

Martin Jekel | Aki Sebastian Ruhl (Hrsg.)

Integration der Spurenstoffentfernung in Technologieansätze der 4. Reinigungsstufe bei Klärwerken



Martin Jekel | Aki Sebastian Ruhl (Hrsg.)
**Integration der Spurenstoffentfernung in Technologieansätze
der 4. Reinigungsstufe bei Klärwerken**

Die vorliegende Publikation ist der Abschlussbericht zum Projekt:
**Vergleich verschiedener Verfahrensvarianten der weitergehenden Abwasser-
reinigung zur Entlastung der Berliner Gewässer – Integration der Spurenstoff-
entfernung in Technologieansätze der 4. Reinigungsstufe bei Klärwerken**



Gefördert im Umweltentlastungsprogramm II (UEP II)

Projektnummer:
11325UEPII/2

Fördernde Institutionen:
**Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt Berlin, kofinanziert
durch die Europäische Union aus Mitteln des Europäischen Fonds für
regionale Entwicklung (EFRE)**

Gefördert von:



Partner:



Martin Jekel | Aki Sebastian Ruhl (Hrsg.)

Integration der Spurenstoffentfernung in Technologieansätze der 4. Reinigungsstufe bei Klärwerken

Martin Jekel
Johannes Altmann
Aki Sebastian Ruhl
Alexander Sperlich
Jana Schaller
Regina Gnirß
Ulf Miehe
Michael Stapf
Christian Remy
Daniel Mutz

Universitätsverlag der TU Berlin

Bibliografische Information der Deutschen Nationalbibliothek

Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über <http://dnb.dnb.de> abrufbar.

Universitätsverlag der TU Berlin, 2016

<http://verlag.tu-berlin.de>

Fasanenstr. 88, 10623 Berlin

Tel.: +49 (0)30 314 76131 / Fax: -76133

E-Mail: publikationen@ub.tu-berlin.de

Diese Veröffentlichung – ausgenommen Zitate – ist unter der CC-Lizenz CC BY lizenziert.

Lizenzvertrag: Creative Commons Namensnennung 4.0

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>

Umschlagfoto: Aki Sebastian Ruhl, Pilotfilter im Klärwerk Münchehofe, 2014 (CC BY 4.0)

Satz/Layout: Johannes Altmann

ISBN 978-3-7983-2806-8 (online)

Online veröffentlicht auf dem institutionellen Repositorym der Technischen Universität Berlin:

DOI 10.14279/depositonce-4942

<http://dx.doi.org/10.14279/depositonce-4942>

1 Vorwort

Dieser Bericht enthält die Ergebnisse des Forschungsvorhabens IST4R (Integration der Spurenstoffentfernung in Technologieansätze der 4. Reinigungsstufe), in dem verschiedene Verfahrenskombination von Aktivkohle und Ozonung zur Entfernung von anthropogenen Spurenstoffen als weitergehende Abwasserreinigung untersucht wurden. Dabei stand insbesondere die Integration dieser Verfahren in die Flockungsfiltration zur weitestgehenden Entfernung von Phosphor und abfiltrierbaren Stoffen im Fokus, die eine Planungsvariante zum zukünftigen Ausbau der Berliner Klärwerke darstellt. Die mittels Pilotversuchen gewonnenen Ergebnisse verdeutlichen, dass sowohl Ozonung als auch Aktivkohle sinnvoll mit der Flockungsfiltration kombiniert werden können. Es liegen nun belastbare Kenngrößen für die Verfahren unter den im Vergleich zu vorherigen Studien aus der Schweiz, Baden-Württemberg und Nordrhein-Westfalen deutlich abweichenden Berliner Gegebenheiten (hoher DOC) vor. Neben den verfahrenstechnischen Untersuchungen wurden für die Verfahrensvarianten auch eine Kostenschätzung und Ökobilanz erstellt. Insgesamt stellen die erarbeiteten Ergebnisse eine wichtige Grundlage für weitergehende Planungen und Strategiediskussionen dar.

Das Forschungsvorhaben IST4R wurde durch das Umweltentlastungsprogramm II des Landes Berlin im Rahmen der EU-Strukturfondsförderung und Eigenmittel der Berliner Wasserbetriebe finanziert und unter Leitung des Fachgebiets Wasserreinhaltung der TU Berlin in Zusammenarbeit mit den Berliner Wasserbetrieben und dem Kompetenzzentrum Wasser Berlin durchgeführt. Das ökotoxikologische Monitoring erfolgte am Fachgebiet für Ökologische Wirkungsforschung und Ökotoxikologie der TU Berlin (Prof. Pflugmacher-Lima). Die Autoren danken der stets hilfreichen und professionellen Unterstützung durch Frau Dornbusch vom Projektträger B.&S.U. sowie allen Mitarbeitern der TU Berlin, der Berliner Wasserbetriebe und dem Kompetenzzentrum Wasser Berlin, die zum Gelingen des Forschungsvorhabens beigetragen haben. Nicht zuletzt gilt der Dank ebenso den engagierten Studierenden, die ihre Abschlussarbeiten im Rahmen des Projekts angefertigt haben.

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

Berlin, im November 2015

Die Autoren

Publikationsliste

Inhaltlich sind Teile der vorliegenden Forschungsergebnisse bereits veröffentlicht worden:

Altmann, J., Ruhl, A.S., Zietzschmann, F., Jekel, M. (2014): Direct comparison of ozonation and adsorption onto powdered activated carbon for micropollutant removal in advanced wastewater treatment. *Water Research* 55, 185-193.

Altmann, J., Bruebach, H., Sperlich, A., Jekel, M. (2014): Removal of micropollutants from treated domestic wastewater by addition of powdered activated carbon to rapid filtration. *Water Practice and Technology* 9(3), 344-352.

Sperlich, A., Altmann, J., Zietzschmann, F., Meinel, F., Ruhl, A.S., Gnirss, R., Jekel, M. (2014): Schnelle und kostengünstige Testverfahren für Aktivkohle zur Kontrolle der Spurenstoffelimination in der Praxis. *Korrespondenz Abwasser* 61 (11), 989-997.

Altmann, J., Zietzschmann, F., Geiling, E.-L., Ruhl, A.S., Sperlich, A., Jekel, M. (2015): Impacts of coagulation on the adsorption of organic micropollutants onto powdered activated carbon in treated domestic wastewater. *Chemosphere* 125(0), 198-204.

Altmann, J., Ruhl, A.S., Sauter, D., Pohl, J., Jekel, M. (2015): How to dose powdered activated carbon in deep bed filtration for efficient micropollutant removal. *Water Research* 78, 9-17.

Altmann, J., Sperlich, A., Jekel, M. (2015): Integrating organic micropollutant removal into tertiary filtration: Combining PAC adsorption with advanced phosphorus removal. *Water Research* 84, 58-65.

2 Zusammenfassung

Der vorliegende Abschlussbericht fasst die Ergebnisse des Forschungsvorhabens IST4R (Integration der Spurenstoffentfernung in Technologieansätze der 4. Reinigungsstufe) zusammen, in dem verschiedene Verfahrenskombination von Aktivkohle und Ozonung zur Entfernung von anthropogenen Spurenstoffen als weitergehende Abwasserreinigung untersucht wurden. Dabei stand insbesondere die Integration dieser Verfahren in die Flockungsfiltration zur weitestgehenden Entfernung von Phosphor und abfiltrierbaren Stoffen im Fokus, die eine Planungsvariante zum zukünftigen Ausbau der Berliner Klärwerke darstellt. Ein wesentliches Ziel war die Bewertung der Verfahrensalternativen (1) Direkt-dosierung von Pulveraktivkohle, (2) Festbettadsorption an granuliert Aktivkohle und (3) Ozonung zur Spurenstoffentfernung, um zukünftige Anforderungen an Oberflächengewässer zu erfüllen. Die mittels Pilotversuchen gewonnenen Ergebnisse verdeutlichen, dass sowohl Ozonung als auch Aktivkohle sinnvoll mit der Flockungsfiltration kombiniert werden können. Alle untersuchten Verfahrensvarianten sind geeignet, den Spurenstoffeintrag kommunaler Kläranlagen signifikant zu verringern und gleichzeitig die Zielwerte für die suspendierten Stoffe (TSS < 1 mg/L) und Gesamtphosphor (TP < 0,1 mg/L) sicher einzuhalten. Es erfolgt eine zusätzliche Entfernung von CSB und DOC.

Die Entfernung der einzelnen Spurenstoffe ist stoffspezifisch. Sie ist außerdem abhängig von der Konzentration des im Wasser vorliegenden gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) und der Dosis von Aktivkohle bzw. Ozon, aber unabhängig von der Ausgangskonzentration der Spurenstoffe. Für ausgewählte Indikatorsubstanzen wurden Dosis-Wirkungsbeziehungen für die Adsorption an Aktivkohle und die Reaktion mit Ozon ermittelt und an den Pilotanlagen überprüft.

Der spezifische Absorptionskoeffizient bei 254 nm (SAK_{254}) ist eine geeignete Größe zur Steuerung und Überwachung der Spurenstoffentfernung und sowohl für die Ozonung als auch die Adsorption an Aktivkohle aussagekräftig. Eine Regelung der Ozonung mittels SAK_{254} wurde im Pilotmaßstab getestet.

Die Pilotuntersuchungen wurden darüber hinaus durch ein toxikologisches Monitoring begleitet, bei dem unterschiedliche, etablierte Untersuchungsmethoden eingesetzt, aber keine Hinweise auf humantoxikologische bzw. ökotoxikologische Risiken aufgezeigt wurden, auch nicht durch Oxidationsprodukte der Ozonung. Um eine vollständige ökotoxikologische Bewertung zu ermöglichen, müssen die Methoden weiter entwickelt werden.

Neben den verfahrenstechnischen Untersuchungen wurden für die Verfahrensvarianten auch eine Kostenschätzung und Ökobilanz erstellt. Sowohl die Gesamtkosten als auch die Umweltwirkungen einer weitergehenden Phosphorentfernung mit Flockungsfiltern erhöhen sich deutlich, wenn mittels Ozon oder Aktivkohle zusätzlich auch Spurenstoffe entfernt werden sollen.

Inhaltsverzeichnis

1	Vorwort.....	1
2	Zusammenfassung.....	3
3	Einleitung	7
3.1	Hintergrund des Projekts.....	7
3.2	Ziele	7
3.3	Untersuchte Verfahren	8
4	Aktivkohleverfahren.....	10
4.1	Material & Methoden	10
4.1.1	Versuchsanlagen	10
4.1.2	Analytik	13
4.2	Ergebnisse Flockungsfiltration mit Pulveraktivkohledosierung.....	13
4.2.1	Aktivkohleauswahl.....	13
4.2.2	Kombination von Flockung und Adsorption	17
4.2.3	Auswirkungen der PAK-Dosierung auf den Filterbetrieb.....	19
4.2.4	DOC- und Spurenstoffentfernung	23
4.2.5	PAK-Dosierstrategien.....	30
4.2.6	Zusammenfassung PAK-Dosierung	31
4.3	Ergebnisse GAK-Filtration.....	32
4.3.1	Flockungsfiltration mit anschließender Aktivkohlefiltration	32
4.3.2	GAK als Filterschicht in der Flockungsfiltration.....	36
4.3.3	Vergleich von nachgeschalteter und Flockungs- GAK-Filtration	43
4.3.4	Zusammenfassung GAK-Verfahren.....	46
4.4	Steuerungskonzept für PAK-Dosierung	46
5	Ozonung	49
5.1	Grundlagen	49
5.1.1	Einsatz von Ozon in der Wasseraufbereitung.....	49
5.1.2	Wirkungsweise von Ozon	49
5.1.3	Begriffe, Parameter und Bezugsgrößen der Ozonung	50
5.1.4	Spurenstoffelimination bezüglich der SAK ₂₅₄ – Reduzierung (Δ SAK ₂₅₄).....	52
5.2	Material und Methoden.....	53
5.2.1	Versuchsstandort	53
5.2.2	Pilotanlage	53
5.2.3	Pilotanlagenbetrieb	56
5.3	Ergebnisse der Optimierungsphase	59
5.3.1	Regelungsparameter und Referenzmessstelle	59

5.3.2	Vergleich der Online- mit der Labormessung für den Parameter SAK ₂₅₄	60
5.4	Ergebnisse der Standardbetriebsphase.....	61
5.4.1	Δ SAK ₂₅₄ -Regelung	61
5.4.2	Spurenstoffelimination.....	64
5.4.3	Desinfektion	65
5.4.4	Phosphor.....	69
5.4.5	Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)	69
5.4.6	Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)	70
5.4.7	Nitrit	70
5.4.8	Bromatbildung.....	71
5.5	Zusammenfassung.....	72
6	Verfahrensvergleich: Spurenstoffentfernung.....	74
7	Kostenvergleichsrechnung	77
7.1	Szenarienübersicht.....	77
7.2	Grundlagen Wirtschaftlichkeitsberechnung	83
7.3	Ermittlung der spezifischen Kosten zur Spurenstoffentfernung.....	84
7.4	Sensitivitätsanalyse.....	87
8	Ökobilanzierung	88
8.1	Hintergrund	88
8.2	Definition von Ziel und Untersuchungsrahmen	88
8.2.1	Ziel und Zielgruppe	88
8.2.2	Funktion und funktionelle Einheit.....	89
8.2.3	Referenzfluss	90
8.2.4	Systemgrenzen	91
8.2.5	Beschreibung der ausgewählten Szenarien	92
8.2.6	Datenqualität.....	94
8.2.7	Allokation & Systemerweiterung.....	96
8.2.8	Sensitivitätsanalyse.....	97
8.2.9	Wirkungsindikatoren.....	97
8.2.10	Normalisierung.....	98
8.2.11	Interpretation und kritische Prüfung.....	99
8.3	Sachbilanz	99
8.3.1	Referenzszenario: ZSF + UV	101
8.3.2	Szenario 1: Ozon + ZSF + UV.....	101
8.3.3	Szenario 2: PAK + ZSF + UV	102
8.3.4	Szenario 3: PAK-Stufe + ZSF + UV.....	104

8.3.5	Szenario 4: ZSF + GAK-Filter + UV	104
8.3.6	Szenario 5: GAK-Schicht in ZSF + UV	105
8.3.7	Szenario 6: Ozon + GAK-Schicht in ZSF + UV	105
8.3.8	Szenario 7: Ozon/PAK + ZSF + UV	106
8.3.9	Ablaufqualität	110
8.3.10	Infrastruktur	113
8.3.11	Hintergrundprozesse: Herstellung von Strom und Chemikalien	113
8.3.12	Sensitivitätsanalyse	114
8.4	Wirkungsabschätzung	116
8.4.1	Zusätzliche Auswirkungen durch Aufwendungen für die Reinigung	116
8.4.2	Ökologischer Nutzen durch direkte Effekte auf die Umwelt	120
8.4.3	Normalisierung	125
8.4.4	Sensitivitätsanalyse	126
8.5	Zusammenfassung	133
9	Ökotoxikologische Untersuchungen	138
9.1	In-vitro-Testsysteme	138
9.2	In-vivo-Testsysteme	138
10	Fazit	140
11	Literaturverzeichnis	143
12	Anhang	151
12.1	Anhang Ozonung	151
12.1.1	Details zu der Berechnung der Betriebsparameter	151
12.1.2	Zusätzliche Abbildungen	152
12.1.3	Zusätzliche Tabellen	153
12.2	Anhang Ökobilanz	154
12.2.1	Modellierung der Monoverbrennung	154
12.2.2	Ozonung, Betriebsmittel	157
12.2.3	Aktivkohleherstellung und Reaktivierung	158
12.2.4	UV-Desinfektion: Abschätzung des Stromverbrauchs	165
12.2.5	Infrastruktur	174
12.2.6	USEtox™ Wirkungskategorien Humantoxizitäts- und Ökotoxizitätspotential ..	177
12.2.7	Wirkungsabschätzung Versauerungspotential	178
12.2.8	Sensitivitätsanalyse: Ergebnisse für den KEA	178

3 Einleitung

3.1 Hintergrund des Projekts

Durch enorme Fortschritte in der chemischen Analytik können heutzutage Spuren anthropogener organischer Substanzen in allen Kompartimenten der aquatischen Umwelt nachgewiesen werden. Den bedeutendsten Eintragungspfad relevanter organischer Spurenstoffe in Oberflächengewässer stellen kommunale Kläranlagen dar. Auf europäischer und nationaler Ebene werden Grenzwerte für bestimmte Einzelsubstanzen diskutiert, so dass in naher Zukunft eventuell eine weitergehende Abwasserbehandlung notwendig werden könnte. In der Schweiz werden bereits großtechnische Kläranlagen mit zusätzlichen Prozessstufen zur Entfernung organischer Spurenstoffe aufgerüstet, um die bald in der Schweiz gesetzlich verbindlichen Grenzwerte einhalten zu können. Auch in Deutschland bestehen in manchen Bundesländern bereits Strategien zur Verringerung von Spurenstoffeinträgen in die aquatische Umwelt und es laufen Vorbereitungen für nationale Ansätze.

