). Zum Vergleich: Der parallel dazu betriebene Sandfilter wies im Betrachtungszeitraum eine DOC-Entnahme von $15\% \pm 4,5\%$ auf. Dies macht deutlich, dass im GAK-Filter nur ein geringfügig besserer biologischer Abbau erreicht wird als im konventionellen Sandfilter. [33]

Im Klärwerk Wuppertal-Buchenhofen wurden mehrjährige Untersuchungen zum Eliminationsverhalten mit GAK-Filtern durchgeführt (vgl. Abb. 56). Hierfür wurden 2 Kammern der bestehenden Flockungsfiltrationsanlage zu GAK-Adsorbern umgerüstet (je Filterkammer: 120 m^3 GAK). Einer der beiden Adsorber wurde direkt mit dem Abwasser aus der Nachklärung beaufschlagt (GAK), der andere Adsorber wurde mit dem Filtrat der Flockungsfiltration beschickt (nGAK). Die mittlere EBCT für beide GAK-Filter betrug etwas mehr als 40 Minuten. Bei maximalem Zufluss zu den GAK-Filtern war rechnerisch eine EBCT von 25 Minuten (nGAK) bzw. 19 Minuten (GAK) gegeben. Zu Beginn der Laufzeit der GAK-Adsorber stellte sich eine DOC-Elimination von rund 60 % ein. Bereits innerhalb der ersten 5.000 BV sank die Eliminationsleistung auf etwa 30 % ab. Im weiteren Betrieb stellte sich eine Entfernung der gelösten Restorganik von 25 bis 15 % ein. Auch bei diesen Untersuchungen zeigte sich, dass die Eliminationsleistung der GAK-Adsorber nur geringfügig größer war als die des konventionellen Flockungsfilters (Filtermaterial: Anthrazit und Quarzsand).

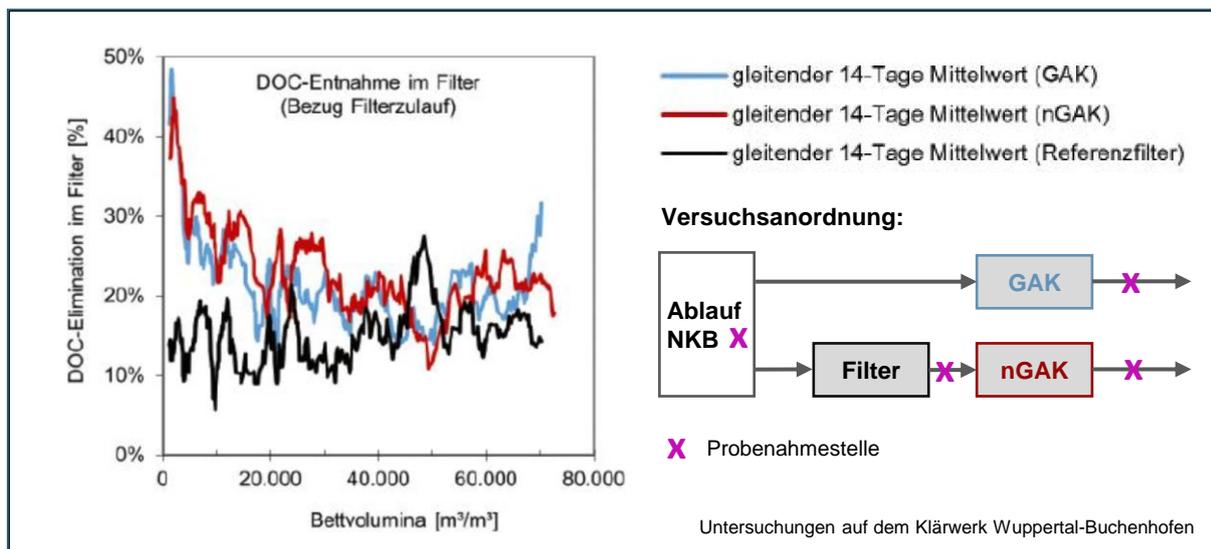


Abb. 56: DOC-Elimination mit verschiedenen Filtern, bezogen auf den Ablauf der Nachklärung [34]

Beispiel 4: Ozonung

Die beim Betrieb einer Ozonung erzielbare Verringerung der Restorganik resultiert aus der biologischen Nachbehandlung des Abwassers. Ist diese als Filter ausgebildet, so wird neben einem Teil der gelösten Restorganik auch ein Großteil der partikulären organischen Restverschmutzung aus dem Abwasser entfernt.

Die Ergebnisse zur gelösten Restorganik an unterschiedlichen Probenahmestellen der Kläranlage Eriskirch machen deutlich (vgl. Abb. 57), dass die Ozonung keine Entnahme an gelöster Restorganik bewirkt, sondern lediglich eine Veränderung der Fraktionen der gelösten Restorganik zur Folge hat (Transformation): Während

beim CSB_{mf} kein Unterschied zwischen dem Abwasser vom Ablauf der Nachklärung und vom Ablauf der Ozonung auszumachen ist, zeigt sich ein deutlicher Unterschied im SAK_{254} an diesen beiden Probenahmestellen. Die Entnahme an gelöster Restorganik durch den Betrieb des Filters in Eriskirch beträgt durchschnittlich etwa 4 mg/l CSB.

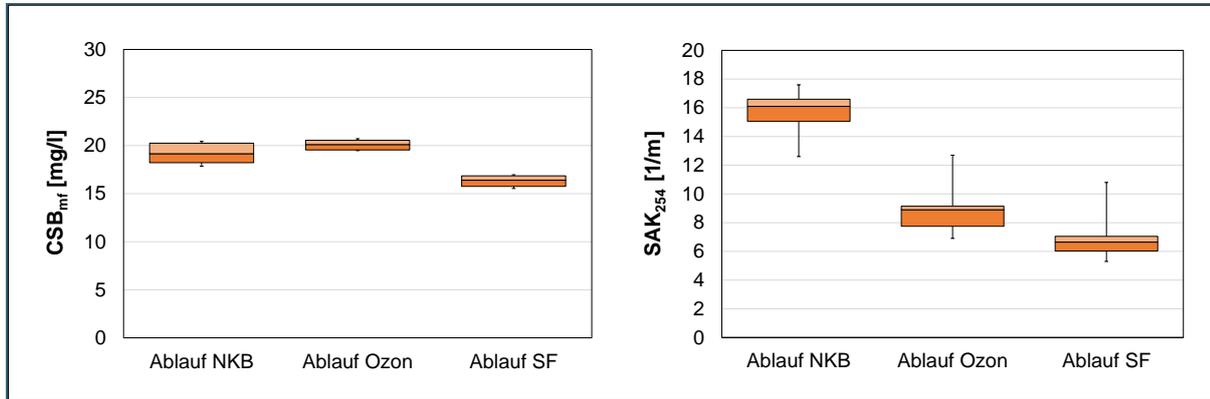


Abb. 57: Gelöste Restorganik im Ablauf unterschiedlicher Reinigungsstufen der Kläranlage Eriskirch (CSB_{mf} = CSB der membranfiltrierten Probe); Bildquelle: IB Jedele und Partner [43]

Beispiel 5: Kombinationsverfahren Ozonung und Sand- bzw. GAK-Filter

Ergebnisse der praktischen Untersuchungen, die im Rahmen dieser Studie durchgeführt wurden, konnten das synergistische Potential der Kombination aus Ozonung und nachgeschalteter biologischer Filtration in Sand- bzw. BAK-Filtern darstellen. So konnte für alle untersuchten organischen Summenparameter (CSB , DOC , TOC , SAK_{254}) eine deutliche zusätzliche Entfernung festgestellt werden. Da im Rahmen der Ozonung allein keine vollständige Mineralisierung, sondern lediglich eine strukturelle Transformation von Verbindungen erfolgt, kann ein Einfluss der 4. Reinigungsstufe auf die Entfernung der Parameter CSB , DOC und TOC erst im Ablauf der beiden nachgeschalteten Filterstraßen beobachtet werden. Es ist jedoch bekannt, dass die Ozonung einen positiven Einfluss auf die biologische Verfügbarkeit der Restorganik hat. Daher könnte auch die Höhe der verwendeten Ozondosis eine Wirkung auf den Abbaugrad in der nachfolgenden biologischen Stufe haben. Eine ausführliche Darstellung der zusätzlichen Entfernung der organischen Summenparameter CSB und DOC durch die 4. Reinigungsstufe auf der KA Weißenburg findet sich in Abschnitt 5.1.1.1.

9.5 Fazit erzielbare Synergieeffekte

Zur Bewertung erzielbarer Synergieeffekte wird zunächst nochmals darauf hingewiesen, dass eine klare und eindeutige Abgrenzung zwischen primären Behandlungsziel und zusätzlichen Synergieeffekten vorgenommen werden muss. Die ausgewählte Verfahrenskette bestimmt das Ausmaß der erzielbaren Synergieeffekte.

Tab. 16 gibt einen Überblick, welche weiteren abwasserrelevanten Parametern mit den jeweiligen Betriebsmitteln beeinflusst werden können. Zudem sind in Tab. 16 weitere Verfahren der weitergehenden Abwasserbehandlung aufgeführt. Auch für diese Verfahren wird aufgezeigt, welche Parameter hierdurch beeinflusst werden können. Die aufgeführten Verfahren beschränken sich auf gängige Techniken der weitergehenden Abwasserbehandlung. Sonderverfahren wie bspw. Schönungsteiche etc. bleiben hierbei unberücksichtigt, da diese Einzelfalllösungen darstellen, deren Umsetzung i.d.R. von der vorhandenen Infrastruktur abhängig ist.

Dem Anwender steht somit ein Baukasten verschiedenster Einzelverfahren zur Verfügung, die in Abhängigkeit der konkreten Anforderungen an die Qualität des gereinigten Abwassers, zu einer Verfahrenskette kombiniert werden können, um die entsprechenden Zielvorgaben zu erreichen.

Tab. 16: Beeinflussbarkeit abwassertechnischer Parameter durch Verfahren zur weitergehenden Abwasserbehandlung

Prozess	primäres Betriebsmittel Spurenstoffelimination			weitere(r) Bestandteil(e) / Reinigungsmechanismus(en) der Stufe zur weitergehenden Abwasserreinigung							
	Adsorption		Oxidation	biologischer Abbau			Fällung	Feststoffabtrennung			JV-Bestrahlung
	PAK	GAK	Ozon	SF	WB	BAK	F	TF	SF	MF/UF <small>poröse Membrane</small>	UV
X_{CSB}		X						X	X	X	
S_{CSB}	X	X	X	X		X	X				
X_P		X						X	X	X	
S_{PO4-P}							X				
Mikroplastik		X						X	X	X	
Path. Keime			X					X ²⁾	X ²⁾	X	X
ARB / ARG			X					X ²⁾	X ²⁾	X	X
NH ₄ -N				X ¹⁾	X	X					
NO ₃ -N				X ¹⁾							
Transformations- produkte				X	X	X					

X - partikulär
S - gelöst

1) Unter Beigabe von Betriebsmitteln (Luft, C-Quelle, etc.)

2) Reduktion um etwa 0,5 bis 1,0 log-Stufen beim Betrieb als Flockungsfilter

x Zielereichung sicher
x partieller Effekt

Wird beispielsweise das „Ulmer-Verfahren“ – bestehend aus den Prozessen der Adsorption und Fällung (im Reaktor), der Sedimentation (in einem Absetzbecken) und einer anschließenden Filtration – zur gezielten Spurenstoffelimination eingesetzt, werden bereits bei der Nutzung eines Tuchfilters Synergien in Bezug auf eine weitergehende Feststoff-, Mikroplastik-, CSB- und P-Elimination erreicht (Abb. 58). Ist neben der gezielten Spurenstoffelimination auch die Desinfektion ein weiteres primäres Behandlungsziel, sind bei der zuvor beschriebenen Verfahrenskette des Ulmer-Verfahrens Anpassungen erforderlich. So besteht die Möglichkeit eine Mikro- oder Ultrafiltrationsmembran anstelle des Tuchfilters einzusetzen, um die mikrobiologischen Anforderungen gesichert einzuhalten (Abb. 59). Alternativ kann die vorhandene Verfahrenskette, um eine weitere Technologie erweitert werden, bspw. um eine UV-Desinfektion im Ablauf des Tuchfilters (Abb. 60). In diesen Fall sind die weitergehende Feststoff-, CSB- und P-Elimination die Synergieeffekte. Gleiches gilt auch, wenn zur gezielten Spurenstoffelimination die PAK direkt in die biologische Stufe zugegeben wird.

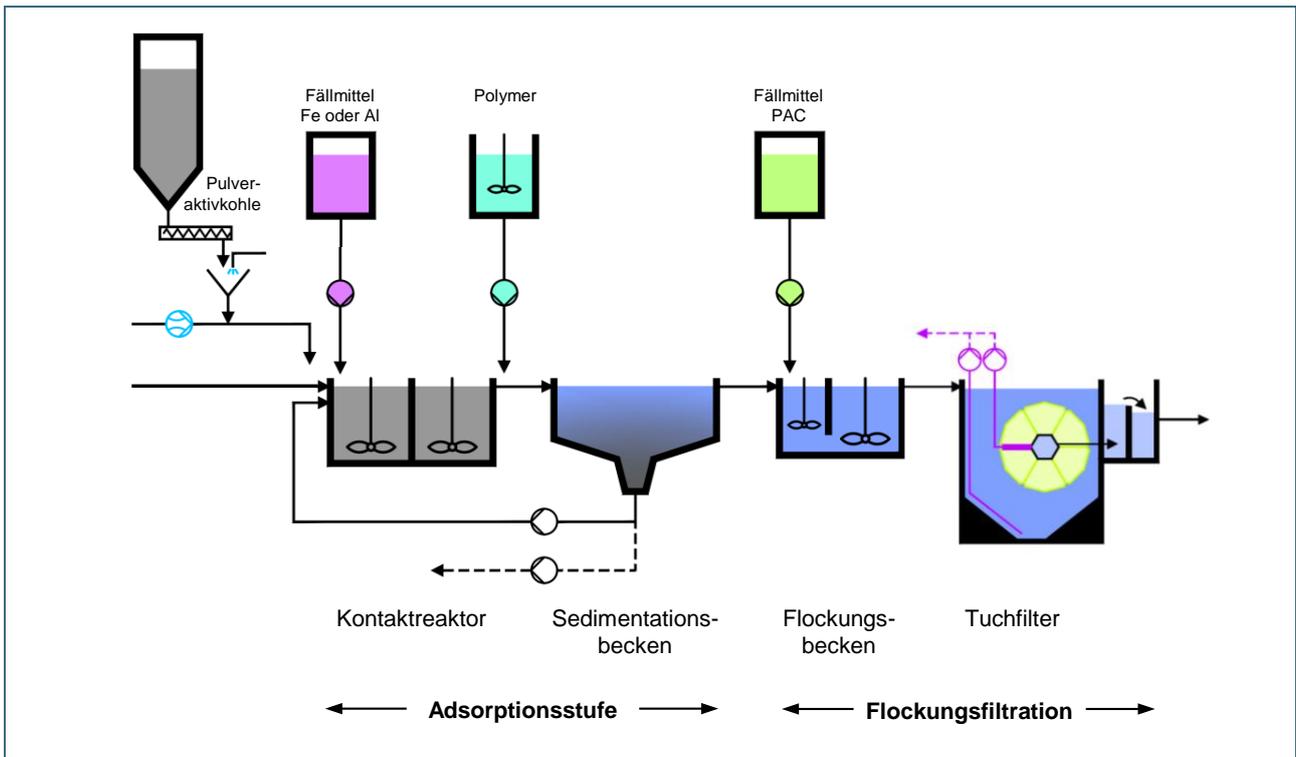


Abb. 58: Verfahrenskette des „Ulmer Verfahrens“ zur gezielten Spurenstoffelimination mit Synergien in Bezug auf eine weitergehende Feststoff-, CSB- und P-Elimination

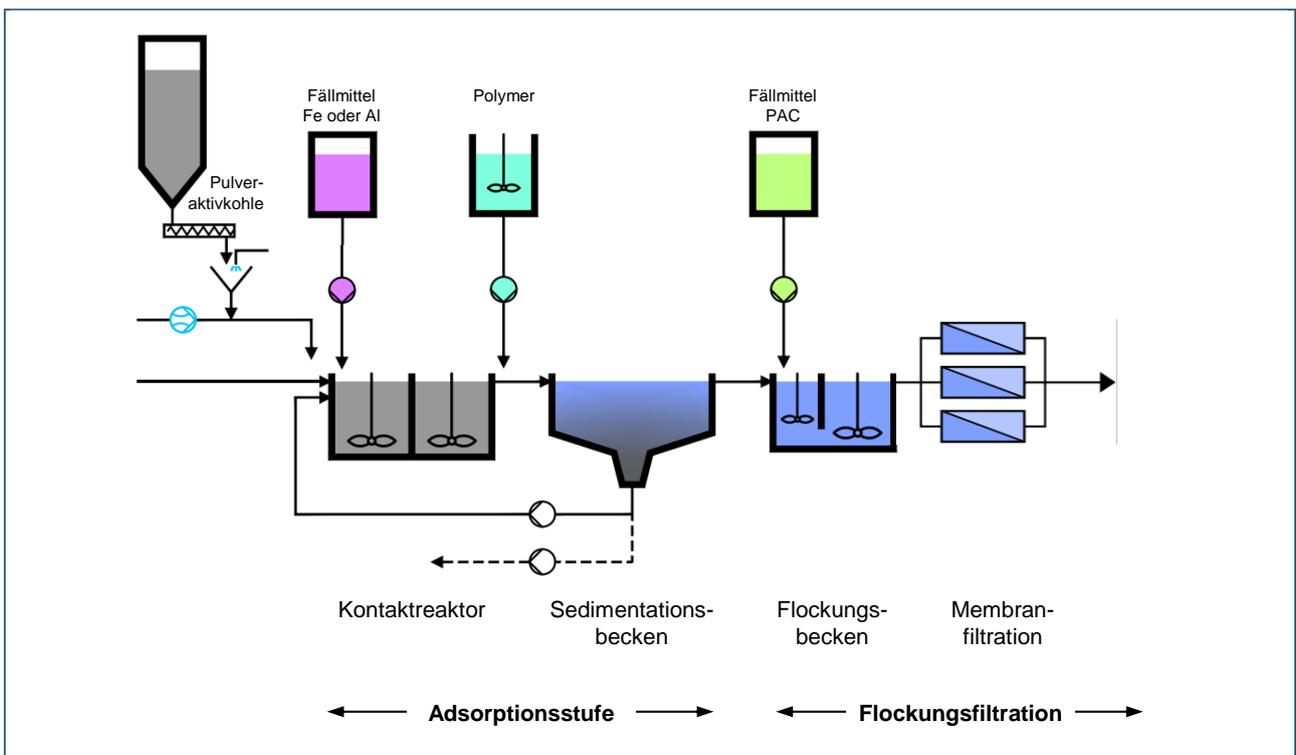


Abb. 59: Verfahrenskette des „Ulmer Verfahrens“ zur gezielten Spurenstoffelimination und Desinfektion mit Synergien in Bezug auf eine weitergehende Feststoff-, CSB- und P-Elimination

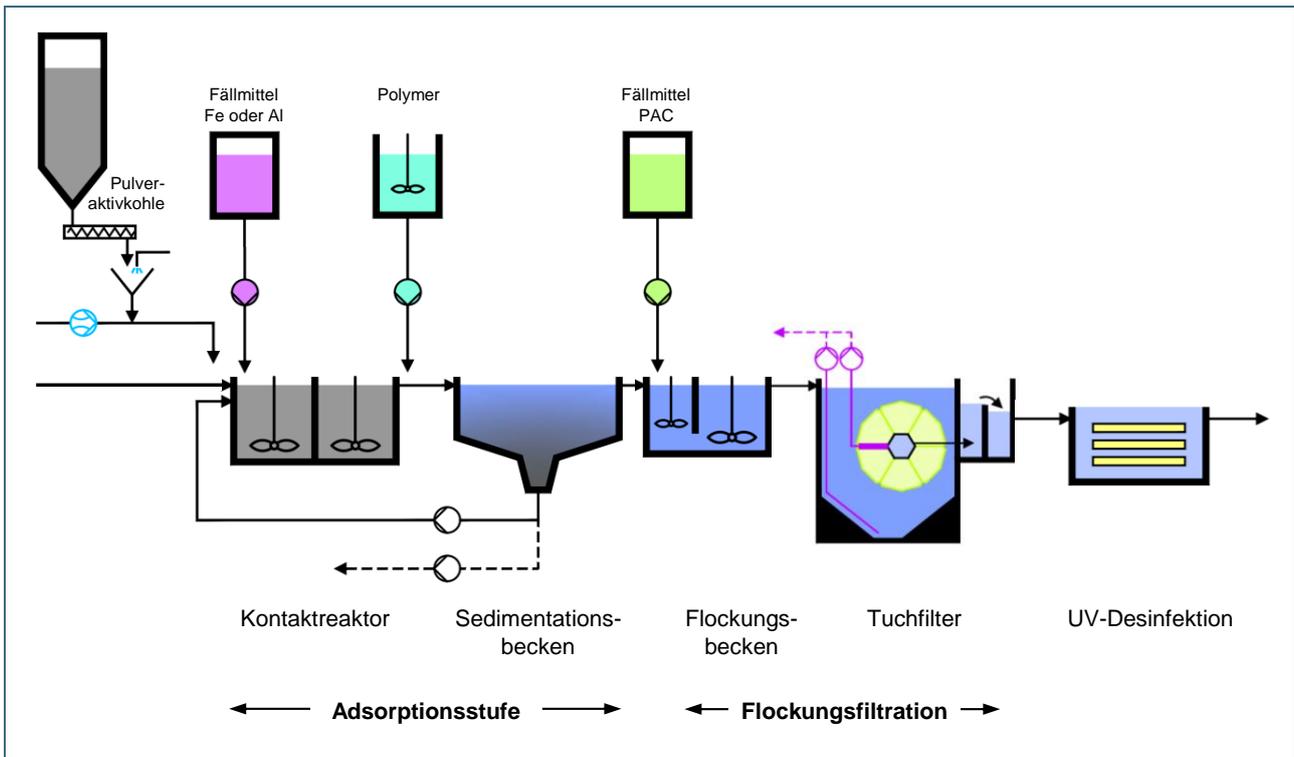


Abb. 60: Verfahrenskette des „Ulmer Verfahrens“ zur gezielten Spurenstoffelimination und Desinfektion mit Synergien in Bezug auf eine weitergehende Feststoff-, CSB- und P-Elimination

Wird anstelle des „Ulmer-Verfahrens“ eine Ozonung – bestehend aus Ozonreaktor und biologischer Nachbehandlung (ausgeführt als Sandfilter) – zur gezielten Spurenstoffelimination errichtet, lassen sich mit dieser Verfahrenskette folgende Synergien erreichen: weitergehende Feststoff-, Mikroplastik- und CSB-Elimination sowie eine partielle Entfernung von Keimen, Bakterien und von ARB bzw. ARG. Wird der Sandfilter zusätzlich als Flockungsfilter ausgeführt, können weitergehende Anforderungen in Bezug auf die P-Elimination erzielt werden. Dies ist dann aber nicht mehr als Synergie aufzufassen, sondern vielmehr als primäres Behandlungsziel, da zur biologischen Nachbehandlung des ozonierten Abwassers ein Sandfilter ausreichend ist (Abb. 61). Wird neben der gezielten Spurenstoffelimination eine Desinfektion als weiteres primäres Behandlungsziel gefordert, sind Anpassungen an der Verfahrenskette erforderlich. Prinzipiell besteht die Möglichkeit die Desinfektion ebenfalls durch Ozon zu erreichen. Um eine ausreichende Desinfektionswirkung durch die Ozonung zu erreichen, muss die Effektivität der Ozonung in Bezug auf die Inaktivierung von Mikroorganismen gesteigert oder die Ozonzugabe entsprechend erhöht werden. Eine „einfache“ Erhöhung der Ozonzugabe wird aufgrund der vermehrten Bildung von Bromat und des erhöhten Energie- und Ressourcenverbrauchs kritisch bewertet. Vielmehr sollte geprüft werden, ob durch eine vorgeschaltete Feststoffabtrennung die Effektivität des Ozons gegenüber Mikroorganismen so gesteigert werden kann, dass keine oder nur eine geringe Erhöhung der Ozonzugabe erforderlich ist. Dies ist für den Einzelfall zu prüfen und anhand von Voruntersuchungen aufzuzeigen. Die modifizierte Verfahrenskette sieht dann wie folgt aus: Vorfiltration – Ozonung – biologische Nachbehandlung (Abb. 62).

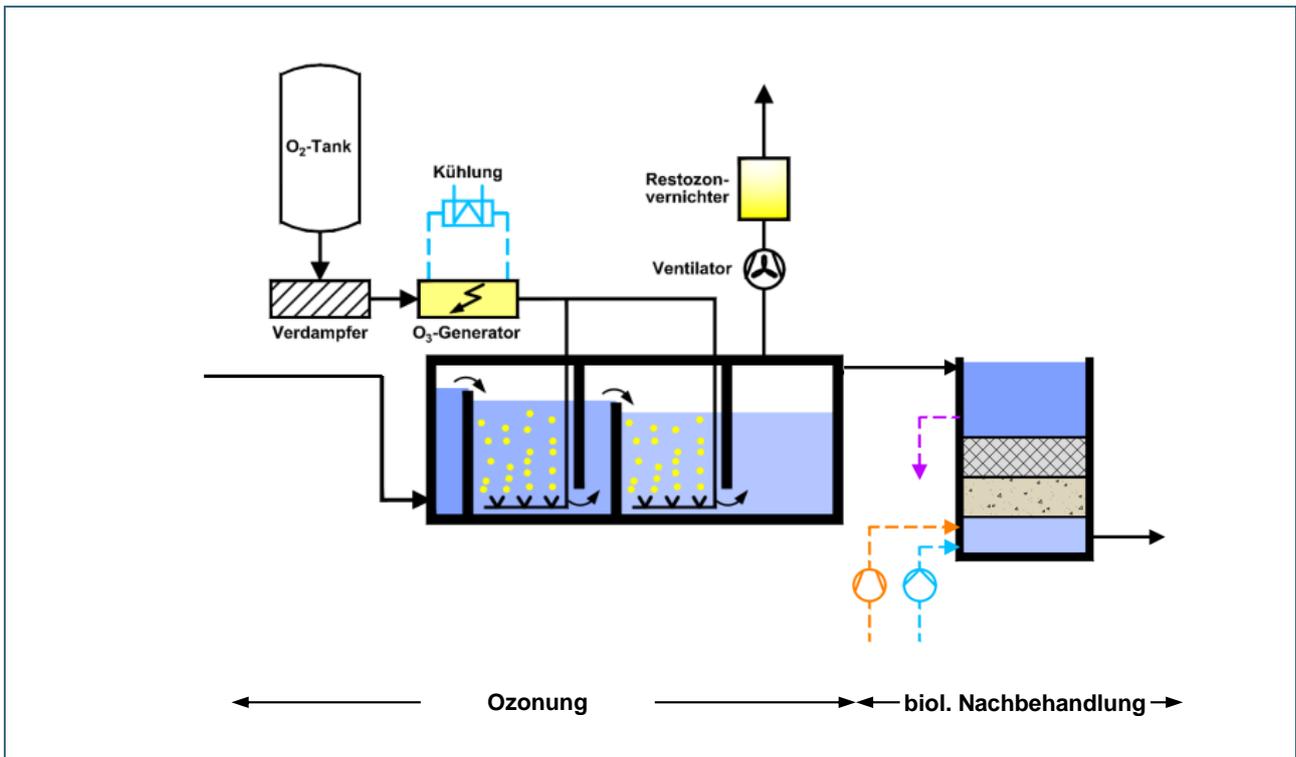


Abb. 61: Verfahrenskette der Ozonung zur gezielten Spurenstoffelimination mit Synergien in Bezug auf eine weitergehende Feststoff-, und CSB-Elimination sowie einer partiellen Desinfektion

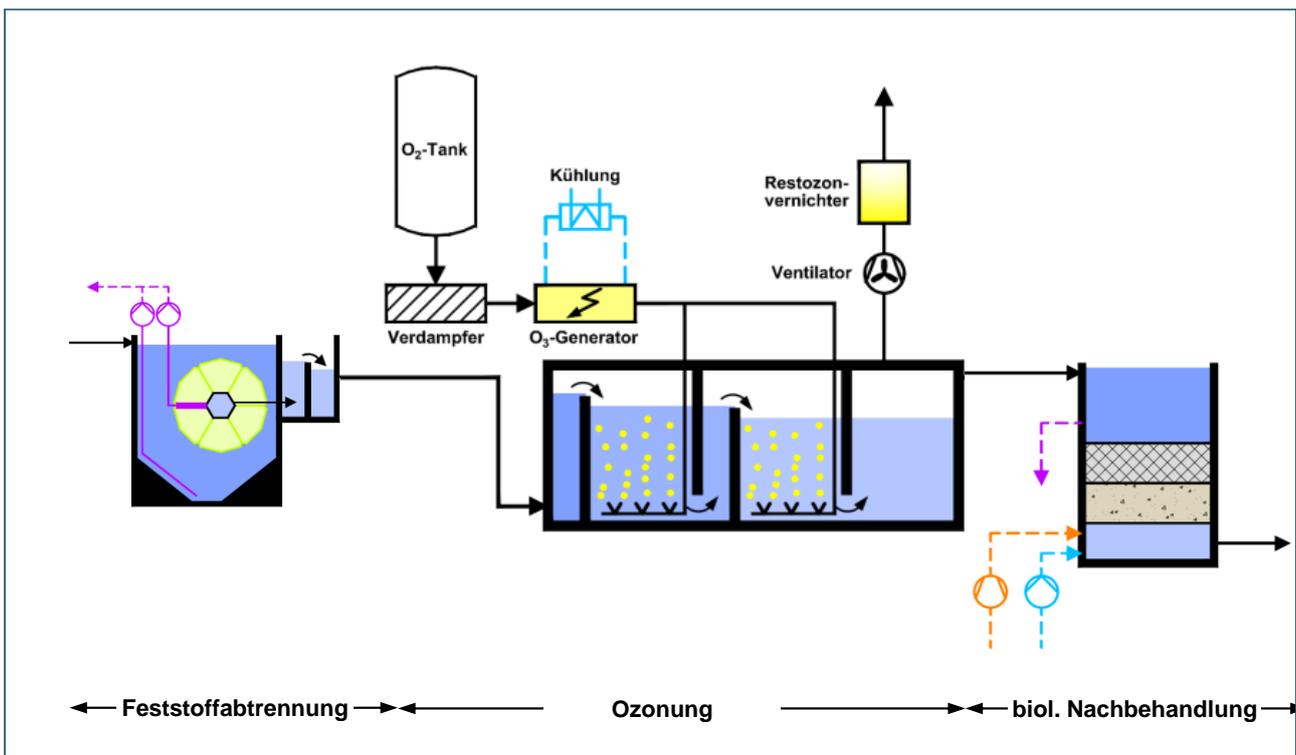


Abb. 62: Verfahrenskette der Ozonung zur gezielten Spurenstoffelimination und Desinfektion mit Synergien in Bezug auf eine weitergehende Feststoff-, und CSB-Elimination

10 Teilbericht zu den Untersuchungen des LfU, Referat 73 "Aquatische Ökotoxikologie, mikrobielle Ökologie" im Kläranlagenablauf der Kläranlage Weißenburg sowie in der Schwäbischen Rezat unterhalb der Kläranlage

10.1 Zusammenfassung

Im Rahmen des Projektes „4. Reinigungsstufe in Weißenburg, Erfahrungen im Regelbetrieb (Pilotprojekt 4. Reinigungsstufe, Folgeprojekt)“ führte das Bayerische Landesamt für Umwelt im November/Dezember 2019 ein Monitoring zur Ermittlung estrogener und toxischer Wirkungen mit Fischen sowie ein Akkumulationsmonitoring mit Muscheln an der Kläranlage Weißenburg durch. Hierzu wurden sowohl je 20 männliche Regenbogenforellen als auch je 10 Mahlermuscheln an den folgenden Probenahmestellen für je 28 Tage exponiert:

- Kläranlagenablauf Weißenburg vor der 4. Reinigungsstufe
- Kläranlagenablauf Weißenburg nach der 4. Reinigungsstufe
- Schwäbische Rezat unterhalb der Kläranlage Weißenburg
- Teichanlage Wielenbach, Quellwasser, Kontrolle

Zusätzlich wurden an jeder der 4 Probenahmestellen je 7 Wasserproben (24-h-Mischproben) mittels E-Screen Assay und GC/MS untersucht.

Der Eintrag von Spurenstoffen aus der Kläranlage Weißenburg in die Schwäbische Rezat wurde im Untersuchungszeitraum durch die weitergehende Behandlungsstufe verringert. Nur bei wenigen Stoffen waren die Konzentrationen nach der 4. Reinigungsstufe höher oder gleich hoch wie im gereinigten Abwasser vor der weitergehenden Behandlungsstufe. Für die Mehrzahl der untersuchten Parameter wurde eine signifikante Abnahme der Konzentration durch die weitergehende Behandlungsstufe erreicht.

Positive Auswirkungen der weitergehenden Behandlungsstufe zeigten sich auch bei der Untersuchung von Biomarkern in Fischen: In den Regenbogenforellen aus dem gereinigten Abwasser vor der weitergehenden Behandlungsstufe wurden bei einigen Biomarkern signifikante Unterschiede gegenüber der Kontrollgruppe festgestellt. Die Konzentrationen in den Regenbogenforellen aus dem gereinigten Abwasser nach der 4. Reinigungsstufe hingegen unterschieden sich nicht von jenen der Kontrollgruppe.