Auch anorganische Nährstoffe, wie beispielsweise Phosphor, gelangen über Kläranlagen in Oberflächengewässer, wo sie unerwünschte Wirkungen ausüben können. Mit einer Flockungsfiltration von Kläranlagenablauf (als sogenannte „vierte Reinigungsstufe“) kann Phosphor wirksam entfernt werden, wie in vorangegangenen, mehrjährigen Pilotuntersuchungen demonstriert wurde (Geyer et al. 2014, Mieke et al. 2013). Die Weiterentwicklung dieser Technologie durch Kombination mit Ozon und Aktivkohleadsorption und ihre Bewertung standen im Fokus des Projektes IST4R.

3.2 Ziele

Eine Entlastung der Oberflächengewässer ist mit zusätzlichen Kosten verbunden. Im Hinblick auf eine möglichst effiziente Verbesserung der Gewässerqualität zielte das Projekt IST4R auf die Entfernung organischer Spurenstoffe bei gleichzeitiger Entfernung von Phosphor. Aufgrund lokaler Besonderheiten wie den sehr hohen Konzentrationen an organischen Wasserinhaltsstoffen und vergleichsweise geringen Zu- und Abflüssen können Ergebnisse anderer Standorte nicht direkt auf Berlin übertragen werden.

Die vielversprechende Integration von Verfahrensoptionen zur Entfernung organischer Spurenstoffe in eine kombinierte Verfahrensstufe mit Flockung und Schnellfiltration sollte im Pilotmaßstab erforscht und optimiert werden. Im Klärwerk Münchehofe sollte untersucht werden, ob und wie effizient Spuren- und Nährstoffe synergetisch entfernt werden können und ob mit Effizienzverringerungen oder gar verfahrenstechnischen Komplikationen zu rechnen ist. Ein wichtiger Fokus lag auf der Untersuchung der Prozessstabilität unterschiedlicher Verfahrenskombinationen und der Ermittlung erforderlicher Dosiermengen für eine kontinuierliche Spurenstoffentfernung mit Aktivkohle oder Ozon. Da organische Einzelsubstanzen nicht in Echtzeit sondern nur mit erheblicher zeitlicher Verzögerung quantifiziert werden können, sollten in dem Projekt Möglichkeiten der Prozessregelung erarbeitet werden.

Mit umfangreichen analytischen und ökotoxikologischen Methoden sollten die Wirkungen der unterschiedlichen Verfahrensoptionen untersucht werden. Neben den organischen Spurenstoffen und Phosphor sollten weitere Parameter erfasst werden, um beide Verfahren auf einer soliden Basis vergleichen zu können. Sowohl in-vitro als auch in-vivo Testverfahren wurden eingesetzt, um potentielle Wirkungen auf Organismen einschätzen zu können.

Insbesondere bei der Ozonung wird oftmals über negative Wirkungen der Oxidations- oder Transformationsprodukte diskutiert.

Die Erkenntnisse und Resultate aus den halbtechnischen Untersuchungen dienen als Grundlage für die Ermittlung von Kosten und Auswirkungen auf die Umwelt. Nicht nur der Neubau zusätzlicher Verfahrensstufen, sondern auch der zusätzliche, kontinuierliche Verbrauch von Betriebsmitteln ist nicht ohne ökonomische und ökologische Wirkungen möglich. Das Projekt IST4R zielte darauf, für die spezifischen lokalen Randbedingungen eine belastbare Datenbasis zu schaffen, um für unterschiedliche Verfahrensoptionen die zu erwartenden Kosten abschätzen und vergleichen zu können. Die Ergebnisse sollen als Entscheidungsgrundlage für zukünftige Entwicklungen zur Verfügung zu stehen. Mit der Methodik der Ökobilanz sollten für unterschiedliche Verfahrensoptionen sekundäre Effekte wie beispielsweise klimarelevante Emissionen quantifiziert und miteinander verglichen werden.

3.3 Untersuchte Verfahren

Die bestehenden halbtechnischen Flockungsfilter in der Kläranlage Münchehof wurden im Projekt IST4R mit unterschiedlichen Stufen aufgerüstet. Aktivkohle wurde als Pulver (PAK) und als Filtermedium (GAK) eingesetzt. Daraus ergeben sich unterschiedliche Verfahrensoptionen, die vereinfacht in Abbildung 1 dargestellt sind. Pulveraktivkohle wird dem Ablauf der Kläranlage zugefügt und nach einer gewissen Kontaktzeit wieder abgetrennt. Da auch Flocken, die bei der Phosphorentfernung entstehen, zurückgehalten werden müssen, wäre es vorteilhaft, den Schnellfilter für beide Zielsetzungen zu nutzen (Abbildung 1a). Allerdings stellt sich die entscheidende Frage, ob der Filter die erhöhten Frachten an Feststoffen verträgt.

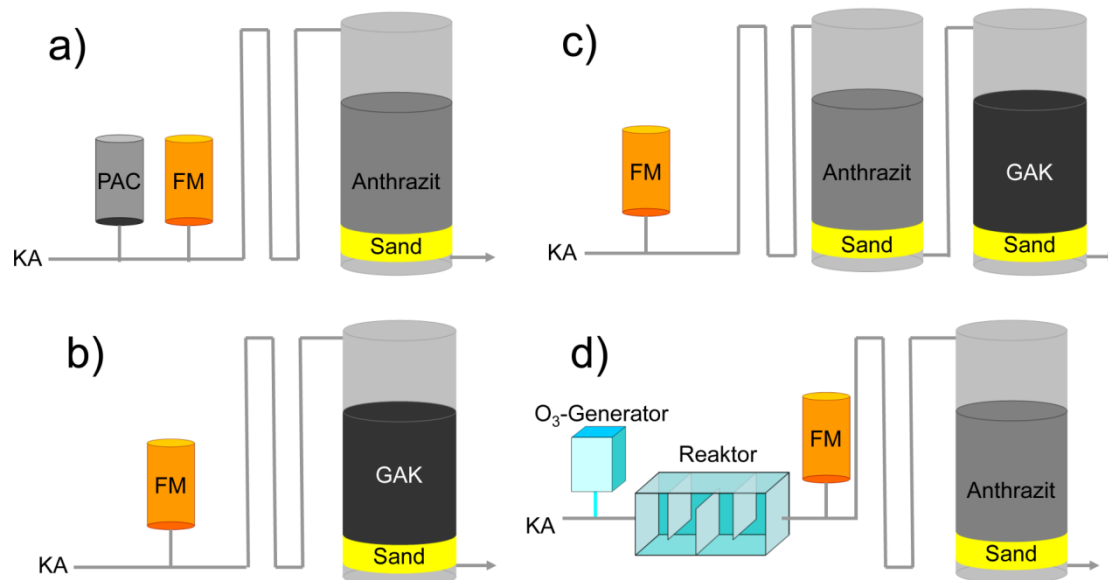


Abbildung 3.1: Untersuchte Verfahrensoptionen bei der Integration bzw. Ergänzung der Spurenstoffentfernung in eine Flockungsfiltration mit Zugabe von Flockungsmittel (FM) am Ablauf einer Kläranlage (KA).

Zwei unterschiedliche Einsatzmöglichkeiten von GAK wurden untersucht. Zum einen kann das Filtermaterial durch GAK ersetzt werden, so dass die Entfernung der Flocken durch GAK erfolgt (Abbildung 1b). Auf den Einsatz von PAK kann somit verzichtet werden. Diese Variante hätte den Vorteil, dass keine zusätzliche Einrichtungen für die Dosierung notwendig wäre. Eine häufige Rückspülung der GAK könnte einen Nachteil darstellen. Ein reiner

Adsorptionsfilter könnte der vorhandenen Flockungsfiltration nachgeschaltet werden (Abbildung 1c). Der GAK-Filter wird in dieser Variante mit filtriertem Abwasser mit sehr geringem Feststoffgehalt beschickt, so dass geringe Druckverluste zu erwarten sind.

Die Dosierung von Ozon erfolgt in den Ablauf der Kläranlage (Abbildung 1d). Nach einer ausreichenden Kontaktzeit wird das Flockungsmittel dosiert. Anschließend erfolgt die Schnellfiltration, in der Oxidationsprodukte durch Mikroorganismen als Nährstoffe verwertet werden können.

4 Aktivkohleverfahren

4.1 Material & Methoden

4.1.1 Versuchsanlagen

Die Untersuchungen im Pilotmaßstab wurden an mehreren Versuchsanlagen am Standort Klärwerk Münchehofe bei Berlin durchgeführt. Der parallele Vergleich von Pulveraktivkohle-dosierung und Ozonung als weitergehende Abwasserbehandlung erfolgte an zwei voll-automatisierten Flockungsfiltern. Zusätzlich wurde ein Filter mit granulierter Aktivkohle (GAK) als Nachbehandlung der Flockungsfiltration errichtet. Die Untersuchungen zur Flockungsfiltration mit GAK als Filterschicht erfolgten an einer weiteren halbtechnischen Versuchsanlage, die ebenfalls am Klärwerk Münchehofe errichtet wurde.

4.1.1.1 Pilotanlage zur Flockungsfiltration

Die Pilotanlage befindet sich am Ablauf des Klärwerks Münchehofe und besteht aus zwei baugleichen, abwärts durchströmten Zweischichtfiltern, die eine Gesamthöhe von 4,5 m und einen Durchmesser von 1,2 m (Filterfläche jeweils 1,13 m²) aufweisen (Abbildung 4.1). Das Filtermaterial besteht aus 1,2 m Anthrazit (1,4-2,5 mm) als oberer und 0,6 m Sand (0,7-1,25 mm) als unterer Filterschicht. Die Beschickung der Filter mit dem Ablauf der Nachklärung erfolgt durch zwei separate Zulaufpumpen mit einem Volumenstrom von 2,5-12,5 m³/h (Filtergeschwindigkeit 2,2-15 m/h). Die Zugabe von Eisen-III-Chloridlösung als Flockungsmittel erfolgt in einen statischen Mischer mit anschließendem Rohrflocker. Das Flockungsmittel wird frachtproportional zur ortho-Phosphat-Konzentration mit 4,4 mol Fe / mol ortho-P dosiert. Die mittlere Dosis lag im Versuchszeitraum bei 4,8 mg/L Fe. Flockungshilfsmittel kam nicht zum Einsatz. Die Rückspülung der Filter erfolgt zeitgesteuert nach 12 bzw. 24 h mittels Luft-Wasserspülung.



Abbildung 4.1: Pilotflockungsfilter zur Untersuchung der weitergehenden Abwasserreinigung auf dem Klärwerk Münchehofe

4.1.1.2 Pulveraktivkohledosierung

Die Dosierung der Pulveraktivkohle erfolgte aus einer gerührten Suspension direkt in die Zulaufleitung zum Flockungsfilter vor die Flockungsmittelzugabe (Abbildung 4.2). Die Aktivkohle Carbopal AP (Donau Carbon, $d_{70} < 40 \mu\text{m}$, B.E.T. Oberfläche $>1300 \text{ m}^2/\text{g}$ laut Herstellerangaben) wurde als angefeuchtete Aktivkohle in 20 kg Säcken bezogen und als Stammsuspension mit Trinkwasser in Konzentrationen von 6-30 g/L in einem 2 m^3 fassenden Tank angesetzt. Mittels einer Schlauchpumpe wurde ein Volumenstrom von 15 L/h in den Zulauf dosiert, um Aktivkohledosierungen von 10-50 mg/L zu erzielen. Die Aufenthaltszeit der Aktivkohle betrug 15 min in Filterzulauf und Überstau und zusätzlich maximal 7 min im Filterbett. Die Versuche zur Pulveraktivkohledosierung erfolgten mit einer konstanten Filtergeschwindigkeit von 7,5 m/h. Die Aktivkohle wurde nach jedem Filterlauf durch die Rückspülung wieder vollständig aus dem Filter entfernt.

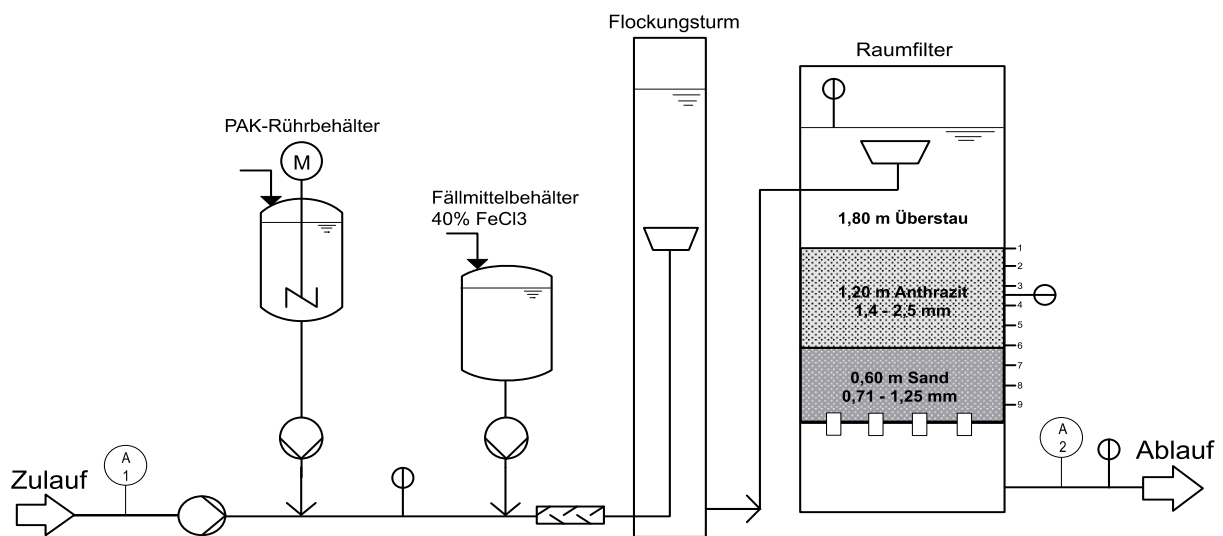


Abbildung 4.2: Grundfließbild Pulveraktivkohledosierung

4.1.1.3 Granulierte Aktivkohle

Nachgeschaltete GAK-Filtration

Für die Versuche zur nachgeschalteten GAK-Filtration wurde die Pilotanlage um einen zusätzlichen Filter erweitert, der wahlweise mit dem Ablauf eines der beiden Flockungsfilter beschickt werden konnte. Der Filter besitzt einen Durchmesser von 0,3 m und wird aus einem Vorlagetank mit 420 L/h (entspricht 6 m/h Filtergeschwindigkeit) beschickt. Als granulierte Aktivkohle kam die Sorte Epibon A der Firma Donau Carbon mit einer Schichthöhe von 2 m zum Einsatz. Die Korngröße liegt im Bereich 2 - $>2,6 \text{ mm}$ (siehe Siebanalyse in Abbildung 4.37 auf S.44). Die Leerbettverweilzeit beträgt 20 min.

GAK-Flockungsfiltration

Es wurde zusätzlich zur Pilotanlage eine weitere halbtechnische Versuchsanlage errichtet, an der die Versuche zur Integration der GAK als Filterschicht in die Flockungsfiltration durchgeführt wurden. Die Anlage besteht aus zwei Filtersäulen mit Durchmessern von 0,15 m und einer Höhe von 4 m. Eine der beiden Säulen wurde als Aufstromfilter mit GAK als Mono-Filterschicht (Schichthöhe 2 m) betrieben, die zweite Filtersäule im Abstrom als Zweischichtfilter mit oberer GAK-Schicht (1,4 m) und darunter liegender Sandschicht (0,6 m). Das Grundfließbild ist in Abbildung 4.3 dargestellt. Beide Filter wurden mit Ablauf des

Klärwerks Münchehofe und einem Durchfluss von jeweils 105 L/h betrieben, was einer Filtergeschwindigkeit von 6 m/h und einer Leerbettkontaktzeit mit GAK von 20 min im Aufstrom- und 14 min im Abstromfilter entspricht. In beide Filter wurde in einen statischen Mischer Eisen-III-Chloridlösung mit 4-5 mg/L Fe dosiert. Anschließend erfolgte die Flockenbildung im Aufstromfilter in einer beruhigten Strömungszone mit erweitertem Rohrquerschnitt (Flockungsschleufe), im Abstromfilter in einem erhöht gelegenen Flockungstank und dem Filterüberstau. Im Abstromfilter fließt das Abwasser aufgrund des hydrostatischen Drucks durch das GAK-Bett, im Aufstromfilter kommt eine Schlauchpumpe zum Einsatz. Die Filter werden manuell durch eine Luft-Wasser-Spülung im Aufstrom zurückgespült. Das Spülprogramm wurde für jeden Filter entsprechend Tabelle 4.1 angepasst, um eine optimale Fluidisierung der Filterschichten ohne Austrag der vergleichsweise leichten GAK-Körner zu erzielen.

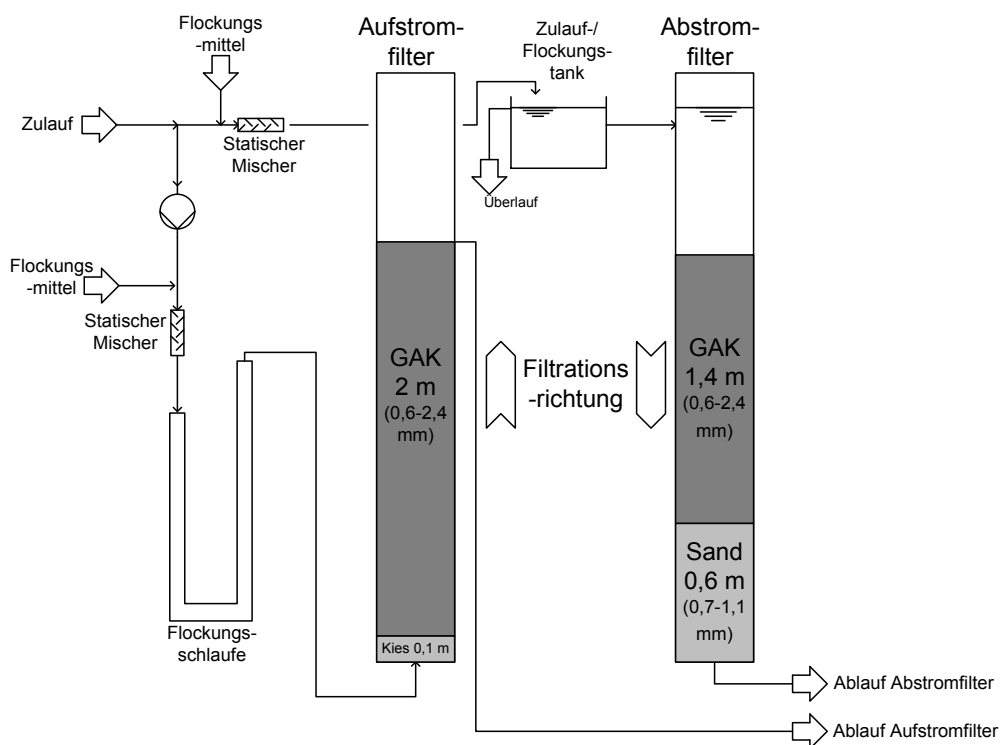


Abbildung 4.3: Grundfließbild der halbtechnischen Anlage zur GAK-Flockungsfiltration

Tabelle 4.1: Spülprogramme der GAK-Flockungsfilter

	Aufstromfilter		Abstromfilter	
	Spüldauer	Geschwindigkeit	Spüldauer	Geschwindigkeit
Luftspülung	45-90s	61 m/h	45-90 s	54 m/h
Klarspülung I	15min	36 m/h	10 min	28 m/h
Klarspülung II	5 min	42 m/h	5 min	34 - 48 m/h
Klassierspülung I	30 s	65 m/h	30 s	65 m/h
Klassierspülung II	90 s	20 m/h	90 s	20 m/h

4.1.2 Analytik

Die Pilotanlage ist mit Online-Trübungssonden am Ablauf beider Filter ausgestattet. Des Weiteren erfolgt mittels Drucksonden am Filterboden eine kontinuierliche Erfassung des Druckverlusts beider Filter. Zusätzlich befinden sich SAK-Sonden am Zu- und Ablauf eines Filters.

Die Bestimmung der Wasserparameter erfolgte sowohl anhand von Stichproben, als auch als 24 h Mischproben, die mittels automatischer Probenehmer gewonnen wurden. Die Messungen der Parameter Gesamtphosphor, Gesamt-gelöster Phosphor, ortho-Phosphat, Abfiltrierbare Stoffe (AFS bzw. TSS), Nitrat, Nitrit erfolgte im Labor der Berliner Wasserbetriebe. Die Spurenstoffmessungen mittels Hochleistungsflüssigchromatographie in Kombination mit Massenspektrometrie (HPLC-MS) wurden am Fachgebiet Wasserreinhaltung der TU Berlin sowie im Labor der Berliner Wasserbetriebe durchgeführt.

4.2 Ergebnisse Flockungsfiltration mit Pulveraktivkohledosierung

4.2.1 Aktivkohleauswahl

Zur Auswahl geeigneter Pulveraktivkohlen (PAK) und zur Abschätzung der erzielbaren Spurenstoffentfernungen wurden zunächst Vorversuche mit verschiedenen kommerziell erhältlichen Pulveraktivkohlen durchgeführt. Die Auswahl der Aktivkohlen erfolgte dabei anhand bereits verfügbarer Ergebnisse anderer Untersuchungen, sodass generell eine gute Adsorptionsleistung zu erwarten war. Alle getesteten Aktivkohlen zeichnen sich durch eine hohe spezifische Oberfläche aus und decken die verschiedenen verfügbaren Rohstoffe ab (Stein-, Braun-, Holzkohle, Torf). Die als regenerativ geltenden Aktivkohlen auf Kokosnusssbasis erwiesen sich als nicht geeignet für die Entfernung eines weiten Spektrums an Spurenstoffen und wurden hier nicht getestet (Zietzschmann et al. 2014). Eine Zusammenstellung charakteristischer Kenngrößen der eingesetzten Aktivkohlen ist Tabelle 4.2 zu entnehmen.

Die Adsorptionsversuche wurden in Labortests auf einem Horizontalschüttler durchgeführt. Dabei wurden sowohl die Beladungskapazitäten (Isothermenansätze) als auch der zeitliche Verlauf der Adsorption (Kinetikansätze) untersucht.

Die Adsorptionskapazitäten der Aktivkohlen wurden anhand der Entfernung des gelösten organischen Kohlenstoffs (engl. Dissolved Organic Carbon – DOC) sowie mehrerer Spurenstoffe untersucht. Die betrachteten Spurenstoffe beinhalten die Arzneimittel Carbamazepin (Antiepileptikum), Diclofenac (Entzündungshemmer), Sulfamethoxazol (Antibiotikum) und Bezafibrat (Lipidsenker) sowie das Korrosionsschutzmittel Benzotriazol.

In Abbildung 4.4 sind beispielhaft die prozentualen Entfernungen nach Behandlung von Kläranlagenablauf mit 20 mg/L PAK und Kontaktzeiten von 48 h dargestellt. Die untersuchten Aktivkohlen zeigen grundsätzlich eine vergleichbare Entfernung des DOC und der betrachteten Spurenstoffe. Bei für die Praxis relevanten Aktivkohledosen für einstufige Prozesse (20-30 mg/l) werden die gemessenen Spurenstoffe, mit Ausnahme von Sulfamethoxazol, zu mindestens 80% entfernt. Die Stoffe Carbamazepin, Diclofenac und Bezafibrat zeigen sich als sehr gut adsorbierbar und werden bei Aktivkohledosen von 20 mg/l weitgehend entfernt. Die organische Belastung kann durch den Einsatz von Aktivkohle ebenfalls verringert werden. Jedoch ist die prozentuale Entfernung des DOC insgesamt deutlich geringer als bei den untersuchten Spurenstoffen.

Tabelle 4.2: Kenngrößen der untersuchten Pulveraktivkohlen (laut Herstellerangaben)

		SAE Super	PHC AZ 1050f	PHC HK 950	Aquasorb 5000P	Carbopal AP
Hersteller		Norit	CSC	Jacobi	Donau Carbon	
Rohstoffbasis		u.A. Torf	Steinkohle	Holz- kohle	Braun- kohle	Braun- kohle
spez. Oberfläche	[m ² /g]	1150	1050	950	1150	1300
Jodzahl	[mg/g]	1050	1050	950	1100	1250
Schüttdichte	[kg/m ³]	425	400	500		
Körnung						
< 150 µm	[Gew.-%]	97				
< 90 µm	[Gew.-%]		98	98		
< 45 µm	[Gew.-%]					70
d50	[µm]	15	20	25		
max. Wassergehalt	[Gew.-%]	6	5	10	5	5
max. Aschegehalt	[Gew.-%]		10	8	18	

Für die Abschätzung der erzielbaren Spurenstoffentfernung einer Versuchsanlage ist neben der reinen Adsorptionskapazität der Aktivkohlen bei verschiedenen Dosierungen auch der zeitliche Verlauf der Adsorption relevant. Beispielhaft ist in Abbildung 4.5 die Kinetik der Spurenstoff- und DOC-Adsorption anhand der Aktivkohle Carbopal AP dargestellt. In den Laborversuchen zeigte sich, dass bereits nach einer Adsorptionszeit von 2 h in der Regel mindestens 80 % der (endgültigen) Spurenstoffreduktion nach 48 h erreicht wird. Auch bei Kontaktzeiten von 10 min werden bereits mindestens 45 % der Entfernungen nach 48 h erzielt. Grundsätzlich zeigt sich, dass eine signifikante Reduktion der betrachteten Spurenstoffe und des DOC auch bei Kontaktzeiten erreicht werden kann, die deutlich geringer sind als die erforderliche Zeit bis zum Adsorptiongleichgewicht.

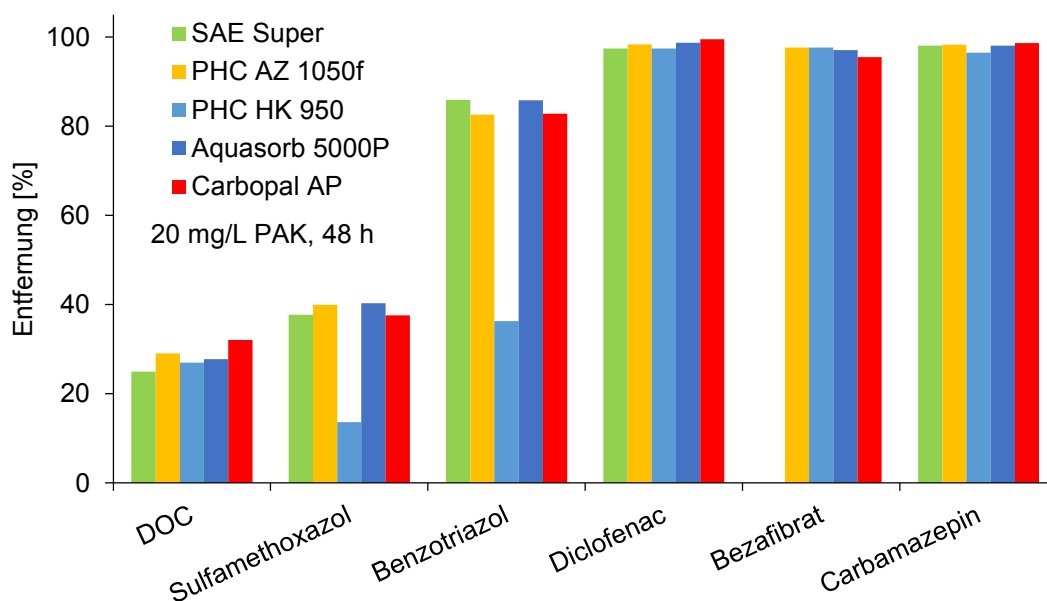


Abbildung 4.4: Entfernung des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) und verschiedener Spurenstoffe nach Adsorption an Pulveraktivkohle, c=20 mg/L, t=48 h (Ablauf KW Münchehofe)

Anhand der Laborversuche wird deutlich, dass grundsätzlich mehrere Aktivkohlen vergleichbar gute Entfernungen aufweisen und damit im Pilot- und großtechnischen Maßstab genutzt werden können. In den folgenden Untersuchungen wurde für eine bessere Vergleichbarkeit stets die Pulveraktivkohle Carbopal AP der Firma Donau Carbon eingesetzt.