Die weitergehende Behandlungsstufe reduzierte auch estrogen wirksame Stoffe im Abwasser signifikant. Im E-Screen Assay war die estrogen Gesamtaktivität (EEQ) im gereinigten Abwasser vor der weitergehenden Behandlungsstufe etwa viermal so hoch wie im gereinigten Abwasser nach der weitergehenden Behandlungsstufe und etwa doppelt so hoch wie in der Schwäbischen Rezat unterhalb der Kläranlage. Im Monitoring mit Fischen war keine estrogen Wirkung des gereinigten Abwassers der Kläranlage Weißenburg nach der weitergehenden Behandlungsstufe nachweisbar. Durch die Einführung der weitergehenden Behandlungsstufe wurde die estrogen Belastung der Fische in der Schwäbischen Rezat unterhalb der Kläranlage gesenkt. Im Gegensatz zur Untersuchung 2014 wurde 2019 dort keine höhere estrogen Wirkung auf Fische beobachtet, als in den anderen bisher untersuchten bayerischen Gewässern.

Für einige der analysierten Stoffe liegen Umweltqualitätsnormen (UQN) oder Vorschläge für UQN vor. Die in Muscheln zu überwachende UQN für Benzo(a)pyren und Fluoranthen wurde in der Schwäbischen Rezat eingehalten. Eine Aussage, ob die in Wasser zu überwachenden UQN sicher eingehalten werden, ist nicht möglich, da hierzu monatliche Messwerte nötig wären. Die im Dezember 2019 gemessenen Konzentrationen von Terbutryn und 4 Nonylphenol weisen darauf hin, dass für diese Stoffe eine Überwachung der JD-UQN in der schwäbischen Rezat unterhalb der Kläranlage Weißenburg sinnvoll wäre.

10.2 Ausgangssituation

Im Vorgängerprojekt „Elimination von anthropogenen Spurenstoffen auf der Kläranlage Weißenburg (Pilotprojekt 4. Reinigungsstufe)“ konnten nicht alle dort geplanten Begleituntersuchen durchgeführt werden, da während der Projektlaufzeit von 01.04.2014 bis 31.01.2019 noch kein stabiler Regelbetrieb der weitergehenden Behandlungsstufe erfolgte. Grund hierfür waren Verzögerungen bei der Inbetriebnahme der weitergehenden Behandlungsstufe. Von Referat 73 konnten daher nur die orientierenden Untersuchungen vor der Inbetriebnahme durchgeführt werden. Aus Tierschutzgründen ist ein Versuch mit Lebewesen erst möglich, wenn ein stabiler und kontinuierlicher Betrieb der weitergehenden Behandlungsstufe gewährleistet ist. Nachdem im Sommer 2018 die Erprobungsphase noch nicht abgeschlossen war, wurde aufgrund der noch instabilen Bedingungen die Exposition von Fischen und Muscheln auf das Folgeprojekt verschoben.

Im Rahmen des Folgeprojektes 4. Reinigungsstufe sollte unter Beteiligung von Referat 73 geklärt werden, ob und wie sich die Inbetriebnahme der weitergehenden Behandlungsstufe in der Kläranlage Weißenburg auswirkt auf:

- die Spurenstoffelimination im gereinigten Abwasser
- den chemischen Gewässerzustand der Schwäbischen Rezat
- estrogene sowie möglicherweise toxische Wirkungen des gereinigten Abwassers sowie des Wassers der Schwäbischen Rezat

Hierzu wurde im November/Dezember 2019 ein Monitoring mit Fischen und Muscheln zur Ermittlung estrogenen sowie toxischer Wirkungen durchgeführt. Ergänzend dazu erfolgte ein *in vitro* Test zur Erfassung estrogenen Wirkungen sowie ein Akkumulationsmonitoring mit Muscheln (Muschelschadstoffmonitoring):

- Fischmonitoring estrogenen und toxischen Wirkungen; 02.12. – 30.12.2019
- *In vitro* Assay estrogenen Wirkung (E-Screen-Assay) und begleitende chemische Untersuchung von Wasser und Abwasserproben (GC/MS-Screening und Steroidanalytik); 07.12. – 11.12.2019; 19./20.12.2019
- Muschelschadstoffmonitoring; 20.11. – 18.12.2019

Folgende Probenahmestellen wurden untersucht:

- A: Kläranlagenablauf Weißenburg vor der 4. Reinigungsstufe
- B: Kläranlagenablauf Weißenburg nach der 4. Reinigungsstufe (nach Ozonung und GAK-Filter)
- C: Schwäbische Rezat unterhalb der Kläranlage Weißenburg, Höhe Silbermühle
- D: Teichanlage Wielenbach, Quellwasser, Kontrolle

Eine Untersuchung an der Probenahmestelle oberhalb der Kläranlageneinleitung, auf Höhe der Spedition Wüst, war aufgrund der sehr geringen Wasserführung der schwäbischen Rezat im Untersuchungszeitraum 2019 nicht möglich.

10.3 Methoden

10.3.1 Fischmonitoring estrogenen und toxischen Wirkungen

Für das Wirkungsmonitoring wurden in der Zeit vom 02.12. bis 30.12.2019 jeweils 20 vierjährige, männliche Regenbogenforellen im Bypass verschiedenen Expositionssituationen ausgesetzt. Drei Fischkollektive wurden in Langstromrinnen gehalten, welche mit gereinigtem Abwasser der Kläranlage Weißenburg vor beziehungsweise nach der weitergehenden Behandlungsstufe oder Wielenbacher Quellwasser gespeist wurden. Ein weiteres Kollektiv wurde in einem Schwimmkäfig in der Schwäbischen Rezat unterhalb der Abwassereinleitung der Kläranlage exponiert (Abb. 63).

Während des gesamten Versuchszeitraums erfolgte eine kontinuierliche Bestimmung der chemisch-physikalischen Wasserparameter Sauerstoffgehalt, pH-Wert, Temperatur, Leitfähigkeit, Trübung, gesamter organischer Kohlenstoffgehalt (TOC), gelöster organischer Kohlenstoffgehalt (DOC), chemischer Sauerstoffbedarf (CSB), Ammonium, Nitrat und Nitrit in den Langstromrinnen mittels Online-Messsonden (WTW, Weilheim).



Abb. 63: Langstromrinne (links) am Standort Kläranlage Weißenburg vor der weitergehenden Behandlungsstufe und Schwimmkäfig (rechts) zur Fischexposition in der Schwäbischen Rezat unterhalb der Kläranlage Weißenburg mit Probenehmern und Online-Messsonden

Vor und nach der Exposition wurde den Fischen Blut entnommen, um die Konzentrationen verschiedener Biomarker und Hormone zu analysieren. Die Untersuchungen umfassten die Bestimmung von Vitellogenin (VG), 17β -Estradiol, Testosteron, 11-Ketotestosteron und Aromatase, Cytochrom P450-1A (CYP1A), Hitzeschockprotein (Hsp70) und Prostaglandin E2 (PGE2). Zusätzlich wurden die Konzentrationen von alkalischer Phosphatase (AP), Aspartat-Aminotransferase (ASAT), Alanin-Aminotransferase (ALAT), Cholesterin, HDL-Cholesterin, Triglyceriden, Kreatinin, Kalzium (Ca), Glukose und Protein im Fischblut bestimmt.

Abgesehen von Vitellogenin wurden alle Biomarker nur nach der Exposition bestimmt. Die Bewertung dieser Biomarker erfolgt über einen Vergleich mit der Kontrollgruppe aus der Teichanlage Wielenbach.

Die Vitellogenin-Konzentration im Blut der Fische wurde vor und nach der Exposition bestimmt, um einen möglichen Anstieg durch die estrogene Wirkung des Flusswassers bzw. Abwassers zu ermitteln. Vitellogenin ist eine Vorstufe des Dotterproteins und wird unter Estrogeneinfluss auch von männlichen Tieren gebildet. Der Nachweis eines Anstiegs von VG in Blutproben männlicher Fische anhand eines ELISA (enzyme linked immunosorbent assay) stellt ein Indiz für eine Einwirkung estrogener Substanzen dar. Die Messung der VG-Ausschüttung ist dazu geeignet, estrogene Belastungen auch in sehr niedrigen Konzentrationsbereichen nachzuweisen.

Die Hormone 17β -Estradiol, 11-Ketotestosteron und Testosteron sind neben dem Biomarker Vitellogenin ebenfalls geeignete Marker, um hormonelle Wirkungen in Fischen aus Fließgewässern und Kläranlagenabläufen abzubilden. Die Aromatase ist ein Enzym, das die endogene Umsetzung von Testosteron zu Estradiol

katalysiert. Daher deuten erhöhte Aromatasekonzentrationen im Fischblut auf estrogene Wirkungen des Flusswassers bzw. Abwassers hin.

Cytochrome katalysieren die Biotransformation verschiedener, insbesondere lipophiler Substanzen (planare aromatische und chlorierte Kohlenwasserstoffe, z. B. polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), planare polychlorierte Biphenyle (PCB), Dioxine, Furane). Ihre Konzentration im Blutplasma steigt, wenn diese lipophilen Substanzen vermehrt in den Organismus gelangen. Daher stellen sie einen geeigneten Biomarker zur Beurteilung von Belastungen mit bestimmten Umweltchemikalien dar.

Stressproteine wie Hsp70 werden durch eine Vielzahl von Stressoren induziert. Seit Beginn der 1990er Jahre werden sie zur Erfassung von ökologischen und mikroevolutiven Veränderungen eingesetzt. Hsp70 ist hierbei die am besten untersuchte Familie, deren Induktionsmechanismen weitgehend bekannt sind. Durch Kurzzeitstudien an Fließgewässern bzw. Kläranlagen gelingt es über die Bestimmung des Hsp70-Levels, Stellen erhöhter Proteotoxizität zu detektieren.

PGE2 ist eines der Hauptprostaglandine, welches in das Entzündungsgeschehen involviert ist. Es erhöht die Gefäßpermeabilität (erhöhte Durchlässigkeit der Gefäßwände) und verstärkt den Schmerz. PGE2 kann als Indikator für nicht-stereoidale Analgetika wie z.B. Diclofenac eingesetzt werden. Da die Wirkung von Diclofenac auf einer nichtselektiven Hemmung der Cyclooxygenasen (COX) und in der Folge von Entzündungsmediatoren wie PGE2 beruht, kann eine Abnahme der Konzentration im Blut auf die Anwesenheit von Diclofenac hindeuten.

Erhöhte Konzentrationen von AP, ASAT oder ALAT im Blut können ein Hinweis auf Organschäden, im Fall von AP und ALAT insbesondere der Leber sein, zum Beispiel bedingt durch toxische Substanzen. Die Konzentrationen von Cholesterin, HDL-Cholesterin, Triglyceriden und Kreatinin wurden im Fischblut bestimmt, um mögliche negative Einflüsse des gereinigten Abwassers oder Flusswassers auf Stoffwechselforgänge im Fisch abzubilden. Die Konzentrationen von Glukose im Blut wurde gemessen, da ein erhöhter Glukosespiegel bei Fischen als Stressindikator gewertet werden kann.

Die statistische Auswertung dieser Ergebnisse erfolgte bei Normalverteilung der Ergebnisse mittels einfaktorieller Varianzanalyse mit Bonferroni-Korrektur, bei nicht normalverteilten Ergebnissen mittels Kruskal-Wallis-Test mit Bonferroni-Korrektur.

10.3.2 In Vitro Assay (E-Screen-Assay) zum Nachweis estrogener Wirkungen und begleitende Wasseranalytik (Steroidanalytik und GC/MS-Screening)

Für die Untersuchung der estrogenen Aktivität von Abwasser- und Wasserproben und der begleitenden chemischen Analytik wurden an sieben Terminen (07.12.; 08.12.; 09.12.; 10.12.; 11.12.; 19.12.; 20.12.2019) 24-h-Mischproben (à 2 L) des Kläranlagenablaufs vor (Probenahmestelle A) und nach der 4. Reinigungsstufe (Probenahmestelle B), der Schwäbischen Rezat unterhalb der Abwassereinleitung der Kläranlage Weißenburg (Probenahmestelle C, Silbermühle) sowie des Quellwassers der Teichanlage Wielenbach (Probenahmestelle D) entnommen. Die Proben wurden an Tagen gezogen, an denen die Wasserstände der Schwäbischen Rezat deutlich unterhalb des Mittelwassers, aber oberhalb des mittleren Niedrigwassers (MNQ) lagen. Die Probenahmen starteten jeweils um 10 Uhr.

Die Proben wurden anhand eines in-vitro-Testsystems (E-Screen Assay) hinsichtlich estrogener Wirkungen untersucht, um Informationen über die estrogenen Aktivität an verschiedenen Tagen zu erhalten. Mit der Durchführung des E-Screen Assay wurde das Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft der Uni Stuttgart (ISWA) beauftragt. In diesem Testsystem wird die estrogenabhängige Proliferation estrogen-sensitiver Brustkrebszellen (MCF7-Zellen) zum Nachweis estrogener Wirkungen herangezogen. Dabei wird der relative proliferative Effekt (RPE) einer Umweltprobe im Vergleich zur Wirkung des natürlichen weiblichen Sexualhormons 17 β -Estradiol ermittelt. Die sich hieraus ergebende relative estrogenen Wirkstärke einer Umweltprobe wird in Estradioläquivalenten (EEQ; ng/L) angegeben. In Parallelproben wurden durch das Labor

des Zweckverbands Landeswasserversorgung in Langenau die Konzentrationen von estrogen wirksamen Steroidhormonen und deren Metabolite (17 α -Estradiol, 17 β -Estradiol, Ethinylestradiol, Estron und Estriol) bestimmt. Zusätzlich erfolgte an weiteren Parallelproben ein GC/MS-Screening auf ein breites Spektrum an chemischen Verbindungen durch das ISWA, da auch verschiedene chemische Verbindungen estrogen wirksam oder toxisch sind. Die statistische Auswertung dieser Ergebnisse erfolgte mittels Wilcoxon-Test.

10.3.3 Muschelschadstoffmonitoring

Im Rahmen des Muschelschadstoffmonitorings werden Muscheln als Schadstoffsammler für bioakkumulierende Substanzen eingesetzt. Die Exposition wurde aus logistischen Gründen zeitversetzt zur Fischexposition durchgeführt. In der Zeit vom 20.11. bis 18.12.2019 wurden für die Rückstandsanalytik jeweils zehn Flussmuscheln (*Unio pictorum*) entweder in einem abgeteilten Abschnitt der Langstromrinnen, in denen auch die Forellen exponiert waren, gehältert (Kläranlagenablauf Weißenburg vor und nach der weitergehenden Behandlungsstufe, Kontrolle Wielenbach) oder in einem Muschelkäfig direkt im Gewässer exponiert (Schwäbische Rezat unterhalb der Kläranlage Weißenburg) (Abb. 64).



Abb. 64: Muschelkäfige für die Langstromrinnen (links) am Standort Kläranlage Weißenburg und Wielenbach und Muschelkäfig in der Schwäbischen Rezat (rechts)

10.4 Ergebnisse

10.4.1 Fischmonitoring estrogene und toxische Wirkungen

Im Dezember 2019 wurde nach einer 4-wöchigen Exposition männlicher Regenbogenforellen in gereinigtem Abwasser der Kläranlage Weißenburg vor der weitergehenden Behandlungsstufe sowie im Wasser der Schwäbischen Rezat unterhalb der Abwassereinleitung ein hochsignifikanter Anstieg von Vitellogenin (VG) im Fischblut ermittelt ($p < 0,001$). Die mittlere VG-Konzentration im Blut der Fische betrug vor der Exposition an allen vier Probenahmestellen $< 0,38$ ng/ml. Nach der Exposition betrug sie im Blut der Fische, welche dem gereinigten Abwasser vor der weitergehenden Behandlungsstufe ausgesetzt waren zwischen 7,7 und 52 ng/ml (Median 12 ng/ml). Im Vergleich damit waren die VG-Konzentrationen im Blut der Fische aus der Schwäbischen Rezat hochsignifikant niedriger und betragen zwischen $< 0,38$ und 20 ng/ml (Median $< 0,38$ ng/ml). An den Probenahmestellen nach der weitergehenden Behandlungsstufe und im Quellwasser der Teichanlage Wielenbach konnten keine Unterschiede zwischen den VG-Konzentrationen vor und nach der Exposition festgestellt werden. Die Ergebnisse der VG-Messungen 2019 sind in Abb. 65 dargestellt. Die Ergebnisse der statistischen Auswertung sind, wie die Auswertungen für die anderen Biomarker auch, im Anhang in Tabelle 28 zusammengefasst.

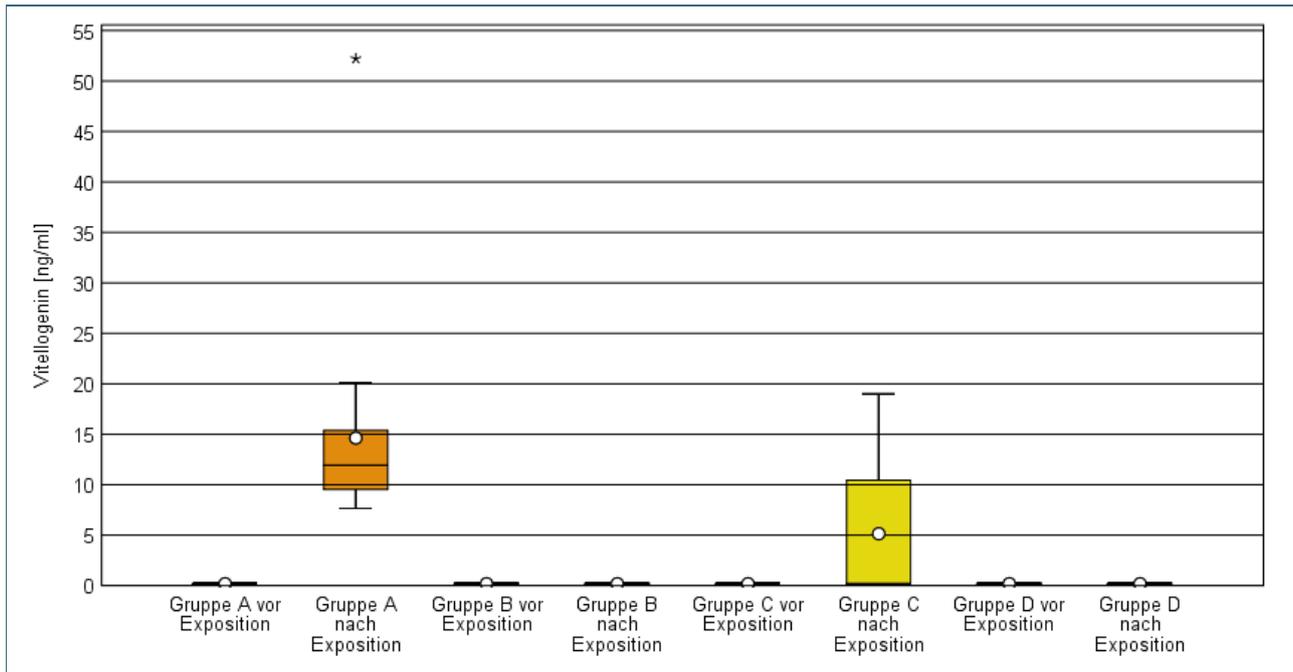


Abb. 65: Vitellogenin-Konzentration im Blut männlicher Regenbogenforellen vor und nach einer 28-tägigen Exposition im Dezember 2019 in gereinigtem Abwasser der Kläranlage Weißenburg vor (Gruppe A) und nach der weitergehenden Behandlungsstufe (Gruppe B), in der Schwäbischen Rezat unterhalb der Kläranlage (Gruppe C) und in Quellwasser der Teichanlage Wielenbach (Gruppe D, Kontrolle)

Die weitergehende Behandlungsstufe reduzierte estrogen wirksame Stoffe im Abwasser sehr wirkungsvoll. Da nicht immer der gesamte Abwasserstrom durch die weitergehende Behandlungsstufe geleitet wird und 2014 in Untersuchungen festgestellt wurde, dass estrogene Stoffe bereits oberhalb der Kläranlage Weißenburg auf Fische in der Schwäbischen Rezat einwirken [1], erscheinen die VG-Konzentrationen in Fischen aus der Schwäbischen Rezat unterhalb der Kläranlageneinleitung plausibel.

Im Rahmen der Untersuchungen 2014 wurden die Fische etwa einen Monat früher exponiert. Die VG-Konzentrationen vor der Exposition waren 2014 mit einem Median von 2,9 ng/ml deutlich höher. Auch die VG-Konzentrationen in Fischen aus dem Kläranlagenablauf vor der weitergehenden Behandlungsstufe und der Schwäbischen Rezat waren mit medianen Werten von 94 ng/ml und 40 ng/ml deutlich höher als 2019. Daher können nur die Induktionsfaktoren, also die Faktoren, um die sich die VG-Konzentrationen im Expositionszeitraum erhöhten, und nicht die absoluten VG-Konzentrationen verglichen werden: 2014 wurde bei allen Fischen aus der Schwäbischen Rezat unterhalb der Kläranlage eine Erhöhung der VG-Konzentration im Blut um den Faktor 3,4 bis 31 (Median 14) festgestellt. 2019 hingegen war bei mehr als der Hälfte der Fische aus der Schwäbischen Rezat trotz der ungünstigen Mischungsverhältnisse keine Erhöhung der VG-Konzentration im Blut messbar. Die weitergehende Behandlungsstufe wirkt sich demnach positiv auf die estrogen Belastung der Fische in der Schwäbischen Rezat aus. Eine im Vergleich mit anderen Gewässern deutlich höhere estrogen Belastung der Fische aus der schwäbischen Rezat wurde 2019 nicht mehr nachgewiesen.

Die Estradiol-Konzentrationen im Fischblut wiesen keine signifikanten Unterschiede zwischen den verschiedenen Gruppen auf und lagen im Bereich von 3,4 bis 12 ng/ml (Median 4,4 ng/ml).

Die Konzentrationen des Hormons 11-Ketotestosteron waren nur in den Fischen aus dem Kläranlagenablauf vor der 4. Reinigungsstufe (Median 0,28 ng/ml) niedriger ($p < 0,01$) als in der Kontrollgruppe aus der Teichanlage Wielenbach (Median 0,32 ng/ml). Gleiches gilt für das männliche Geschlechtshormon Testosteron: Die Konzentrationen im Blut der Fische aus dem Kläranlagenablauf vor der weitergehenden Behandlungsstufe (Median 0,089 ng/ml) lagen signifikant unter den Werten der Kontrollgruppe (Median 0,18 ng/ml). Fische aus

dem Kläranlagenablauf nach der weitergehenden Behandlungsstufe sowie aus der Schwäbischen Rezat unterhalb der Kläranlage wiesen vergleichbare Konzentrationen von 11-Ketotestosteron und Testosteron auf wie die Kontrolltiere.

Die Konzentration der Aromatase im Blut von Fischen aus dem Kläranlagenablauf vor der weitergehenden Behandlungsstufe (Median 6,0 ng/ml) war signifikant höher als in Fischen, die dem Abwasser nach der weitergehenden Behandlungsstufe ausgesetzt waren. Letztere wiesen im Blut eine Aromatase-Konzentration (Median 4,8 ng/ml) vergleichbar den Kontrollfischen (Median 5,7 ng/ml) auf. Hingegen waren die Aromatase-Konzentrationen in Fischen aus der Schwäbischen Rezat unterhalb der Kläranlage (Median 7,9 ng/ml) signifikant höher als in der Kontrollgruppe aus der Teichanlage Wielenbach und den Fischen aus dem Kläranlagenablauf nach der weitergehenden Behandlungsstufe.

Da sich die Hormonspiegel der Fische aus dem Kläranlagenablauf nach der weitergehenden Behandlungsstufe und der in Quellwasser gehaltenen Kontrollgruppe nicht unterschieden, es aber Unterschiede zwischen den Hormonspiegeln von Fischen aus dem Kläranlagenablauf vor der weitergehenden Behandlungsstufe und aus der Kontrollgruppe in Quellwasser gab, wird auch hier der positive Effekt der weitergehenden Behandlungsstufe sichtbar.

Auch auf die Konzentrationen von Cytochrom P450-1A (CYP1A) und Hitzeschockprotein (Hsp70) im Fischblut (Tabelle im Anhang) wirkte sich die weitergehende Behandlungsstufe aus. Während sich die Konzentrationen in den Fischen aus dem Kläranlagenablauf nach der weitergehenden Behandlungsstufe statistisch nicht von denen der Quellwasser-Kontrollgruppe unterschieden, so waren CYP1A und Hsp70 in den Fischen der Schwäbischen Rezat unterhalb der Kläranlage ($p < 0,01$) und den Fischen aus dem Kläranlagenablauf vor der weitergehenden Behandlungsstufe ($p < 0,001$) um 5 bis 8 % erhöht.

2019 waren die Konzentrationen von Prostaglandin E2 im Blut der Fische aus dem Kläranlagenablauf vor der weitergehenden Behandlungsstufe mehr als doppelt so hoch als in den anderen untersuchten Fischkollektiven. Hier bewirkte die weitergehende Behandlungsstufe, dass sich die Konzentrationen in Fischen (Tabelle im Anhang) aus dem Kläranlagenablauf nach der weitergehenden Behandlungsstufe und der Schwäbischen Rezat unterhalb der Kläranlage statistisch nicht von denen der Quellwasser-Kontrollgruppe unterschieden. Im Gegensatz zu den Untersuchungen 2014 konnten 2019 keine gegenüber der Kontrollgruppe verringerte Prostaglandin-Konzentrationen in Fischen aus dem Kläranlagenablauf vor der weitergehenden Behandlungsstufe sowie der Schwäbischen Rezat oberhalb und unterhalb der Kläranlage beobachtet werden.

Die Konzentrationen von AP, ALAT, ASAT, Cholesterin, HDL-Cholesterin, Triglyceriden, Kreatinin und Protein unterschieden sich in den Fischkollektiven in der Schwäbischen Rezat sowie dem Kläranlagenablauf vor und nach der weitergehenden Behandlungsstufe in der Regel nicht signifikant von denen der Kontrollgruppe. Nur die Konzentrationen von ASAT ($p < 0,01$) und HDL-Cholesterin ($p < 0,05$) waren in Fischen aus der Schwäbischen Rezat unterhalb der Kläranlage niedriger als in Fischen der Kontrollgruppe. Eine Aussage anhand dieser Parameter (Tabelle im Anhang) zur Wirksamkeit der weitergehenden Behandlungsstufe an der Kläranlage Weißenburg ist daher nicht möglich.

Die Konzentrationen von Glukose im Blut der Fische aus dem Kläranlagenablauf vor der weitergehenden Behandlungsstufe waren circa 20% höher als in den anderen untersuchten Fischkollektiven. Dies kann als Zeichen von erhöhtem Stress bei diesen Fischen gewertet werden. Die Glukose-Spiegel im Blut von Fischen aus dem Kläranlagenablauf nach der weitergehenden Behandlungsstufe und der Schwäbischen Rezat unterhalb der Kläranlage waren mit denen der Quellwasser-Kontrollgruppe vergleichbar.

10.4.2 In Vitro Assay zum Nachweis estrogener Wirkungen und begleitende Wasseranalytik (Steroidanalytik und GC/MS-Screening)

Die 2019 mittels E-Screen-Assay in Wasser- und Abwasserproben aus dem Ablauf der Kläranlage Weißenburg vor und nach der weitergehenden Behandlungsstufe sowie der Schwäbischen Rezat unterhalb der Kläranlage durchgeführten Untersuchungen ergaben einen relativen Proliferationseffekt (RPE) von über 14 %. Dies lässt darauf schließen, dass - anders als im Quellwasser der Teichanlage Wielenbach - in den Proben estrogen wirksame Stoffe enthalten waren. Im Quellwasser der Teichanlage Wielenbach lag der RPE immer unter 10 %. Im Gegensatz zum Fischtest war im E-Screen Assay auch in Proben aus dem Kläranlagenablauf nach der weitergehenden Behandlungsstufe estrogene Aktivität nachweisbar.

Die estrogene Gesamtaktivität (EEQ) war 2019 im gereinigten Abwasser vor der weitergehenden Behandlungsstufe mit 0,41 bis 0,88 ng/L (Median 0,64 ng/L) etwa viermal so hoch wie im gereinigten Abwasser nach der weitergehenden Behandlungsstufe mit 0,04 bis 0,22 ng/L (Median 0,14 ng/L) und etwa doppelt so hoch wie in der Schwäbischen Rezat unterhalb der Kläranlage mit 0,19 bis 0,69 ng/L (Median 0,33 ng/L) (Abb. 66). Somit führte die weitergehende Behandlungsstufe zu einer deutlichen Reduktion estrogen wirksamer Stoffe im Abwasser. Da nicht immer der gesamte Abwasserstrom durch die weitergehende Behandlungsstufe geleitet wurde und zudem Untersuchungen im Jahr 2014 ergeben haben, dass estrogene Stoffe bereits oberhalb der Kläranlage Weißenburg in der Schwäbischen Rezat vorhanden waren (0,47 bis 1,4 ng/L), erscheint die estrogene Wirkung der Schwäbischen Rezat unterhalb der Kläranlageneinleitung plausibel. Im Jahr 2014 waren die EEQ höher als 2019 (Abb. 66). Sie betragen im gereinigten Abwasser vor der weitergehenden Behandlungsstufe 1,0 bis 3,4 ng/L (Median 1,4 ng/L) und in der Schwäbischen Rezat unterhalb der Kläranlage 0,47 bis 1,4 ng/L (Median 0,92 ng/L).

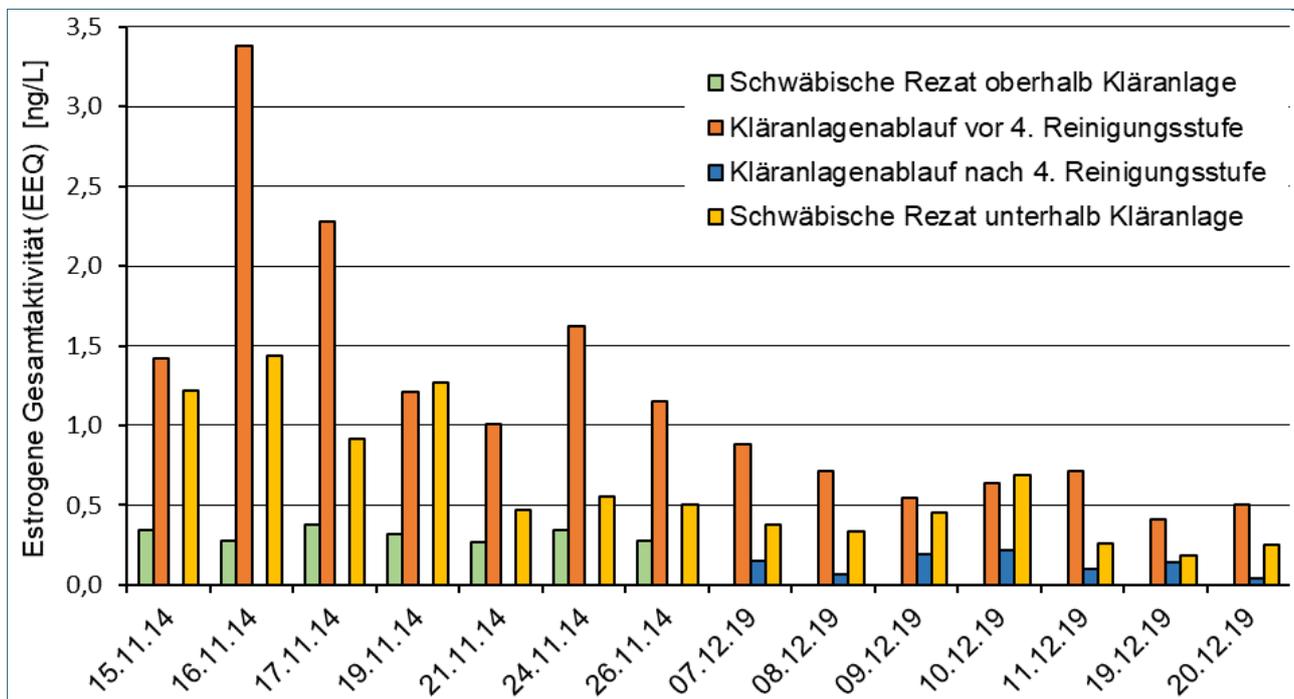


Abb. 66: Estrogene Gesamtaktivität (EEQ) in 24-Stunden-Mischproben aus der Kläranlage Weißenburg und der Schwäbischen Rezat in den Jahren 2014 und 2019. 2014: keine Messung im Kläranlagenablauf nach der weitergehenden Behandlungsstufe; 2019: keine Messung in der Schwäbischen Rezat oberhalb der Kläranlage. EEQ: Äquivalentkonzentration in Konzentrationseinheiten der Bezugssubstanz 17 β -Estradiol (E2).