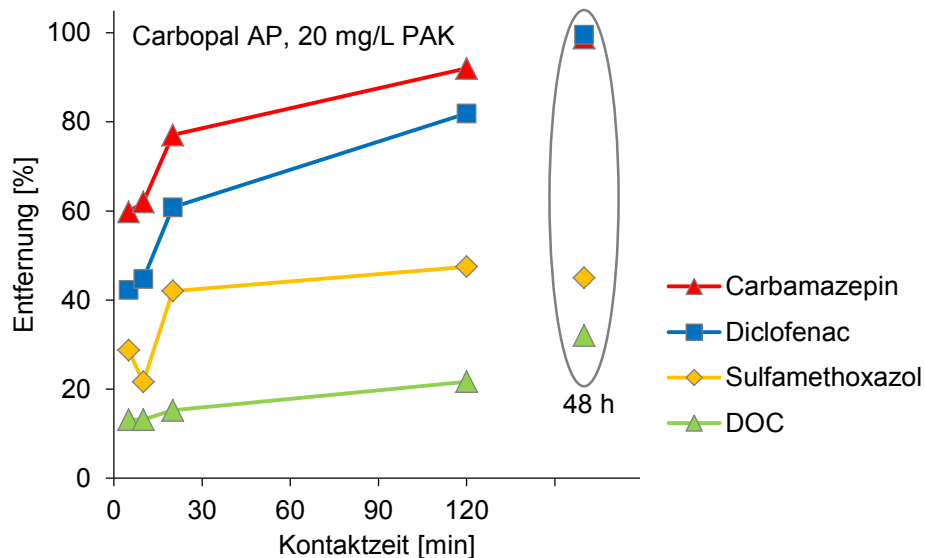


Abbildung 4.5: Zeitlicher Verlauf der DOC- und Spurenstoffentfernung mit der Aktivkohle Carbopal AP

Um die Übertragbarkeit der Ergebnisse aus den Laborversuchen und späteren Pilotuntersuchungen zur PAK-Dosierung im Klärwerk Münchehofe auf andere Standorte zu überprüfen, wurden Vergleichsadsorptionsversuche mit gereinigtem Abwasser von vier Berliner Kläranlagen durchgeführt. Dabei ist insbesondere der Einfluss der unterschiedlichen organischen Hintergrundbelastungen auf die Effizienz der Spurenstoffentfernung relevant. Es zeigt sich, dass grundsätzlich in allen vier Kläranlagenabläufen die gleichen Spurenstoffe an Pulveraktivkohle gut adsorbieren (u.A. Diclofenac, Carbamazepin, Bezafibrat), gleichzeitig Substanzen wie Sulfamethoxazol, lomeprol oder 4-Formylaminoantipyridin (4-FAA) ebenfalls in allen Klarläufen zu einem deutlich geringeren Maß entfernt werden (siehe Abbildung 4.6). Die teilweise deutlichen Unterschiede der Ausgangskonzentrationen der Klarlaufproben zeigten hierbei keine signifikanten Auswirkungen auf die prozentuale Entfernung der Spurenstoffe. Im Vergleich zwischen den einzelnen Klarläufen nehmen die Spurenstoffentfernungen mit steigendem Wert des DOC ab. Dies ist auf die Konkurrenz zwischen organischem Hintergrund und den Spurenstoffen bei der Adsorption an die Aktivkohle zurückzuführen.

Der Einfluss der DOC-Konzentrationen auf die Adsorption kann durch Bezug der Pulveraktivkohledosis auf den DOC-Wert nivelliert werden. In Abbildung 4.7 ist beispielhaft die Entfernung von Benzotriazol in den vier untersuchten Kläranlagenabläufen in Abhängigkeit der PAK-Dosis bzw. der spezifischen PAK-Dosis in mg per mg DOC dargestellt. Während die volumenbezogene PAK-Menge je nach DOC-Gehalt des Klarlaufs deutlich unterschiedliche Spurenstoffentfernungen bewirkt, sind die prozentualen Entfernungen bezogen auf die spezifische PAK-Dosis in allen Klarläufen vergleichbar. Beispielsweise schwankt die notwendige Aktivkohledosierung für eine 80-%ige Benzotriazol-Entfernung je nach Klarlauf um $\pm 24\%$, bezogen auf eine spezifische PAK-Dosis jedoch lediglich um $\pm 13\%$. Vergleichbare Ergebnisse zeigen sich auch für die anderen untersuchten Stoffe, wie in Tabelle 4.3 für weitere Spurenstoffe dargestellt ist. Dies bedeutet, dass durch

die Nutzung DOC-spezifischer PAK-Dosierungen eine vergleichbare Spurenstoffentfernung in Kläranlagenabläufen unterschiedlicher Zusammensetzungen zu erwarten ist. Somit können die gewonnenen Ergebnisse auf andere Standorte übertragen werden.

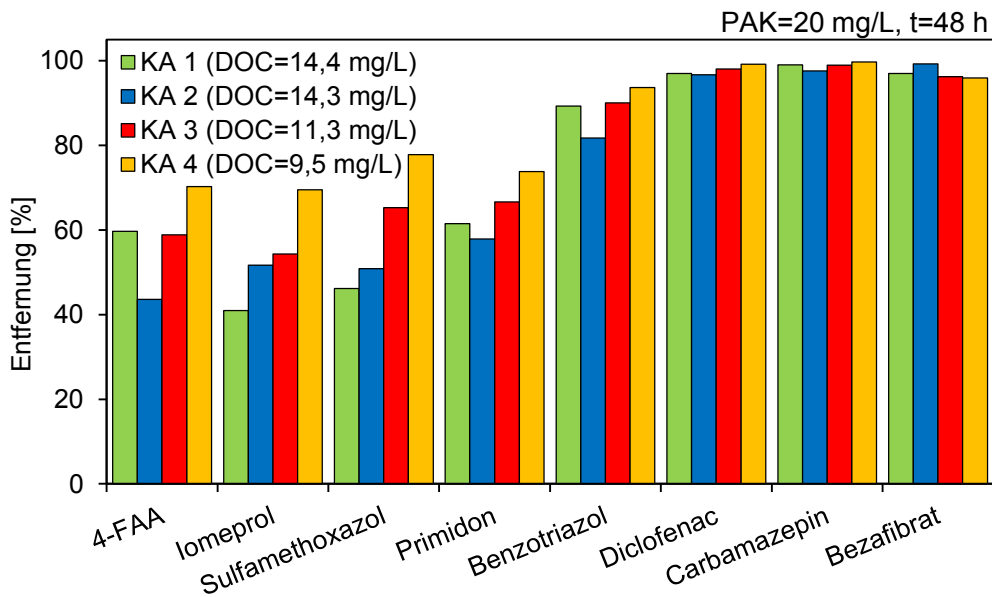


Abbildung 4.6: Spurenstoffentfernung aus den Abläufen von vier unterschiedlichen Kläranlagen mit 20 mg/L PAK, Kontaktzeit 48 h

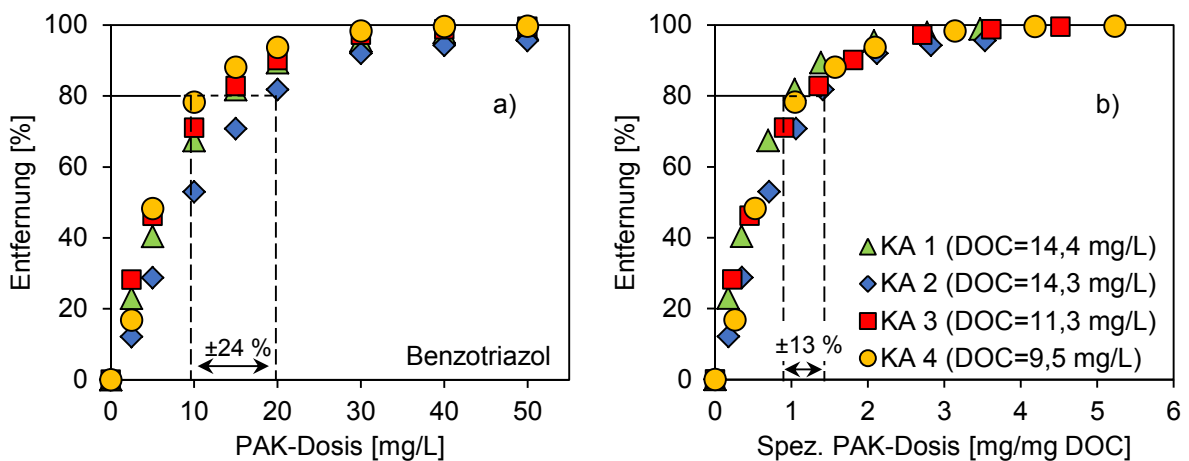


Abbildung 4.7: Entfernung von Benzotriazol in vier Kläranlagenabläufen mit Pulveraktivkohle bezogen auf a) PAK-Dosis in mg/L und b) DOC-spezifische PAK-Dosis in mg/mg DOC (Kontaktzeit 48 h)

Tabelle 4.3: Benötigte absolute und spezifische PAK-Dosis für 80 %ige Spurenstoffentfernung (durchschnittliche Werte und relative Standardabweichung für vier Kläranlagenabläufe)

Spurenstoff	PAK-Dosis	
	mg / L	mg / mg DOC
Carbamazepin	7 ± 22%	0.56 ± 14%
Diclofenac	10 ± 8%	0.79 ± 15%
Sulfamethoxazol	28 ± 23%	2.28 ± 8%
Benzotriazol	15 ± 24%	1.19 ± 13%
Iomeprol	29 ± 15%	2.40 ± 10%
Primidon	28 ± 20%	2.26 ± 7%
Bezafibrat	8 ± 19%	0.68 ± 10%

4.2.2 Kombination von Flockung und Adsorption

In der praktischen Anwendung ist neben der Aktivkohledosierung die Zugabe von Flockungsmittel erforderlich, um eine sichere Abtrennung der beladenen Aktivkohle zu gewährleisten und außerdem die weitergehende Phosphor- und Feststoffentfernung zu ermöglichen. Bei der Direktdosierung von PAK vor einen Flockungsfilter ohne separate Adsorptionsstufe findet die Dosierung nahezu zeitgleich statt, sodass eine gegenseitige Beeinflussung von Flockung und PAK-Adsorption möglich ist. Einerseits wird durch die Flockungsmitteldosierung (typischerweise Eisen- oder Aluminiumsalze) die DOC-Konzentration gesenkt. Gleichzeitig werden die PAK-Partikel in die entstehenden Flocken eingeschlossen, sodass Auswirkungen auf den Stofftransport der Spurenstoffe an die Aktivkohleoberfläche möglich sind. In Laborversuchen wurde der Einfluss der Flockung auf das Adsorptionsverhalten untersucht. Dafür wurde die Spurenstoff- und DOC-Entfernung bei reiner Adsorption (keine Flockungsmittelzugabe), reiner Flockung (keine Aktivkohlezugabe) sowie verschiedenen Dosierreihenfolgen von Flockungsmittel und Pulveraktivkohle untersucht.

Die Fraktionierung des DOC in verschiedene Größenklassen mittels LC-OCD-Analyse (Liquid Chromatography – Organic Carbon Detection = Flüssigchromatographie mit organischer Kohlenstoffdetektion) zeigt, dass durch Flockung vorwiegend größere DOC-Fractionen (Biopolymere, Huminstoff) entfernt werden, während die kleineren Bestandteile des DOC (Niedermolekulare Säuren und Neutralstoffe) selbst bei höheren Flockungsmitteldosierungen von bis zu 10 mg/L Fe nur geringfügig verringert werden (Abbildung 4.8a). Dahingegen adsorbieren an Pulveraktivkohle vorwiegend kleinere DOC-Fractionen (Abbildung 4.8b). Insbesondere die Biopolymerfraktion wird im Bereich praktisch relevanter PAK-Dosierungen deutlich schlechter entfernt als der Gesamt-DOC. Insgesamt zeigt sich, dass durch Flockung und Adsorption an Aktivkohle vorwiegend unterschiedliche Bestandteile des DOC entfernt werden.

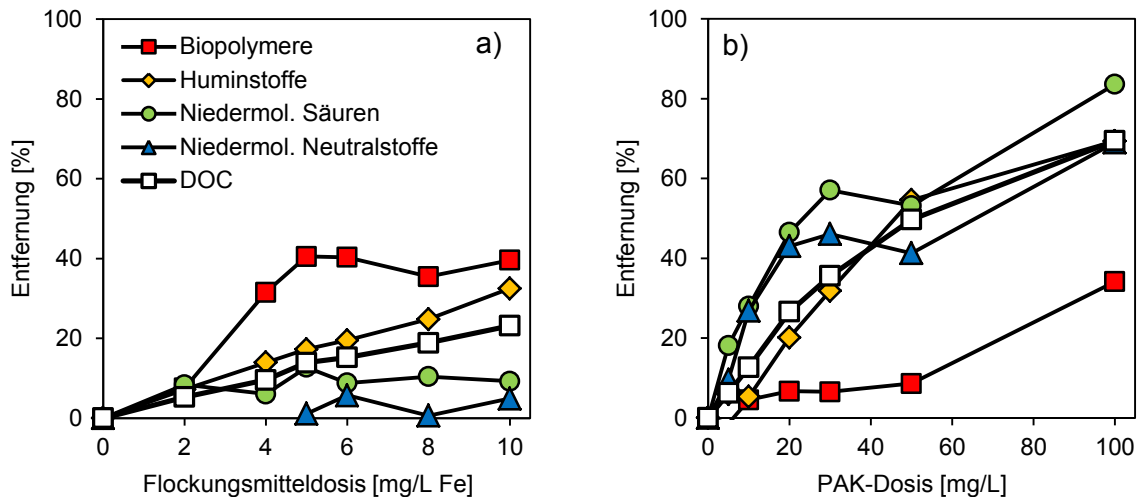


Abbildung 4.8: Entfernung verschiedener DOC-Fractionen aus Kläranlagenablauf durch a) Flockung und b) Adsorption an Pulveraktivkohle

Die kombinierte Anwendung von PAK und Flockungsmittel führt für alle getesteten Dosiervarianten zu vergleichbaren DOC-Entfernungen (Abbildung 4.9a). So besitzt eine vorgeschaltete Flockung keine Auswirkungen auf die anschließende DOC-Adsorption. Zudem entspricht die Gesamtentfernung bei der kombinierten Anwendung in etwa der addierten Entfernung der beiden Einzelprozesse separat betrachtet (schwarzer und weißer Balken in Abbildung 4.9a).