Von den untersuchten Steroidhormonen konnte 2019 nur Estron mit Werten knapp über der Bestimmungsgrenze von 0,1 ng/L in den Wasser- und Abwasserproben nachgewiesen werden. Die Estron-Konzentration betragen im gereinigten Abwasser der Kläranlage Weißenburg vor der weitergehenden Behandlungsstufe zwischen 0,2 und 0,6 ng/L (Median 0,4 ng/L). Im gereinigten Abwasser der Kläranlage Weißenburg nach der

weitergehenden Behandlungsstufe lag die Konzentration bis auf eine Ausnahme (0,2 ng/L) immer unter der Bestimmungsgrenze (BG) von 0,1 ng/L. In der Schwäbischen Rezat unterhalb der Kläranlage wurden Estron-Konzentrationen zwischen 0,1 und 0,3 ng/L (Median 0,2 ng/L) ermittelt, während die Werte im Quellwasser der Teichanlage Wielenbach ebenfalls unter der BG lagen. 2014 wurden in Abwasserproben der Kläranlage Weißenburg vor der weitergehenden Behandlungsstufe und der Schwäbischen Rezat unterhalb der Kläranlage vergleichbare Estron-Konzentrationen gemessen. Damals wurde zusätzlich noch Estriol in wenigen Proben des Kläranlagenablaufs vor der weitergehenden Behandlungsstufe (bis zu 0,6 ng/L) und der Schwäbischen Rezat unterhalb der Kläranlage (bis zu 0,2 ng/L) detektiert (Abb. 67).

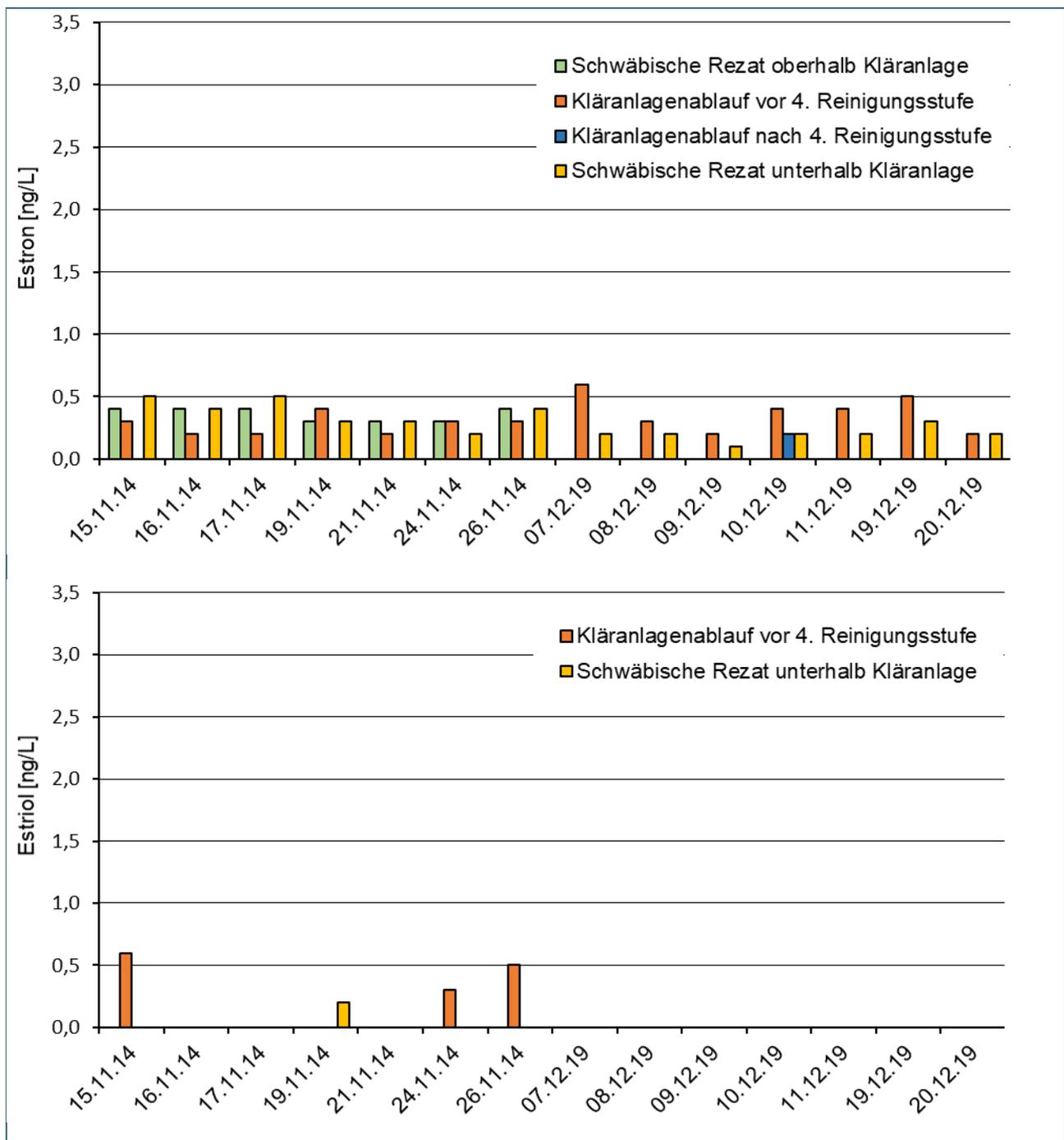


Abb. 67: Estron und Estriol in 24-Stunden Mischproben aus der Kläranlage Weißenburg und der Schwäbischen Rezat in den Jahren 2014 und 2019. 2014: keine Messung im Kläranlagenablauf nach der weitergehenden Behandlungsstufe; 2019: keine Messung in der Schwäbischen Rezat oberhalb der Kläranlage. EEQ: Äquivalentkonzentration in Konzentrationseinheiten der Bezugssubstanz 17 β -Estradiol (E2).

In vitro Untersuchungen zufolge [49–51] wirkt Estriol etwa um den Faktor 10 schwächer als 17 β -Estradiol, Estron ist um den Faktor 10 bis 100 weniger wirksam als Estradiol. Die Berechnung des EEQ auf der Basis der gemessenen Steroid-Konzentrationen unter Berücksichtigung des Faktors 10 für beide Verbindungen ergibt, dass nur 10% der estrogenen Wirkung auf die Steroide zurückzuführen sind. Dies spricht dafür, dass noch andere chemische Verbindungen mit estrogenen Wirkung nicht unerheblich zur estrogenen Wirksamkeit der Wasser- bzw. Abwasserproben beitragen.

Im GC/MS-Screening wurden insgesamt 100 Spurenstoffe analysiert. Die Messergebnisse sind in Tabelle 29 im Anhang zusammengefasst. 16 der analysierten Stoffe wurden in keiner der untersuchten Proben in Konzentrationen über der Bestimmungsgrenze detektiert. Im Quellwasser der Teichanlage Wielenbach konnten nur 19 Stoffe quantitativ erfasst werden. Stoffe, die im gereinigten Abwasser quantifiziert wurden, wurden in der Regel auch in der Schwäbischen Rezat unterhalb der Kläranlageneinleitung detektiert (Ausnahmen: Hydroxy-5-Diclofenac, Sulfamethoxazol und Cotinin).

Nur für einen Teil der untersuchten Analyten ist eine estrogenen Wirksamkeit bekannt (Benzotriazole [52], Phthalate, Phenolische Xenoestrogene, Triclosan, Atrazin [53]), so dass sie der Gruppe der Xenoestrogene zuzuordnen sind. Auch haben Xenoestrogene in der Regel ein um mindestens vier Größenordnungen geringeres Wirkpotenzial als Steroidhormone [50, 51]. Die Konzentrationen der analysierten Xenoestrogene liegen in der Summe im gereinigten Abwasser der Kläranlage Weißenburg vor der weitergehenden Behandlungsstufe bei 23 $\mu\text{g/L}$, nach der weitergehenden Behandlungsstufe bei 9 $\mu\text{g/L}$ sowie in der Schwäbischen Rezat unterhalb der Kläranlage bei 11 $\mu\text{g/L}$ und damit im Bereich der detektierbaren Wirksamkeit. Nicht für alle der genannten Xenoestrogene wurde das relative estrogenen Wirkpotenzial gegenüber der Bezugssubstanz 17 β -Estradiol im E-Screen ermittelt. Ebenso ist nicht bekannt, wie die verschiedenen Substanzen in Kombination wirken. Insofern kann nicht abschließend beurteilt werden, wie hoch der Anteil der genannten Xenoestrogene an der ermittelten EEQ ist. Es ist auch nicht auszuschließen, dass weitere Stoffe, die bisher nicht als Xenoestrogene bekannt sind, trotzdem ein estrogenes Wirkpotenzial besitzen und zu der ermittelten Estrogenität der Wasser- bzw. Abwasserproben beigetragen haben.

Die chemisch-analytischen Untersuchungen fanden im Zeitraum 07.12. – 11.12.2019 sowie 19./20.12.2019 statt. In der Regel nahmen die Spurenstoff-Konzentrationen durch die Abwasserbehandlung in der weitergehenden Behandlungsstufe ab (statistische Auswertung über Wilcoxon-Test, signifikante Abnahme für 71% der untersuchten Stoffe). Die geringste Abnahme wurde für viele Stoffe am 10.12.2019 beobachtet. An diesem Tag entfernte die weitergehende Behandlungsstufe geringere Stoffmengen aus dem Abwasser als an den anderen Tagen des Untersuchungszeitraumes.

Für einige der analysierten Stoffe gibt es gültige Umweltqualitätsnormen (UQN), für Diclofenac einen UQN-Vorschlag. Einige UQN beziehen sich auf den Jahresdurchschnitt (JD) der Stoffkonzentration, einige auf die zulässige maximale Höchstkonzentration (ZHK). Die ZHK-UQN wurde für keinen der untersuchten Stoffe überschritten. Eine abschließende Beurteilung anhand der JD-UQN kann nicht erfolgen, da hierzu 12 über das Jahr verteilte Untersuchungen gefordert sind. Trotzdem sind in Tab. 17 die Mediane der Messwerte vom Dezember 2019 der entsprechenden JD-UQN gegenübergestellt. Sofern Median und UQN in derselben Größenordnung liegen, ist dies als Hinweis darauf zu werten, dass die Einhaltung der JD-UQN in der Schwäbischen Rezat für diese Stoffe (Fluoranthen, Terbutryn, 4 Nonylphenol) überprüft werden sollte. Da beim Parameter Fluoranthen für die Beurteilung vorrangig die Ergebnisse aus der Überwachung mit Muscheln herangezogen werden müssen, ist für diesen Parameter eine Überwachung der JD-UQN im Wasser nicht erforderlich.

Tab. 17: Jahresdurchschnitts-Umweltqualitätsnorm (JD-UQN) und mediane Konzentrationen von Spurenstoffen in 24-h-Mischproben (07.12.; 08.12.; 09.12.; 10.12.; 11.12.; 19.12.; 20.12.2019) aus der Schwäbischen Rezat unterhalb der Kläranlage Weißenburg.

Analyt	JD-UQN ($\mu\text{g/L}$)	S. Rezat ($\mu\text{g/L}$)
Di-(2Ethylhexyl)-Phthalat (DEHP)	1,3	0,39
4t-Octylphenol	0,1	0,024
4-Nonylphenol	0,3	0,29
Atrazin	0,6	0,002
Terbutryn	0,065	0,047
Naphthalin	2	0,018
Fluoranthen	0,006	0,011

Für den Arzneimittelwirkstoff Diclofenac wird gegenwärtig [54] ein JD-UQN-Vorschlag von 0,05 $\mu\text{g/L}$ diskutiert. In der Schwäbischen Rezat unterhalb der Kläranlage Weißenburg lag die mediane Diclofenac-Konzentration im Untersuchungszeitraum mit 0,062 $\mu\text{g/L}$ knapp darüber.

10.4.3 Muschelschadstoffmonitoring

Die Ergebnisse des Muschelschadstoffmonitorings sind im Anhang in Tabelle 30 dargestellt. Eine deutliche Reduktion der Stoffgehalte in den Muscheln durch die weitergehende Behandlungsstufe wurde für 4t-Octylphenol, AHTN, Fluoranthen, HHCB, Methyl-Triclosan und OTNE ermittelt. Auch in den Wasserproben führte die weitergehende Behandlungsstufe zu einer Verringerung der Konzentrationen dieser Stoffe (siehe Kapitel 10.4.2 und Tabelle 29 im Anhang). Für keinen der untersuchten Parameter waren die Stoffgehalte in den Muscheln nach der weitergehenden Behandlungsstufe höher als vor der weitergehenden Behandlungsstufe.

In Muscheln aus der Schwäbischen Rezat unterhalb der Kläranlage betragen die Gehalte von Benzo(a)pyren und Fluoranthen jeweils weniger als 2 $\mu\text{g/kg}$. Wie auch bereits 2014 wurden die auf Muscheln anzuwendenden UQN für Benzo(a)pyren (5 $\mu\text{g/kg}$) und Fluoranthen (30 $\mu\text{g/kg}$) in den Muscheln aus der Schwäbischen Rezat damit eingehalten.

11 Teilbericht zu den Untersuchungen des LfU, Referat 73 „Aquatische Ökotoxikologie, mikrobielle Ökologie“: Reduktionspotential von fäkalen Belastungen und Antibiotikaresistenzen durch die 4. Reinigungsstufe auf der Kläranlage Weißenburg

11.1 Hintergrund und Zielsetzung

Antibiotikaresistente Bakterien (ARB) sind mittlerweile nicht nur in Krankenhäusern und Altenheimen zu finden, sondern auch in der aquatischen Umwelt [55–57]. In der Literatur ist hinreichend dokumentiert, dass kommunales Abwasser neben Krankheitserregern auch hohe Konzentrationen von klinisch relevanten ARB bzw. Antibiotikaresistenzgenen (ARG) enthält [58, 59]. Während der konventionellen Abwasserbehandlung findet durch die mechanische und biologische Behandlung eine Reduktion der bakteriellen Zulaufmenge (inklusive der ARB/ARG) um 90-99% statt [60, 61]. Dadurch stellen Kläranlagen eine Barriere für mikrobielle Belastungen wie z.B. Krankheitserreger und resistente Bakterien zur aquatischen Umwelt dar, aber es findet keine vollständige Elimination statt. Kläranlageneinleitungen sind folglich eine nicht zu unterschätzende Eintragsquelle für hygienisch relevante Parameter ins Gewässer [62–64].

Im Rahmen des Vorgängerprojektes „Elimination von anthropogenen Spurenstoffen auf der Kläranlage Weißenburg (Pilotprojekt 4. Reinigungsstufe, finanziert vom StMUV, Laufzeit 2014-2017) wurden von 2014 bis 2017 Voruntersuchungen an der Kläranlage Weißenburg zur Elimination von mikrobiologisch-hygienischen Parametern und ARG durchgeführt [1]. Die Ergebnisse zeigten, dass die schwäbische Rezat vor Inbetriebnahme der Pilotanlage eine sehr hohe fäkale Verunreinigung und ARG-Belastung aufwies. Gewässerabschnitte nach der Einleitung der Kläranlage Weißenburg besaßen vor allem bei Trockenwetter aufgrund des ungünstigen Mischungsverhältnisses von Vorfluter und gereinigtem Abwasser (teilweise bis 80% Abwasseranteil) vergleichbare mikrobielle Belastungen wie das gereinigte Abwasser der Kläranlage Weißenburg. Dass die hohe fäkale Belastung tatsächlich auf die Einleitung der Kläranlage Weißenburg zurückzuführen ist, konnte mit Hilfe von Microbial Source Tracking nachgewiesen werden. Mit dieser Methode kann die Herkunft fäkaler Belastung anhand wirts-spezifischer DNA-Marker ermittelt werden. Die hohe fäkale Verunreinigung der Rezat unterhalb der Kläranlagen-Einleitung war begleitet von hohen Konzentrationen humanbürtiger DNA-Marker, während wiederkäuerbürtige DNA-Marker, die auf landwirtschaftliche Einflüsse hindeuten würden, nicht gemessen wurden.

Erste orientierende Untersuchungen wurden kurz nach Inbetriebnahme der Pilotanlage im Oktober 2017 durchgeführt. Obwohl eine zusätzliche ARG-Elimination durch die Ozonung stattgefunden hat, besaß der Gesamt-Kläranlagenablauf noch hohe ARG-Konzentrationen und folglich zeigte auch die ARG-Belastung im Gewässer nach der Kläranlageneinleitung keine signifikante Verbesserung. Hinsichtlich der Reduktionsleistung der 4. Reinigungsstufe auf mikrobiologisch-hygienische Parameter wurden Unterschiede zwischen verschiedenen Bakteriengruppen festgestellt. Während gramnegative *Escherichia coli* und grampositive Enterokokken effektiv durch die Ozonbehandlung reduziert wurden, war die Wirkung auf den Sporenbildner *Clostridium perfringens* nur gering. Dies liegt sehr wahrscheinlich an der hohen Widerstandsfähigkeit von Sporen im Vergleich zu vegetativen Zellen. Da der Betrieb der 4. Reinigungsstufe im damaligen Untersuchungszeitraum noch nicht stabil war, konnten nur die Ergebnisse einer einzigen Untersuchung für diese Bewertung herangezogen werden. Bei dieser Untersuchung wurde nicht der gesamte Abwasserstrom der weitergehenden Reinigung unterzogen. Der Gesamtablauf enthielt auch einen Anteil nur konventionell, nicht aber weitergehend gereinigten Abwassers. Dies führte zu einem deutlichen Anstieg der Bakterienkonzentrationen im Endablauf. Für eine weitgehende Reduktion mikrobiologischer Parameter um mehrere \log_{10} -Stufen ist es nicht ausreichend, nur einen Abwasser-Teilstrom zu behandeln.

In dem aktuellen Untersuchungsprogramm soll die Effektivität der Pilotanlage zur Reduktion der mikrobiologisch-hygienischen Parameter und der ARG-Belastung in der schwäbischen Rezat noch einmal im stabilen Regelbetrieb bewertet werden. Hierfür wurden im Zeitraum von Oktober bis Dezember 2019 die verschiedenen Reinigungsstufen der Kläranlage Weißenburg und die schwäbische Rezat vor und nach Kläranlageneinleitung beprobt. Diese Arbeiten erfolgten am LfU im Referat 73 und umfassten folgende Untersuchungsschwerpunkte:

- Die fäkale Belastung wurde mit Hilfe von Kultivierungsverfahren zum Nachweis der Fäkalindikatorbakterien *Escherichia coli*, Intestinale Enterokokken und *Clostridium perfringens* bestimmt. Zur Charakterisierung der Herkunft der fäkalen Belastungen wurde zusätzlich ein molekularbiologisches Microbial Source Tracking-Verfahren eingesetzt. Über wirtsspezifische DNA-Marker kann eine fäkale Verunreinigung einem Verursacher (z.B. Mensch oder Wiederkäuer) zugeordnet werden.
- Die Erfassung von Antibiotikaresistenzen erfolgte durch die Quantifizierung von acht klinisch relevanten ARG (Droplet Digital PCR Technik). Die untersuchten Gene kodieren für Resistenzmechanismen gegen die Antibiotika Sulfonamide, Erythromycin, Fluorchinolone, Vancomycin und verschiedene Beta-Laktame (die Gene kodieren für ampC-Beta-Laktamasen, *Extended-spectrum*-Beta-Laktamasen und Carbapenemasen).

11.2 Material und Methoden

11.2.1 Probenahme

Die Kläranlage Weißenburg (KA-WUG) wurde drei Mal beprobt: 17.10.2019, 25.11.2019 und 10.12.2019. Es wurden Schöpfproben an verschiedenen Stellen der Kläranlage gezogen. An den Probenahmetagen 15.11.2019 und 10.12.2019 wurden zusätzlich auch Gewässerproben aus der schwäbischen Rezat entnommen. Die genauen Probenahmestellen sind in der Tab. 18 aufgelistet.

Tab. 18: Liste der verschiedenen Probenahmestellen, Kläranlage Weißenburg (WUG) und schwäbische Rezat

Proben-Nr.	Probenahmestelle
2	Rezat oberhalb KA WUG
3	Rezat unterhalb KA WUG
4b	KA WUG Zulauf KA WUG - Ablauf Vorklä rung (VKB)
5.1	KA WUG Zulauf Ozonung = Ablauf Nachklärbecken (NKB)
5.2	KA WUG Ablauf Ozonung
6	KA WUG Ablauf Sandfilter
7	KA WUG Ablauf biologische Aktivkohle (BAK)
8	KA WUG Ablauf-Gesamt

11.2.2 Mikrobiologische Untersuchungen der Fäkalindikatoren

Der Nachweis der Fäkalindikatorbakterien *Escherichia coli* und Intestinale Enterokokken gibt einen Hinweis auf die fäkale Belastung eines Gewässers. Die Bestimmung erfolgte mit Hilfe des miniaturisierten MPN-Verfahrens in Mikrotiterplatten (Firma Bio-Rad) gemäß DIN EN ISO 9308-3 (*E. coli*) bzw. DIN EN ISO 7899-1 (Intestinale Enterokokken).

Auch *Clostridium perfringens* ist ein Indikator für fäkale Verunreinigungen. *C. perfringens* bildet Sporen, die monatelang in der Umwelt überleben können – sehr viel länger als vegetative Zellen. Daher kann das Auftreten von *C. perfringens* Sporen ein Hinweis auf zurückliegende fäkale Verunreinigungen sein. *C. perfringens* wurde mittels Membranfiltrationsverfahren gemäß DIN EN ISO 14189 bestimmt.

11.2.3 Molekularbiologische Untersuchungen: fäkale DNA Marker, 16S rRNA Gen und Antibiotikaresistenzgene (ARG)

11.2.3.1 Probenvorbereitung und Extraktion

Die in den Abwasser- und Gewässerproben enthaltene DNA-Menge pro ml ist zu gering für eine direkte Untersuchung ohne Anreicherung. Deshalb wurden 80 bis 1000 ml Probenvolumen unmittelbar nach Probeneingang filtriert (0,2 µm Polycarbonat-Membranfilter) und die Filter bei -80 °C bis zur DNA-Extraktion gelagert.

Für weitere Untersuchungen (z. B. PCR-Analytik) muss die DNA aus den Zellen isoliert werden. Dies erfolgt mit Hilfe spezieller Extraktionsmethoden. Dabei werden auch die PCR störende Faktoren wie z.B. Proteine, Kohlenhydrate und Salze entfernt. Die Extraktion der Zell-gebundenen DNA erfolgte in Anlehnung an die Methode von Griffiths et al. (2000) [65].

11.2.3.2 Quantitative Bestimmung der fäkalen DNA-Marker (Microbial Source Tracking) mittels Droplet Digital PCR (ddPCR)

Der Nachweis der Fäkalindikatorbakterien *E. coli* und Enterokokken gibt zwar einen Hinweis auf eine fäkale Belastung des Gewässers, erlaubt jedoch keinen Rückschluss auf deren Ursprung. Mit Hilfe sog. „Microbial Source Tracking“-Methoden (MST) kann die Herkunft solcher Verunreinigungen ermittelt werden. Es wurde eine Methode eingesetzt, die eine Unterscheidung zwischen menschlichen und wiederkäuerbärtigen fäkalen Verunreinigungen erlaubt. Mit dieser Methode werden aus der extrahierten DNA mittels PCR wirtsspezifische genetische Marker bestimmt, die Bakterien aus der Gruppe der *Bacteroidetes* nachweisen. Ein zusätzlicher Kultivierungsschritt ist hierfür nicht erforderlich.

Die Quantifizierung der genetischen DNA-Marker HF183 und RumBac (Tab. 19) aus den Extrakten wurde mittels quantitativer Droplet Digital PCR (ddPCR, Bio-Rad) durchgeführt.

Tab. 19: DNA Marker für fäkale Verunreinigungen (Microbial Source Tracking)

Zielgen (DNA-Marker)	Organismus bzw. Resistenz	Literatur
16S rRNA (HF183)	<i>Bacteroides</i> -Stamm speziell für fäkale Verunreinigungen: Mensch	(Green et al. 2014) [66]
16S rRNA (RumBac)	<i>Bacteroidales</i> -Stamm speziell für fäkale Verunreinigungen: Wiederkäuer	(Mieszkin et al. 2010) [67]

11.2.3.3 Quantitative Bestimmung der bakteriellen Biomasse (16S rRNA-Gen) und Antibiotikaresistenzgene (ARG) mittels Droplet Digital PCR (ddPCR)

Die bakterielle Biomasse und acht klinisch relevante Antibiotikaresistenzgene (16S rRNA-Gen und ARG, Tab. 20) wurden in den Abwasser- und Gewässerproben mit Hilfe der quantitativen Droplet Digital PCR (ddPCR) der Firma Bio-Rad analysiert. Zur Bestimmung der bakteriellen Biomasse wurde als DNA-Marker das 16S rRNA-Gen (universelle Primersysteme) eingesetzt.

Tab. 20: 16S-rRNA Gen zur Quantifizierung der bakteriellen Biomasse und 8 Antibiotikaresistenzgene (ARG)

Zielgen	Organismus bzw. Resistenz	Resistenzmechanismus	Literatur
16S rRNA	<i>Bacteria</i>		modifiziert nach (López-Gutiérrez et al. 2004) [68]
sul1	Resistenz gegen Sulfonamide	Alternatives DHPS Enzym	(Pei et al. 2006) [69]
ermB	Resistenz gegen Makrolide: Erythromycin	Erythromycin-Ribosom-Methylase	(Alexander et al. 2015) [70]
qnrS	Resistenz gegen Fluorchinolone	Pentapeptid-Repeat-Protein	(Marti und Balcázar 2013) [71]
ampC	Resistenz gegen Beta-Laktame: Penicilline, Cephalosporine	Serin-Beta-Laktamase (ampC-Beta-Laktamase)	(Volkman et al. 2004) [72]
blaCTX-M-32	Resistenz gegen Beta-Laktame: Penicilline, Cephalosporine	Serin-Beta-Laktamase (ESBL)	(Stalder et al. 2014) [73]

blaOxa48	Resistenz gegen Beta-Laktame: Penicilline, Cephalosporine, Carbapeneme	Serin-Beta-Laktamase (Carbapenemase)	(Monteiro et al. 2012) [74]
blaVIM2	Resistenz gegen Beta-Laktame: Penicilline, Cephalosporine, Carbapeneme	Metallo-Beta-Laktamase (Carbapenemase)	(van der Zee et al. 2014) [75]
VanA	Resistenz gegen Vancomycin	D-Alanin-D-Lactat Ligase	(Volkman et al. 2004) [72] (Volkman et al. 2007) [76]

11.3 Ergebnisse und Diskussion

Es ist wichtig zusätzlich zur Spurenstoffelimination auch das Reduktionspotential für mikrobiologisch-hygiene Parameter durch die 4. Reinigungsstufe (Ozonung gekoppelt mit Sand- bzw. BAK-Filter) zu betrachten. Weiterhin wird dokumentiert inwieweit durch die weitergehende Abwasserreinigung die mikrobiellen Belastungen im Vorfluter, der schwäbischen Rezat, nach der Kläranlageneinleitung minimiert werden können. Im Rahmen dieser Untersuchungen wurden mikrobiologisch-hygiene Belastungen durch fäkale Verunreinigungen und das Vorkommen von acht klinisch relevanten Antibiotikaresistenzgenen (ARG) im Kläranlagenzulauf der KA Weißenburg, im Abwasser nach der konventionellen Abwasserbehandlung und der weitergehenden Abwasserreinigung (Ozonung, Sandfilter und biologische Aktivkohle, BAK) sowie in der schwäbischen Rezat unterhalb und oberhalb der Kläranlageneinleitung untersucht.

Bei der Auswertung der Ergebnisse wurde berücksichtigt, dass Abweichungen von kleiner 0,5 log₁₀-Stufen im tolerierbaren Fehlerbereich für mikrobiologische quantitative Prüfverfahren liegen [77]. Dies ist auch auf molekularbiologische Techniken übertragbar. Deswegen werden im Folgenden Unterschiede in den MPN pro ml und Genkopienzahlen pro ml erst ab Werten größer 0,5 log₁₀-Stufen als signifikant diskutiert.

11.3.1 Mikrobiologisch-hygiene Untersuchungen

11.3.1.1 Reduktion der Fäkalindikatorbakterien durch die vierte Reinigungsstufe

Um die Effizienz der Reduktion hygiene-relevanter Bakterien durch die vierte Reinigungsstufe zu ermitteln, wurden die Fäkalindikatorbakterien *Escherichia coli*, Intestinalen Enterokokken und *Clostridium perfringens* untersucht. Die Ergebnisse zeigten an allen Probenahmetagen eine signifikante Reduktion von *E. coli* und Intestinalen Enterokokken durch die Ozonung (siehe Abb. 1). Es gab jedoch Unterschiede hinsichtlich der Effizienz der Reduktion durch die Ozon-Behandlung. So lag die Reduktionsrate für *E. coli*, einen gramnegativen Organismus, um mehr als eine Zehnerpotenz höher als für die grampositiven Enterokokken. Unterschiede wurden auch nach Behandlung in den beiden parallel angeordneten Filterstraßen (Sandfilter und BAK-Filter) festgestellt. So kam es für *E. coli* sowohl nach dem Sandfilter als auch nach dem BAK-Filter wieder zu einem leichten Anstieg der Bakterienkonzentrationen, der bei der Untersuchung im Dezember 2019 auch signifikant war (> 0,5 log₁₀-Stufen). Für die Enterokokken hingegen bewirkten die Filtrationsstufen einen weiteren Rückgang der Bakterienkonzentrationen, häufig bis unterhalb der Nachweisgrenze (siehe Abb. 1 und Tabelle 1).

Im Dezember 2019 wurde auch der Sporenbildner *Clostridium perfringens* untersucht. Durch die Ozon-Behandlung wurde nur eine geringe, nicht-signifikante Abnahme gemessen. Eine etwas bessere Reduktion wurde durch die Filtrationsstufen erreicht. Sowohl Sand- als auch BAK-Filter führten zu einem Rückgang um knapp eine Zehnerpotenz. Die im Vergleich zu *E. coli* und Enterokokken schlechte Reduktion durch die Ozonung beruht sehr wahrscheinlich auf der größeren Widerstandsfähigkeit von Sporen im Vergleich zu vegetativen Zellen. Der Rückgang in den beiden Filtrationsstufen erfolgt vermutlich durch Adsorption der Sporen an das Filtermaterial. Eine geringere Reduktionsleistung von *Clostridium perfringens* im Vergleich zu nicht sporenbildenden Bakterien wie *E. coli* und Enterokokken wurde auch für die UV-Desinfektion festgestellt [78].

An allen Probenahmetagen wurden im Gesamtablauf signifikant höhere *E. coli*-Konzentrationen als im Ablauf direkt nach der Ozon-Behandlung gemessen (siehe Abb. 68). Der Anstieg betrug 1,1 – 1,4 log₁₀-Stufen. Eine mögliche Erklärung wäre die Beimischung von nur konventionell gereinigtem Abwasser zum Endablauf. Dies ist z.B. bei erhöhtem Mischwasseranfall gegeben, denn dann erfolgt eine Entlastung der weitergehenden Behandlungsstufen über einen Bypass. Da dies an den Untersuchungstagen nicht der Fall war, kann der Anstieg im Endablauf allerdings nicht auf eine Beimischung von Abwasser ohne weitergehende Behandlung zurückgeführt werden.

Eine andere Erklärung für die Zunahme der Konzentration an *E. coli* könnte mit der Wirkungsweise des Ozons zusammenhängen. Der Desinfektionsmechanismus des Ozons beruht auf einer Schädigung der bakteriellen Zellmembran und Zellwand und mündet letztlich in einer Zerstörung der Nukleinsäuren. Möglicherweise wurde ein Teil der *E. coli*-Zellen durch die Ozonung zwar geschädigt, aber nicht vollkommen inaktiviert. Unmittelbar nach der Ozon-Behandlung könnten die Auswirkungen der Schädigung noch so groß sein, dass die Zellen nicht mehr kultivierbar sind und sich in einem VBNC Status (viable but not-culturable) befinden. Dass Ozon bei Bakterien einen VBNC Status induzieren kann, wurde in Untersuchungen von Zhang et al. (2011) beschrieben [79]. Sie stellten fest, dass die Anwendung von Ozon bei *Pseudomonas aeruginosa* über eine Erhöhung der Permeabilität der Cytoplasma-Membran zu einer Inaktivierung der Zellen führte, es jedoch nicht zu einer Zerstörung der Membran verbunden mit einer Auflösung der Zellen kam.

Durch Regenerations- und Reparaturprozesse könnten einige der Bakterien in der vorliegenden Untersuchung ihre Vermehrungsfähigkeit zurückerlangt haben, so dass im Gesamtablauf wieder eine höhere Anzahl kultivierbarer *E. coli* vorhanden war. Dies könnte insbesondere dann der Fall sein, wenn die eingesetzte Ozon-Dosis nicht hoch genug ist und nur leichte Schäden verursacht. Laut Merkblatt DWA-M 205 (2013) wird eine Ozon-Konzentration von 0,5 bis 1,0 mg Ozon / mg DOC für eine effektive Desinfektionswirkung beschrieben [25]. Die in der Kläranlage Weißenburg eingesetzte Konzentration von 0,6 mg Ozon / mg DOC liegt im unteren Bereich und ist evtl. nicht hoch genug für eine nachhaltige Bakterien-Inaktivierung. Auch eine zu kurze Einwirkzeit kann die Reduktionsleistung negativ beeinflussen. In Untersuchungen von Iakovides et al. (2019) wurde gezeigt, dass Ozon-Dosen zwischen 0,125 und 0,75 mg Ozon / mg DOC zwar geeignet sind, Spurenstoffe wie Antibiotika zu eliminieren, für eine effektive und nachhaltige Reduktion von Bakterien jedoch höhere Ozon-Konzentrationen erforderlich sind [80].

Da der Anstieg der Zellzahl bei *E. coli*, nicht jedoch bei Enterokokken zu beobachten war, scheinen sich verschiedene Bakterienarten nach der Ozon-Behandlung unterschiedlich zu verhalten. Dass Bakterien ein unterschiedliches „Regrowth“-Potential besitzen, wurde auch von Schwarz et al. (2019) beschrieben [81]. Hier wurden *Pseudomonas* spp. und *Enterococcus* spp. unmittelbar nach der Ozon-Behandlung und nach 72 h quantifiziert. Während die Zellzahl von *Enterococcus* spp. (wie in dieser Studie) gleich blieb, wurde für *Pseudomonas* spp. ein deutlicher Anstieg von mehreren log₁₀-Stufen beobachtet. Bei Pseudomonaden handelt es sich wie bei *E. coli* um gramnegative Organismen. Diese unterscheiden sich in ihrem Zellwand-Aufbau von den grampositiven Organismen, zu denen auch die Enterokokken gehören. Da die desinfizierende Wirkung von Ozon ihren Anfang in der Schädigung der Zellwand nimmt, ist durchaus vorstellbar, dass grampositive und gramnegative Bakterien unterschiedlich effektiv bzw. nachhaltig durch Ozon inaktiviert werden. Um dies aussagekräftiger bewerten zu können, müsste eine noch größere Anzahl Proben und eine größere Palette mikrobiologischer Parameter untersucht werden.

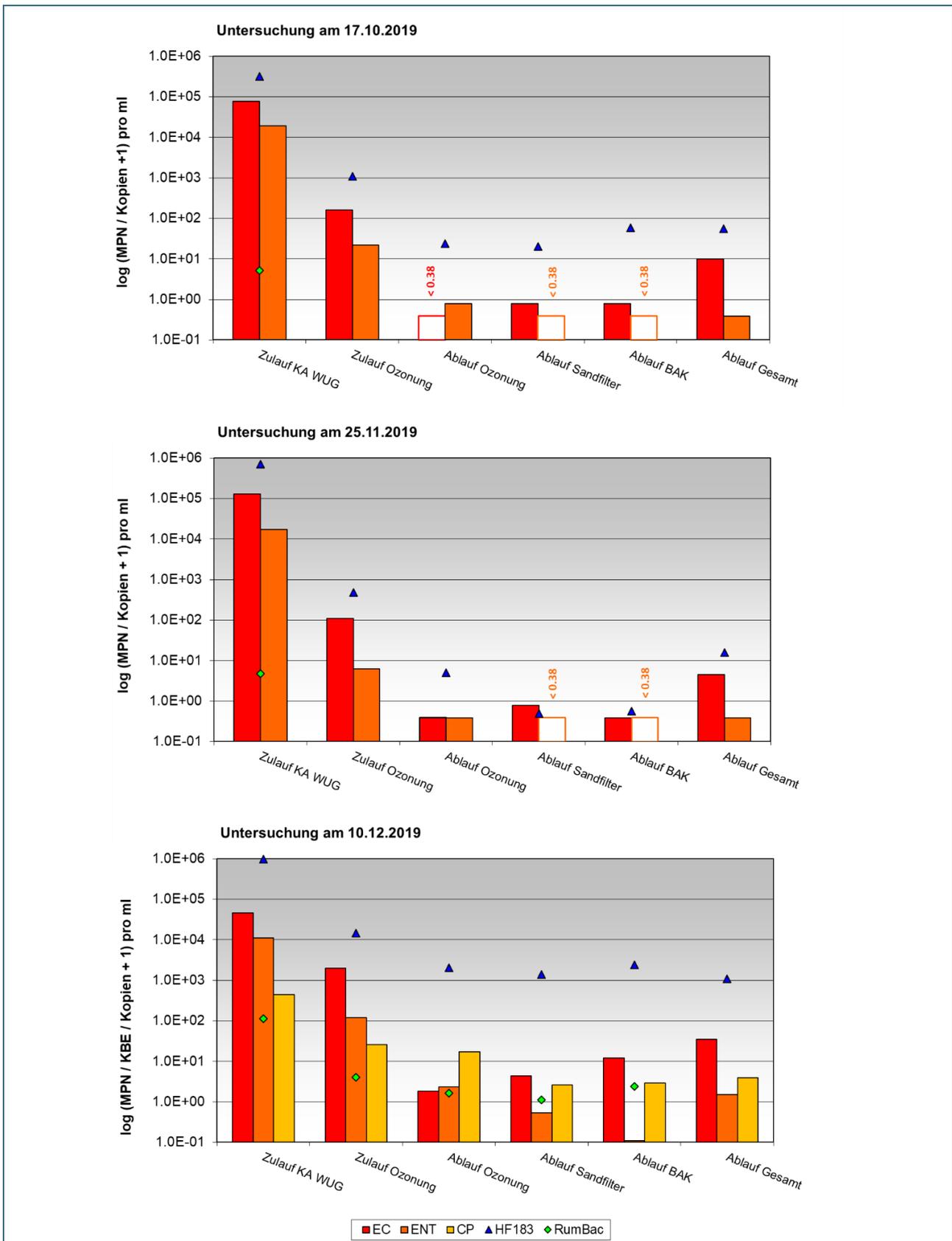


Abb. 68: Ergebnisse der mikrobiologisch-hygienischen Untersuchungen in den verschiedenen Behandlungsstufen der weitergehenden Abwasserreinigung in der Kläranlage Weißenburg (EC = *Escherichia coli*; ENT = Intestinale Enterokokken, CP = *Clostridium perfringens*; HF183 = DNA-Marker für humanbürtige fäkale Verunreinigungen; RumBac = DNA-Marker für wiederkäuerbürtige fäkale Verunreinigungen)

Tab. 21: Reduktionsleistung (in log₁₀-Stufen) der weitergehenden Abwasserreinigung in der Kläranlage Weißenburg (EC = *Escherichia coli*; ENT: Intestinale Enterokokken; CP = *Clostridium perfringens*; HF183: DNA-Marker für humanbürtige fäkale Verunreinigungen)

		Reduktionsleistung (in log-Stufen)			
		EC	ENT	CP	HF183
17.10.2019	Zulauf Ozonung - Ablauf Ozonung	> 2.6	1.5	-	1.7
	Zulauf Ozonung - Ablauf Sandfilter	2.3	> 1.8	-	1.7
	Zulauf Ozonung - Ablauf BAK-Filter	2.3	> 1.8	-	1.3
	Zulauf Ozonung - Ablauf Gesamt	1.2	1.8	-	1.3
25.11.2019	Zulauf Ozonung - Ablauf Ozonung	2.5	1.2	-	2.0
	Zulauf Ozonung - Ablauf Sandfilter	2.1	> 1.2	-	3.0
	Zulauf Ozonung - Ablauf BAK-Filter	2.5	> 1.2	-	2.9
	Zulauf Ozonung - Ablauf Gesamt	1.4	1.2	-	1.5
10.12.2019	Zulauf Ozonung - Ablauf Ozonung	3.0	1.7	0.2	0.9
	Zulauf Ozonung - Ablauf Sandfilter	2.7	2.4	1.0	1.0
	Zulauf Ozonung - Ablauf BAK-Filter	2.2	3.0	1.0	0.8
	Zulauf Ozonung - Ablauf Gesamt	1.8	1.9	0.8	1.1

11.3.1.2 Reduktion der wirtsspezifischen Fäkal-DNA-Marker durch die vierte Reinigungsstufe

Im Rahmen des Microbial Source Tracking wurden die Abwasserproben auch auf wirtsspezifische DNA-Marker untersucht. Wie erwartet wurden hohe Konzentrationen des DNA-Markers HF183 nachgewiesen, der spezifisch für humanbürtige fäkale Verunreinigungen ist. Der DNA-Marker RumBac, der auf fäkale Verunreinigung durch Wiederkäufer hinweist, war meist nicht nachweisbar. Lediglich im Dezember 2019 wurden geringe Konzentrationen gefunden, die jedoch weit unterhalb der Konzentration des Markers HF183 lagen (> 3 Zehnerpotenzen). Im Gesamtablauf lag die Konzentration an RumBac auch im Dezember 2019 unterhalb der Nachweisgrenze.

Während die Reduktionsleistung durch die Ozonung für die kultivierbaren Parameter relativ konstant war (*E. coli*: 2,5 - 3 log₁₀-Stufen; Enterokokken: 1,2 – 1,7 log₁₀-Stufen) war die Schwankungsbreite für den humanspezifischen Fäkal-DNA-Marker HF183 mit 1 – 2 log₁₀-Stufen höher (siehe Abb. 68 und Tab. 18). Da bei der Messung der DNA-Marker Nukleinsäuren quantifiziert werden, spielt hier vermutlich eine Rolle, wie stark die Zellen und die Nukleinsäuren durch die Ozon-Einwirkung zerstört wurden.

11.3.1.3 Belastung in der Rezat

Die mikrobiologisch-hygienische Belastung der Rezat vor der Einleitung der Kläranlage Weißenburg war am 25.11.2019 ähnlich hoch wie die des weitergehend gereinigten Ablaufs. Die Einleitung führte daher nicht zu einem Anstieg der Konzentration an *E. coli* und Enterokokken in der Rezat unterhalb der Kläranlage (siehe Abb. 69).

Am 10.12.2019 war die Rezat oberhalb der Kläranlage nur sehr gering belastet. Die Bakterien-Konzentrationen im Gesamtablauf lagen ca. 1,5 Zehnerpotenzen höher. Durch die Einleitung des Kläranlagenablaufs kam es daher auch zu einem Anstieg der fäkalen Belastung in der Rezat. Die hohen Konzentrationen des humanbürtigen DNA-Markers, verbunden mit der vernachlässigbaren Menge des wiederkäuerbürtigen Markers RumBac, bestätigen, dass die fäkale Belastung auf die Kläranlagen-Einleitung und nicht auf landwirtschaftliche Einträge zurückzuführen ist (siehe Abb. 69).

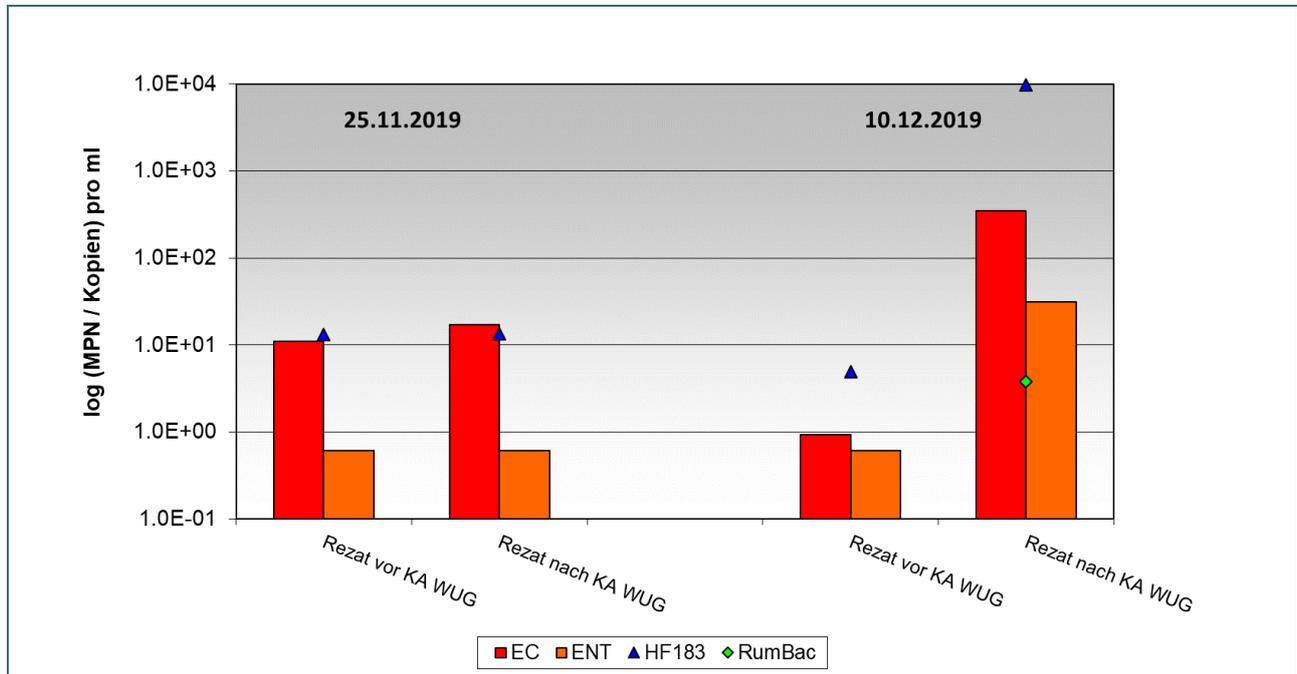


Abb. 69: Konzentration an *E. coli* (EC), Intestinalen Enterokokken (ENT) und wirtsspezifischen DNA-Markern (HF183 und RumBac) in der Rezat oberhalb und unterhalb der Einleitung der Kläranlage Weißenburg

11.3.2 Antibiotikaresistenzgene (ARG)

Wie in Kapitel 3.1.2 dargestellt stammt die hygienische Belastung der untersuchten Abwasserproben vor allem von fäkalen Einträgen menschlichen Ursprungs. Dies ist bei kommunalem Abwasser, welches sich vor allem aus Abwasser von Privathaushalten, Kliniken und gewerblichen Indirekteinleitern zusammensetzt, zu erwarten und wird von anderen Arbeitsgruppen bestätigt [66, 67, 82]. Folglich ist im Abwasser mit Kontaminationen antibiotikaresistenter Bakterien aus dem human-medizinischen Bereich zu rechnen.

Das Vorkommen dieser Antibiotikaresistenzen wurde mit Hilfe der quantitativen PCR-Technik analysiert. Bei dieser Methode werden ARG, welche die Erbinformation für spezifische Resistenzmechanismen enthalten, erfasst und quantifiziert (Methodenentwicklung siehe HyReKA Methodenkompendium [83]). Insgesamt wurden acht humanmedizinisch relevante ARG untersucht, wovon zwei zusätzlich eine hohe Umweltrelevanz besitzen und sechs aktuell im klinischen Alltag kritisch bewertet werden. Die Antibiotikagruppe der Sulfonamide und das Antibiotikum Erythromycin sowie ihre Resistenzgene *sul1* und *ermB* werden häufig in der aquatischen Umwelt nachgewiesen und besitzen eine hohe Persistenz [84–86]. Im klinischen Alltag stellen mittlerweile vor allem Therapien bei Infektionen mit multiresistenten gramnegativen Bakterien (MRGN) gegen Fluorchinolone (*qnrS*-ARG) und verschiedene Beta-Laktame (ARG: *ampC*, *blaCTX-M-32*, *blaOxa48* und *blaVIM2*) ein Problem dar [87, 88]. Die für die aktuelle Untersuchung ausgewählten Beta-Laktam-ARG kodieren für verschiedene Enzyme (Beta-Laktamasen), welche die Beta-Laktam-Antibiotika spalten und deaktivieren, und decken ein möglichst breites Spektrum von Resistenzen innerhalb dieser Gruppe ab. Das *ampC*-ARG (*ampC*-Beta-Laktamase) vermittelt eine Resistenz gegen Penicilline, Cephalosporine und Beta-Laktamase-Inhibitoren. *BlaCTX-*

M-32-ESBL (Extended-spectrum-Beta-Laktamasen) hydrolysieren neben den Pencillinen auch Cephalosporine der 3. und 4. Generation. Eine weitere wichtige Gruppe der Beta-Laktamasen stellen die Carbapenemase (ARG: blaOxa48 und blaVIM2) dar, welche zusätzlich zu den Penicillinen und Cephalosporinen auch Carbapeneme spalten können. Da Carbapeneme zu den Reserveantibiotika zählen, wird eine antibiotische Therapie gegen Bakterien, die eine Resistenz gegen diese Gruppe entwickelt haben, kritisch. Zusätzlich zu den MRGN, welche aktuell europaweit die höchste Krankheitslast verursachen, nahmen von 2012 bis 2017 sowohl die klinisch diagnostizierten *Enterococcus faecium* Isolate als auch der Anteil der Vancomycin resistenten Enterokokken (VRE) in Krankenhäusern deutschlandweit zu. Diese spielen vor allem bei nosokomialen Infektionen eine wichtige Rolle [89, 90]. Da Enterokokken meistens eine natürliche Resistenz gegen verschiedene Antibiotika besitzen, wirkt häufig nur noch das Antibiotikum Vancomycin. Erwerben Enterokokken auch gegen dieses Antibiotikum eine Resistenz (VanA-ARG), wird eine medizinische Behandlung häufig sehr schwierig.

Zusätzlich zu den ARG wurde die gesamte bakterielle Biomasse in den Proben mit universellen taxonomischen Primern für das 16S rRNA-Gen bestimmt, um das Verhalten der gesamten Abwasserbiozönose während der Abwasserbehandlung im Vergleich zu den Resistenzgenen beschreiben zu können. Die quantitativen ddPCR Ergebnisse der drei untersuchten Probenahmetage sind in den Abbildungen 3 und 4 dargestellt und werden als Genkopien/ml in einer logarithmischen Skalierung dargestellt.

11.3.2.1 ARG Belastung des Abwassers: Kläranlagenzulauf und nach der konventionellen Abwasserreinigung

Der **Kläranlagenzulauf** (Ablauf der Vorklärung, Abb. 70) zeigt für die drei Probenahmen eine relativ konstante Bakterienkonzentration von 5×10^7 bis 2×10^8 Genkopien pro ml. Alle untersuchten ARG konnten mit Ausnahme des vanA-ARG in allen Abwasserproben nachgewiesen werden und wiesen zwischen den verschiedenen Probenahmen nur geringe Schwankungen auf. Da der Klinikabwasseranteil der Kläranlage Weißenburg vernachlässigbar ist, ist das Fehlen von Vancomycinresistenzen (VanA), welche vor allem in Krankenhausabwasser auf Grund des Einsatzes von Vancomycin bei stationären Therapien detektiert werden [91], zu erwarten.

Betrachtet man die Summe aller nachgewiesenen ARG im Verhältnis zur gesamten Biomasse (16S rRNA-Gen) so besaßen ca. 0,7-1,5 % der bakteriellen Abwasserbiozönose diese Resistenzgene. Die ARG sul1 und ermB wurden mit Konzentrationen von 2×10^5 bis 9×10^5 Genkopien pro ml am häufigsten und qnrS-ARG mit etwas geringeren Genkopien von 3×10^4 bis 2×10^5 pro ml detektiert. Eine signifikant niedrigere Anzahl von 10^3 bis 10^4 Genkopien pro ml wurde für die vier Beta-Laktam-ARG (ampC, blaCTX-M-32, blaOxa48 und blaVIM2) bestimmt. Die detektierte ARG-Belastung des Zulaufs der Kläranlage Weißenburg mit sul1-ARG \approx ermB-ARG > qnrS-ARG > Beta-Laktam-ARG wurde auch für andere Kläranlagenstandorte in Bayern beschrieben [92].

Nach der **konventionellen Abwasserreinigung** wurden an den drei Untersuchungstagen ca. 1,5 - 2,8 log₁₀-Stufen (ca. 95-99,9%) des 16S rRNA-Gens und der ARG entfernt (Abb. 1 und Tabelle 5). Vergleichbare Reduktionsraten während der biologischen Reinigungsstufe wurde auch von anderen Arbeitsgruppen [60, 61] und in eigenen Untersuchungen an verschiedenen Kläranlagenstandorten in Bayern bestimmt [92]. Für alle ARG wurde nach der konventionellen Behandlung keine vollständige Elimination erreicht und es wurden immer noch ARG-Konzentrationen von 10^1 bis 10^4 Genkopien pro ml im Ablauf des Nachklärbeckens detektiert. Im Oktober und November 2019 wurden die höchsten Konzentrationen von 7×10^3 Genkopien pro ml für sul1-ARG, niedrigere Mengen von 2×10^2 Genkopien pro ml für ermB- und qnrS-ARG, und die geringste Genkopienzahl von 3 bis 20 pro ml für die vier Beta-Laktam-ARG bestimmt. Aufgrund der signifikant niedrigeren Reduktionsleistung (1,2 bis 2 log₁₀-Stufen) im Dezember 2019 wurde für alle ARG eine um ca. eine Zehnerpotenz höhere Genkopienzahlen im konventionell gereinigten Abwasser gemessen. Die Studie von Cacace et al.

(2019) bestätigt die in dieser Untersuchung detektierten ARG-Belastungen mit $sul1 > ermB/qnrS > \text{Beta-Laktam-ARG}$ im konventionell gereinigten Abwasser für verschiedene Standorte in Europa.

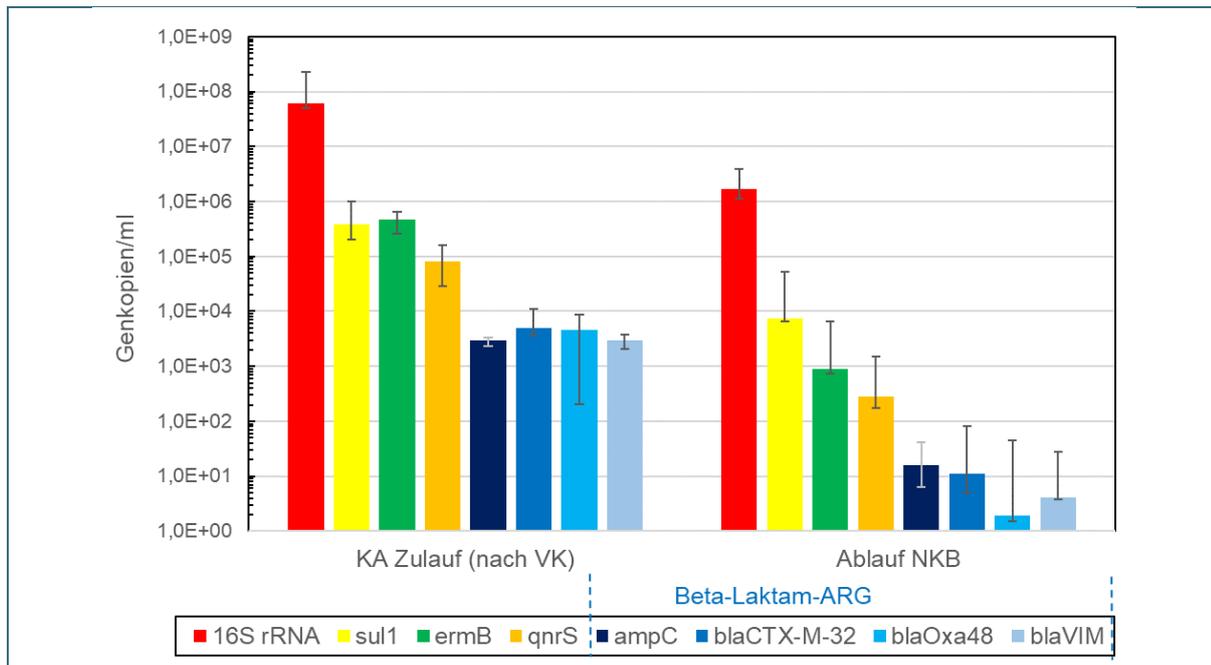


Abb. 70: Bakterielle Biomasse (16S rRNA-Gen) und ARG im Kläranlagenzulauf (KA-Zulauf, nach Vorklärung, VK) und im Abwasser nach der konventionellen Abwasserreinigung (Ablauf Nachklärbecken, NKB), dargestellt sind die Median-Werte der 3 Probenahmen (n=3) mit den korrespondierenden Min- und Max-Werten.

11.3.2.2 ARG Reduktionsleistung der 4. Reinigungsstufe und Bewertung des Ablauf-Gesamt

Die Ergebnisse zum Vorkommen des 16S rRNA-Gens und der ARG vor und nach der **weitergehenden Abwasserreinigung (4. Reinigungsstufe)** sind in Abbildung 4 dargestellt. Durch die **Ozonung** (0,6 mg O₃/mg DOC) erfolgte eine weitere Reduktion des 16S rRNA-Gens und der ARG. Für die beiden Probenahmen im Oktober und November 2019 wurden relativ stabile Eliminationsraten von 1 log₁₀-Stufe für das 16S rRNA-Gen und größere Schwankungen von 0,7 bis 1,4 log₁₀-Stufen für die untersuchten ARG bestimmt (Tabelle 5). An diesen beiden Tagen wurden die vier Beta-Laktam-ARG nach der Ozon-Stufe im Abwasser nur noch in sehr geringen Konzentrationen nachgewiesen und lagen meistens unterhalb der Quantifizierungsgrenze (LOQ < 1,5 Genkopien/ml) bzw. der Nachweisgrenze (LOD < 0,5 Genkopien/ml). In der Dezember-Probenahme 2019 wurden dagegen alle ARG aufgrund der schlechteren Reduktion von 0,3 bis 0,5 log₁₀-Stufen in signifikant höherer Anzahl im Ozon behandelten Abwasser gemessen. Alle vier Beta-Laktam-ARG konnten mit einem Konzentrationsbereich von 9 bis 30 Genkopien pro ml im Abwasser quantifiziert werden.

Hembach et al. (2019) bestimmten ein höheres ARG-Reduktionspotential von 2 log₁₀-Stufen nach einer Ozonbehandlung mit 1 mg O₃/mg DOC als in den aktuellen Untersuchungen mit einer Ozondosis von 0,6 mg O₃/mg DOC für die Kläranlage Weißenburg gemessen wurden. Es wird diskutiert, dass niedrige Ozonkonzentrationen von 0,13 bis 0,75 O₃ mg/ mg DOC, welche für die Spurenstoffelimination empfohlen werden, für eine effektive und nachhaltige Elimination von mikrobiellen Parametern nicht ausreichen.

Da die vier Beta-Laktam-ARG im Oktober und November 2019 nach der Ozonbehandlung bereits unter LOQ bzw. LOD lagen, war zu erwarten, dass die **nachgeschalteten Filtersysteme** keinen Effekt auf das Vorkommen dieser Gene im behandelten Abwasser haben werden. Es zeigte sich aber auch im Dezember 2019 mit

deutlich messbaren Genkopien im Zulauf der beiden Filteranlagen, dass der Filtrationsprozess keine Auswirkungen auf die Konzentrationen dieser ARG im Abwasser hat. Im Gegensatz zu den Beta-Laktam-ARG konnte für das ermB-ARG bei allen drei Probenahmen eine Reduktion durch den Sandfilter von 0,5 bis 1,2 \log_{10} -Stufen und im November 2019 eine zusätzliche Entfernung durch den BAK-Filter von 1,5 \log_{10} -Stufen beobachtet werden. Die sul1- und qnrS-ARG zeigten keine weitere Reduktion durch den BAK-Filter und für den Sandfilter wurde eine Abnahme von ca. 0,7 \log_{10} -Stufen dieser beiden Gene für je eine Probenahme festgestellt. Eine Zunahme der ARG nach der Filtration, was durch die Ablösung des auf der Filteroberfläche gewachsenen Biofilm-Materials erfolgen kann, konnte für keines der untersuchten Gene festgestellt werden. Um die unterschiedlichen beobachteten ARG-Rückhalte- bzw. potentielle ARG-Auswaschungseffekte durch die Filterbehandlung aussagekräftig bewerten zu können, müsste eine größere Anzahl von Proben untersucht werden, was leider im Rahmen dieses Projektes nicht möglich war.

Aufgrund der Witterungsverhältnisse konnte an den drei Untersuchungstagen der gesamte Abwasservolumenstrom über die 4. Reinigungsstufe behandelt werden (persönliche Mitteilung des Betriebspersonal der Kläranlage Weißenburg). Folglich fand kein Anstieg der ARG-Konzentration im **Ablauf-Gesamt** nach der weitergehenden Abwasserreinigung statt (Abb. 4), da kein unbehandeltes Abwasser über einen Bypass dem Endablauf zugeführt worden ist. Die im Kläranlagenzulauf dominierenden ARG sul1, ermB und qnrS wurden bei allen drei Probenahmen noch im Ablauf-Gesamt nachgewiesen. Für die Probenahme im Oktober und November 2019 wurden für diese drei ARG Genkopien von 10^1 bis 10^3 pro ml Ablauf-Gesamt gemessen. Im Gegensatz dazu analysierte man im Dezember 2019 eine signifikant höhere Anzahl dieser ARG von 10^2 bis 10^5 Genkopien pro ml. Dies ist auf eine höhere Ausgangsbelastung und schlechtere Reduktionsleistung durch die Abwasserbehandlung (konventionelle Abwasserreinigung und 4. Reinigungsstufe) im Vergleich zu den beiden anderen Probenahmen zurückzuführen. Die vor allem für den klinischen Alltag kritischen Beta-Laktam-ARG konnten im Oktober und November 2019 durch die zusätzliche Ozon-Stufe so stark reduziert werden, dass sie unter der Quantifizierungs- bzw. Nachweisgrenze lagen. Aufgrund der bereits beschriebenen Bedingungen konnten diese Gene aber im Ablauf-Gesamt der Dezember-Probenahme mit 8-16 Genkopien pro ml wieder nachgewiesen werden.

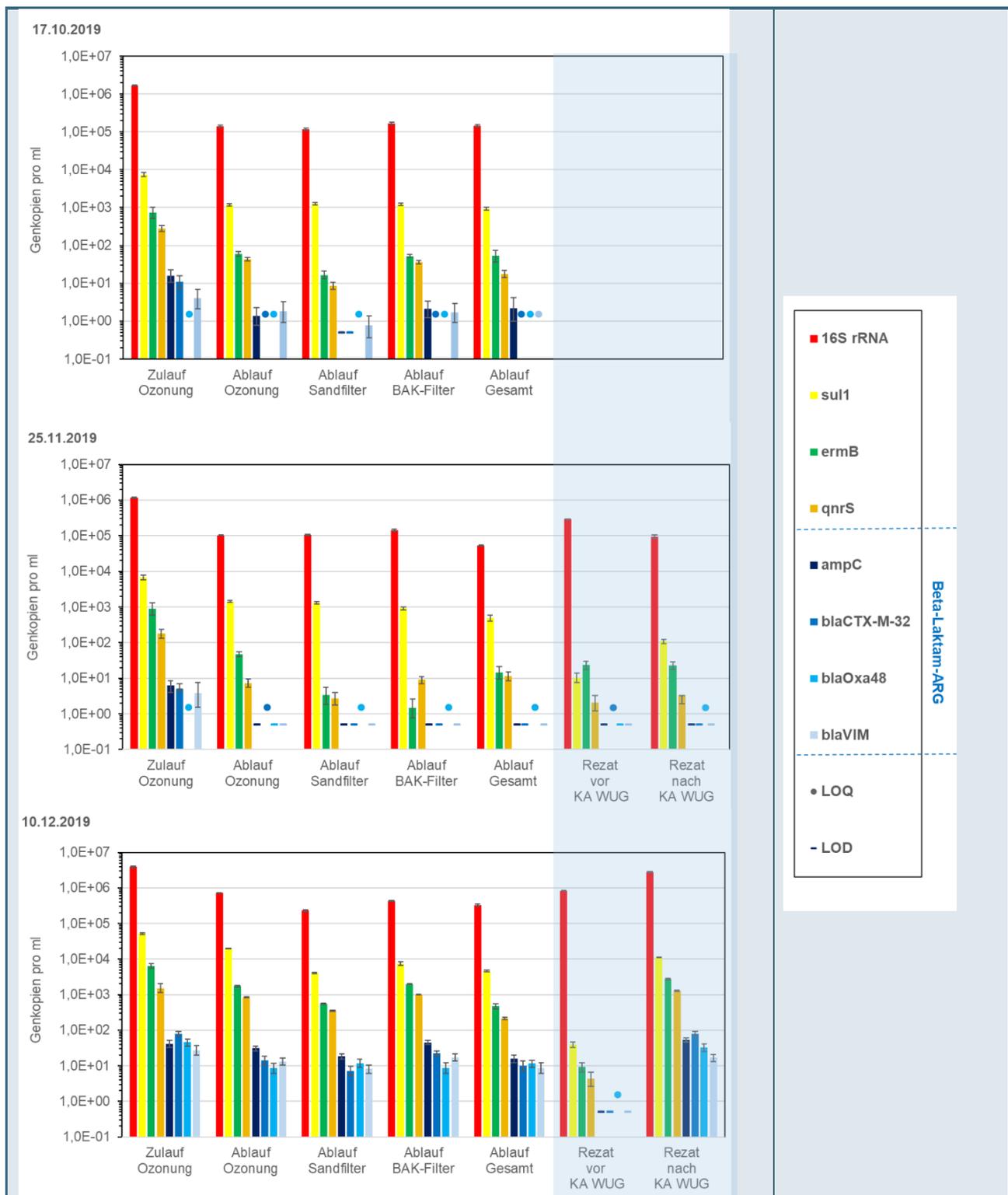


Abb. 71: Bakterielle Biomasse (16S rRNA-Gen) und ARG im behandelten Abwasser (nach der konventionellen Abwasserreinigung = Zulauf Ozonung = Ablauf NKB; nach der Ozonung mit 0,6 mg O₃/mg DOC; nach dem Sandfilter und BAK-Filter, im Ablauf-Gesamt) und in der schwäbischen Rezat vor und nach Einleitung der Kläranlage Weißenburg; dargestellt sind die Mittelwerte von 4 Parallelmessungen mit den korrespondierenden Min- und Max-Werten (methodische Messunsicherheit) der 3 Probenahmen; LOQ < 1,5 Genkopien pro ml = Limit of Quantification, LOD < 0,5 Genkopien pro ml = Limit of Detection.