Da durch Flockung entfernbare Bestandteile des organischen Hintergrunds nur geringfügig adsorbieren, bewirkt die Flockung bei kombinierter Anwendung keine Verringerung der Konkurrenz zur Spurenstoff-Adsorption. Dementsprechend zeigt die Kombination von Pulveraktivkohle und Flockungsmittel keine signifikante Abweichung zur reinen Adsorption an PAK, wie in Abbildung 4.9b beispielhaft für die Stoffe Diclofenac, Carbamazepin und Sulfamethoxazol dargestellt. Die Reihenfolge der Dosierung zeigt ebenfalls keinen Einfluss auf die Spurenstoffentfernung. Wie anhand der DOC-Ergebnisse zu erwarten ist, bewirkt die vorherige Entfernung eines Teils des DOC durch Flockung (Variante Flockungsmittel→Adsorption) keine Verbesserung der Spurenstoffadsorption. Durch Abtrennung der Flocken vor der PAK-Dosierung wird die Entfernung der Spurenstoffe ebenfalls nicht verbessert, sodass nicht von einer Behinderung der Adsorption durch eventuelle Aktivkohleeinschlüsse in Flocken auszugehen ist. Durch Flockung allein werden keine der betrachteten Spurenstoffe entfernt.

Die Ergebnisse der Untersuchungen zur kombinierten Flockung und Adsorption zeigen, dass im realitätsnahen Dosisbereich von Flockungsmittel und Aktivkohle keine relevanten Auswirkungen der Flockung auf die Adsorption von Spurenstoffen zu erwarten ist. Dementsprechend sollten die Dosierstellen im Hinblick auf eine Maximierung der PAK-Kontaktzeit gewählt werden, um eine möglichst weitgehende Aktivkohleausnutzung zu erreichen.

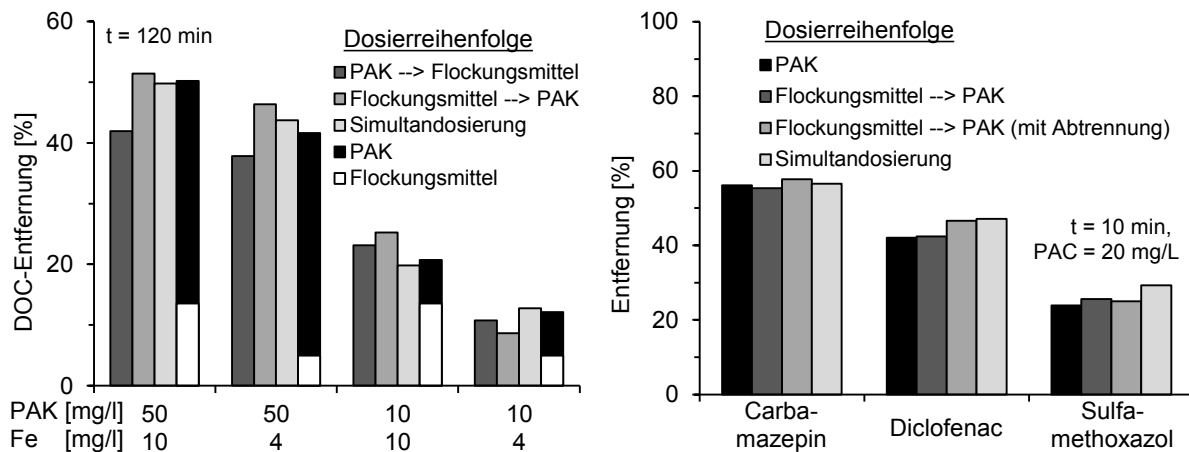


Abbildung 4.9: a) DOC- und b) Spurenstoffentfernung bei kombinierter Anwendung von Aktivkohle und Flockungsmittel

4.2.3 Auswirkungen der PAK-Dosierung auf den Filterbetrieb

Untersuchungen im Projekt Raumfiltration der Berliner Wasserbetriebe haben gezeigt, dass die Flockungsfiltration betriebsstabil in der Lage ist, Ablaufkonzentrationen von TP $\leq 0,1$ mg/L und TSS < 1 mg/L einzuhalten (Sperlich et al. 2012). Im Folgenden werden die Auswirkungen der zusätzlichen Pulveraktivkohledosierung auf die Filterlaufzeit und die Ablaufqualität des Pilotfilters dargestellt.

4.2.3.1 Effektive Filterlaufzeit

Die effektive Laufzeit eines Flockungsfilters ist durch die Filtrationszeit bis zur Zunahme der Feststoffkonzentration im Filterablauf und durch den Anstieg des Druckverlusts bestimmt. Die Trübungsmessung im Filterablauf zeigte sich dabei als geeignetes Mittel zur Überwachung eines möglichen Feststoffdurchbruchs. Obwohl eine direkte Umrechnung von Trübungseinheiten in Feststoffkonzentrationen aufgrund der variablen Zusammensetzung der Feststoffe (inkl. unbekanntem PAK-Anteil) nicht möglich erscheint, wird ein Anstieg der Feststoffkonzentration im Ablauf durch einen gleichzeitigen Anstieg der Trübung ersichtlich. Die Trübung lag im Ablauf während der effektiven Filtration stets unter 0,1 Trübungseinheiten (NTU). Dementsprechend wurde zur Bewertung der Auswirkungen der PAK-Dosierung auf die Filterlaufzeit bis zum Filterdurchbruch ein Trübungswert >1 NTU als Schwellwert zur Anzeige der Erschöpfung der Filtrationskapazität genutzt.

Durch die Dosierung von Pulveraktivkohle wird die Feststoffbelastung des Flockungsfilters deutlich erhöht. Neben der PAK-Menge sind bei der Berechnung der Feststoffbelastung auch die suspendierte Stoffe im Filterzulauf sowie die Feststoffmasse durch Flockenbildung aufgrund der Zugabe von Flockungsmittel zu berücksichtigen. Die Masse der Flocken kann dabei grob mit 2,5 g TSS pro g Fe abgeschätzt werden (DWA 2011). Mit dieser Annahme kann die Gesamtfeststoffkonzentration in mg/L im Filterzulauf bestimmt werden. Durch Bezug auf das Filterbettvolumen und den Filterdurchsatz pro Stunde ergibt sich die Filterbelastung in $g/(m^3 \cdot h)$. Abbildung 4.10a zeigt die effektive Filterlaufzeit bis zum Feststoffdurchbruch (definiert als Anstieg der Trübung auf >1 NTU) in Abhängigkeit der Filterbelastung für verschiedene PAK-Dosen. Obwohl mit steigender PAK-Dosierung die Feststoffbelastung stark ansteigt, zeigt sich kein eindeutiger Effekt auf die Filterlaufzeit bis zum Feststoffdurchbruch. Die effektiven Filterlaufzeiten liegen zwischen 12 und 24 h und korrelieren nicht mit der dosierten PAK-Menge. So konnten auch mit hohen PAK-Dosierungen von bis zu 50 mg/L teilweise Filterlaufzeiten >20 h erzielt werden. Dies

verdeutlicht, dass die effektive Filterlaufzeit nicht mit der Gesamtfeststoffbelastung unter Einbeziehung der PAK-Menge korreliert. Eine mögliche Erklärung beruht darauf, dass für die Filterkapazität vermutlich vor allem das Volumen der abgetrennten Partikel relevant ist und nicht die absolute Masse. Da PAK-Partikel größtenteils in den voluminösen Eisenflocken eingeschlossen werden, vergrößert sich das Gesamtvolumen der Partikel durch die PAK-Dosierung nur geringfügig.

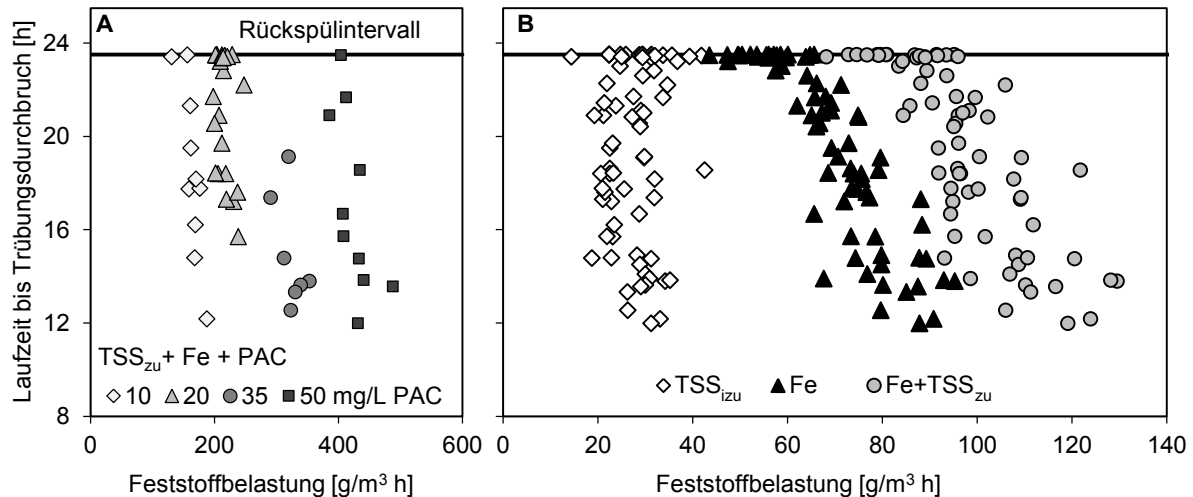


Abbildung 4.10: Filterlaufzeit bis zum Filterdurchbruch (definiert als Trübungsanstieg >1 NTU) in Abhängigkeit der Filterbelastung pro Bettvolumen und Stunde berechnet mit a) Zulauf TSS, Flockungsmitteldosis (abgeschätzt als 2,5x Fe-Menge) und PAK-Masse oder b) ohne Berücksichtigung der PAK-Masse

In Abbildung 4.10b ist die Laufzeit bis zum Trübungsdurchbruch bezogen auf die Feststoffbelastung unter Einbeziehung von ausschließlich Zulauf-TSS, ausschließlich Eisenflocken, sowie beiden Anteile zusammengefasst, jeweils unter Vernachlässigung der PAK-Masse, dargestellt. Die zusammengefasste Belastung aus Feststoffen im Zulauf und Eisenflocken zeigt einen generellen Trend mit kürzerer Laufzeit bei höherer Feststoffbelastung (graue Kreise). Es wird jedoch deutlich, dass die Feststoffkonzentration des Zulaufs in den Größenordnungen dieser Studie (2,3-6,8 mg/L TSS) nicht den entscheidenden Einflussfaktor darstellt, während die Feststoffbelastung aufgrund der Flockungsmitteldosierung die Filterlaufzeit maßgeblich bestimmt. So wurden im Untersuchungszeitraum für Filterbelastungen <62 g/m³ h stets Filterlaufzeiten von 24 h ohne Trübungsdurchbruch erreicht (Berechnung nur mit Feststoffbelastung durch Eisendosierung), was einer Flockungsmitteldosis von 4,0 mg/L Fe entspricht. Gleichzeitig traten bei allen Filterläufen mit Feststoffbelastungen >68 g/m³ h (entspricht 4,4 mg/L Fe) Trübungsdurchbrüche vor dem Laufzeitende von 24 h auf. Zudem bewirkt ein Anstieg der Feststoffbelastung durch Flockung eine verkürzte Laufzeit bis zum Trübungsdurchbruch. Die hier ermittelten spezifischen Werte der Feststoffbelastung bis zu einem Trübungsdurchbruch sind abhängig von der Wasserqualität, Filtergeschwindigkeit und Filterbettauflauf und damit nicht direkt übertragbar. Dennoch zeigen die Ergebnisse eindeutig, dass die Feststoffbelastung durch Flockung die Filterlaufzeit maßgeblich mitbestimmt, während die PAK-Menge lediglich einen geringen Einfluss auf die Laufzeit besitzt.

Auf Grundlage der berechneten Feststoffbelastungen durch Flockungsmitteldosierung und der Filterlaufzeit bis zum Trübungsdurchbruch kann die insgesamt vom Filter bis zum Zeitpunkt des Trübstoffdurchbruchs zurückgehaltene Masse als **Feststoffbelastung** pro Filtervolumen ermittelt. Dabei wurde entsprechend Seyfried und Barjenbruch (1993)

ausschließlich die Anthrazitschicht in die Berechnung einbezogen. Aus Abbildung 4.11 wird ersichtlich, dass die Menge an zurückgehaltenem Feststoff zum Zeitpunkt des Trübungsdurchbruchs nicht konstant ist, sondern mit zunehmender effektiver Filterlaufzeit ebenfalls ansteigt. Wie zuvor gezeigt, hängt die effektive Filterlaufzeit mit der Flockungsmittelmengenzusammen. Bei geringerer Flockungsmitteldosierung werden also längere Filterlaufzeiten erzielt, die wiederum zu einer insgesamt höheren Feststoffbelastung des Filters führen. Die maximale Feststoffbelastung ohne Filterdurchbruch bei Filterlaufzeiten von 24 h betrug 1,54 kg pro m³ Filterbett (Berechnung ausschließlich mit Feststoffmasse aus Flockung). Die höchste Belastung bis zu einem Durchbruch lag mit 1,58 kg/m³ in einer ähnlichen Größenordnung. Diese Werte hängen jedoch ebenfalls vom Filterdesign und der Zulaufzusammensetzung ab. Unter Einbeziehung des Zulauf-TSS, der PAK-Masse und Flocken konnten mitunter Filterbelastungen von 9 kg/m³ ohne Trübungsdurchbruch erreicht werden.

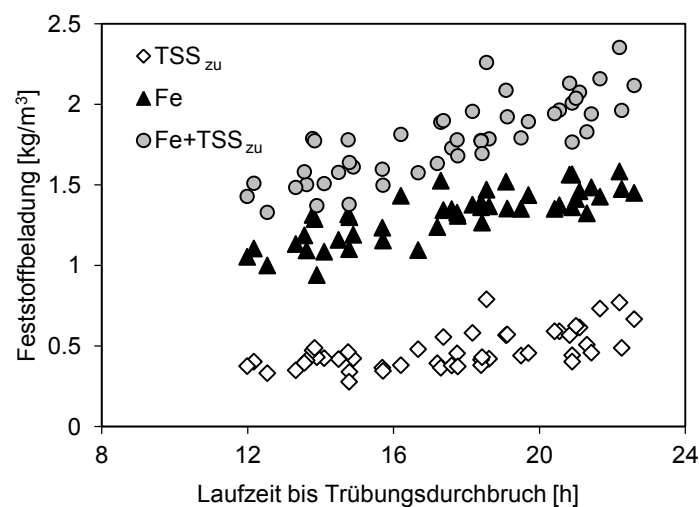


Abbildung 4.11: Feststoffbelastung in Abhängigkeit der Laufzeit bis zum Trübungsdurchbruch

Zusätzlich zum Durchbruch von Trübstoffen kann die Filterlaufzeit auch vom Anstieg des Druckverlusts begrenzt werden. Die Filtration ohne Pulveraktivkohle führte zu Druckverlusten von 220-266 mbar (25%-75%-Perzentile) nach 24 h Filtration. Bei Dosierung von 10-50 mg/L variierte der Druckverlust zwischen 195-359 mbar (Abbildung 4.12). Dabei zeigt sich keine Tendenz zunehmender Druckverluste mit ansteigender PAK-Dosis. So lag der Druckverlust bei der höchsten PAK-Dosierung (50 mg/L) im gleichen Bereich wie ohne PAK-Dosierung. Trotz der großen Spannweite wird deutlich, dass die PAK-Dosierung keinen relevanten Einfluss auf den Druckverlust besitzt.