Tab. 22: Reduktionsleistung der verschiedenen Abwasserreinigungsstufen der Kläranlage Weißenburg (16S rRNA-Gen und ARG)

Datum	Verfahren	Reduktionsleistung in log ₁₀ -Stufen					
		16S rRNA	sul1-ARG	ermB-ARG	qnrS-ARG	Beta-Laktamase-ARG ¹	ARG-Gesamt
17.10.2019	konventionell	1,5	1,7	2,5	2,5	2,8±0,5	2,6±0,5
	Ozonung	1,1	0,8	1,1	0,8	0,7±0,5	0,7±0,4
	konventionell + Ozonung	2,6	2,5	3,6	3,3	3,4±0,1	3,3±0,4
	Sandfilter	0,1 ²	-0,03	0,6	0,7	0,3±0,2	0,0±0,3
	BAK-Filter	-0,1	-0,01	0,1	0,1	0,0±0,1	0,0±0,1
	Ablauf Gesamt	2,5	2,6	3,7	3,7	3,3±0,1	3,3±0,4
25.11.2019	konventionell	1,7	1,5	2,9	2,2	2,6±0,4	2,4±0,5
	Ozonung	1,0	0,7	1,3	1,4	0,7±0,3	0,9±0,4
	konventionell + Ozonung	2,8	2,1	4,1	3,6	3,4±0,5	3,3±0,7
	Sandfilter	-0,01	0,04	1,2	0,4	0,1±0,2	0,3±0,4
	BAK-Filter	-0,1	0,2	1,5	-0,1	0,1±0,2	0,3±0,6
	Ablauf Gesamt	3,1	2,6	4,6	3,4	3,5±0,6	3,5±0,7
10.12.2019	konventionell	1,8	1,3	1,9	2,0	2,1±0,2	1,9±0,3
	Ozonung	0,7	0,4	0,6	0,3	0,5±0,3	0,5±0,2
	konventionell + Ozonung	2,5	1,7	2,4	2,4	2,6±0,5	2,4±0,5
	Sandfilter	0,5	0,7	0,5	0,1	0,2±0,3	0,3±0,3
	BAK-Filter	0,2	0,4	-0,1	-0,04	-0,1±0,1	0,0±0,2
	Ablauf Gesamt	2,8	2,3	3,0	2,9	2,7±0,3	2,7±0,3

¹Beta-Laktam-ARG = Summe ampC-, blaCTX-M-32-, blaOxa48- und blaVIM2-ARG

² gelb markierte Felder: kein signifikanter Effekt auf die Genkonzentration (< 0,5 log₁₀-Stufen)

11.3.2.3 ARG-Belastung der schwäbischen Rezat

Die blau hinterlegten Bereiche der Abbildung 4 kennzeichnen die Messergebnisse in der **schwäbischen Rezat** vor und nach Einleitung der Kläranlage Weißenburg für die beiden Probenahmen im November und Dezember 2019. Eine Grundbelastung von 2 bis 40 Genkopien pro ml vor Kläranlageneinleitung konnte nur für die ARG sul1, ermB und qnrS bestimmt werden. Verschiedene Arbeitsgruppen haben die omnipräsente Existenz von sul1 und ermB in der aquatischen Umwelt beschrieben [62, 85, 86]. Über die Verbreitung des qnrS-ARG ist wenig bekannt, da dieses Gen in den meisten Studien, welche sich mit Antibiotikaresistenzen im Abwasser und Gewässer beschäftigen, nicht analysiert wird. Die ubiquitäre Präsenz von qnrS-ARG in der aquatischen Umwelt ist aber sehr wahrscheinlich, da sie einen Resistenzmechanismus gegen Fluorchinolone kodiert. Diese sind zusammen mit den Sulfonamiden eine der häufigsten nachgewiesenen Antibiotikagruppen im Gewässer [84]. Im November 2019 mit einer guten ARG-Reduktionsleistung der Kläranlage konnte ein signifikanter Anstieg in der schwäbischen Rezat nach Kläranlageneinleitung um ca. 1 Zehnerpotenz nur für

sul1 festgestellt werden und die Beta-Laktam-ARG waren auch in diesem Gewässerabschnitt nicht nachweisbar. Da es sich bei der schwäbischen Rezat um ein abflussschwaches Gewässer handelt (teilweise bis zu 80% Abwasseranteil) wurde ein deutlicher Anstieg aller untersuchten ARG nach der Einleitung von hochbelastetem Abwasser im Dezember 2019 beobachtet. Die gemessenen ARG-Konzentrationen lagen für sul1, ermB und qnrS im Bereich von 10^2 bei 10^4 Genkopien pro ml (sul1 > ermB > qnrS) und für die vier Beta-Laktam-ARG in einem signifikant niedrigeren Bereich von 20 bis 80 Genkopien pro ml. Das Vorkommen von klinisch relevanten Beta-Laktam-ARG im Gewässer wurde auch in einer Studie von Cacace et al. (2019), in welcher ARG in verschiedenen europäischen Gewässern vor und nach einer Kläranlageneinleitung untersucht wurden, nachgewiesen [62].

Der Anstieg der ARG-Konzentrationen in der schwäbischen Rezat nach der Einleitung von mit ARG belastetem Abwasser in den aktuellen Untersuchungen und früheren Studien [1] zeigen auf wie wichtig es ist, die ARG-Frachten im Abwasser vor der Einleitung in ein abflussschwaches Gewässer zu minimieren. Weitere detaillierte Untersuchungen im Gewässer sind notwendig, um die tatsächliche Belastungssituation der schwäbischen Rezat und die Dynamik der Resistenzdeterminanten durch die Einleitung von mikrobiell belastetem Abwasser zu charakterisieren.

11.4 Fazit

Im Kläranlagenzulauf konnten die humanmedizinisch relevanten sul1-, ermB-, qnrS- und vier Beta-Laktam-ARG mit einer Genkopienzahl von 10^3 bis 10^5 pro ml nachgewiesen werden (sul1 \approx ermB > qnrS > Beta-Laktam-ARG). Durch die konventionelle Abwasserreinigung wurden die bakterielle Biomasse (16S rRNA-Gen) und die ARG um 1,3 bis 2,8 log₁₀-Stufen reduziert, aber es fand für alle untersuchten ARG keine vollständige Elimination statt. Dies gilt auch für die kultivierbaren bakteriellen Parameter. Für *Escherichia coli* und Enterokokken wurden Reduktionsraten von 1,5 - 3 bzw. 2 - 3,5 log₁₀-Stufen ermittelt, für den Sporenbildner *Clostridium perfringens* lag die Reduktionsrate bei 1,2 Zehnerpotenzen.

Durch die 4. Reinigungsstufe (Ozonung mit 0,6 mg O₃/mg DOC und nachgeschalteter Sandfilter bzw. BAK-Filter) wurde für *E. coli* nach der Ozonung eine Reduktion um 2,5 – 3 log₁₀-Stufen, für Enterokokken um 1,2 – 1,7 log₁₀-Stufen erzielt. Während Sand- und BAK-Filter bei Enterokokken zu einer weiteren Reduktion z.T. bis unterhalb der Nachweisgrenze führten, kam es für *E. coli* nach den Filtrationsstufen zu einem leichten Anstieg der Bakterienkonzentrationen. Für *C. perfringens* wurde nur durch die Filtrationsstufen, nicht aber durch die Ozon-Behandlung eine signifikante Reduktion erreicht (1 Zehnerpotenz). An allen Probenahmetagen wurden im Gesamtablauf signifikant höhere *E. coli*-Konzentrationen gemessen als direkt nach der Ozonung. Da an keinem dieser Tage eine Entlastung der weitergehenden Behandlungsstufen über einen Bypass erfolgte, kann dieser Anstieg nicht auf eine Beimischung von Abwasser ohne weitergehende Behandlung zurückgeführt werden. Möglicherweise befindet sich ein Teil der *E. coli*-Zellen nach der Ozon-Behandlung in einem VBNC (viable but not-culturable) Status und ist in der Lage sich zu regenerieren und wieder kultivierbar zu werden. Für Enterokokken wurde dieser Effekt nicht beobachtet.

Für das 16S rRNA-Gen und die ARG wurde im Oktober und November 2019 eine zusätzliche Reduktion um ca. 1 log₁₀-Stufe nach der Ozonung festgestellt. Es konnte aber nur für die vier Beta-Laktam-ARG im Oktober und November 2019 eine Elimination unter der LOQ bzw. LOD erreicht werden; sul1-, ermB- und qnrS-ARG wurden noch mit einer Genkopienzahl von 10^1 bis 10^3 pro ml detektiert. Die schlechtere ARG-Reduktionsleistung nach der Ozonung von nur 0,3 - 0,5 log₁₀-Stufen im Dezember 2019 triggerte die um ca. 1 Zehnerpotenz höheren ARG-Konzentrationen im Abwasser im Vergleich zu den beiden anderen Probenahmen. Bei den meisten ARG hatten die beiden Filterstraßen keinen Effekt auf die gemessenen Konzentrationen im Abwasser. Da an keinem der drei Probenahmetage Abwasser über einen Bypass ohne eine weitergehende Abwasserbehandlung dem Endablauf beigemischt worden ist, zeigte der Gesamt-Ablauf vergleichbare ARG-Genkopienzahlen wie das Abwasser nach Ozonung und Filtration.

Die Schwäbische Rezat besitzt eine Grundbelastung für die *sul1*-, *ermB*- und *qnrS*-ARG, welche bereits vor der Kläranlageneinleitung nachgewiesen werden konnte. Da es sich bei der Schwäbischen Rezat um ein abflussschwaches Gewässer handelt, stiegen die Konzentrationen an Fäkalindikatorbakterien und ARG nach Einleitung von mikrobiell belastetem Abwasser stark an. Wurde durch die 4. Reinigungsstufe eine gute Reduktionsleistung induziert, was im Oktober 2019 der Fall war, konnte der Eintrag von ARG, *E. coli* und Enterokokken und folglich die mikrobiologisch-hygienische Belastung im Gewässer nach der Kläranlageneinleitung minimiert werden.

Die Ergebnisse zeigen, dass bei einem stark mikrobiell belasteten Abwasser mit $> 10^4$ MPN bzw. Genkopien pro ml (fäkale Verunreinigungen und ARG) eine Reduktion von $> 3 \log_{10}$ -Stufen erreicht werden muss. Nur mit einer Eliminationsleistung von $\geq 99,9\%$ werden die mikrobielle Fracht und die ARG so weit aus dem Abwasser entfernt, dass dessen Einleitung nicht mehr zu einem bedeutenden Anstieg der hygiene-relevanten Parameter und ARG im Gewässer führt. Verschiedene Organismen wie z.B. sporenbildende Bakterien (*Clostridium perfringens*) besitzen eine höhere Widerstandsfähigkeit gegen Ozon und folglich ein höheres Überlebenspotential. Hier sind andere Verfahren wie z.B. Membranfiltration effektiver. Bezüglich der Behandlung mit Ozon ist zu beachten, dass Ozon-Dosen, die für eine Elimination von Spurenstoffen geeignet sind, für eine effektive und nachhaltige Elimination von mikrobiellen Parametern ggf. nicht ausreichen.

Die Arbeitsgruppe des KIT von Thomas Schwartz empfiehlt für eine effektive Reduktion von sowohl Bakterien und ARG als auch Spurenstoffen eine Kombination von Ozonung gekoppelt mit Aktivkohlefilter (Abbau/Inaktivierung von Spurenstoffen) und einer nachfolgenden Membranfiltration (Barrierefunktion für Bakterien) [64, 83, 93]. Ein Vorschlag im Rahmen des HyReKA-Projektes war es, diese kombinierte Verfahrenstechnik an Kläranlagenstandorten mit mikrobiell hoch belasteten Abwasserströmen einzusetzen, wenn diese in sensible Vorfluter (wie z.B. abflussschwache Gewässer, Badegewässer, Nutzung zur Bewässerung bzw. als Trinkwasser) einleiten.

12 Ableitung von Empfehlungen für Anlagen zur Spurenstoffelimination

Die Installation zusätzlicher Barrieren im Rahmen der kommunalen Abwasserbehandlung kann den Eintrag einer Vielzahl von Verbindungen in die aquatische Umwelt effektiv unterbinden oder minimieren und kann gemäß dem Vorsorgeprinzip dazu beitragen, negative Umweltauswirkungen und eine mögliche Beeinträchtigung von Trinkwasserressourcen zu reduzieren. Der flächendeckenden Einführung von weitergehenden Behandlungsstufen zur Spurenstoffentfernung in der kommunalen Abwasserbehandlung stehen jedoch die dazu notwendigen Kosten und ein höherer betrieblicher Aufwand entgegen. Die bayerische Strategie sieht daher den versuchsweisen Einsatz einer weitergehenden Behandlungsstufe an einem Standort mit hoher Priorität vor. Erkenntnisse dieser Studie zum Einsatz der weitergehenden Behandlungsstufe auf der KA Weißenburg sollen dazu beitragen, eine genauere Abschätzung zur Durchführbarkeit und zur Effektivität weitergehender Maßnahmen zur Elimination anthropogener Spurenstoffe zu ermöglichen.

12.1 Definition der Behandlungsziele

Die Vielzahl an auftretenden Einzelsubstanzen und deren große stoffspezifische Unterschiede hinsichtlich Konzentration, öko- und humantoxikologischer Relevanz, Mobilität in der Umwelt und Entfernbarkeit erschweren den Diskurs zur Definition eines regulatorischen Rahmens erheblich. Zwar ist es über moderne Analyseverfahren möglich, eine große Anzahl verschiedener Substanzen quantitativ zu erfassen, für eine Bewertung der Reinigungsleistung für Spurenstoffe auf Basis von Routinemessungen ist ein solches Vorgehen aber nicht praktikabel. Eine Bewertung der Reinigungsleistung für Spurenstoffe muss sich daher zwangsläufig auf eine definierte und überschaubare Anzahl von Indikatorsubstanzen stützen. Die Herausforderung bei der Auswahl

geeigneter Indikatorsubstanzen liegt daher in einer Kompromissfindung zwischen der Abdeckung eines breiten und relevanten Stoffspektrums und der Begrenzung des Aufwands für Analytik und Interpretation.

Angesichts eines bislang noch nicht klar definierten Behandlungsziels wurden im Rahmen dieser Studie zwei Ansätze zur Bewertung der Reinigungsleistung herangezogen: 1) Im Rahmen der 2020 diskutierten Novellierung des Abwasserabgabengesetzes (AbwAG) wurde eine Auswahl von Indikatorsubstanzen vorgeschlagen, die typischerweise und in gut messbaren Konzentrationen im kommunalen Abwasser auftreten (vgl. Abschnitt 4.5). Anhand der Stoffe und der vorgesehenen mittleren Reinigungsleistung von 80% kann eine Bewertung und Einordnung einer ermittelten Reinigungsleistung erfolgen. 2) Darüber hinaus wurde versucht die Breitbandwirkung eingesetzter Verfahrensoptionen hinsichtlich der zu erwartenden Entfernung eines breiteren Stoffspektrums abzuschätzen.

12.2 Verfahrensauswahl

Die weitergehende Behandlung auf der KA Weißenburg umfasst eine Ozonung mit nachgeschalteter Filtration in biologisch aktiven Sand- bzw. BAK-Filtern. Die in dieser Studie durchgeführten Untersuchungen konnten zeigen, dass in Weißenburg eine mittlere Entfernung der Indikatorsubstanzen von 80% mit beiden Verfahrensvarianten erreicht werden kann. Die Nutzung der BAK-Filtration im Ablauf der Ozonung führte jedoch zu einer Verbesserung der Gesamtentfernung und wirkte sich vorteilhaft auf die Stabilität der Reinigungsleistung aus. Hinsichtlich einer gewünschten Breitbandwirkung kann zudem davon ausgegangen werden, dass durch Kombination von Ozonung und BAK-Filtration ein deutlich breiteres Stoffspektrum entfernt werden kann.

Derzeit wird die weitergehende Behandlungsstufe der KA Weißenburg als Pilotanlage nach der Ozonung parallel mit einem Sandfilter und einem BAK-Filter betrieben. Im späteren Regelbetrieb ergibt eine solche Aufteilung mit zwei verschiedenen Filtern im Parallelbetrieb nur bedingt Sinn. Für die Zukunft wird sich die Frage stellen, ob beide Filter als Sand- oder BAK-Filter betrieben werden sollen, d.h. ob es ein Kombinationsverfahren aus Ozonung und BAK oder Ozonung als Einzelverfahren wird. Zusätzlich muss entschieden werden, mit welcher Betriebsweise das Verfahren laufen soll (Dosierstrategie Ozon, Standzeit BAK).

Hierfür sind mehrere Aspekte von Bedeutung:

- **Anforderungen an das Reinigungsziel**

Grundsätzlich ist die Verfahrenswahl vom Reinigungsziel abhängig (z.B. Spurenstoffentfernung, Wasserwiederverwendung, Trinkwasserschutz). Je höher die geforderte Eliminationsleistung oder je größer das zu entfernende Stoffspektrum, desto mehr lohnt es sich ein Kombinationsverfahren zu implementieren.

- **Betriebsstabilität der Filter**

Für eine Umrüstung des Sandfilters zum GAK-Filter auf der Kläranlage Weißenburg spricht, dass nach Angaben der Betriebsführung der GAK-Filter im Betrieb deutlich stabiler ist als der Sandfilter.

- **Wirtschaftlichkeit**

Für eine Spurenstoffeliminationsleistung von 80 % stellen sich die Einzelverfahren als am wirtschaftlich attraktivsten dar (vgl. Abschnitt 8.2.3.3). Die Kostendifferenz zwischen Einzel- und Kombinationsverfahren innerhalb derselben Reinigungskategorie beträgt etwa 15 %.

- **Betriebssicherheit bezüglich der Reinigungsleistung**

Die Ozonung der Kläranlage Weißenburg zeigte selbst in den Jahren 2019 und 2020 nach mehreren Jahren Regelbetrieb noch gelegentlich Ausfälle. Verlässt man sich für die Einhaltung der Spurenstoffelimination ausschließlich auf den Betrieb der Ozonung, können derartige Ausfälle nicht kompensiert werden. Auf der Kläranlage Weißenburg gewinnt in diesem Fall der nachgeschaltete BAK-Filter stark an Bedeutung. Spurenstoffe, die die Ozonung bei deren Ausfall ungehindert passieren, könnten zum Teil im BAK-Filter zurückgehalten werden.

- **Betriebliche Flexibilität**

Bei Nutzung beider Filterstraßen als BAK-Filter entsteht eine höhere betriebliche Flexibilität als beim Betrieb dieser als Sandfilter. Durch den Betrieb zweier in Bezug auf die zu erreichende Spurenstoffeliminationsleistung gleichwertiger Verfahren besteht entweder die Möglichkeit die Reinigungsleistung der Ozonung zu reduzieren und Sauerstoff sowie Energie einzusparen, oder man hat die Möglichkeit mit dem Betrieb beider Verfahren eine noch höhere bzw. stofflich umfassendere Reinigungsleistung zu erzielen als mit einem einzelnen Verfahren.

Im Rahmen dieser Studie wurden verschiedene Verfahrensvarianten vorgestellt und diskutiert, die für den Einsatz zur weitergehenden Behandlung mit dem Ziel einer gezielten Spurenstoffentfernung infrage kommen (vgl. Abschnitt 9.3). Bei der Auswahl von Verfahrensvarianten für die Umsetzung weitergehender Behandlungsstufen im Rahmen der kommunalen Abwasserreinigung müssen verschiedene Aspekte berücksichtigt werden. Standortspezifische Faktoren können die Umsetzung bestimmter Verfahren begünstigen oder erheblich erschweren. Die auf einer betrachteten Anlage bereits bestehende nutzbare Infrastruktur kann den Ausschlag für ein bestimmtes Verfahren geben. Das Vorhandensein von Abwasserfiltern etwa kann eine schnelle Umrüstung für den Einsatz von GAK bzw. BAK erlauben bzw. den Einsatz von PAK erleichtern. Ein begrenztes Flächenangebot hingegen kann den Bau neuer Becken und Reaktoren erschweren. Auch die standortspezifische Wasserqualität im Zulauf der weitergehenden Behandlung kann die Auswahl bestimmter Verfahrensvarianten beeinflussen. So können erhöhte Konzentrationen an Bromid oder Nitrit den Einsatz einer Ozonung ausschließen bzw. unwirtschaftlich machen. Auch das standortspezifische Auftreten bestimmter Verbindungen in besonders hohen Konzentrationen, etwa durch industrielle Indirekteinleitungen, könnte ausschlaggebend für die Wahl eines Verfahrens sein.

Die klare Definition des Behandlungsziels ist entscheidend für die Auswahl eines geeigneten Verfahrens. Für die Entfernung der im Rahmen der 2020 diskutierten Novellierung des AbwAG vorgeschlagenen Substanzen (vgl. Abschnitt 4.5) eignen sich sowohl adsorptive als auch oxidative Verfahren. Kombinationsverfahren, die beide Entfernungsmechanismen vereinen, erlauben eine verbesserte Entfernung, die Abdeckung eines breiteren Stoffspektrums (Breitbandwirkung) und eine sehr stabile Reinigungsleistung. Bei verstärkter Berücksichtigung auch anderer Stoffe mit geringer Sorptionsfähigkeit und/oder Trägheit in der Reaktion mit Ozon könnten oxidativ-adsorptive Verfahren jedoch nicht in der Lage sein eine deutliche Entfernung dieser Substanzen zu bewirken.

Auch über die Entfernung von Spurenstoffen hinausgehende Reinigungsziele können die Wahl eines bestimmten Verfahrens beeinflussen. So könnte eine gezielte Verbesserung der mikrobiologischen Wasserqualität durch den Einsatz einer Ozonung oder eine Senkung der Abwasserabgabe infolge einer verbesserten CSB-Entfernung durch eine Adsorptionsstufe entscheidend für die Wahl eines Verfahrens sein.

12.3 Auslegung und Betrieb von Anlagen zur Spurenstoffelimination

Das auf der KA Weißenburg realisierte Verfahren zur weitergehenden Wasserbehandlung basiert auf einer Teilstrombehandlung und umfasst eine Ozonung mit nachgeschalteter Filtration in kontinuierlich betriebenen biologisch aktiven Sand- bzw. BAK-Filtern (vgl. Kapitel 3).

Die Steuerung und Regelung des Ozoneintrags in Weißenburg kann sowohl volumenproportional als auch über das ΔSAK_{254} -Konzept erfolgen. Gegenüber der volumenproportionalen Ozondosierung bietet die Nutzung des ΔSAK_{254} -Konzepts den Vorteil einer direkten Kompensation von Schwankungen in der Wassermatrix, verursacht etwa durch variierende Konzentrationen an Nitrit im Ablauf der Nachklärung (vgl. Abschnitt 6.2). Auch wirtschaftlich kann die Nutzung des ΔSAK_{254} -Konzepts durch eine Reduzierung der Betriebskosten Vorteile bieten. Durch Implementierung redundanter ΔSAK_{254} -Sonden wird auf der KA Weißenburg zudem angestrebt die Zuverlässigkeit der SAK_{254} -Messungen im Zulauf und im Ablauf der Ozonung zu erhöhen (vgl. Abschnitt 6.4). Ein Nachteil der Nutzung des ΔSAK_{254} -Konzepts besteht jedoch im recht hohen Aufwand für die Wartung der Sonden, der durch das Betriebspersonal erbracht werden muss. Bei stabiler Wasserqualität

im Ablauf der Nachklärung und regelmäßiger oder gar kontinuierlicher Messung von TOC/DOC und Nitrit kann ein stabiler Betrieb der Ozonung auch volumenproportional über eine spezifische (DOC-bezogene) und nitrit-kompensierte Dosierung erfolgen.

Die mittlere EBCT in den der Ozonung nachgeschalteten Filtern lag im Untersuchungszeitraum bei ca. 35 min. Bei ausreichender Verfügbarkeit von gelöstem Sauerstoff befördern lange Kontaktzeiten den biologischen Abbau der durch die Ozonung gebildeten biologisch leicht verfügbaren organischen Verbindungen. Die Gegenwart relevanter Konzentrationen an Ammonium kann jedoch zu einer starken Zehrung des gelösten Sauerstoffs und zur Ausbildung suboxischer oder anoxischer Bedingungen führen, die nachteilig für eine effiziente Entfernung leicht verfügbarer Substanzen sind (vgl. Abschnitt 7.1.1).

Ergebnisse der Untersuchungen konnten zeigen, dass in den BAK-Filtern auch nach einer Standzeit von über drei Jahren und mehr als 50.000 behandelten Bettvolumen noch ein adsorptiver Rückhalt vieler Substanzen erfolgt (vgl. Abschnitt 7.1.2). Die mittlere EBCT in den Filtern lag im Untersuchungszeitraum bei etwa 35 min und damit über der im Merkblatt *DWA-M 285-2 (Entwurf)* empfohlenen EBCT von 20 bis 30 min für den Betrieb von GAK-Filtern als Einzelverfahren zur Entfernung von Spurenstoffen [29]. Die vergleichsweise hohe EBCT in den mit BAK betriebenen Filtern erlaubt eine effiziente Ausnutzung der Adsorptionskapazität der Aktivkohle. Die Nutzung einer Vorozonung wirkt sich ebenfalls vorteilhaft auf die Standzeit der BAK-Filter aus [29].

Ein Ziel dieser Studie bestand in der Optimierung der Einstellung für die Steuerung und Regelung nach dem ΔSAK_{254} -Konzept. Ergebnisse der Untersuchungen konnten zeigen, dass bei einer ΔSAK_{254} -Einstellung von etwa 35% allein im Rahmen der Ozonung eine zuverlässige mittlere Entfernung der berücksichtigten Indikatortsubstanzen um 80% erlaubt (vgl. Abschnitt 6.5). Bei Nutzung einer niedrigeren ΔSAK_{254} -Einstellung von 27% konnte eine zuverlässige Entfernung der Indikatortsubstanzen um 80% (Gesamtentfernung über KA) nur in Kombination mit der nachgeschalteten Filtration über BAK erreicht werden (vgl. Abschnitt 5.2). Bei geeigneter Einstellung des ΔSAK_{254} -Zielwerts kann eine zuverlässige Entfernung der berücksichtigten Indikatortsubstanzen um 80% folglich aber auch ohne Nutzung einer nachgeschalteten Adsorptionsstufe realisiert werden. Bei Nutzung des Kombinationsverfahrens bestehend aus Ozonung und nachgeschalteter Filtration über BAK kann jedoch eine bessere und stabilere Reinigungsleistung bzgl. der Indikatortsubstanzen erzielt werden. Aus der Kombination der Reinigungsmechanismen resultiert zudem eine Breitbandwirkung, durch die ein größeres Stoffspektrum abgedeckt werden kann, als dies bei der Verwendung von Einzelverfahren der Fall ist.

12.4 Empfehlungen für den weiteren Betrieb in Weißenburg

Die weitergehende Behandlung in Weißenburg besteht aus einer Ozonung mit nachgeschalteter Biofiltration. Zu Versuchszwecken wurden bislang zwei parallele Filterstraßen genutzt, um sowohl den Betrieb mit Sand als auch mit BAK zu untersuchen (Filterstraße A: bislang Sand; Filterstraße B: bislang GAK/BAK). Für den Dauerbetrieb ist jedoch nun die Entscheidung für ein Filtermedium vorgesehen. Für den zukünftigen Betrieb der KA Weißenburg sind verschiedene Betriebsweisen denkbar (vgl. Abschnitt 8.2.1). Hierbei müssen etwa das Reinigungsziel (alleinige Entfernung von Indikatortsubstanzen oder Breitbandwirkung), die Stringenz der Einhaltung der Reinigungsleistung und die entstehenden Kosten gegeneinander abgewogen werden.

Als Reinigungsziel für die gesamte Anlage wurde, analog zu dem 2020 diskutierten Entwurf zur Novellierung des AbwAG durch das LfU eine mittlere Eliminationsleistung für die Indikatortsubstanzen von 80 % an Trockenwettertagen definiert (vgl. Abschnitt 4.5). Dieses Ziel kann mit einer Ozonung und nachgeschalteter Sandfiltration bei einem ΔSAK_{254} -Sollwert von 35 % erreicht werden (vgl. Abschnitt 8.2.1, Szenario 3a). Hierbei bietet die nun etablierte Regelung über das ΔSAK_{254} -Konzept eine verbesserte Stabilität der Eliminationsleistung, gerade mit Blick auf die beobachteten Nitrit-Spitzen im Zulauf der Ozonung im Frühjahr 2020 (vgl. Abschnitt 6). Mit diesem Regelkonzept ist ein bedarfsgerechter und somit optimierter Betriebsmittelverbrauch für die Ozonung gegeben. Die Implementierung redundanter Sondenpaare im Sommer 2021 erlaubt zudem eine zuverlässigere Erfassung der SAK_{254} -Werte im Zulauf und im Ablauf der Ozonanlage.

Durch die Kombination von Ozonung und BAK kann eine zusätzliche Eliminationsleistung mit Breitbandwirkung erreicht werden. Zudem ergibt sich durch die Kombination eine höhere Betriebssicherheit bezüglich der Stabilität der Eliminationsleistung, da der kurzfristige Ausfall eines Einzelverfahrens kompensiert werden kann. Für die Kostenrechnung ergeben sich aus der Kombination Synergieeffekte, da die Ozonosis hier, im Vergleich zur Ozonung mit nachfolgender Sandfiltration, mit einem niedrigeren ΔSAK_{254} -Sollwert betrieben werden kann. Eine Vorozonung kann zudem dazu beitragen die Standzeiten der Aktivkohle bis zu deren nächsten Austausch zu verlängern (vgl. Abschnitt 8.2.3.2, Vgl. der Szenarien 1b und 2b). Durch eine zeitversetzte Inbetriebnahme parallel betriebener BAK-Filter kann überdies eine weitere Standzeitverlängerung der Aktivkohle erzielt werden wodurch zugleich eine verbesserte Ausnutzung der Adsorptionskapazität mit einhergeht. Um die Vorteile einer zeitversetzten Inbetriebnahme zweier BAK-Filter zu nutzen, wäre für einen zukünftigen Betrieb beider Filterstraßen mit BAK der Austausch des Filtermaterials des derzeitigen Sandfilters (Filterstraße A) zeitnah umzusetzen. In der hier vorhandenen Anlage könnte somit durch geringfügig höhere Betriebskosten in der Verfahrenskombination Ozon und BAK ein höherer Nutzen (Stabilität der Eliminationsleistung, Betriebssicherheit, Breitbandwirkung) erzielt werden.

In Abschnitt 8.2.3.2 erfolgte eine Berechnung der Betriebskosten basierend auf vordefinierten Szenarien unter Annahme theoretischer Standzeiten der BAK-Filter (vgl. Tab. 6). Hierbei wurden maximale Standzeiten der BAK-Filter von 64.000 BV angenommen (entspricht etwa 4 Jahren Betrieb in Weißenburg). Der Zeitpunkt für den Austausch des Filtermaterials kann jedoch von den in diesen Kostenszenarien angenommenen Überlegungen abweichen. Angesichts des weiterhin effektiven Rückhalts zahlreicher Verbindungen in Filterstraße B (vgl. Abschnitt 7.1.2) könnte eine Verlängerung der Standzeit in Betracht gezogen werden, bis auch gut sorbierbare Stoffe verstärkt durchbrechen. Hierbei muss jedoch berücksichtigt werden, dass die Breitbandwirkung mit zunehmender Standzeit und zunehmender Erschöpfung der Adsorptionskapazität abnimmt. Wird aus wirtschaftlichen Gründen eine Regeneration der verwendeten Aktivkohle angestrebt, so sollte zudem eine vollständige Belegung des Materials vermieden werden. Der Zeitpunkt für den Austausch sollte in enger Abstimmung mit dem Hersteller der verwendeten Aktivkohle bestimmt werden (Iod-Zahl ist häufig Kriterium).

Um in den kommenden Jahren den Anforderungen an die Spurenstoffelimination unter Berücksichtigung eines effizienten Betriebsmitteleinsatzes gerecht zu werden, wird aufgrund der baulichen und messtechnischen Gegebenheiten auf der Kläranlage Weißenburg folgendes Vorgehen für die nahe Zukunft empfohlen:

- Filter A: - zeitnahe Umrüstung zum GAK/BAK-Filter durch Austausch des Filtermaterials
- Filter B: - zunächst Weiterbetrieb mit bislang verwendeter GAK, mit fortlaufender
 - a) Betrachtung der Regenerierbarkeit der GAK
 - b) Untersuchung der Reinigungsleistung von Filter B gegenüber Filter A mit neuer GAK
 für beide Untersuchungen gilt: in regelmäßigen Abständen (bspw. alle 8.000 bis 10.000 BV)
 - Regeneration der GAK und Wiedereinbau (zeitversetzt zur Umrüstung des Filters A)
- Ozonung: - Betriebsweise mit ΔSAK_{254} -Konzept mit mindestens 27 % SAK_{254} -Reduktion

Auf diese Weise kann die Umrüstung von Filterstraße A auf BAK und zugleich ein vorläufiger Weiterbetrieb von Filterstraße B erfolgen. Der Austausch des Materials in Filterstraße B sollte sich dann entweder am Durchbruchverhalten berücksichtigter Stoffe und/oder am Schwellenwert für eine wirtschaftliche Regeneration der GAK orientieren. Der vorübergehende Weiterbetrieb von Filterstraße B ermöglicht zudem die Erlangung weiterer Erkenntnisse hinsichtlich zukünftiger Austausch- bzw. Regenerationszyklen der verwendeten GAK. Durch den zeitlichen Versatz der Befüllung der Filterstraßen A und B wird zudem eine effizientere Ausnutzung der Adsorptionskapazität und somit die Möglichkeit von Standzeitverlängerungen und damit einhergehender Kostenreduktionen ermöglicht.

Für einen optimierten Betriebsmitteleinsatz bei der Ozonung ist die Betriebsweise nach dem ΔSAK_{254} -Konzept weiterhin aufrecht zu erhalten. Basierend auf den gegenwärtigen Erkenntnissen für das Kombinationsverfahren „Ozonung und BAK-Filter“ wird für die Sicherstellung einer ausreichenden Spurenstoffelimination unter Berücksichtigung eines wirtschaftlichen Betriebsmitteleinsatzes für den Reinigungsumfang der Ozonung, gemessen am ΔSAK_{254} , eine Sollwert-Vorgabe von mindestens 27 % empfohlen. Mit dieser Betriebsweise wird zudem eine „gleichmäßige Vorentlastung“ des GAK-Filters ermöglicht.

13 Zusammenfassung und Fazit

Der Lehrstuhl für Siedungswasserwirtschaft der Technischen Universität München führte in Kooperation mit den Ingenieurbüros Weber-Ingenieure GmbH in Pforzheim und Dr. Resch + Partner, PartG in Weißenburg, in enger Zusammenarbeit mit der Stadt Weißenburg und dem Bayerischen Landesamt für Umwelt eine vom Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz finanzierte Studie zum Thema „Pilotprojekt 4. Reinigungsstufe auf der Kläranlage Weißenburg, Erfahrungen im Regelbetrieb“ durch. Dabei wurden vier Arbeitspakete bearbeitet, in denen die Spurenstoffentfernung durch eine weitergehende Abwasserbehandlung sowie in der Gesamtanlage bestimmt, die betriebliche und energetische Optimierung der weitergehenden Abwasserbehandlung fachlich und experimentell unterstützt, Synergieeffekte der Behandlung identifiziert und Empfehlungen für den Betrieb von Anlagen zur Elimination von anthropogenen Spurenstoffen im Freistaat Bayern erarbeitet wurden.

Untersuchungen im Regelbetrieb

Die Überwachung der Reinigungsleistung der seit Ende 2017 auf der KA Weißenburg betriebenen weitergehenden Behandlungsstufe und eine Charakterisierung der Rahmenbedingungen für die Spurenstoffentfernung waren ein Schwerpunkt der vorliegenden Studie. Hierzu wurden über das Jahr 2020 umfangreiche und regelmäßige Beprobungen durchgeführt. Die Ergebnisse der Beprobungen zeigten eine deutliche Reduzierung der Konzentrationen der meisten untersuchten Verbindungen im Rahmen der konventionellen und der weitergehenden Behandlung. Insbesondere in den Prozessen der konventionellen Abwasserbehandlung zeigten sich hierbei sehr deutliche stoffspezifische Unterschiede. Die in der weitergehenden Behandlungsstufe eingesetzten Prozesse konnten eine effektive zusätzliche Entfernung der meisten untersuchten Stoffe gewährleisten. Abhängig von der betrachteten Verfahrenskombination (Ozonung + Sandfilter vs. Ozonung + BAK-Filter) und der Ozondosierung (ΔSAK_{254} 27% vs. ΔSAK_{254} 35%) traten jedoch auch hier teils deutliche Unterschiede bei der Entfernung von Einzelsubstanzen auf. Die Betrachtung der Entfernung von acht definierten Indikatorsubstanzen unter Berücksichtigung aller auf der KA Weißenburg eingesetzten Reinigungsprozesse (konventionell + weitergehende Behandlungsstufe) zeigte, dass eine Kombination aus konventioneller Behandlung, Ozonung und nachfolgender Sandfiltration erst bei Nutzung der höheren Ozondosis (ΔSAK_{254} 35%) eine mittlere Entfernung der Substanzen um über 80% bewirkte. Durch Nutzung der BAK- anstelle der Sandfilter konnten die betrachteten Stoffe hingegen bereits bei der niedrigeren Ozondosis (ΔSAK_{254} 27%) um über 80% entfernt werden. Bei Betrachtung einer mittleren Eliminationsleistung muss jedoch eine kritische Diskussion der berücksichtigten Indikatorsubstanzen erfolgen. So kann die Eliminationsleistung für andere Stoffe deutlich abweichen. Generell zeigte sich bei den Beprobungen, dass die weitergehende Behandlungsstufe auch einen positiven Effekt auf die Entfernung anderer, teils abgaberelevanter Parameter (CSB, AFS) hatte. Die Beprobungen gaben auch bereits Hinweise auf bestehendes Optimierungspotential. So wurden insbesondere in den Wintermonaten teils deutlich erhöhte Konzentrationen an Nitrit und Ammonium im Ablauf der Nachklärung festgestellt. Die dadurch erhöhte Ozonzehrung während der Ozonung (Nitrit) und eine starke Sauerstoffzehrung in den biologischen Filtern (Ammonium) kann die Effizienz der weitergehenden Behandlungsstufe deutlich herabsetzen.

Untersuchungen zur Dosierungsstrategie und zur Optimierung der Ozondosis

Ein weiterer Schwerpunkt dieser Studie lag auf der Ermittlung und Ausschöpfung eines möglichen betrieblichen und energetischen Optimierungspotentials der weitergehenden Behandlungsstufe. Für den Betrieb der weitergehenden Behandlungsstufe stand hier insbesondere die Steuerung und Regelung der Ozondosierung

über das ΔSAK_{254} -Konzept im Fokus der Untersuchungen. Hierzu wurde in Laboruntersuchungen zunächst der Zusammenhang zwischen ΔSAK_{254} und prozentualer Entfernung der Indikatorstoffe überprüft. Zwischen dem ΔSAK_{254} und der Entfernung der untersuchten Substanzen konnte für die meisten Substanzen eine gute Korrelation bestätigt werden. Für eine mittlere Entfernung der acht näher betrachteten Indikatorstoffe um 80% (nur Ozonung) konnte so ein erforderlicher ΔSAK_{254} -Wert von 35% ermittelt werden. Die Laboruntersuchungen konnten in einem großtechnischen Stufenversuch auf der KA Weißenburg bestätigt werden. Infolge der Optimierungsversuche wurde eine Anpassung des ΔSAK_{254} -Sollwerts auf 35% für den Regelbetrieb vorgenommen, wodurch ein mittleres Eliminationsziel von 80% für die acht näher betrachteten Stoffe in der Ozonung erreichbar sein sollte. Dies konnte durch Probenahmen in Phase II bestätigt werden. Hinsichtlich einer sowohl betrieblichen als auch energetischen Optimierung muss jedoch die gewählte Verfahrenskombination berücksichtigt werden. So konnte bei biologischer Nachbehandlung des Ablaufs der Ozonanlage in einem BAK-Filter das Eliminationsziel durch die zusätzliche sorptive Entfernung durch den BAK auch bei einem ΔSAK_{254} -Sollwert von 27 % erreicht werden.

Charakterisierung der Filterstraßen

Ein Vergleich der Filterstraßen, in denen eine Nachbehandlung des ozonierten Wassers erfolgt, zeigte deutliche Unterschiede in der Reinigungsleistung hinsichtlich einer zusätzlichen Entfernung von Spurenstoffen. Während in den Sandfiltern keine deutliche zusätzliche Elimination der Indikatorsubstanzen erfolgte, zeigte sich in den BAK-Filtern, trotz fortgeschrittener Laufzeit (35.000 bis 55.000 Bettvolumina im Untersuchungszeitraum), eine effektive Entfernung vieler Verbindungen, die nach der Ozonung noch im Wasser verblieben. Zusätzliche Laboruntersuchungen deuteten darauf hin, dass die Adsorptionskapazität für gut sorbierende Stoffe noch nicht erschöpft ist. Für beide Filter konnte eine deutliche zusätzliche Entfernung organischer Summenparameter festgestellt werden. Die Entfernung organischer Summenparameter spricht dafür, dass die biologische Aktivität in beiden Filterstraßen zu einer biologischen Stabilisierung des ozonierten Wassers beitragen kann. Im Vergleich der beiden Filterstraßen zeigte sich in den BAK-Filtern eine bessere Entfernung organischer Summenparameter. Dies könnte für eine höhere biologische Aktivität in den BAK-Filtern sprechen. Auch eine höhere Sauerstoffzehrung in den BAK-Filtern spricht für eine erhöhte biologische Aktivität. Eine quantitative Abschätzung des Einflusses der Restadsorptionskapazität auf die Entfernung von Summenparametern ist jedoch nicht möglich.

Analyse des Energieverbrauchs der weitergehenden Behandlungsstufe

Der Stromverbrauch der Kläranlage Weißenburg betrug im Jahr 2020 insgesamt rd. 822.000 kWh (Netzbezug plus Strom aus Photovoltaik und BHKW). Die weitergehende Behandlungsstufe hatte mit rd. 188.000 kWh einen Anteil von 23 % am Gesamtstromverbrauch. Bezogen auf die Kläranlagenbelastung (85%-Wert CSB₁₂₀ im Jahr 2020) von rd. 25.750 EW entspricht das einem Energieverbrauch von 7,3 kWh/(E·a).

In einer detaillierten Analyse des Energieverbrauchs der weitergehenden Behandlungsstufe seit Inbetriebnahme im Jahr 2017 erfolgte eine Aufstellung aller relevanten Verbraucher. Die Analyse erlaubt die Identifikation der kostentechnisch bedeutendsten Positionen und zeigt mögliche Stellschrauben für eine Reduzierung des Energieverbrauchs auf. Als Hauptverbraucher mit einem Anteil von 41 % des Energieverbrauchs wurde die Ozonung identifiziert. Eine Optimierung der Ozondosis stellt folglich eine vielversprechende Möglichkeit zur Optimierung des Energieverbrauchs dar. Bei der Analyse zeigte sich, dass 21 % des Gesamtenergieverbrauchs keiner Position zugeordnet werden konnten. Nach derzeitigem Kenntnisstand liegt für diese Position jedoch kein Einsparpotential vor.

Kostenszenarien für den Betrieb der weitergehenden Behandlungsstufe

Für insgesamt neun Verfahrensoptionen erfolgten detaillierte Prognosen zum Energie- und Betriebsmittelverbrauch, sowie zu den anfallenden Betriebskosten. Zwei der Szenarien stellten die alleinige Nutzung einer Ozonung zur weitergehenden Abwasserbehandlung dar (mit biologischer Nachbehandlung durch einen Sandfilter). Fünf der Kostenszenarien lagen Kombinationsverfahren unter Verwendung von Ozon mit nachgeschalteten GAK/BAK-Filtern zugrunde. Zwei Szenarien bildeten eine alleinige Nutzung von GAK/BAK als weiterge-

hende Behandlungsstufe ab. Die Szenarien unterschieden sich hierbei in den Betriebsbedingungen (Ozondosis, Steuerkonzept) oder der Standzeit der genutzten BAK-Filter. Die Wahl verschiedener Szenarien hatte zum Ziel, ein breiteres Spektrum hinsichtlich der geschätzten Stringenz zur Einhaltung definierter und darüber hinaus gehender Reinigungsziele abzubilden.

Die Betriebskosten von Kombinationsverfahren, welche sowohl Ozonung als auch BAK-Filtration beinhalten, sind innerhalb derselben Reinigungskategorie etwas höher als die von Einzelverfahren, jedoch ist mit dem Betrieb einer Verfahrenskette aus Ozonung und BAK-Filter auch eine höhere Betriebssicherheit gegeben. Zudem bieten die Kombinationsverfahren eine flexible Anpassungsmöglichkeit der Reinigungsleistung und je nach Betriebsweise der Ozonung ist weniger Personalbedarf notwendig, als wenn die Ozonung als Einzelverfahren exakt operieren muss, um stets eine ausreichende Reinigungsleistung zu gewährleisten.

Für eine Optimierung des Energieverbrauchs ist auf die Ozonung bezogen eine Dosierung nach ΔSAK_{254} vorteilhaft verglichen mit einer zulaufproportionalen Dosierung. Jedoch ist bei kleinen Kläranlagen aus betrieblicher und wirtschaftlicher Sicht eine Abwägung zu treffen, ob der erhöhte Aufwand zur kontinuierlichen Erfassung von verlässlichen SAK_{254} -Werten mittels Sondenmesstechnik für das Betriebspersonal zumutbar ist, oder ob es sinnvoller ist, eine zulaufproportionale Betriebsweise oder gar ein anderes Verfahren zur Spurenstoffentfernung zu wählen.

Synergieeffekte beim Einsatz der weitergehenden Behandlungsstufe

In einer umfangreichen Literaturrecherche konnte das synergistische Potential typischer zum Ziel der Spurenstoffentfernung eingesetzter Verfahrensvarianten aufgezeigt und an Fallbeispielen veranschaulicht werden. Hierbei wurden insbesondere positive Effekte der weitergehenden Behandlung auf allgemeine, teilweise abgaberelevante Abwasserparameter (bspw. CSB, Phosphor, Stickstoff) berücksichtigt. Auch mögliche Auswirkungen auf die mikrobiologische Qualität und weitere derzeit verstärkt diskutierte Wasserqualitätsparameter (Mikroplastik, Antibiotikaresistenzen) des gereinigten Wassers wurden zusammengetragen. Die Ergebnisse der Studie erlauben eine Übersicht über zu erwartende positive Auswirkungen verschiedener Verfahrensvarianten der weitergehenden Behandlungsstufe, die über das Primärziel einer weitgehenden Entfernung von Spurenstoffen hinausgehen.

Fazit

Die Installation zusätzlicher Barrieren im Rahmen der kommunalen Abwasserbehandlung kann den Eintrag einer Vielzahl von Verbindungen in die aquatische Umwelt effektiv unterbinden oder minimieren und kann, gemäß dem Vorsorgeprinzip, dazu beitragen, negative Umweltauswirkungen und eine mögliche Beeinträchtigung von Trinkwasserressourcen zu reduzieren. Der flächendeckenden Einführung von weitergehenden Behandlungsstufen zur Spurenstoffentfernung in der kommunalen Abwasserbehandlung stehen jedoch entstehende Kosten und ein höherer betrieblicher Aufwand entgegen. Erkenntnisse dieser Studie zum Einsatz der weitergehenden Behandlungsstufe auf der KA Weißenburg sollen dazu beitragen eine genauere Abschätzung zur Durchführbarkeit und zur Effektivität weitergehender Maßnahmen zur Elimination anthropogener Spurenstoffe zu ermöglichen.

Ergebnisse aus Untersuchungen auf der KA Weißenburg konnten zeigen, dass die eingesetzten Verfahrensvarianten in der Lage sind, einen großen Teil der untersuchten Einzelstoffe effektiv aus dem Wasser zu entfernen bzw. diese zu transformieren. Angesichts der großen Zahl verschiedenster Substanzen, die sich in kommunalem Abwasser befinden, ist die Reinigungsleistung einzelner Prozesse aber stoffspezifisch stark verschieden. Während einige Stoffe mit teils sehr hohen Konzentrationen im Zulauf der Kläranlage bereits in der konventionellen Behandlung bis unter die Bestimmungsgrenzen entfernt wurden, konnten andere Substanzen erst in den oxidativen und adsorptiven Prozessen der weitergehenden Behandlungsstufe entfernt werden. Manche Stoffe hingegen zeigten auch in der weitergehenden Behandlungsstufe noch eine hohe Persistenz und konnten nur zu einem gewissen Grad aus dem Wasser entfernt werden.

Im Rahmen der 2020 diskutierten Novellierung des Abwasserabgabengesetzes (AbwAG) wurde auch eine Auswahl von Indikatorsubstanzen vorgeschlagen, die typischerweise und in gut messbaren Konzentrationen

im kommunalen Abwasser auftreten. Anhand der Stoffe und der vorgesehenen mittleren Reinigungsleistung von 80% kann eine Bewertung und Einordnung einer ermittelten Reinigungsleistung erfolgen. Bei den Substanzen handelt es sich vorwiegend um Stoffe, ohne besondere Relevanz hinsichtlich Toxizität oder Mobilität in der Umwelt. Eine Ausnahme stellt hierbei das Analgetikum Diclofenac dar, das infolge gut beschriebener ökotoxikologischer Wirkmechanismen die Funktion einer Leitsubstanz einnimmt. Die Stoffauswahl ist geprägt durch Substanzen, die gut bis sehr gut mit Ozon reagieren (bspw. Carbamazepin, Diclofenac) oder sehr effektiv durch sorptive Prozesse entfernt werden können (bspw. Benzotriazol, 4/5-Methylbenzotriazol, Metoprolol). Die Stoffauswahl eignet sich daher gut um die Reinigungsleistung von oxidativen, adsorptiven oder von auf diesen Prozessen basierenden Kombinationsverfahren für Stoffe darzustellen, die mit diesen Verfahrensoptionen entfernbar sind. Im Rahmen der vorliegenden Studie konnte gezeigt werden, dass die Auswahl der für die Bewertung genutzten Stoffe einen deutlichen Einfluss auf die erzielte mittlere Reinigungsleistung haben kann. Die für die Bewertung der Reinigungsleistung einer Anlage herangezogenen Indikatorsubstanzen müssen daher von einer unabhängigen Instanz und gegebenenfalls standortspezifisch festgelegt werden.

Es muss beachtet werden, dass es durchaus Substanzen gibt, die aufgrund ihrer stoffspezifischen Eigenschaften in oxidativen und adsorptiven Prozessen keine oder nur eine begrenzte Elimination erfahren. Zur Verdeutlichung wurde im Rahmen der Ergebnisdarstellung in dieser Studie wiederholt auf die nur begrenzte Entfernung des Antikonvulsivums Primidon in den untersuchten Verfahrenskombinationen verwiesen. Weitere Beispiele für Stoffe, die in oxidativen und adsorptiven Reinigungsstufen nicht effektiv entfernt werden, sind das Antikonvulsivum Gabapentin, Süßstoffe wie Acesulfam und Sucralose sowie die Gruppe der iodierten Röntgenkontrastmittel (bspw. Iopromid, Iomeprol, Diatrizoesäure). Auch die in den letzten Jahren zunehmend im Fokus der Diskussion stehenden per- und polyfluorierten Alkylverbindungen (PFAS) können durch den Einsatz oxidativer und adsorptiver Verfahren größtenteils nicht aus dem Wasser entfernt werden. Hierbei kann als besonders problematisch angesehen werden, dass diese Substanzen aufgrund ihrer Polarität eine hohe Mobilität in der aquatischen Umwelt aufweisen. Da diese Substanzen daher auch im Rahmen der Uferfiltration nicht aus dem Wasser entfernt werden können, besteht das Risiko einer Gefährdung von Trinkwasserressourcen.

Eine klar definierte Vorgabe der Behandlungsziele ist die Grundvoraussetzung für die zielgerichtete Planung und den erfolgreichen Betrieb von Anlagen zur weitergehenden Wasserbehandlung. Neben der Elimination anthropogener Spurenstoffe könnte auch die Entfernung oder Verminderung weiterer Kontaminanten gefordert werden. Hierunter könnten bspw. Anforderungen an die mikrobiologische Wasserqualität fallen, wie sie an manchen Standorten zur Einhaltung der Badewasserqualität in den Sommermonaten bereits bestehen. Auch mögliche Anforderungen an neuartige Parameter, die seit einiger Zeit vermehrt in der Diskussion stehen, wie Antibiotikaresistenzgene und antibiotikaresistente Bakterien oder Mikroplastik, könnten bei der Definition der Behandlungsziele perspektivisch eine Rolle spielen. Behandlungsziele könnten sich zudem auch standortspezifisch unterscheiden. Hierbei könnte der Definition des übergeordneten Schutzguts eine entscheidende Rolle zufallen (Schutz der aquatischen Umwelt vs. Schutz der Trinkwasserressourcen). Auch könnten lokal auftretende erhöhte Belastungen mit bestimmten Substanzen oder Substanzgruppen in standortspezifisch unterschiedlichen Behandlungszielen resultieren.

Trotz der Tatsache, dass die bei der 2020 geplante Novellierung des AbwAG diskutierten Indikatorsubstanzen und Reinigungsvorgaben keine umfassende Aussage über die Entfernung von in kommunalem Abwasser enthaltenen Spurenstoffen erlauben, können die angedachten Vorgaben doch den Effekt weitergehender Behandlungsschritte auf die Wasserqualität darstellen. So ist die Stoffauswahl geeignet, um den Einfluss der Verfahrensführung und die Vorteile von Kombinationsverfahren abzubilden. Der Vergleich der Entfernung der Indikatorstoffe in den untersuchten Verfahrensvarianten (Ozonung + Sandfiltration bzw. Ozonung + BAK-Filtration) zeigt deutlich die Vorzüge der Kombination mehrerer Entfernungsmechanismen für die Effektivität und Robustheit der Spurenstoffentfernung. Die Kombination verschiedener Verfahren bedingt einen positiven additiven Effekt für die Gesamtentfernung einzelner Substanzen, verringert die Varianz der Entfernungsleistung

und kann zudem ein breiteres Stoffspektrum abdecken. Insbesondere in Szenarien, in denen hohe Anforderungen an die zu erreichende Wasserqualität gestellt werden, erlauben Kombinationsverfahren daher ein zusätzliches Maß an Sicherheit.

Die Wahl der Verfahrensoption kann auch durch mögliche erwünschte synergistische Effekte beeinflusst werden. Erwünschte synergistische Effekte können hierbei standortspezifisch variieren. Der Einfluss einer weitergehenden Abwasserbehandlung auf generelle und abgaberelevante Abwasserparameter kann über eine Gegenfinanzierung dazu beitragen die Ausgaben für Investition und Betrieb der weitergehenden Behandlungsstufe zur Spurenstoffentfernung abzufedern. Weiterhin können bereits vorhandene bauliche Elemente (bspw. Abwasserfilter) oder der Mangel an verfügbarer Fläche den Ausschlag für eine bestimmte Verfahrensoption geben.

Neben der Wahl der eingesetzten Prozessvarianten bedingt auch die Art der Verfahrensführung die Effektivität einer weitergehenden Behandlungsstufe. So kann die Betriebsweise erheblichen Einfluss auf die Erreichung einer Zielstellung haben. Im Falle der KA Weißenburg konnte etwa der Einfluss der Ozondosis auf die angestrebte Entfernung von Substanzen untersucht und abgebildet werden. Auch die Standzeit eines BAK-Filters hat erheblichen Einfluss auf die Effektivität der Reinigungsleistung. Im Rahmen dieser Studie wurden verschiedene Kostenszenarien für den Betrieb einer weitergehenden Behandlungsstufe betrachtet. Eine sichere Entfernung der Indikatorsubstanzen oder eine über dieses Ziel hinausgehende Breitbandwirkung bedingt einen Anstieg der zu erwartenden Betriebskosten. Die Entscheidung für eine bestimmte Verfahrensvariante und die betriebliche Umsetzung in der Verfahrensführung müssen das Ergebnis einer kritischen Kosten-Nutzen-Analyse sein. Für die Umsetzung durch die Betreiber müssen daher klar formulierte und idealerweise standortspezifische Anforderungen vonseiten der Behörden formuliert werden.

14 Literaturverzeichnis

1. Rödel, S., Günthert, F.W., Rehbein, V., Steinle, E., Schatz, R., Zech, T., Sengl, M., Eßlinger, M., Weiß, K., Kopf, W., Buchmeier, G., Schwaiger, J., Schade, M., Müller, E., Schlößer, I.: Elimination von anthropogenen Spurenstoffen auf kommunalen Kläranlagen (Pilotprojekt 4. Reinigungsstufe) - Abschlussbericht. (2019)
2. Klasmeier, J., Kehrein, N., Berlekamp, J., Matthies, M.: Mikroverunreinigungen in oberirdischen Gewässern: Ermittlung des Handlungsbedarfs bei kommunalen Kläranlagen - Abschlussbericht. (2011)
3. Müller, J., Drewes, J.E., Hübner, U.: Sequential biofiltration – A novel approach for enhanced biological removal of trace organic chemicals from wastewater treatment plant effluent. *Water Research*. 127, 127–138 (2017). <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.10.009>
4. Bourgin, M., Beck, B., Boehler, M., Borowska, E., Fleiner, J., Salhi, E., Teichler, R., von Gunten, U., Siegrist, H., McArdell, C.S.: Evaluation of a full-scale wastewater treatment plant upgraded with ozonation and biological post-treatments: Abatement of micropollutants, formation of transformation products and oxidation by-products. *Water Research*. 129, 486–498 (2018). <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.10.036>
5. Griffini, O., Bao, M.L., Barbieri, K., Burrini, D., Santianni, D., Pantani, F.: Formation and removal of biodegradable ozonation by-products during ozonation-biofiltration treatment: Pilot-scale evaluation. *Ozone: Science and Engineering*. 21, 79–98 (1999)
6. Böhrer, M., Blunski, M., Czekalski, N., Fleiner, J., Kienle, C., Langer, M., McArdell, C., Teichler, R., Siegrist, H.: Biologische Nachbehandlung von kommunalem Abwasser nach Ozonung - ReTREAT, Abschlussbericht für das Bundesamt für Umwelt (Bafu) im Rahmen eines Projektes der Technologieförderung, Eawag, Dübendorf, (2017)
7. Regnery, J., Barringer, J., Wing, A.D., Hoppe-Jones, C., Teerlink, J., Drewes, J.E.: Start-up performance of a full-scale riverbank filtration site regarding removal of DOC, nutrients, and trace organic chemicals. *Chemosphere*. 127, 136–142 (2015). <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.12.076>
8. Regnery, J., Wing, A.D., Alidina, M., Drewes, J.E.: Biotransformation of trace organic chemicals during groundwater recharge: How useful are first-order rate constants? *Journal of Contaminant Hydrology*. 179, 65–75 (2015). <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2015.05.008>
9. McMahon, P.B., Chapelle, F.H.: Redox processes and water quality of selected principal aquifer systems. *Ground Water*. 46, 259–271 (2008). <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2007.00385.x>
10. Schulz, M., Löffler, D., Wagner, M., Ternes, T.A.: Transformation of the X-ray contrast medium iopromide in soil and biological wastewater treatment. *Environmental Science and Technology*. 42, 7207–7217 (2008). <https://doi.org/10.1021/es800789r>
11. Müller, J., Jewell, K., Schulz, M., Hermes, N., Ternes, T.A., Drewes, J.E., Hübner, U.: Capturing the oxidic transformation of iopromide – A useful tool for an improved characterization of predominant redox conditions and the removal of trace organic compounds in biofiltration systems? *Water Research*. (2019). <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.12.055>
12. Henning, N., Kunkel, U., Wick, A., Ternes, T.A.: Biotransformation of gabapentin in surface water matrices under different redox conditions and the occurrence of one major TP in the aquatic environment. *Water Research*. 137, 290–300 (2018). <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.01.027>
13. Zietzschmann, F., Mitchell, R.-L., Jekel, M.: Impacts of ozonation on the competition between organic micro-pollutants and effluent organic matter in powdered activated carbon adsorption. *Water Research*. 84, 153–160 (2015). <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.07.031>
14. Müller, J., Drewes, J., Hübner, U.: Investigating synergies in sequential biofiltration-based hybrid systems for the enhanced removal of trace organic chemicals from wastewater treatment plant effluents. *Environ. Sci.: Water Res. Technol.* (2019). <https://doi.org/10.1039/C9EW00181F>
15. Crittenden, J.C., Berrigan, J.K., Hand, D.W.: Design of Rapid Small-Scale Adsorption Tests for a Constant Diffusivity. *Journal (Water Pollution Control Federation)*. 58, 312–319 (1986)
16. Crittenden, J.C., Reddy, P.S., Arora, H., Trynoski, J., Hand, D.W., Perram, D.L., Summers, R.S.: Predicting GAC Performance With Rapid Small-Scale Column Tests. *Journal (American Water Works Association)*. 83, 77–87 (1991)
17. DWA-Themenband Aktivkohleeinsatz auf kommunalen Kläranlagen zur Spurenstoffentfernung, Mai 2019
18. Soltermann, F., Abegglen, C., Götz, C., Zimmermann-Steffens, S., Von Gunten, U.: Bromid im Abwasser. Bromatbildung bei der Ozonung - Einschätzung der zukünftigen Situation. *Aqua & Gas*, 96(10), 64–71., (2016)
19. Metzger, S., Tjoeng, I.O., Rößler, A., Schwentner, G., Rölle, R.: Kosten der Pulveraktivkohleanwendung zur Spurenstoffelimination am Beispiel ausgeführter und in Bau befindlicher Anlagen. *Korrespondenz Abwasser, Abfall* 11/2014 (61), S. 1029-1037, (2014)

20. Melin, T., Rautenbach, R. eds: Membranverfahren: Grundlagen der Modul- und Anlagenauslegung. Presented at the , Berlin, Heidelberg (2007)
21. <https://www.faudi.de/de/produkte-process.html>, abgerufen am 22.08.2019
22. <https://www.hydrogroup.de/fileadmin/redakteur/pdf/ProduktHandbuch/filtration-grundlagen-r1i1-de.pdf>, abgerufen am 22.08.2019
23. https://www.fiw.rwth-aachen.de/neo/fileadmin/pdf/membranbuch/D_Membranbuch_300106.pdf, abgerufen am 22.08.2019
24. Blaschke, A.P., Farnleitner, A.H., Kirschner, A.K.T., Sommer, R.: Nachhaltiges Gesamtkonzept zum Management des mikrobiologisch-hygienischen Zustandes des Neusiedler Sees unter Berücksichtigung der Siedlungswasserwirtschaft der Umlandgemeinden, Phase 1: "Pilotstudie". Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien., (2018)
25. DWA-M 205: Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser. ISBN: 978-3-942964-82-1, Hennef, (2013)
26. Bischoff, A.: Desinfektion von behandeltem Abwasser – Vergleich verschiedener Desinfektionsverfahren. IWAR Schriftenreihe Bd. 225, zugleich Dissertation der TU Darmstadt, ISBN: 978-3-940897-23-7, Darmstadt, (2013)
27. Schöler, A.: UV-Desinfektion von Kläranlagenabläufen unter besonderer Berücksichtigung des Einflusses der suspendierten Stoffe. Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft Bd. 175, zugleich Dissertation der Universität Stuttgart, ISBN: 978-3-48626-547-7, Stuttgart., (2002)
28. Clara, M.: Das Verhalten ausgewählter organischer Spurenstoffe bei der biologischen Abwasserreinigung. Wiener Mitteilung Wasser, Abwasser, Gewässer Bd. 191, zugleich Dissertation der Technischen Universität Wien, ISBN: 3-78567-082-9., (2004)
29. DWA-M 285-2: Spurenstoffentfernung auf kommunalen Kläranlagen – Teil: Einsatz von Aktivkohle – Verfahrensgrundsätze und Bemessung. ISBN: 978-3-96862-013-8, Hennef., (2020)
30. Böhler, M., Joss, A., McArdell, C., Meier, A.: Hinweise zur Planung und Auslegung von diskontinuierlich gespülten GAK-Filtern zur Elimination organischer Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser. Konsenspapier zum Ergebnis eines Workshops mit Fachexperten aus der Schweiz und Deutschland, Eawag und VSA, Dübendorf, (2020)
31. Benstöm, F.: Granulierte Aktivkohle zur Elimination organischer Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser. Gewässerschutz, Wasser, Abwasser Bd. 246, zugleich Dissertation der RWTH Aachen, ISBN: 978-3-938996-52-2, Aachen., (2017)
32. Knop, G., Yang, F., Cornel, P.: Elimination von Mikroverunreinigungen aus biologisch gereinigtem Kommunalabwasser mittels kombinierter Membran- und Aktivkohleadsorption, gwf – Wasser Abwasser, 157 (1), S. 46-59., (2016)
33. Böhler, M., Hernandez, A., Baggenstos, M., McArdell, C., Siegrist, H., Joss, A.: Elimination von Spurenstoffen durch granulierte Aktivkohle-Filtration (GAK): Großtechnische Untersuchungen auf der ARA Furt, Bülach, Schlussbericht Eawag, Dübendorf, (2020)
34. Taudien, Y., Kolisch, G., Bornemann, C., Nahrstedt, A.: Langzeiterfahrungen zum Einsatz von GAK-Filtern bei der Spurenstoffelimination. Korrespondenz Abwasser, Abfall 2020 (67) Nr. 11, S.858-867, (2020)
35. Abegglen, C., Escher, B., Hollender, J., Koepke, S., Ort, C., Peter, A., Siegrist, H., Von Gunten, U., Zimmermann, S.: Ozonung von gereinigtem Abwasser – Schlussbericht Pilotversuch Regensdorf, gerichtet an das Bafu und Kanton Zürich, Eawag, Dübendorf, (2009)
36. ARGE: Elimination von Arzneimittelrückständen aus kommunalen Kläranlagen. Schlussbericht der Phase 2 der Arbeitsgemeinschaft Spurenstoffe NRW – Teilprojekt 6, gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen., (2013)
37. Kienle, C., Kase, R., Schäfer, M., Werner, I.: Ökotoxikologische Biotests – Anwendung von Biotests zur Evaluation der Wirkung und Elimination von Mikroverunreinigungen. Aqua & Gas, Nr. 7/8, S. 18-26., (2015)
38. ARGE: Metabolitenbildung beim Einsatz von Ozon. Schlussbericht der Phase 2 der Arbeitsgemeinschaft Spurenstoffe NRW – Teilprojekt 10, gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen., (2015)
39. VSA: Abklärungen Verfahrenseignung Ozonung. Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfach, Glattbrugg. Im Internet unter: https://micropoll.ch/wp-content/uploads/2020/06/2017_VSA_E_Abkl%C3%A4rungen-Verfahrenseignung_d.pdf (20.01.2021)., (2017)
40. McArdell, C., Böhler, M., Hernandez, A., Oltramare, C., Büeler, A., Siegrist, H.: Pilotversuche zur erweiterten Abwasserbehandlung mit granulierter Aktivkohle (GAK) und kombiniert mit Teilozonung (O3/GAK) auf der ARA Glarnerland (AVG), Ergänzende Untersuchungen zur PAK-Dosierung in die biologische Stufe mit S::Select-Verfahren in Kombination mit nachfolgender GAK. Schlussbericht Eawag, Dübendorf, (2020)