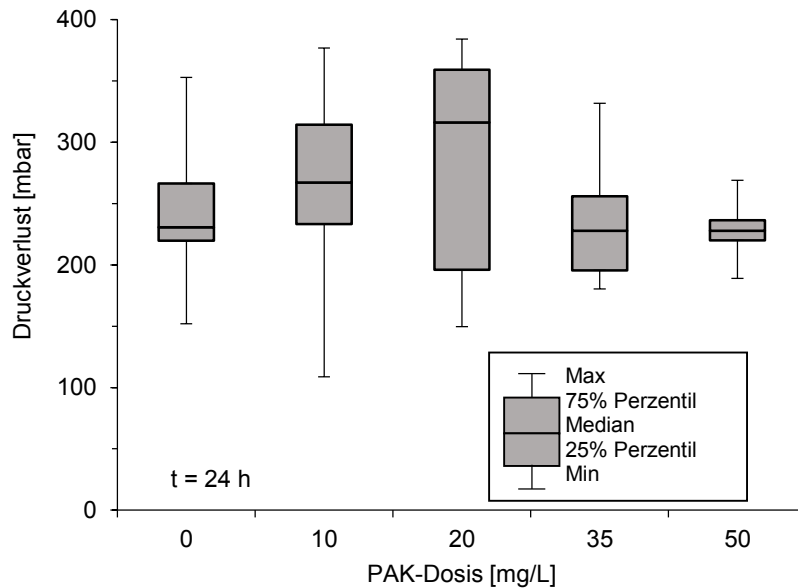


Abbildung 4.12: Druckverlust nach 24 h Filtration bei PAK-Dosen von 0-50 mg/L (n=18-51)

4.2.3.2 Phosphor- und Feststoffrückhalt

Die Pilotversuche mit 10-50 mg/L PAK zeigen, dass die Flockungsfiltration auch bei zusätzlicher Dosierung von Pulveraktivkohle über den gesamten Versuchszeitraum hinweg sehr robust hinsichtlich der Phosphorentfernung ist. Die Ablaufkonzentrationen lagen unabhängig von der PAK-Dosis in allen Betriebsphasen deutlich unter 0,1 mg/L Gesamtphosphor (TP) und wurden von schwankenden Zulaufkonzentrationen nicht beeinflusst. Abbildung 4.13 zeigt die Summenhäufigkeiten der Gesamtphosphorkonzentrationen im Zu- und Ablauf des Versuchsfilters. Hieraus wird ersichtlich, dass in 80% aller Messungen für den Ablauf des PAK-Filters ein Wert von 70 µg/L TP unterschritten wurde.

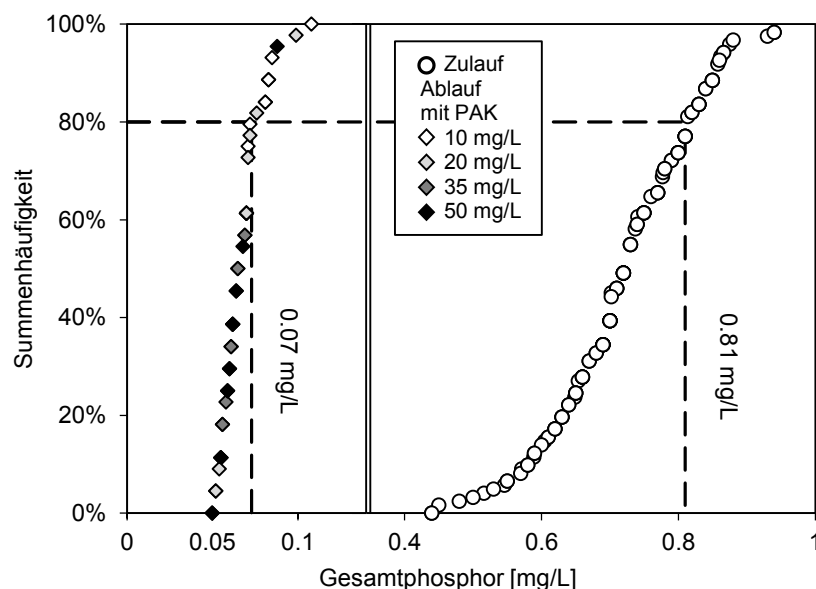


Abbildung 4.13: Summenhäufigkeiten der Zulauf- und Ablaufkonzentrationen von Gesamtphosphor.

Im Versuchsbetrieb wurden bei Filterlaufzeiten von 12 h ohne Dosierung von Pulveraktivkohle die TSS-Konzentrationen im Mittel von 4,6 mg/L im Zulauf auf 0,1 mg/L im Filterablauf reduziert (Abbildung 4.14). Filtrationsintervalle von 24 h führten zu einer leichten Erhöhung

der TSS-Konzentrationen (0,4 mg/L) aufgrund von Filterdurchbrüchen gegen Laufzeitende. Mit PAK-Dosierung wurden bei stabilem Betrieb (typischerweise 12 h Filtration) ebenfalls Ablaufwert von $\leq 0,3$ mg/L TSS erreicht, was deutlich unterhalb des Zielwertes von 1 mg/L TSS im Ablauf liegt. Dies lässt auf einen weitgehenden Rückhalt der PAK-Partikel im Filterbett durch die Flockungsmittelzugabe schließen. Eine Verlängerung des Filtrationsintervalls auf 24 h führte zu erhöhten TSS-Konzentrationen im Filterablauf. Die Ablaufkonzentrationen stiegen dabei mit zunehmender PAK-Dosis an, da ab dem Zeitpunkt des Trübungsdurchbruchs eine höhere Feststoffmenge (Masse aus TSS_{zu}, Eisenflocken und PAK) den Filter passiert. Dabei besitzt die PAK-Dosis selbst nur geringe Auswirkungen auf den Zeitpunkt des Durchbruchs. So waren die TSS-Ablaufwerte bei Dosierung von 20 mg/L PAK im Durchschnitt niedriger als mit 10 mg/L PAK und lagen sogar in einer ähnlichen Größenordnung wie die Filtration ohne PAK. Dies ist auf die geringere Flockungsmitteldosierung aufgrund niedriger ortho-Phosphatwerte während dieser Versuchsphase zurückzuführen.

Wie Abbildung 4.14 verdeutlicht, sind bei Filtrationsdauern von 12 h auch sehr hohe PAK-Dosen von 50 mg/L realisierbar und bewirken keine Erhöhung der Feststoffkonzentrationen im Ablauf aufgrund der zusätzlichen PAK-Menge. Der Zielwert von 1 mg/L TSS wurde bei 12-stündigen Spülintervallen bei allen PAK-Dosierungen eingehalten. Ohne Dosierung von Flockungsmittel wird die Pulveraktivkohle nicht zufriedenstellend zurückgehalten, sodass Feststoffkonzentrationen im Ablauf >3 mg/L TSS gemessen wurden.

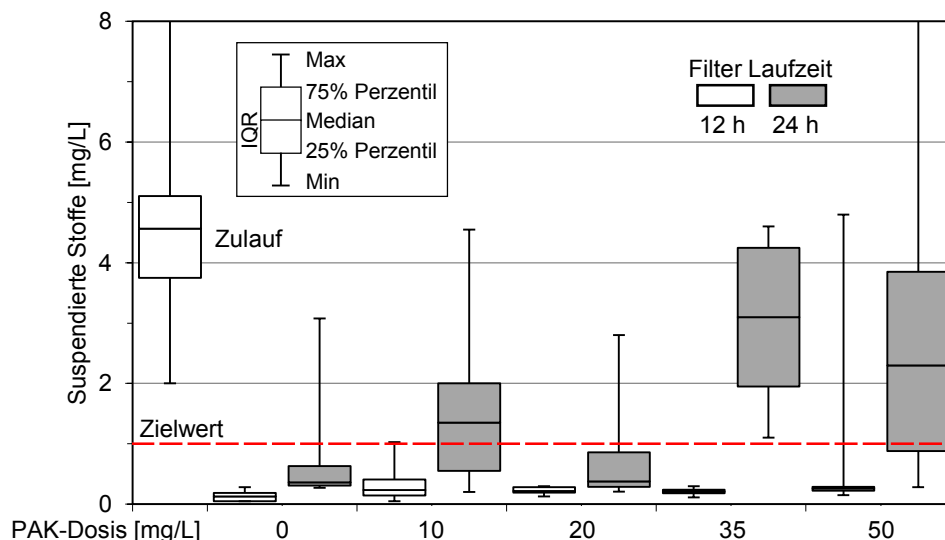


Abbildung 4.14: Feststoffkonzentrationen in Zu- und Ablauf des Flockungsfilters in Abhängigkeit der PAK-Dosis (0-50 mg/L) und Filterlaufzeit (12 h / 24 h), jeweils 22 h Mischproben.

4.2.4 DOC- und Spurenstoffentfernung

4.2.4.1 Organische Summenparameter (DOC, UVA₂₅₄, CSB)

Die DOC-Konzentrationen im Zulauf der Pilotanlage lagen im Mittel bei 11,2 mg/L und wurden durch Flockungsfiltration ohne PAK-Dosierung im Mittel um 9 % verringert. Mit einer PAK-Dosierung von 20 mg/L konnte der DOC um 20-22 % gesenkt werden. Mit 50 mg/L PAK wurden Entfernungen von 39-47 % gemessen. Die UV-Absorption bei 254 nm (UV₂₅₄) wurde mittels Flockungsfiltration ebenfalls im Durchschnitt um 9 % verringert. Die Dosierung von PAK führte zu einer Verringerung der UV₂₅₄-Absorption um bis zu 50 % mit 50 mg/L PAK. In Abbildung 4.15 sind die DOC-Konzentrationen und UV₂₅₄-Absorption im Zulauf und

Ablauf der Pilotanlage mit 0-50 mg/L PAK dargestellt. Es ist zu beachten, dass die Zulaufwerte des gesamten Versuchszeitraums zusammengefasst sind. Da beispielsweise die Versuchsphasen ohne PAK-Dosierung und mit 10 mg/L PAK in einem Zeitraum hoher DOC-Konzentrationen erfolgten, lagen hier die Ablaufwerte über dem durchschnittlichen Zulauf. Die Entfernung von DOC und UV₂₅₄-Absorption in jeder Versuchsphase sind Tabelle 4.4 zu entnehmen.

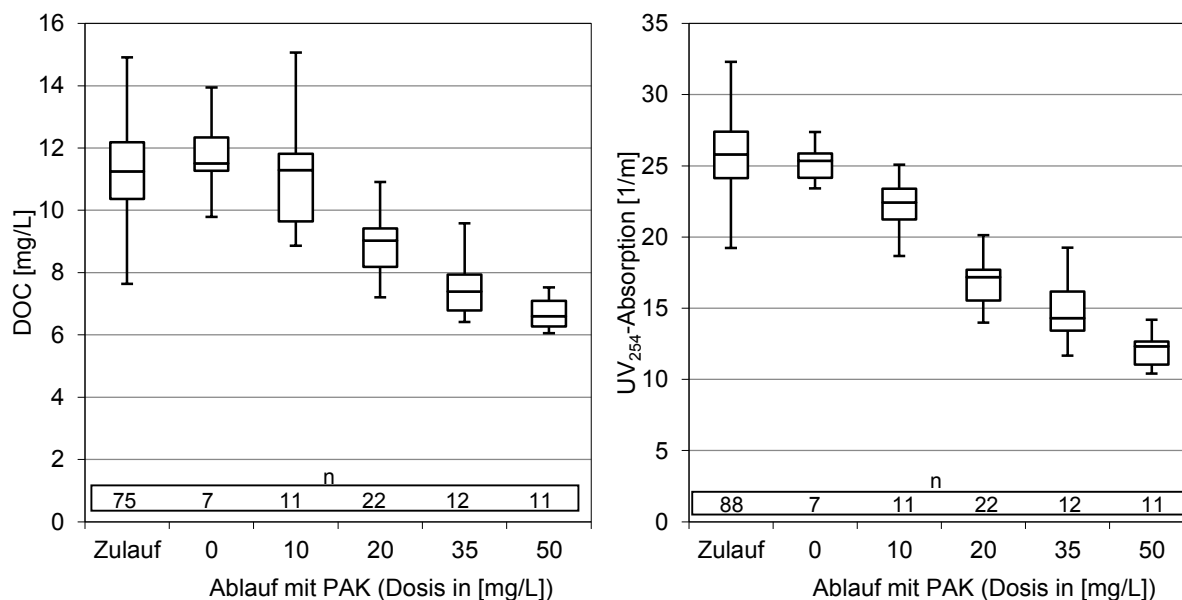


Abbildung 4.15: DOC-Konzentrationen und UV₂₅₄-Absorption im Zulauf und Ablauf des Flockungsfilters mit 0-50 mg/L PAK

Tabelle 4.4: DOC- und UV₂₅₄-Entfernung mit 0-50 mg/L PAK

PAK-Dosis [mg/L]	Mittlere Entfernung [%] (25%-75% Perzentilwerte)		Anzahl Messwerte DOC ; UV ₂₅₄
	DOC	UV ₂₅₄	
0	9 (6-12)	9 (8-9)	7 ; 7
10	10 (9-13)	17 (16-20)	11 ; 15
20	20 (18-22)	31 (29-33)	19 ; 25
35	32 (28-34)	44 (43-47)	12 ; 12
50	37 (34-42)	50 (46-54)	11 ; 11

Die CSB-Konzentration im Kläranlagenablauf lag im Mittel bei 36,4 mg/L und wurde mit 20 mg/L PAK auf durchschnittlich 23,8 mg/L gesenkt. Mit 50 mg/L PAK wurden CSB-Ablaufwerte von < 20 mg/L erreicht (Abbildung 4.16). Zusätzlich dargestellt ist die gelöste CSB-Konzentration (CSB_f), die durch Messung der filtrierten Probe bestimmt wird. Die Differenz zwischen gelöstem CSB und Gesamt-CSB stellt den Partikel-gebundenen CSB dar. Dieser wird durch die Flockungsfiltration weitgehend aus dem gereinigten Abwasser entfernt, sodass im Filterablauf die CSB- und CSB_f-Konzentrationen annähernd identisch sind. Im Rahmen des Projekts wurde die organische Belastung vorwiegend anhand des Parameters DOC bestimmt, weshalb die Anzahl der Messwerte für den CSB für einige PAK-

Dosierung (insbesondere 35 und 50 mg/L PAK) nicht ausreichend ist, um statisch abgesicherte CSB-Entfernungen zu ermittelt. Grundsätzlich zeigt sich jedoch eine sehr gute Korrelation zwischen DOC- und CSB_f-Konzentration, wie aus Abbildung 4.17a ersichtlich wird. So kann aus der DOC-Konzentration mit hinreichender Genauigkeit der CSB_f abgeschätzt werden, wobei der Umrechnungsfaktor standortabhängig ist.

Die Entfernung des gelösten CSB lag im Mittel etwa 5 Prozentpunkte über der DOC-Entfernung. Unter Einbeziehung der nahezu vollständigen Entfernung des partikulären CSB lag die Gesamtreduktion des CSB damit jeweils ca. 9 Prozentpunkte über der DOC-Entfernung (Abbildung 4.17b). Damit kann aus der DOC-Entfernung auch die zu erwartende CSB-Entfernung vergleichsweise gut abgeschätzt werden.

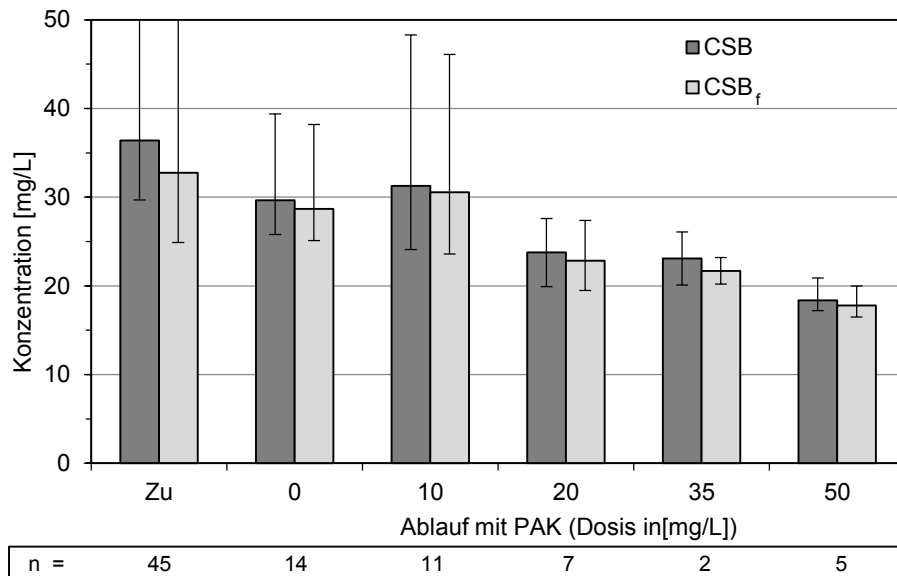


Abbildung 4.16: CSB- und CSB_f-Konzentrationen im Zulauf und Ablauf des Flockungsfilters mit 0-50 mg/L PAK (Medianwerte und Min-Max als Streuung)

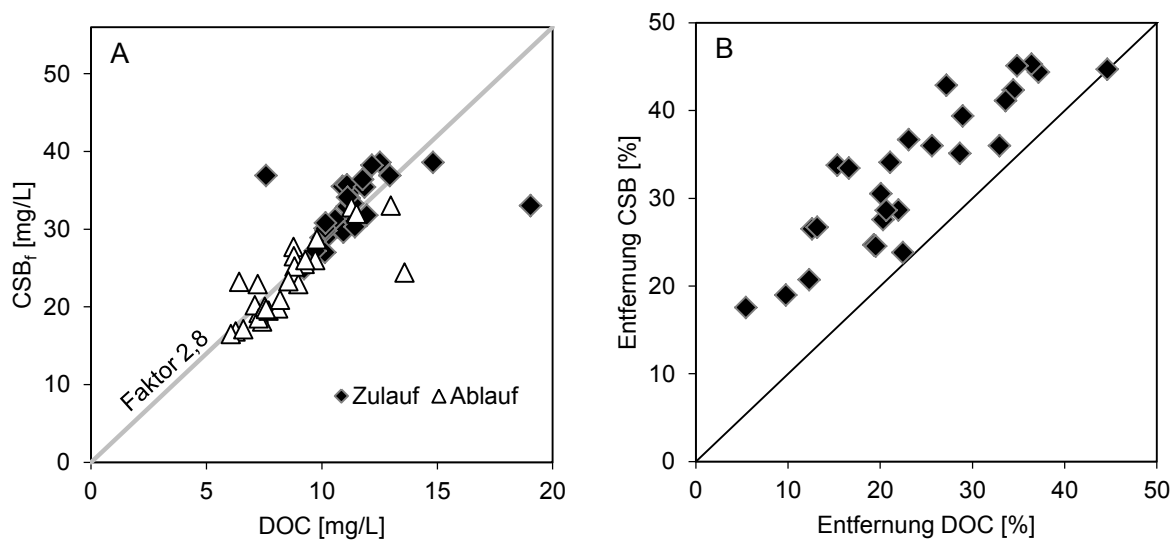


Abbildung 4.17: a) Korrelation zwischen DOC und CSB_f für den Klarlauf Münchehofe, b) Beziehung zwischen CSB- und DOC-Entfernung

4.2.4.2 Spurenstoffe

Zur Bewertung der Breitbandwirkung der untersuchten Verfahren wurden regelmäßig 15 Spurenstoffe mittels Massenspektrometrie gemessen. Dazu gehören verschiedene Arzneimittel, Röntgenkontrastmittel (RKM) und Industriechemikalien. Die Entfernungen dieser Stoffe in Abhängigkeit der Pulveraktivkohledosis sind in Abbildung 4.18 dargestellt. Es wird deutlich, dass die Entfernung jeweils stoffspezifisch stark unterschiedlich ist und je nach ausgewähltem Zielstoff unterschiedliche PAK-Mengen für eine weitgehende Elimination erforderlich sind. Mit einer geringen PAK-Dosierung von 10 mg/L konnten die meisten Spurenstoffe nur zu einem geringen Maß $< 20\%$ entfernt werden und selbst sehr gut adsorbierbare Stoffe wurden zu weniger als 50% entfernt. Bei höherer PAK-Dosierung nimmt die Spurenstoffentfernung zu und erreicht für gut adsorbierbare Stoffe Eliminationsgrade von annähernd 90% mit 50 mg/L PAK. Eine Steigerung der PAK-Dosis von 35 auf 50 mg/L bewirkte dabei keinen deutlichen Weiteranstieg der Spurenstoffentfernung. Anhand der Ergebnisse können die untersuchten Spurenstoffe grob in drei Kategorien unterteilt werden: Die erste Gruppe zeigt eine sehr geringe adsorptive Entfernung im Bereich von unter 30% trotz hoher PAK-Dosierung. Dazu zählen die Stoffe Amidotrizoesäure (RKM), Acesulfam (Süßstoff) und Gabapentin (Antiepileptikum). Die zweite Gruppe beinhaltet die Stoffe Valsartan (Blutdrucksenker), 4-Formylaminoantipyrin (Metabolit des Schmerzmittels Metamizol), Iomeprol, Iopromid (beides RKM), Primidon (Antiepileptikum) und Sulfamethoxazol (Antibiotikum), welche adsorptiv mäßig entfernbar sind und deren Konzentrationen um $50\text{--}80\%$ mit den höchsten PAK-Dosierungen gesenkt werden konnte. Die dritte Gruppe beinhaltet gut adsorbierbare Substanzen mit Entfernungen über 80% mit 35 und 50 mg/L PAK und $> 50\%$ Elimination mit 20 mg/L PAK. Dazu zählen Bezafibrat (Lipidsenker), Diclofenac (Schmerzmittel), Benzotriazol und Methyl-Benzotriazol (Korrosionsschutzmittel), Carbamazepin (Antiepileptikum) und Metoprolol (Betablocker).

Die ermittelten Spurenstoffeliminationen sind in einer ähnlichen Größenordnung wie Ergebnisse anderer Studien zur PAK-Direktdosierung vor einen Sandfilter (Magdeburg et al. 2014). Die Entfernungen liegen in der Regel etwas unter den Resultaten anderer PAK-Anwendungen (z.B. Margot et al. 2013, Zwickenpflug et al. 2010). Ein Hauptgrund liegt in den vergleichsweise hohen DOC-Konzentrationen der Berliner Kläranlagenabläufe. Wie in Abschnitt 4.2.1 gezeigt, stellt der organische Hintergrund eine erhebliche Konkurrenz zu den Spurenstoffen um die Adsorptionsplätze auf der Aktivkohle dar. Des Weiteren wurden in den bisherigen Studien in der Regel deutlich komplexere PAK-Anwendungen untersucht, wie etwa die Dosierung in eine separate Kontaktstufe sowie die Rückführung teilbeladener Aktivkohle in die biologische Reinigungsstufe.

Für einige Stoffe ist von einer Teilelimination durch biologische Prozesse im Flockungsfilter auszugehen, sodass nicht die gesamte gemessene Entfernung auf Adsorption an Aktivkohle zurückzuführen ist. So stieg die Elimination von 4-Formylaminoantipyrin mit zunehmender Versuchszeit über Monate hinweg an. Versuche mit 20 mg/L PAK zu Beginn der Versuchsphase führten zu einer Entfernung 36% , während bei gleicher PAK-Dosierung am Ende der Versuchszeit 4-Formylaminoantipyrin zu 72% entfernt wurde (Abbildung 4.19). Für Gabapentin wurde in einem Zeitraum, der sich mit der Versuchsphase mit 35 mg/L PAK-Dosierung überschneidet, die höchste Entfernung beobachtet. Anschließend nahm die Entfernung auch bei höherer PAK-Dosierung wieder ab. Dies deutet darauf hin, dass zusätzlich zur Adsorption auch andere Prozesse zur Konzentrationsverringern von Gabapentin beitragen.

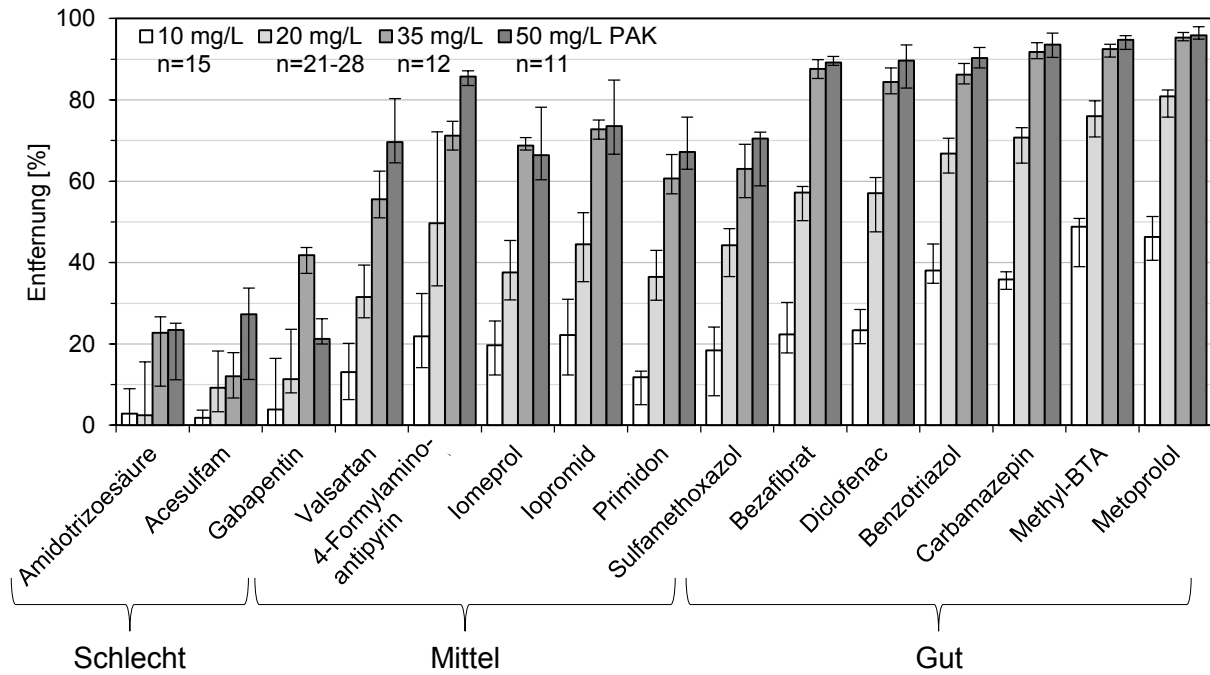


Abbildung 4.18: Spurenstoffentfernung in Abhängigkeit der Pulveraktivkohledosis (Medianwerte sowie 25%- und 75%-Quartile als Fehlerbalken), PAK Donau Carbon Carbopal AP

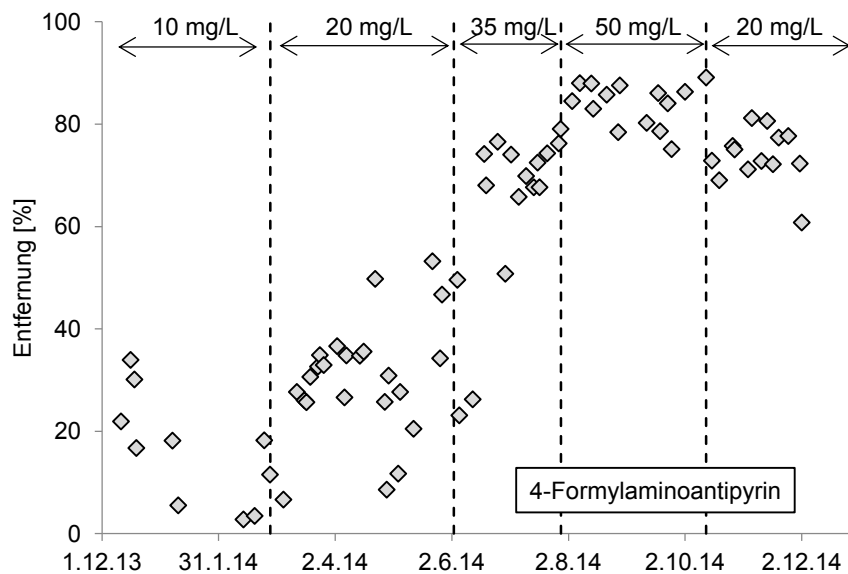


Abbildung 4.19: Entfernung von 4-Formylaminoantipyridin im Verlauf der Versuchszeit

Im Untersuchungszeitraum zeigten einige Spurenstoffe starke zeitliche Konzentrationschwankungen im Kläranlagenablauf. Diese Variationen zeigen jedoch geringe Auswirkungen auf die relative Spurenstoffentfernung, wie anhand der Schwankungsbreiten in Abbildung 4.18 deutlich wird. In Abbildung 4.20 sind die Zu- und Ablaufkonzentrationen der Stoffe Benzotriazol und Iomeprol sowie die prozentuale Entfernung für PAK-Dosen von 10, 20 und 35 mg/L dargestellt. Trotz Schwankungen der Zulaufkonzentrationen um den Faktor 2-3 sind die prozentualen Entfernungen beider Stoffe bei jeder PAK-Dosis annähernd konstant.