41. Austermann-Haun, U., Meier, J.F., Weber, H., Nahrstedt, A., Sikorski, D., Kuhlmann, S., Alt, K.: Spurenstoffelimination auf der Kläranlage Detmold mittels der Kombination von Ozon mit nachgeschalteter Aktivkohlefiltration. Projektergebnisse im Rahmen des Zuwendungsbescheids 0-01/17-Le der Bezirksregierung Detmold, (2018)
42. Kreuzinger, N., Haslinger, J., Kornfeind, L., Schaar, H., Saracevic, E., Winkelbauer, A., Hell, F., Walder, C., Müller, M., Wagner, A., Wieland, A.: Weitergehende Reinigung kommunaler Abwässer mit Ozon sowie Aktivkohle für die Entfernung organischer Spurenstoffen - KomOzAk Endbericht, (2016)
43. Miehe, U.: Ozonung auf kommunalen Kläranlagen. DWA-Seminar „Weitergehende Abwasserreinigung“ am 14.11.2018 in Bad Hersfeld. Vortragsfolien., (2018)
44. Locher, C.: Effekt der Ozonung auf Spurenstoffelimination und Desinfektion auf der Kläranlage Eris Kirch. 4. KomS-VSA-Webseminar 10.09.2020, Vortragsfolien, (2020)
45. Metzger, S., Keyzers, C., Duschek, K.: Synergieeffekte der Spurenstoffelimination im Kontext der weitergehenden Abwasserreinigung. Vortrag bei der DWA-Landesverbandstagung in Baden-Württemberg am 16.10.2019. Veröffentlicht in den Tagungsunterlagen., (2019)
46. Metzger, S., Rößler, A.: Spurenstoffelimination mittels Aktivkohle auf Kläranlagen in Baden-Württemberg. 30. Karlsruher Flockungstage, Tagungsband, Karlsruhe, 28./29.11.2017, (2017)
47. Keyzers, C.: Entfernung organischer Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser mittels oxidativer und adsorptiver Verfahren im dynamischen Rezirkulationsbetrieb. Gewässerschutz, Wasser, Abwasser Bd. 240, zugleich Dissertation der RWTH Aachen, ISBN: 978-3-938996-46-1, Aachen, (2016)
48. Neef, J.: Untersuchungsergebnisse GAK-Filter Mannheim. Persönliche Mitteilung vom 03.02.2021, (2021)
49. Soto, A., Lin, T.-M., Justicia, H., Silvia, R.M., Sonnenschein, C.: An “in culture” bioassay to assess the estrogenicity of xenobiotics. In: T. Colborn und C. Clement (Hg.): Chemically Induced Alterations in Sexual Development: The Wildlife/Human Connection. Princeton: NJ: Princeton Scientific Publishing, S. 295–309., (1992)
50. Soto, A., Sonnenschein, C., Chung, K.L., Fernandez, M.F., Olea, N., Serrano, F.O.: The E-SCREEN assay as a tool to identify estrogens. An update on estrogenic environmental pollutants. In: Environmental health perspectives 103 Suppl 7, S. 113–122. DOI: 10.1289/ehp.95103s7113., (1995)
51. Spengler, P., Körner, W., Metzger, J.W.: Substances with estrogenic activity in effluents of sewage treatment plants in southwestern Germany. 1. Chemical analysis. In: Environ Toxicol Chem 20 (10), S. 2133–2141. DOI: 10.1002/etc.5620201001., (2001)
52. Liang, X., Wang, M., Chen, X., Zha, J., Chen, H., Zhu, L., Wang, Z.: Endocrine disrupting effects of benzotriazole in rare minnow (*Gobiocypris rarus*) in a sex-dependent manner. In: Chemosphere 112, S. 154–162. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2014.03.106., (2014)
53. Bergman, Å., Heindel, J.J., Jobling, S., Kidd, K.A., Zoeller, R.T.: State of the science of endocrine disrupting chemicals 2012. Hg. v. United Nations Environment Programme and the World Health Organization., (2013)
54. Loos, R., Marinov, D., Sanseverino, I., Napierska, D., Lettieri, T.: Review of the 1st Watch List under the Water Framework Directive and recommendations for the 2nd Watch List, 2018., (2018)
55. Czekalski, N., Gunten, U. von, Bürgmann, H.: Antibiotikaresistenzen im Wasserkreislauf. Ein Überblick über die Situation in der Schweiz. AQUA & GAS. 9, 72–80 (2016)
56. Falgenhauer, L., Schwengers, O., Schmiedel, J., Baars, C., Lambrecht, O., Heß, S., Berendonk, T.U., Falgenhauer, J., Chakraborty, T., Imirzalioglu, C.: Multidrug-Resistant and Clinically Relevant Gram-Negative Bacteria Are Present in German Surface Waters. Front Microbiol. 10, 2779–2779 (2019). <https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.02779>
57. Kittinger, C., Lipp, M., Folli, B., Kirschner, A., Baumert, R., Galler, H., Grisold, A.J., Luxner, J., Weisenbacher, M., Farnleitner, A.H., Zarfel, G.: Enterobacteriaceae Isolated from the River Danube: Antibiotic Resistances, with a Focus on the Presence of ESBL and Carbapenemases. PLOS ONE. 11, e0165820 (2016). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0165820>
58. Schwartz, T., Kohnen, W., Jansen, B., Obst, U.: Detection of antibiotic-resistant bacteria and their resistance genes in wastewater, surface water, and drinking water biofilms. FEMS Microbiology Ecology. 43, 325–335 (2003). <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2003.tb01073.x>
59. Szczepanowski, R., Linke, B., Krahn, I., Gartemann, K.-H., Gützkow, T., Eichler, W., Pühler, A., Schlüter, A.: Detection of 140 clinically relevant antibiotic-resistance genes in the plasmid metagenome of wastewater treatment plant bacteria showing reduced susceptibility to selected antibiotics, (2009)
60. Caucci, S., Karkman, A., Cacace, D., Rybicki, M., Timpel, P., Voolaid, V., Gurke, R., Virta, M., Berendonk, T.U.: Seasonality of antibiotic prescriptions for outpatients and resistance genes in sewers and wastewater treatment plant outflow. FEMS Microbiology Ecology. 92, (2016). <https://doi.org/10.1093/femsec/fiw060>
61. Czekalski, N., Berthold, T., Caucci, S., Egli, A., Bürgmann, H.: Increased levels of multiresistant bacteria and resistance genes after wastewater treatment and their dissemination into lake Geneva, Switzerland. Front Microbiol. 3, 106–106 (2012). <https://doi.org/10.3389/fmicb.2012.00106>

62. Cacace, D., Fatta-Kassinos, D., Manaia, C.M., Cytryn, E., Kreuzinger, N., Rizzo, L., Karaolia, P., Schwartz, T., Alexander, J., Merlin, C., Garelick, H., Schmitt, H., de Vries, D., Schwermer, C.U., Meric, S., Ozkal, C.B., Pons, M.-N., Kneis, D., Berendonk, T.U.: Antibiotic resistance genes in treated wastewater and in the receiving water bodies: A pan-European survey of urban settings. *Water Research*. 162, 320–330 (2019). <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.06.039>
63. Rizzo, L., Manaia, C., Merlin, C., Schwartz, T., Dagot, C., Ploy, M.C., Michael, I., Fatta-Kassinos, D.: Urban wastewater treatment plants as hotspots for antibiotic resistant bacteria and genes spread into the environment: A review. *Science of The Total Environment*. 447, 345–360 (2013). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.01.032>
64. Exner, M., Schwartz, T., Schmithusen, R.: HyReKA Synthese- und Abschlussbericht, Hygienisch-medizinische Relevanz und Kontrolle Antibiotika-resistenter Krankheitserreger aus klinischen, landwirtschaftlichen und kommunalen Abwässern und deren Bedeutung in Rohwässern. BMBF-Projekt HyReKA Abschlussbericht 1. Teil. (2020)
65. Griffiths, R.I., Whiteley, A.S., O'Donnell, A.G., Bailey, M.J.: Rapid method for coextraction of DNA and RNA from natural environments for analysis of ribosomal DNA- and rRNA-based microbial community composition. *Appl Environ Microbiol*. 66, 5488–5491 (2000). <https://doi.org/10.1128/aem.66.12.5488-5491.2000>
66. Green, H.C., Haugland, R.A., Varma, M., Millen, H.T., Borchardt, M.A., Field, K.G., Walters, W.A., Knight, R., Sivaganesan, M., Kelty, C.A., Shanks, O.C.: Improved HF183 quantitative real-time PCR assay for characterization of human fecal pollution in ambient surface water samples. *Appl Environ Microbiol*. 80, 3086–3094 (2014). <https://doi.org/10.1128/AEM.04137-13>
67. Mieszkin, S., Yala, J.-F., Joubrel, R., Gourmelon, M.: Phylogenetic analysis of Bacteroidales 16S rRNA gene sequences from human and animal effluents and assessment of ruminant faecal pollution by real-time PCR. *Journal of Applied Microbiology*. 108, 974–984 (2010). <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2009.04499.x>
68. López-Gutiérrez, J.C., Henry, S., Hallet, S., Martin-Laurent, F., Catroux, G., Philippot, L.: Quantification of a novel group of nitrate-reducing bacteria in the environment by real-time PCR. *Journal of Microbiological Methods*. 57, 399–407 (2004). <https://doi.org/10.1016/j.mimet.2004.02.009>
69. Pei, R., Kim, S.-C., Carlson, K.H., Pruden, A.: Effect of River Landscape on the sediment concentrations of antibiotics and corresponding antibiotic resistance genes (ARG). *Water Research*. 40, 2427–2435 (2006). <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.04.017>
70. Alexander, J., Bollmann, A., Seitz, W., Schwartz, T.: Microbiological characterization of aquatic microbiomes targeting taxonomical marker genes and antibiotic resistance genes of opportunistic bacteria. *Science of The Total Environment*. 512–513, 316–325 (2015). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.01.046>
71. Marti, E., Balcázar, J.L.: Real-Time PCR assays for quantification of qnr genes in environmental water samples and chicken feces. *Appl Environ Microbiol*. 79, 1743–1745 (2013). <https://doi.org/10.1128/AEM.03409-12>
72. Volkmann, H., Schwartz, T., Bischoff, P., Kirchen, S., Obst, U.: Detection of clinically relevant antibiotic-resistance genes in municipal wastewater using real-time PCR (TaqMan). *Journal of Microbiological Methods*. 56, 277–286 (2004). <https://doi.org/10.1016/j.mimet.2003.10.014>
73. Stalder, T., Barraud, O., Jové, T., Casellas, M., Gaschet, M., Dagot, C., Ploy, M.-C.: Quantitative and qualitative impact of hospital effluent on dissemination of the integron pool. *The ISME Journal*. 8, 768–777 (2014). <https://doi.org/10.1038/ismej.2013.189>
74. Monteiro, J., Widen, R.H., Pignatari, A.C.C., Kubasek, C., Silbert, S.: Rapid detection of carbapenemase genes by multiplex real-time PCR. *Journal of Antimicrobial Chemotherapy*. 67, 906–909 (2012). <https://doi.org/10.1093/jac/dkr563>
75. van der Zee, A., Roorda, L., Bosman, G., Fluit, A.C., Hermans, M., Smits, P.H., van der Zanden, A.G., te Witt, R., Bruijnesteijn van Coppenraet, L.E., Cohen Stuart, J., Ossewaarde, J.M.: Multi-centre evaluation of real-time multiplex PCR for detection of carbapenemase genes OXA-48, VIM, IMP, NDM and KPC. *BMC Infectious Diseases*. 14, 27 (2014). <https://doi.org/10.1186/1471-2334-14-27>
76. Volkmann, H., Schwartz, T., Kirchen, S., Stofer, C., Obst, U.: Evaluation of inhibition and cross-reaction effects on real-time PCR applied to the total DNA of wastewater samples for the quantification of bacterial antibiotic resistance genes and taxon-specific targets. *Molecular and Cellular Probes*. 21, 125–133 (2007). <https://doi.org/10.1016/j.mcp.2006.08.009>
77. Baumgartner, A., Bischofberger, T., Bissig-Choisat, B., Dalla Torre, M., Emch, H., Gafner, J.-L.: Leitfaden zur Validierung mikrobiologischer Prüfverfahren und zur Abschätzung der Messunsicherheit im Bereich Lebensmittel- und Umweltmikrobiologie. *Mitteilungen aus Lebensmitteluntersuchung und Hygiene*. 97, 73–106 (2006)
78. Popp, W., Huber, S., Kexel, S.: Abwasserdesinfektion zur Verbesserung der Badegewässerqualität an der Oberen Isar. *Wasser und Abfall*. 5, 14–18 (2004)

79. Zhang, Y.Q., Wu, Q.P., Zhang, J.M., Yang, X.H.: Effects of ozone on membrane permeability and ultrastructure in *Pseudomonas aeruginosa*. *Journal of Applied Microbiology*. 111, 1006–1015 (2011). <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2011.05113.x>
80. Iakovides, I.C., Michael-Kordatou, I., Moreira, N.F.F., Ribeiro, A.R., Fernandes, T., Pereira, M.F.R., Nunes, O.C., Manaia, C.M., Silva, A.M.T., Fatta-Kassinos, D.: Continuous ozonation of urban wastewater: Removal of antibiotics, antibiotic-resistant *Escherichia coli* and antibiotic resistance genes and phytotoxicity. *Water Research*. 159, 333–347 (2019). <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.05.025>
81. Schwartz, T., Alexander, J., Hembach, N.: Bewertung unterschiedlicher Kläranlagen und Abwasserbehandlungsverfahren zur Entfernung fakultativ- pathogener Bakterien. Vortrag bei der Abschlussveranstaltung des BMBF-Verbundvorhabens HyReKA: Antibiotikaresistenz im Wasserkreislauf, (2019)
82. Reischer, G.H., Kasper, D.C., Steinborn, R., Farnleitner, A.H., Mach, R.L.: A quantitative real-time PCR assay for the highly sensitive and specific detection of human faecal influence in spring water from a large alpine catchment area. *Letters in Applied Microbiology*. 44, 351–356 (2007). <https://doi.org/10.1111/j.1472-765X.2006.02094.x>
83. Exner, M., Schwartz, T., Schmithusen, R.: HyReKA Methodenkompendium der Laboranalytik, Hygienisch-medizinische Relevanz und Kontrolle Antibiotika-resistenter Krankheitserreger aus klinischen, landwirtschaftlichen und kommunalen Abwässern und deren Bedeutung in Rohwässern. BMBF-Projekt HyReKA Abschlussbericht 2. Teil. (2020)
84. Huang, C.-H., Renew, J.E., Smeby, K.L., Pinkston, K., Sedlak, D.L.: Assessment of potential antibiotic contaminants in water and preliminary occurrence analysis. *Contemp. Water Res. Educ.* 120 (1), 30–40 (2011)
85. Su, S., Li, C., Yang, J., Xu, Q., Qiu, Z., Xue, B., Wang, S., Zhao, C., Xiao, Z., Wang, J., Shen, Z.: Distribution of Antibiotic Resistance Genes in Three Different Natural Water Bodies-A Lake, River and Sea. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 17, (2020). <https://doi.org/10.3390/ijerph17020552>
86. Zhang, X.-X., Zhang, T., Fang, H.H.P.: Antibiotic resistance genes in water environment. *Applied Microbiology and Biotechnology*. 82, 397–414 (2009). <https://doi.org/10.1007/s00253-008-1829-z>
87. KRINKO, Kommission für Krankenhaushygiene und Infektionsprävention, Robert Koch Institut: Hygienemaßnahmen bei Infektionen oder Besiedlung mit multiresistenten gramnegativen Stäbchen. (2012)
88. Robert Koch Institut: EUCAST definiert die Kategorie „I“ im Rahmen der Antibiotikaresistenzbestimmung neu. *Epidemiologisches Bulletin*. 9, 81–88 (2019)
89. Klare, I., Witte, W., Wendt, C., Werner, G.: Vancomycin-resistente Enterokokken (VRE). *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*. 55, 1387–1400 (2012). <https://doi.org/10.1007/s00103-012-1564-6>
90. Robert Koch Institut: Verbreitung, Krankheitslast, Therapieoptionen und Prävention von Infektionen mit Vancomycin-resistenten Enterokokken. *Epidemiologisches Bulletin*. 27, 237–250 (2019)
91. Paulus, G.K., Hornstra, L.M., Alygizakis, N., Slobodnik, J., Thomaidis, N., Medema, G.: The impact of on-site hospital wastewater treatment on the downstream communal wastewater system in terms of antibiotics and antibiotic resistance genes. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*. 222, 635–644 (2019). <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2019.01.004>
92. Müller, E., Schade, M.: Fäkale Belastung und Vorkommen von Antibiotikaresistenzen in Mischwasserentlastungen in Bayern. LfU Abschlussbericht. (2021)
93. Hembach, N., Alexander, J., Hiller, C., Wieland, A., Schwartz, T.: Dissemination prevention of antibiotic resistant and facultative pathogenic bacteria by ultrafiltration and ozone treatment at an urban wastewater treatment plant. *Scientific Reports*. 9, 12843 (2019). <https://doi.org/10.1038/s41598-019-49263-1>

15 Anhang

Tab. 23: Mediankonzentrationen bzw. -werte der Summenparameter und Stickstoffkomponenten in den Versuchsphasen 1 und 2.

Probe	CSB (unfiltriert)	CSB (filtriert)	TOC	DOC	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	SAK ₂₅₄	SAK ₄₃₆
	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	1/m	1/m
Versuchsphase 1									
Zul. Vorklärung	416	95,6	59,8	31,9	x	x	x	34,1	2,4
Abl. Nachklärung	20,6	16,2	6,7	6,1	0,0	0,0	10,3	13,6	1,1
Abl. Ozonanlage	n.a.	15,5	6,4	5,9	0,3	0,0	8,8	9,5	0,4
Abl. Sandfilter	n.a.	14,0	5,5	5,3	0,0	0,0	9,3	8,9	0,3
Abl. BAK-Filter	n.a.	12,3	5,0	4,8	0,0	0,0	9,3	8,1	0,3
Abl. Kläranlage	n.a.	13,6	5,6	5,3	0,0	0,0	8,8	9,4	0,5
Versuchsphase 2									
Zul. Vorklärung	444	115,0	74,1	40,6	x	x	x	37,0	2,5
Abl. Nachklärung	22,5	19,5	6,7	7,4	0,1	0,1	9,8	14,4	1,3
Abl. Ozonanlage	21,6	17,4	6,5	7,0	0,1	0,0	9,5	9,2	0,4
Abl. Sandfilter	16,4	14,9	5,5	5,6	0,0	0,1	9,8	8,4	0,3
Abl. BAK-Filter	15,2	13,7	4,8	5,0	0,0	0,0	10,2	7,3	0,2
Abl. Kläranlage	17,1	14,1	5,4	5,5	0,0	0,1	10,5	8,2	0,3

Tab. 24: Prozentuale Entfernung der Mediankonzentrationen bzw. -werte der Summenparameter bezogen auf den Ablauf der Nachklärung in den Versuchsphasen 1 und 2.

Probe	CSB (unfiltriert)	CSB (filtriert)	TOC	DOC	SAK ₂₅₄	SAK ₄₃₆
	%	%	%	%	%	%
Versuchsphase 1						
Abl. Ozonanlage	n.a.	4	4	4	30	64
Abl. Sandfilter	n.a.	14	17	13	35	73
Abl. BAK-Filter	n.a.	24	24	21	41	73
Abl. Kläranlage	n.a.	16	15	13	31	59
Versuchsphase 2						
Abl. Ozonanlage	4	11	3	6	36	69
Abl. Sandfilter	27	24	18	24	42	77
Abl. BAK-Filter	32	30	28	33	49	85
Abl. Kläranlage	24	28	19	26	43	77

Tab. 25: Mediankonzentrationen der untersuchten Einzelstoffe an den sechs Probenahmestellen in **Versuchsphase 1** (n=8). Prozentuale Entfernung bezogen auf den Zulauf der Vorklärung (kumulativ).*

Substanz	Zul. Vorklärung	Abl. Nachklärung	Abl. Ozonanlage	Abl. Sandfilter	Abl. BAK-Filter	Abl. Kläranlage		Abl. Nachklärung	Abl. Ozonanlage	Abl. Sandfilter	Abl. BAK-Filter	Abl. Kläranlage
	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L		%-Entf.	%-Entf.	%-Entf.	%-Entf.	%-Entf.
3-OH-Carbamazepin	70	60	<LOQ	<LOQ	<LOQ	30		16	96	96	96	64
4-Formylaminoantipyrin	7.490	4.320	110	110	60	610		42	99	99	99	92
4/5-Methylbenzotriazol	34.700	15.490	10.000	9.870	1.230	8.240		55	71	72	96	76
Amisulprid	680	410	130	140	20	160		39	81	79	98	77
Antipyrin	60	80	20	20	20	30		-32	74	71	73	48
Atenolol	140	20	10	10	10	10		86	91	93	95	94
Benzotriazol	14.320	6.450	4.500	4.840	960	3.830		55	69	66	93	73
Coffein	89.500	70	80	200	120	80		100	100	100	100	100
Candesartan	2.350	1.630	980	1.070	870	1.100		31	58	55	63	53
Carbamazepin	610	450	20	30	20	60		26	96	96	97	90
Citalopram	210	140	60	70	10	70		34	73	68	95	68
Climbazol	110	40	10	10	10	30		66	89	89	89	76
Diclofenac	3.510	1.920	50	50	30	170		45	99	99	99	95
Fluconazol	50	40	40	40	20	30		22	26	20	54	37
Gabapentin	4.810	1.850	1.420	1.490	1.080	1.410		62	70	69	78	71
Iopromid	3.240	400	390	350	360	460		88	88	89	89	86
Irbesartan	1.300	950	550	580	420	640		27	57	55	68	51
Metoprolol	1.410	740	470	480	80	400		48	67	66	95	71
Phenytoin	10	10	10	10	<LOQ	10		17	47	38	67	43
Primidon	460	310	230	270	190	240		32	49	42	60	47
Sotalol	30	20	10	<LOQ	<LOQ	10		29	81	91	91	72
Sulfamethoxazol	260	120	20	20	20	30		53	91	91	91	89
TCEP	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ		n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Tramadol	810	510	280	320	40	260		37	66	61	95	67
Trimethoprim	100	40	<LOQ	<LOQ	<LOQ	10		62	98	98	98	86
Valsartansäure	80	2.110	1.300	1.540	1.370	1.520		-2399	-1431	-1726	-1520	-1694
Venlafaxin-N-Oxid	<LOQ	10	50	50	40	40		n.a.*	-510*	-530*	-420*	-490*
Venlafaxin	510	330	180	190	50	190		35	65	62	90	63
Acesulfam	54.930	960	930	890	2.140	1.390		98	98	98	96	97
Gemfibrozil	130	20	20	10	10	20		83	83	96	96	84
Hydrochlorothiazid	2.460	1.430	770	830	140	770		42	69	66	94	69
Ibuprofen	14.520	110	130	30	30	110		99	99	100	100	99

*Entfernung von Venlafaxin-N-Oxid bezogen auf den Ablauf der Nachklärung, da keine Detektion im Zulauf der Vorklärung

Tab. 26: Mediankonzentrationen der untersuchten Einzelstoffe an den sechs Probenahmestellen in **Versuchsphase 2** (n=9). Prozentuale Entfernung bezogen auf den Zulauf der Vorklärung (kumulativ).*

Substanz	Zul. Vorklärung	Abl. Nachklärung	Abl. Ozonanlage	Abl. Sandfilter	Abl. BAK-Filter	Abl. Kläranlage		Abl. Nachklärung	Abl. Ozonanlage	Abl. Sandfilter	Abl. BAK-Filter	Abl. Kläranlage
	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L		%-Entf.	%-Entf.	%-Entf.	%-Entf.	%-Entf.
3-OH-Carbamazepin	50	60	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ		n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
4-Formylaminoantipyrin	11.290	8.690	60	70	50	350		23	99	99	100	97
4/5-Methylbenzotriazol	21.950	16.080	6.510	6.390	890	3.270		27	70	71	96	85
Amisulprid	570	490	50	50	10	40		14	91	91	99	92
Antipyrin	50	100	10	10	10	10		-100	82	89	88	82
Atenolol	160	40	20	10	<LOQ	10		76	89	92	98	95
Benzotriazol	14.230	7.250	3.720	3.140	650	1.870		49	74	78	95	87
Coffein	99.230	90	70	30	30	110		100	100	100	100	100
Candesartan	1.460	1.320	580	510	560	610		10	60	65	62	58
Carbamazepin	600	600	190	130	10	20		0	68	79	99	96
Citalopram	240	180	50	40	10	30		26	81	82	94	87
Climbazol	320	90	70	50	70	70		71	80	83	78	78
Diclofenac	3.380	2.880	480	580	480	110		15	86	83	86	97
Fluconazol	30	20	10	20	10	10		37	57	46	65	63
Gabapentin	4.660	1.930	1.050	970	880	860		59	77	79	81	81
Iopromid	820	50	30	20	50	30		94	96	98	94	97
Irbesartan	1.270	980	460	380	310	370		22	64	70	76	70
Metoprolol	1.640	1.060	510	400	60	210		36	69	76	97	87
Phenytoin	20	20	10	10	<LOQ	10		-4	63	57	72	64
Primidon	560	450	250	230	170	170		20	55	59	70	70
Sotalol	50	50	20	10	<LOQ	20		1	70	84	95	60
Sulfamethoxazol	280	230	20	20	20	20		19	94	94	92	94
TCEP	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ		n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Tramadol	780	630	250	200	20	120		20	68	74	97	84
Trimethoprim	140	70	20	10	<LOQ	30		51	84	90	98	79
Valsartansäure	60	2.660	1.130	1.230	1.260	1.200		-4174	-1713	-1876	-1927	-1836
Venlafaxin-N-Oxid	<LOQ	10	50	80	70	40		n.a.*	-314*	-516*	-458*	-250*
Venlafaxin	520	440	160	140	40	80		16	70	72	91	84
Acesulfam	55.650	2.230	1.560	1.490	2.060	1.600		96	97	97	96	97
Gemfibrozil	150	40	20	10	10	20		70	89	92	91	89
Hydrochlorothiazid	2.670	2.140	600	560	70	280		20	78	79	97	89
Ibuprofen	19.270	110	70	80	110	170		99	100	100	99	99

*Entfernung von Venlafaxin-N-Oxid bezogen auf den Ablauf der Nachklärung, da keine Detektion im Zulauf der Vorklärung

Tabelle 27: Vitellogenin-Konzentration vor und nach der Exposition, Induktionsfaktoren sowie Konzentrationen verschiedener Parameter im Blut von 20 Regenbogenforellen nach einer 28-tägigen Exposition im Dezember 2019 in gereinigtem Abwasser der Kläranlage Weißenburg vor der 4. Reinigungsstufe (Gruppe A), nach der 4. Reinigungsstufe (Gruppe B), im Wasser der Schwäbischen Rezat unterhalb der Abwassereinleitung (Gruppe C) und in Quellwasser der Teichanlage Wielenbach (Gruppe D, Kontrolle)

Gruppe		Vitellogenin vor Exposition [ng/ml]	Vitellogenin nach Exposition [ng/ml]	Induktionsfaktor	Estradiol [pg/ml]	11-Keto-Testosteron [ng/ml]	Testosteron [ng/ml]	Aromatase [pg/ml]	Cytochrome P4501A [pg/ml]	Hitzeschockprotein HSP70 [pg/ml]	Prostaglandin E2 [pg/ml]	Totalprotein [g/dL]	Alkalische Phosphatase [U/L]	Aspartat-Aminotransferase [U/L]	Alanin-Aminotransferase [U/L]	Cholesterin [mg/dl]	HDL-Cholesterin [mg/dl]	Triglycerid [mg/dl]	Kreatinin [mg/dl]	Glucose [mg/dl]
A	Mittelwert	< 0,38	14,6	77	4494	273	110	8115	2350	613	277	3,3	36	19	4	191	83	319	0,23	105
A	Standabweichung	0,00	9,3	49	362	36	72	7915	97	28	153	0,6	10	6	2	41	23	158	0,04	17
A	Minimum	< 0,38	7,7	40	3671	215	14	5140	2172	549	83	1,9	16	2	3	105	36	138	0,16	69
A	Maximum	< 0,38	52,2	275	5420	343	303	42382	2511	665	589	4,3	60	29	8	275	127	902	0,29	133
A	Quantil 90%	< 0,38	19,1	101	4786	319	193	7727	2490	643	482	4,0	50	25	7	239	119	437	0,29	126
A	Quantil 75%	< 0,38	15,0	79	4677	297	161	6852	2409	634	435	3,9	41	23	3	210	95	351	0,26	120
A	Quantil 25%	< 0,38	9,5	50	4375	240	60	5894	2289	595	159	3,0	31	16	3	162	63	232	0,20	96
A	Median	< 0,38	11,9	63	4533	275	89	6028	2354	614	210	3,5	34	19	3	193	83	291	0,23	102
B	Mittelwert	< 0,38	< 0,38	1	4261	321	182	4762	2237	587	103	3,2	29	20	5	191	85	305	0,20	90
B	Standabweichung	0,00	0,0	0	309	58	83	1012	82	26	32	0,5	12	8	3	53	20	72	0,03	15
B	Minimum	< 0,38	< 0,38	1	3462	220	51	2212	2049	544	68	2,2	8	2	3	102	43	149	0,14	57
B	Maximum	< 0,38	< 0,38	1	4809	501	362	6465	2369	627	221	4,2	56	38	10	315	129	413	0,24	115
B	Quantil 90%	< 0,38	< 0,38	1	4543	379	276	5760	2335	615	128	3,8	40	27	9	239	106	376	0,24	105
B	Quantil 75%	< 0,38	< 0,38	1	4442	346	248	5563	2303	612	112	3,6	36	24	7	229	100	360	0,22	99
B	Quantil 25%	< 0,38	< 0,38	1	4062	284	104	4493	2178	568	82	3,0	20	16	3	164	71	263	0,16	80
B	Median	< 0,38	< 0,38	1	4316	310	186	4827	2246	585	93	3,2	30	20	3	195	84	313	0,21	89
C	Mittelwert	< 0,38	5,1	27	4434	310	181	8030	2298	604	158	2,7	18	16	5	162	60	253	0,21	84
C	Standabweichung	0,00	6,4	34	322	31	105	2121	130	29	125	0,7	8	6	3	35	19	102	0,03	14
C	Minimum	< 0,38	< 0,38	1	3828	259	31	4432	1890	565	69	1,4	8	4	3	102	22	75	0,14	62
C	Maximum	< 0,38	19,0	100	5172	354	479	11978	2521	658	513	4,0	32	33	16	229	95	449	0,26	114
C	Quantil 90%	< 0,38	14,6	77	4814	344	313	11501	2419	637	296	3,8	28	20	9	210	90	366	0,25	100
C	Quantil 75%	< 0,38	10,0	53	4578	335	221	8889	2383	627	170	3,1	24	18	7	184	73	344	0,23	90
C	Quantil 25%	< 0,38	< 0,38	1	4188	278	116	6812	2246	579	82	2,2	14	12	3	133	47	177	0,20	73
C	Median	< 0,38	< 0,38	1	4352	324	150	7934	2318	603	97	2,7	18	16	3	161	58	242	0,23	83
D	Mittelwert	< 0,38	< 0,38	1	4921	318	191	6382	2163	571	116	3,2	28	25	7	191	83	288	0,22	85
D	Standabweichung	0,00	0,0	0	1677	24	107	2407	107	23	54	0,7	13	11	7	56	27	123	0,20	15
D	Minimum	< 0,38	< 0,38	1	3887	285	4	4074	1915	523	59	1,1	8	11	3	67	13	47	0,05	50
D	Maximum	< 0,38	< 0,38	1	11946	388	456	15196	2305	613	260	4,3	57	55	30	299	135	556	0,83	108
D	Quantil 90%	< 0,38	< 0,38	1	5316	337	336	8994	2276	601	172	4,2	45	40	10	257	107	395	0,39	102
D	Quantil 75%	< 0,38	< 0,38	1	4862	329	231	6694	2235	588	121	3,6	32	29	8	221	97	384	0,24	96
D	Quantil 25%	< 0,38	< 0,38	1	4245	299	132	5009	2113	556	81	3,1	21	18	3	147	64	186	0,05	79
D	Median	< 0,38	< 0,38	1	4450	316	177	5717	2183	574	96	3,2	28	22	3	199	89	304	0,19	87

Tabelle 28: Ergebnisse der statistischen Auswertung (bei Normalverteilung mittels einfaktorieller Varianzanalyse mit Bonferroni-Korrektur, ohne Normalverteilung mittels Kruskal-Wallis-Test mit Bonferroni-Korrektur) von Konzentrationen verschiedener Parameter im Blut von Regenbogenforellen nach einer 28-tägigen Exposition im Dezember 2019 in gereinigtem Abwasser der Kläranlage Weißenburg vor der 4. Reinigungsstufe (Gruppe A), nach der 4. Reinigungsstufe (Gruppe B), im Wasser der Schwäbischen Rezat unterhalb der Abwassereinleitung (Gruppe C) und in Quellwasser der Teichanlage Wielenbach (Gruppe D, Kontrolle). Leere Felder: nicht signifikant, $p > 0,05$.

Vitellogenin vor Exposition [ng/ml]	Gruppe A	Gruppe B	Gruppe C	Gruppe D
Gruppe A				
Gruppe B				
Gruppe C				
Gruppe D				
Vitellogenin nach Exposition [ng/ml]	Gruppe A	Gruppe B	Gruppe C	Gruppe D
Gruppe A		*** : $p < 0,001$	*** : $p < 0,001$	*** : $p < 0,001$
Gruppe B	*** : $p < 0,001$			
Gruppe C	*** : $p < 0,001$			
Gruppe D	*** : $p < 0,001$			
Induktionsfaktor	Gruppe A	Gruppe B	Gruppe C	Gruppe D
Gruppe A		*** : $p < 0,001$	*** : $p < 0,001$	*** : $p < 0,001$
Gruppe B	*** : $p < 0,001$			
Gruppe C	*** : $p < 0,001$			
Gruppe D	*** : $p < 0,001$			
Estradiol [pg/ml]	Gruppe A	Gruppe B	Gruppe C	Gruppe D
Gruppe A				
Gruppe B				
Gruppe C				
Gruppe D				
11-Keto-Testosteron [ng/ml]	Gruppe A	Gruppe B	Gruppe C	Gruppe D
Gruppe A		* : $p < 0,05$	* : $p < 0,05$	** : $p < 0,01$
Gruppe B	* : $p < 0,05$			
Gruppe C	* : $p < 0,05$			
Gruppe D	** : $p < 0,01$			
Testosteron [ng/ml]	Gruppe A	Gruppe B	Gruppe C	Gruppe D
Gruppe A		* : $p < 0,05$		* : $p < 0,05$
Gruppe B	* : $p < 0,05$			
Gruppe C				
Gruppe D	* : $p < 0,05$			
Aromatase [pg/ml]	Gruppe A	Gruppe B	Gruppe C	Gruppe D
Gruppe A		** : $p < 0,01$		
Gruppe B	** : $p < 0,01$		*** : $p < 0,001$	
Gruppe C		*** : $p < 0,001$		* : $p < 0,05$
Gruppe D			* : $p < 0,05$	
Cytochrome P4501A [pg/ml]	Gruppe A	Gruppe B	Gruppe C	Gruppe D
Gruppe A		** : $p < 0,01$		*** : $p < 0,001$
Gruppe B	** : $p < 0,01$			
Gruppe C				** : $p < 0,01$
Gruppe D	*** : $p < 0,001$		** : $p < 0,01$	
Hitzeschockprotein HSP70 [pg/ml]	Gruppe A	Gruppe B	Gruppe C	Gruppe D
Gruppe A		* : $p < 0,05$		*** : $p < 0,001$
Gruppe B	* : $p < 0,05$			
Gruppe C				** : $p < 0,01$
Gruppe D	*** : $p < 0,001$		** : $p < 0,01$	
Prostaglandin E2 [pg/ml]	Gruppe A	Gruppe B	Gruppe C	Gruppe D
Gruppe A		*** : $p < 0,001$	** : $p < 0,01$	** : $p < 0,01$
Gruppe B	*** : $p < 0,001$			
Gruppe C	** : $p < 0,01$			
Gruppe D	** : $p < 0,01$			
Totalprotein [g/dL]	Gruppe A	Gruppe B	Gruppe C	Gruppe D
Gruppe A			* : $p < 0,05$	
Gruppe B				
Gruppe C	* : $p < 0,05$			
Gruppe D				

Alkalische Phosphatase [U/L]	Gruppe A	Gruppe B	Gruppe C	Gruppe D
Gruppe A			*** : p < 0,001	
Gruppe B			* : p < 0,05	
Gruppe C	*** : p < 0,001	* : p < 0,05		
Gruppe D				
Aspartat-Amino-transferase [U/L]	Gruppe A	Gruppe B	Gruppe C	Gruppe D
Gruppe A				
Gruppe B				
Gruppe C				** : p < 0,01
Gruppe D			** : p < 0,01	
Alanin-Amino-transferase [U/L]	Gruppe A	Gruppe B	Gruppe C	Gruppe D
Gruppe A				
Gruppe B				
Gruppe C				
Gruppe D				
Cholesterin [mg/dl]	Gruppe A	Gruppe B	Gruppe C	Gruppe D
Gruppe A				
Gruppe B				
Gruppe C				
Gruppe D				
HDL-Cholesterin [mg/dl]	Gruppe A	Gruppe B	Gruppe C	Gruppe D
Gruppe A			* : p < 0,05	
Gruppe B			** : p < 0,01	
Gruppe C	* : p < 0,05	** : p < 0,01		* : p < 0,05
Gruppe D			* : p < 0,05	
Triglycerid [mg/dl]	Gruppe A	Gruppe B	Gruppe C	Gruppe D
Gruppe A				
Gruppe B				
Gruppe C				
Gruppe D				
Kreatinin [mg/dl]	Gruppe A	Gruppe B	Gruppe C	Gruppe D
Gruppe A				
Gruppe B				
Gruppe C				
Gruppe D				
Glucose [mg/dl]	Gruppe A	Gruppe B	Gruppe C	Gruppe D
Gruppe A		* : p < 0,05	*** : p < 0,001	** : p < 0,01
Gruppe B	* : p < 0,05			
Gruppe C	*** : p < 0,001			
Gruppe D	** : p < 0,01			

Anhang

Tabelle 29: Stoffkonzentrationen verschiedener Parameter im Dezember 2019 in gereinigtem Abwasser der Kläranlage Weißenburg vor der 4. Reinigungsstufe (Gruppe A), nach der 4. Reinigungsstufe (Gruppe B), im Wasser der Schwäbischen Rezat unterhalb der Abwassereinleitung (Gruppe C) und in Quellwasser der Teichanlage Wielenbach (Gruppe D; Kontrolle)

Datum / Gruppe	07.12/A	08.12/A	09.12/A	10.12/A	11.12/A	19.12/A	20.12/A	07.12/B	08.12/B	09.12/B	10.12/B	11.12/B	19.12/B	20.12/B
pharmazeutische Wirkstoffe und Transformationsprodukte (TFP)														
Candesartan (µg/L)	3,581	3,195	3,194	2,521	2,027	2,869	3,039	1,541	1,473	1,408	1,656	0,873	1,294	1,130
Carbamazepin (µg/L)	0,788	0,803	0,813	0,674	0,525	0,586	0,713	0,032	0,032	0,064	0,195	0,025	0,025	0,029
Clopidogrel (µg/L)	0,767	0,743	0,512	0,422	0,451	0,650	0,573	0,037	0,029	0,048	0,130	0,028	0,038	0,032
Diclofenac (µg/L)	2,476	2,424	2,473	2,132	1,649	2,021	1,978	0,107	0,101	0,219	0,717	0,067	0,083	0,089
Hydroxy-3'-Diclofenac (TFP von Diclofenac) (µg/L)	0,033	0,012	0,025	0,012	0,013	0,006	0,028	0,056	0,058	0,062	0,036	0,024	0,010	0,068
Hydroxy-5'-Diclofenac (TFP von Diclofenac) (µg/L)	0,061	0,044	0,048	0,016	0,025	0,015	0,207	0,010	0,007	0,006	0,015	0,003	0,002	0,009
Hydroxy-4'-Diclofenac (TFP von Diclofenac) (µg/L)	0,117	0,114	0,110	0,048	0,056	0,021	0,077	0,011	0,008	0,013	0,031	0,006	0,009	0,013
2,6-Dichloranilin (TFP von Diclofenac) (µg/L)	0,039	0,028	0,029	0,020	0,018	0,025	0,029	0,239	0,251	0,254	0,121	0,140	0,197	0,224
Gabapentin (µg/L)	3,978	4,038	3,722	3,417	2,890	3,622	3,661	2,065	2,040	2,043	2,476	1,513	2,700	1,760
Hydrochlorothiazid (µg/L)	2,959	2,667	2,724	2,135	1,621	2,305	2,501	0,855	0,752	0,784	1,113	0,395	0,648	0,456
Ibuprofen (µg/L)	0,095	0,120	0,217	0,394	0,165	0,057	0,051	0,008	0,008	0,024	0,243	0,016	0,013	0,008
Hydroxy-Ibuprofen (µg/L)	0,438	0,456	0,604	1,463	0,666	0,363	0,189	0,042	0,077	0,112	1,050	0,120	0,057	0,028
Carboxy-Ibuprofen (µg/L)	0,079	0,062	0,171	0,346	0,089	0,036	0,048	0,031	0,043	0,123	0,532	0,061	0,024	0,041
Irbesartan (µg/L)	0,830	0,810	0,797	0,644	0,505	0,635	0,814	0,385	0,389	0,386	0,458	0,208	0,366	0,322
Lidocain (µg/L)	0,279	0,222	0,238	0,189	0,142	0,191	0,182	0,032	0,032	0,034	0,075	0,019	0,025	0,024
Mirtazapin (µg/L)	0,270	0,227	0,241	0,215	0,205	0,201	0,207	0,014	0,011	0,028	0,075	0,010	0,014	0,015
Acetamidoantipyrin (TFP von Metamizol) (µg/L)	0,526	0,317	0,241	0,092	0,083	0,188	0,706	0,018	0,037	0,042	0,036	0,032	0,031	0,026
Formylaminoantipyrin (TFP von Metamizol) (µg/L)	0,526	0,317	0,241	0,092	0,083	0,188	0,706	0,018	0,037	0,042	0,036	0,032	0,031	0,026
2-Acetyl-2-Methyl-1-Phenylhydrazino)-Oxoessigsäure (als Methylester) (TFP von Metamizol) (µg/L)	12,55	9,198	6,391	6,515	5,269	16,02	5,812	8,156	4,360	4,344	4,590	3,628	4,533	3,012
1-Methyl-2-Phenyl-Acetylhydrazid (TFP von Metamizol) (µg/L)	1,043	0,896	0,989	0,657	0,503	0,882	0,817	3,613	3,217	2,824	1,999	2,040	2,000	2,710
Naproxen (µg/L)	0,984	0,749	0,760	0,545	0,564	0,506	1,003	0,039	0,032	0,062	0,198	0,023	0,019	0,036
Primidon (µg/L)	0,429	0,318	0,249	0,176	0,146	0,242	0,388	0,222	0,180	0,127	0,090	0,033	0,089	0,157
Sulfamethoxazol (µg/L)	0,233	0,222	0,216	0,122	0,081	0,214	0,297	0,025	0,023	0,028	0,035	0,008	0,018	0,023
Tramadol (µg/L)	0,791	0,710	0,793	0,554	0,499	0,647	0,617	0,281	0,230	0,236	0,300	0,143	0,213	0,160
O-Desmethyl-Tramadol (µg/L)	0,367	0,304	0,355	0,217	0,199	0,312	0,331	0,035	0,033	0,031	0,069	0,012	0,014	0,016
Venlafaxin (µg/L)	0,599	0,549	0,587	0,413	0,346	0,473	0,479	0,202	0,183	0,169	0,223	0,083	0,145	0,104
Nor-Venlafaxin (µg/L)	0,918	0,877	0,902	0,552	0,522	0,763	0,793	0,044	0,032	0,043	0,136	0,015	0,024	0,026
Korrosionsschutzmittel														
1H-Benzotriazol (µg/L)	7,710	7,120	6,550	5,520	4,820	6,730	6,790	2,390	2,110	2,010	2,730	1,350	2,170	1,970
Tolytriazole (µg/L)	21,31	18,71	12,63	11,19	13,02	7,840	8,290	6,730	5,950	3,710	5,540	2,940	1,930	1,870
Phosphororganische Verbindungen (Ortho-Phosphorsäureester)														
Triethylphosphat (TEP) (µg/L)	0,358	0,281	0,222	0,174	0,203	0,419	0,435	0,269	0,218	0,197	0,167	0,158	0,389	0,334
Tris-i-Butyl-Phosphat (TiBP) (µg/L)	0,426	0,419	0,450	0,439	0,871	1,188	1,459	0,348	0,334	0,428	0,344	0,524	0,776	0,820
Tris-n-Butyl-Phosphat (TBP) (µg/L)	0,078	0,084	0,082	0,093	0,078	0,138	0,128	0,077	0,069	0,071	0,083	0,062	0,083	0,078
Tris-(Butoxyethoxy)-Phosphat (TBEP) (µg/L)	0,054	0,050	0,053	0,349	0,178	0,140	0,089	0,052	0,046	0,052	0,349	0,132	0,075	0,055
Triphenylphosphat (TPP) (µg/L)	0,012	0,011	0,010	0,010	0,021	0,018	0,019	0,009	0,008	0,009	0,009	0,008	0,009	0,006
Tris-Chlorethyl-Phosphat (TCEP) (µg/L)	0,101	0,089	0,123	0,118	0,074	0,097	0,086	0,099	0,074	0,104	0,100	0,067	0,095	0,068
Tris-Chlorpropyl-Phosphat (TCPP) (µg/L)	0,586	0,565	0,585	0,597	0,600	0,656	0,634	0,460	0,516	0,555	0,585	0,464	0,571	0,522

Datum / Gruppe	07.12/A	08.12/A	09.12/A	10.12/A	11.12/A	19.12/A	20.12/A	07.12/B	08.12/B	09.12/B	10.12/B	11.12/B	19.12/B	20.12/B
Tris-Dichlorpropyl-Phosphat (TDCPP) (µg/L)	0,113	0,097	0,081	0,086	0,081	0,080	0,079	0,071	0,089	0,083	0,061	0,055	0,066	0,052
Schwefelorganische Verbindungen														
Benzothiazol (BT) (µg/L)	0,324	0,347	0,322	0,333	0,357	0,314	0,274	0,549	0,502	0,580	0,387	0,434	0,435	0,440
Methylthiobenzothiazol (MTBT) (µg/L)	0,347	0,366	0,437	0,365	0,471	0,475	0,431	0,153	0,200	0,171	0,287	0,147	0,192	0,182
N,N-Dimethyldithiocarbamat (DMDTC) (µg/L)	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
N,N-Dimethylthiocarbamat (DMTC) (µg/L)	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Phthalatweichmacher														
Diethylphthalat (DEP) (µg/L)	0,285	0,308	0,242	0,240	0,216	0,169	0,221	0,352	0,208	0,168	0,229	0,286	0,094	0,116
Di-i-Butylphthalat (DiBP) (µg/L)	0,437	0,275	0,334	0,404	0,369	0,409	0,427	1,234	0,509	0,435	0,608	0,822	0,412	0,392
Di-n-Butylphthalat (DBP) (µg/L)	0,391	0,243	0,262	0,395	0,330	0,344	0,336	2,042	0,507	0,387	0,816	1,127	0,352	0,324
Benzylbutylphthalat (BBP) (µg/L)	0,003	0,005	0,011	0,007	0,013	0,007	0,009	0,011	0,008	0,008	0,059	0,019	0,006	0,010
Di-(2-Ethylhexyl)-Phthalat (DEHP) (µg/L)	0,581	0,375	0,401	0,375	0,426	0,397	0,670	0,341	1,409	0,196	0,550	0,334	1,293	0,391
Di-Octylphthalat (DiOP) (µg/L)	0,144	0,113	0,116	0,128	0,183	0,080	0,148	0,259	0,732	0,112	0,275	0,377	0,866	0,149
Di-i-Nonylphthalat (DiNP) (µg/L)	0,085	0,022	0,019	0,039	0,043	0,033	0,067	0,015	0,039	0,006	0,019	0,013	0,070	0,022
Phenolische Xenoestrogene (und Transformationsprodukte)														
4t-Octylphenol (µg/L)	0,009	0,009	0,009	0,020	0,018	0,011	0,007	0,002	0,007	0,006	0,005	0,004	0,004	0,009
4-Nonylphenol (µg/L)	0,032	0,026	0,030	0,044	0,114	0,079	0,043	0,053	0,085	0,091	0,047	0,041	0,057	0,101
Bisphenol A (µg/L)	0,166	0,158	0,137	0,102	0,088	0,132	0,158	0,051	0,055	0,050	0,051	0,051	0,045	0,047
2,4-Di-t-Butylphenol (µg/L)	1,418	0,825	0,981	1,361	1,087	1,389	1,756	1,228	1,352	1,226	1,176	1,453	0,977	1,319
2,6-Di-t-Butylphenol (µg/L)	0,023	0,023	0,015	0,019	0,024	0,016	0,016	0,023	0,021	0,012	0,032	0,013	0,009	0,004
Butylhydroxyanisol (BHA) (µg/L)	0,144	0,146	0,148	0,150	0,165	0,144	0,154	0,105	0,099	0,107	0,116	0,104	0,095	0,083
Butylhydroxytoluol (BHT) (µg/L)	0,050	0,044	0,035	0,051	0,044	0,017	0,044	0,017	0,025	0,029	0,024	0,017	0,014	0,015
2,6-Di-t-Butyl-Benzo-1,4-Chinon (µg/L)	0,054	0,043	0,042	0,050	0,041	0,040	0,036	0,045	0,030	0,024	0,039	0,031	0,032	0,031
UV-Stabilisatoren														
Octocrylen (µg/L)	0,009	0,008	0,007	0,059	0,044	0,016	0,010	0,009	0,029	0,032	0,028	0,042	0,044	0,039
3,3-Diphenylacrylnitril (TFP von Octocrylen) (µg/L)	0,014	0,017	0,026	0,020	0,015	0,023	0,024	0,016	0,015	0,014	0,007	0,016	0,018	0,009
Oxybenzon (µg/L)	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Benzophenon (µg/L)	0,166	0,139	0,142	0,153	0,174	0,161	0,124	0,046	0,027	0,085	0,072	0,032	0,034	0,046
Synthetische Duftstoffe														
Tonalid (AHTN) (µg/L)	0,176	0,111	0,092	0,120	0,159	0,136	0,107	0,068	0,054	0,068	0,095	0,069	0,046	0,073
Galaxolid (HHCB) (µg/L)	0,843	0,912	0,781	0,910	0,769	0,681	0,886	0,316	0,309	0,386	0,482	0,308	0,313	0,310
Galaxolidon-I (HHCB-Lacton-1) (µg/L)	2,061	2,069	1,992	2,341	2,090	1,334	1,787	1,706	2,049	1,560	1,743	1,477	1,029	1,452
Galaxolidon-II (HHCB-Lacton-2) (µg/L)	0,390	0,374	0,413	0,476	0,359	0,379	0,352	0,377	0,416	0,333	0,404	0,326	0,206	0,309
Methylidihydrojasmonat (DHJ) (µg/L)	< 0,005	< 0,005	< 0,005	0,037	0,025	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Iso-E-Super (Patchouli-Ethanon, OTNE) (µg/L)	1,409	1,404	1,384	1,288	1,484	1,551	1,450	0,097	0,096	0,201	0,534	0,135	0,125	0,108
OTNE-OX (TFP von OTNE) (µg/L)	0,504	0,344	0,415	0,283	0,238	0,275	0,358	0,238	0,252	0,227	0,276	0,146	0,169	0,171
Desinfektionsmittel														
Triclosan (µg/L)	0,005	0,008	0,008	0,012	0,007	0,017	0,007	0,002	0,002	0,002	0,008	0,002	0,002	0,002
Phenoxyethanol (µg/L)	0,133	0,147	0,095	0,093	0,116	0,164	0,079	0,269	0,258	0,239	0,156	0,145	0,189	0,152
Phenoxypropanol (µg/L)	0,156	0,124	0,134	0,355	0,117	0,101	0,078	0,137	0,134	0,141	0,227	0,113	0,092	0,077
Pestizide														
Atrazin (µg/L)	0,002	0,005	0,004	0,003	0,002	0,003	0,004	0,001	0,003	0,002	0,001	0,001	0,002	0,002
Desethyl-Atrazin (µg/L)	0,007	0,013	0,009	0,005	0,003	0,006	0,007	0,002	0,006	0,003	0,002	0,003	0,004	0,004
2-Hydroxy-Biphenyl (µg/L)	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
DEET (Insektenrepellent) (µg/L)	0,085	0,103	0,168	0,110	0,052	0,052	0,057	0,047	0,055	0,084	0,069	0,034	0,028	0,053

Anhang

Datum / Gruppe	07.12/A	08.12/A	09.12/A	10.12/A	11.12/A	19.12/A	20.12/A	07.12/B	08.12/B	09.12/B	10.12/B	11.12/B	19.12/B	20.12/B
Icaridin (Insektenrepellent) (µg/L)	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
2,4-Dichlorphenoxyessigsäure (µg/L)	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Dichloprop (µg/L)	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Dimethenamid (µg/L)	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
MCPA (µg/L)	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Mecoprop (µg/L)	0,012	0,020	0,026	0,024	0,025	0,022	0,017	0,006	0,010	0,013	0,015	0,013	0,011	0,008
Metazachlor (µg/L)	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Metolachlor (µg/L)	0,014	0,010	0,009	0,007	0,010	0,006	0,005	0,008	0,007	0,005	0,004	0,008	0,005	0,004
Propiconazol (µg/L)	0,022	0,020	0,018	0,021	0,029	0,091	0,073	0,023	0,019	0,015	0,017	0,018	0,053	0,037
Propyzamid (µg/L)	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Tebuconazol (µg/L)	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Terbutryn (µg/L)	0,162	0,173	0,125	0,066	0,073	0,375	0,309	0,048	0,076	0,048	0,051	0,030	0,158	0,112
2,4,5-Trichlorphenoxyessigsäure (µg/L)	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Abwasserindikatoren, Kommunal														
Coffein (µg/L)	0,042	0,047	0,102	0,266	0,088	0,052	0,035	0,027	0,036	0,065	0,266	0,073	0,040	0,026
Tetraacetyldiethenamin (TAED) (µg/L)	< 0,005	< 0,005	0,038	0,122	0,025	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Nicotin (µg/L)	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Cotinin (µg/L)	< 0,005	< 0,005	< 0,005	0,018	0,010	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Cholestanon (µg/L)	0,161	0,123	0,107	0,318	0,163	0,190	0,118	0,149	0,122	0,165	0,172	0,111	0,129	0,104
Cholestanol (µg/L)	0,086	0,068	0,058	0,222	0,101	0,095	0,054	0,038	0,038	0,056	0,119	0,059	0,049	0,029
Indol (µg/L)	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Skatol (µg/L)	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Indikator-Pak														
Naphthalin (µg/L)	0,014	0,011	0,018	0,015	0,017	0,018	0,017	0,010	0,008	0,013	0,016	0,013	0,015	0,012
Phenanthren (µg/L)	0,031	0,021	0,014	0,026	0,018	0,017	0,021	0,096	0,080	0,105	0,089	0,076	0,076	0,071
Fluoranthren (µg/L)	0,009	0,009	0,006	0,010	0,006	0,009	0,010	0,029	0,029	0,025	0,025	0,022	0,026	0,024
Sonstige														
Tetramethyldecyndiol (TMDD) (µg/L)	0,374	0,435	0,501	0,364	0,356	0,477	0,564	0,306	0,286	0,411	0,309	0,174	0,292	0,332
2,4-Dichlorbenzoesäure (µg/L)	20,82	7,069	4,631	3,860	2,785	7,241	3,141	10,602	4,278	3,116	2,410	1,917	5,079	1,150

Datum / Gruppe	07.12/C	08.12/C	09.12/C	10.12/C	11.12/C	19.12/C	20.12/C	07.12/D	08.12/D	09.12/D	10.12/D	11.12/D	19.12/D	20.12/D
pharmazeutische Wirkstoffe und Transformationsprodukte (TFP)														
Candesartan (µg/L)	0,850	0,913	0,856	1,089	0,551	0,686	0,587	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Carbamazepin (µg/L)	0,030	0,023	0,051	0,120	0,024	0,025	0,026	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Clopidogrel (µg/L)	0,026	0,031	0,038	0,133	0,024	0,041	0,025	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Diclofenac (µg/L)	0,078	0,062	0,150	0,383	0,052	0,060	0,059	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Hydroxy-3'-Diclofenac (TFP von Diclofenac) (µg/L)	0,016	0,046	0,044	0,012	0,020	0,035	0,031	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Hydroxy-5'-Diclofenac (TFP von Diclofenac) (µg/L)	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Hydroxy-4'-Diclofenac (TFP von Diclofenac) (µg/L)	< 0,002	< 0,002	< 0,002	0,010	0,005	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
2,6-Dichloranilin (TFP von Diclofenac) (µg/L)	0,189	0,204	0,152	0,075	0,097	0,126	0,115	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Gabapentin (µg/L)	1,203	1,282	1,403	1,624	0,958	1,024	1,104	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Hydrochlorothiazid (µg/L)	0,458	0,474	0,461	0,689	0,276	0,346	0,267	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Ibuprofen (µg/L)	0,005	0,011	0,011	0,235	0,021	0,011	0,008	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Hydroxy-Ibuprofen (µg/L)	0,025	0,066	0,056	0,812	0,162	0,051	0,047	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Carboxy-Ibuprofen (µg/L)	0,021	0,033	0,070	0,593	0,095	0,045	0,069	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Irbesartan (µg/L)	0,239	0,276	0,280	0,339	0,158	0,178	0,171	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Lidocain (µg/L)	0,021	0,043	0,022	0,072	0,012	0,015	0,014	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Mirtazapin (µg/L)	0,011	0,009	0,016	0,058	0,010	0,011	0,011	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Acetamidoantipyrin (TFP von Metamizol) (µg/L)	0,107	0,125	0,129	0,117	0,083	0,088	0,092	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Formylaminoantipyrin (TFP von Metamizol) (µg/L)	0,015	0,008	0,009	0,059	0,032	0,017	0,007	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
2-Acetyl-2-Methyl-1-Phenylhydrazino-Oxoessigsäure (als Methylester) (TFP von Metamizol) (µg/L)	4,367	5,338	4,437	8,524	3,689	4,585	4,095	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
1-Methyl-2-Phenyl-Acetoimidazol (TFP von Metamizol) (µg/L)	1,720	2,036	1,728	1,809	1,290	1,671	1,418	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Naproxen (µg/L)	0,018	0,027	0,045	0,157	0,014	0,018	0,017	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Primidon (µg/L)	0,091	0,137	0,106	0,044	0,040	0,097	0,120	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Sulfamethoxazol (µg/L)	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Tramadol (µg/L)	0,134	0,237	0,146	0,273	0,058	0,131	0,072	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
O-Desmethyl-Tramadol (µg/L)	0,014	0,033	0,023	0,052	0,006	0,011	0,009	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Venlafaxin (µg/L)	0,091	0,175	0,111	0,184	0,055	0,080	0,065	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Nor-Venlafaxin (µg/L)	0,012	0,053	0,025	0,085	0,007	0,016	0,013	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Korrosionsschutzmittel														
1H-Benzotriazol (µg/L)	1,200	1,320	1,400	1,680	0,940	1,070	1,050	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010
Tolyltriazole (µg/L)	3,050	3,570	2,890	2,960	1,780	1,140	0,980	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010
Phosphororganische Verbindungen (Ortho-Phosphorsäureester)														
Triethylphosphat (TEP) (µg/L)	0,056	0,263	0,123	0,105	0,084	0,189	0,170	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Tris-i-Butyl-Phosphat (TiBP) (µg/L)	0,237	0,511	0,366	0,444	0,379	0,762	0,618	0,073	0,089	0,081	0,095	0,089	0,072	0,087
Tris-n-Butyl-Phosphat (TBP) (µg/L)	0,017	0,036	0,018	0,023	0,016	0,022	0,017	0,014	0,015	0,013	0,017	0,013	0,012	0,014
Tris-(Butoxyethoxy)-Phosphat (TBEP) (µg/L)	0,045	0,043	0,051	0,463	0,206	0,091	0,063	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Triphenylphosphat (TPP) (µg/L)	0,010	0,009	0,017	0,027	0,012	0,011	0,011	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Tris-Chlorethyl-Phosphat (TCEP) (µg/L)	0,046	0,058	0,069	0,115	0,049	0,058	0,061	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Tris-Chlorpropyl-Phosphat (TCPP) (µg/L)	0,340	0,465	0,394	0,520	0,396	0,396	0,365	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Tris-Dichlorpropyl-Phosphat (TDCPP) (µg/L)	0,036	0,056	0,055	0,059	0,043	0,043	0,027	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Schwefelorganische Verbindungen														
Benzothiazol (BT) (µg/L)	0,098	0,399	0,904	0,976	0,401	0,040	1,007	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Methylthiobenzothiazol (MTBT) (µg/L)	0,442	0,116	0,922	0,983	0,549	0,137	0,826	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
N,N-Dimethyldithiocarbamat (DMDC) (µg/L)	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
N,N-Dimethylthiocarbamat (DMTC) (µg/L)	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Phthalatweichmacher														

Datum / Gruppe	07.12/C	08.12/C	09.12/C	10.12/C	11.12/C	19.12/C	20.12/C	07.12/D	08.12/D	09.12/D	10.12/D	11.12/D	19.12/D	20.12/D
Propiconazol (µg/L)	0,015	0,016	0,013	0,016	0,019	0,049	0,037	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Propyzamid (µg/L)	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Tebuconazol (µg/L)	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Terbutryn (µg/L)	0,027	0,049	0,035	0,047	0,022	0,115	0,078	0,003	0,002	0,003	0,003	0,002	0,003	0,003
2,4,5-Trichlorphenoxyessigsäure (µg/L)	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Abwasserindikatoren, Kommunal														
Coffein (µg/L)	0,034	0,041	0,060	0,693	0,156	0,132	0,118	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Tetraacetyldiethenamin (TAED) (µg/L)	< 0,005	0,014	0,025	0,189	0,043	0,021	0,014	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Nicotin (µg/L)	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Cotinin (µg/L)	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Cholestanon (µg/L)	0,059	0,071	0,068	0,561	0,115	0,095	0,069	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Cholestanol (µg/L)	0,026	0,025	0,038	0,494	0,069	0,042	0,027	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Indol (µg/L)	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Skatol (µg/L)	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Indikator-Pak														
Naphthalin (µg/L)	0,037	0,013	0,015	0,037	0,019	0,018	0,010	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Phenanthren (µg/L)	0,024	0,056	0,016	0,043	0,015	0,025	0,022	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Fluoranthren (µg/L)	0,014	0,022	0,010	0,022	0,009	0,011	0,008	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Sonstige														
Tetramethyldecyldiol (TMDD) (µg/L)	0,301	0,208	0,261	0,287	0,153	0,310	0,188	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
2,4-Dichlorbenzoesäure (µg/L)	8,574	1,972	1,152	1,186	0,542	0,053	1,697	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005

Tabelle 30: Stoffgehalte verschiedener Parameter im Weichkörper von Muscheln (*Unio pictorum*), die 28 Tage (20.11. – 18.12.2019) im gereinigtem Abwasser der Kläranlage Weißenburg vor der 4. Reinigungsstufe (Gruppe A), nach der 4. Reinigungsstufe (Gruppe B), in der Schwäbischen Rezat unterhalb der Kläranlage (Gruppe C) und in Quellwasser der Teichanlage Wielenbach (Gruppe D; Kontrolle) exponiert waren

Gruppe	A	B	C	D
1,2,4-Trichlorbenzol [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
1,3-Hexachlorbutadien [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
4- Nonylphenol [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	<10,0	<10,0	<10,0	<10,0
4t-Octyophenol [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	2,4	1,2	1,2	<1,0
AHTN (1-(5,6,7,8-Tetrahydro-3,5,5,6,8,8-hexamethyl-2-naphthyl)ethan-1-on) [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	60	37	30	<1,0
alpha-Hexachlorcyclohexan [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Antimon [mg/kg]	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Arsen [mg/kg]	1,3	1,3	1,3	1,3
Benzo(a)pyren [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0
beta-Hexachlorcyclohexan [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Bismut [mg/kg]	0,0058	0,0059	<0,005	<0,005
Blei [mg/kg]	0,12	0,13	0,16	0,14
Cadmium [mg/kg]	0,19	0,18	0,18	0,2
Chrom [mg/kg]	0,048	0,058	0,082	0,056
Cobalt [mg/kg]	0,13	0,14	0,14	0,11
delta-Hexachlorcyclohexan fest [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Di-(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP) [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	<300,0	<300,0	<300,0	<300,0
Dicofol [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0
Di-i-Nonylphthalat [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	<100,0	<100,0	<100,0	<100,0
Fluoranthen [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	3,2	<2,0	<2,0	2,1
gamma-Hexachlorcyclohexan, (Lindan) [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Heptachlor [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Heptachloreoxid, -cis [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0
Hexachlorbenzol [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
HHCB (1,3,4,6,7,8-Hexahydro-4,6,6,7,8,8-hexamethyl-cyclopenta[g]-2-benzopyran) [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	520	220	180	<3,0
Kupfer [mg/kg]	1,4	1,8	1,7	1,5
Mangan [mg/kg]	230	280	290	220
Methyl-Triclosan [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	3,5	1,7	1	<1,0
Molybdän [mg/kg]	0,061	0,066	0,058	0,049
Nickel [mg/kg]	0,15	0,21	0,16	0,12
OTNE (1-(1,2,3,4,5,6,7,8-Octahydro-2,3,8,8-tetramethyl-2-naphthyl) ethan-1-on) [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	270	26	26	<6,0
PCB 101 [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
PCB 118 [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
PCB 138 [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	0,25	0,23	0,49	<0,2
PCB 153 [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	0,25	0,25	0,42	<0,2
PCB 180 [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
PCB 28 [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
PCB 52 [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
Pentachlorbenzol [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
Quecksilber [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	6,17	5,86	6,55	6,56
Quinoxifen [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0
Rubidium [mg/kg]	0,68	0,5	0,59	0,053
Selen [mg/kg]	0,45	0,47	0,44	0,42
Silber [mg/kg]	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Thallium [mg/kg]	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Triclosan fest [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Uran [mg/kg]	0,0046	0,0049	0,0044	0,0038
Vanadium [mg/kg]	<0,01	<0,01	0,036	0,023
Wolfram [mg/kg]	0,0051	0,0052	0,0047	0,0036
Zink [mg/kg]	25	27	29	22
Zinn [mg/kg]	<0,01	<0,01	0,011	0,017