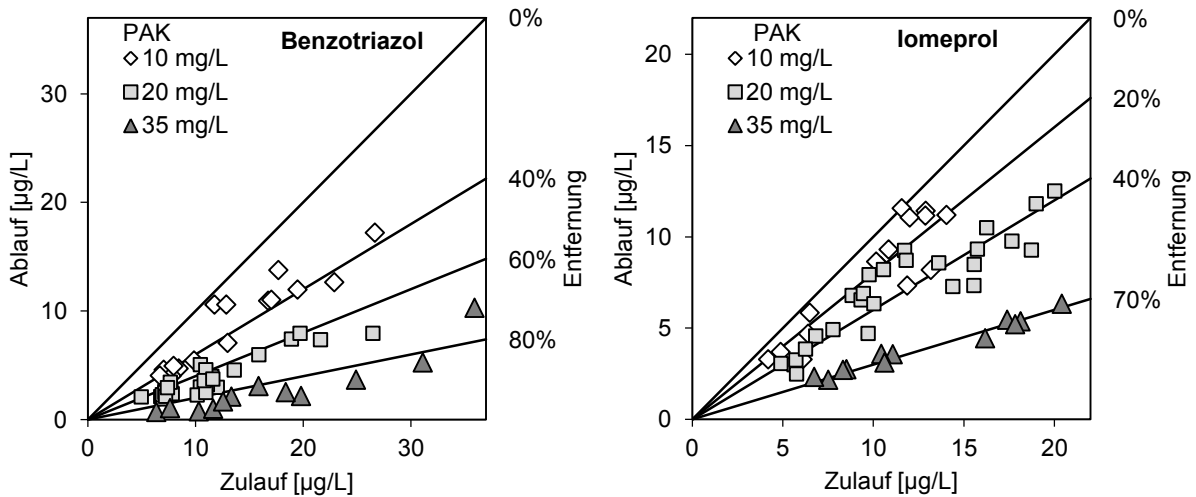


Abbildung 4.20: Zu- und Ablaufrkonzentrationen von Benzotriazol und lomeprol

Die kontinuierliche Dosierung von PAK in den Filterzulauf führt über die Versuchszeit zur Ansammlung teilbeladener PAK im Filterbett. Da die Kontaktzeit zwischen Aktivkohle und Abwasser im Zulauf und Überstau des Filters nicht zur vollkommenen Beladung der PAK ausreicht, kann die eingelagerte PAK im Filterbett weiter Spurenstoffe adsorbieren. Abbildung 4.21 zeigt die Konzentrationsprofile von Carbamazepin und 4-Formylaminoantipyrin im Filterbett nach Laufzeiten von 0,5 und 5 h. Die Entfernung nicht biologisch abbaubarer Spurenstoffe (z.B. Carbamazepin) erfolgt zu Beginn der Filtration vorwiegend im Filterüberstau und es tritt nur eine geringe zusätzliche Entfernung durch Adsorption im Filterbett auf. Nach längeren Filterlaufzeiten bewirkt die Adsorption an eingelagerte PAK eine weitere Verringerung der Spurenstoffkonzentrationen. Dabei zeigt sich, dass ein Großteil der PAK in den obersten Filterschichten abgetrennt wird, sodass dort die größte zusätzliche Adsorption auftritt. Im Gegensatz dazu verringert sich die Konzentration von 4-Formylaminoantipyrin bereits zu Beginn des Filterlaufs im gesamten Filterbett. Zudem bewirkt die PAK-Anreicherung im Filter bei längerer Laufzeit keine wesentliche zusätzliche Entfernung. Dies deutet auf eine biologische Transformation im Filter hin, die maßgeblich für die Konzentrationsverringerng verantwortlich ist.

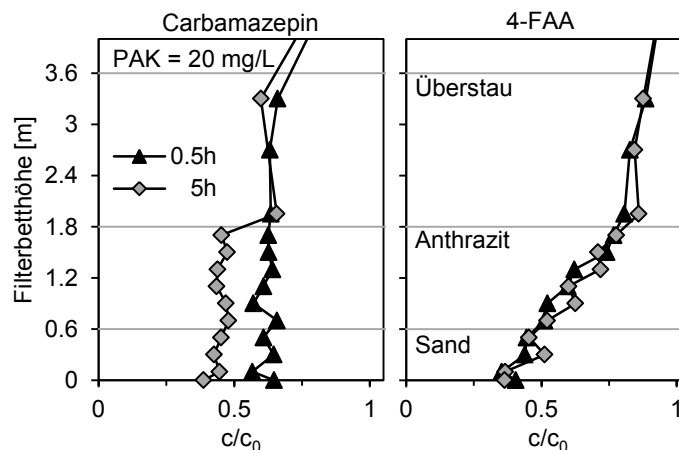


Abbildung 4.21: Konzentrationsprofile von Carbamazepin und 4-Formylaminoantipyrin im Filterbett nach 0,5 und 5 h Filterlaufzeit

4.2.4.3 Vergleich der Spurenstoffentfernung im Pilotfilter mit Laboradsorptionstests

Die erzielten Spurenstoffentfernungen bei der PAK-Direktdosierung wurden mit Laboradsorptionsversuchen verglichen, die mit Zulaufwasser der Pilotanlage und gleicher Aktivkohlesorte und -dosis durchgeführt wurden. In Abbildung 4.22a-b sind die Entfernungen im Pilotfilter mit 10 und 35 mg/L PAK den Laborschüttelversuchen mit 48 h Kontaktzeit gegenübergestellt. Die Entfernung in der realen Anlage liegt bei 10 mg/L deutlich unter der Entfernung im Batchtest unter Gleichgewichtsbedingungen, was auf die generell geringe Adsorption im Pilotfilter bei dieser PAK-Dosis zurückzuführen ist. Im Gegensatz dazu liegen die Entfernung bei 35 mg/L in Labor- und Pilotversuch in einer ähnlichen Größenordnung (Abbildung 4.22b). Gut adsorbierbare Stoffe wurden im Batchversuch zu über 90 %, im Pilotfilter ebenfalls > 80 % entfernt. Die Entfernung mäßig adsorbierbarer Stoffe lag im Pilotfilter lediglich 10-20 % unter der Entfernung des Labortests im Adsorptionsgleichgewicht. Bei einer Adsorptionszeit von 30 min, die in etwa der PAK-Kontaktzeit im Zulauf des Flockungsfilters entspricht, wird insbesondere für mäßig adsorbierbare Stoffe eine deutlich höhere Entfernung im Pilotfilter gemessen (Abbildung 4.22c). Dies ist auf zusätzliche Adsorption an im Filter eingelagerte PAK zurückzuführen, die zu einer Verbesserung der Aktivkohleausnutzung führt. Zusätzlich werden einige Stoffe im Pilotfilter auch durch biologische Transformation entfernt (wie zuvor gezeigt), die im Schütteltest nicht berücksichtigt ist. Dadurch werden einige Stoffe, z.B. Gabapentin und 4-Formylaminoantipyrin, über das Adsorptionsgleichgewicht hinaus entfernt (Abbildung 4.22b).

Grundsätzlich werden Stoffe, die im Batchtest gut adsorbieren, auch im Pilotfilter am besten entfernt. Daher ist die in Abschnitt 4.2.4.2 vorgenommene Gruppierung der Spurenstoffe in gut, mäßig und schlecht adsorbierbare Stoffe auf die Batchversuche übertragbar, mit Amidotrizoesäure und Acesulfam als Vertreter schlecht adsorbierbarer Substanzen und Carbamazepin und Metoprolol als Beispiele für sehr gut entfernbare Stoffe. Daher erscheint es unter Vernachlässigung eventueller biologischer Transformation möglich, die Entfernung eines ungetesteten Spurenstoffs im realen Filter anhand von Batchversuchen und Zuordnung zu ähnlich adsorbierbaren Stoffen vergleichsweise genau abzuschätzen.

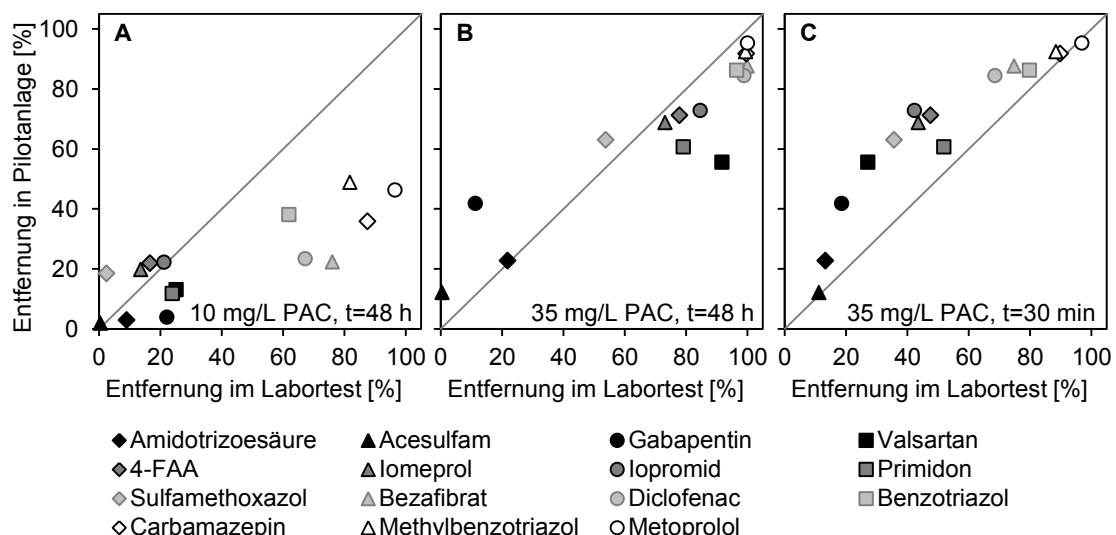


Abbildung 4.22: Vergleich der Spurenstoffentfernung im Pilotfilter mit Laboradsorptionstests: (a) 10 mg/L PAK, Kontaktzeit 48 h, (b) 35 mg/L PAK, 48 h, (c) 35 mg/L PAK, 30 min. Die Laborergebnisse sind Durchschnittswerte von drei Batchversuchen.

4.2.5 PAK-Dosierstrategien

Bei der Direktdosierung von PAK in den Zulauf eines Flockungsfilters erfolgt die Aktivkohlezugabe typischerweise kontinuierlich über das gesamte Filtrationsintervall. Die Adsorption der Spurenstoffe findet dabei zunächst primär an frischer PAK im Überstau des Filters statt. Die Aktivkohle wird anschließend im Schnellfilter abgetrennt und während des Filterlaufs weiter beladen. Diese zusätzliche Beladung kann die Spurenstoffentfernung gegenüber der Entfernung allein durch frische PAK im Überstau mit zunehmender Filtrationszeit verbessern, da im Laufe eines Filtrationszyklus zusätzlich zur frisch dosierten PAK auch die gesamte bereits abgetrennte PAK für die Adsorption verfügbar ist. Gleichzeitig bedeutet dies, dass Aktivkohle, die zum Ende des Filterlaufs dosiert wird, hinsichtlich ihrer Adsorptionskapazität nur ungenügend ausgenutzt wird. Eine mögliche alternative Dosierstrategie besteht in der Vorbeladung eines Filters mit der gesamten Pulveraktivkohlemenge vor Beginn der Filtration, um bereits zu Beginn eine hohe Menge PAK im Filter zur Verfügung zu haben. In Laborversuchen wurde der Einfluss der PAK-Ansammlung im Filterbett auf die Spurenstoffadsorption bei kontinuierlicher Dosierung sowie die Vorkonditionierung eines Filters untersucht. Als Modellwasser wurde Leitungswasser betrachtet, das mit Spurenstoffen (je 1 µg/l) versetzt wurde. Die Laborsäule ist in Abbildung 4.23 dargestellt.

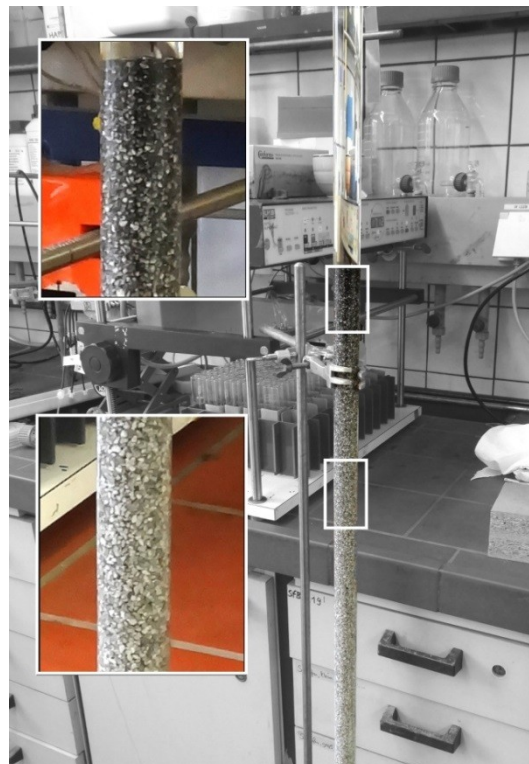


Abbildung 4.23: Mit Pulveraktivkohle beladener Labor-Schnellfilter mit Bims

Bei der kontinuierlichen Dosierung der Pulveraktivkohle zeigt sich ein Einlaufverhalten mit erhöhten Spurenstoffkonzentrationen zu Beginn des Filterlaufs (Abbildung 4.24a). Die Spurenstoffkonzentrationen verringern sich mit zunehmender Laufzeit durch zusätzliche Adsorption an einer steigenden Menge eingelagerter PAK. Im Anschluss an die Einlaufphase bleiben die Ablaufkonzentrationen für die betrachteten Substanzen über den gesamten Filterlauf auf einem annähernd konstanten Niveau. Die sehr gut adsorbierbaren Stoffe Carbamazepin und Bezafibrat wurden im Laborversuch über den gesamten Filterlauf nahezu

vollständig entfernt, während die Konzentrationen von Sulfamethoxazol und 4-Formylaminoantipyrin zu 50-70 % reduziert wurden. Die Ergebnisse zeigen, dass bei kontinuierlicher Dosierung mit vergleichsweise hohen Spurenstoffkonzentrationen zu Beginn der Filtration zu rechnen ist. Andererseits bleiben durch kontinuierliche PAK-Zugabe die Spurenstoffkonzentrationen nach der Einlaufphase annähernd konstant. Die Filterlaufzeit ist demnach nur durch eine mögliche physikalische Erschöpfung des Feststoffrückhalts beschränkt.

Durch die Vorbeladung des Filters mit Pulveraktivkohle konnten im Laborversuch in den ersten Stunden alle betrachteten Spurenstoffe bis unter die Bestimmungsgrenze entfernt werden (Abbildung 4.24b). Mit zunehmender Laufzeit kommt es, je nach Adsorbierbarkeit der einzelnen Stoffe, zu einem Konzentrationsanstieg analog zu einem Aktivkohlefestbettfilter. Dadurch ist im Gegensatz zur kontinuierlichen Dosierung die Filterlaufzeit durch das Überschreiten einer bestimmten Spurenstoffkonzentration im Filterablauf beschränkt. Gleichzeitig ist bis zum Erreichen des Grenzwertes die Spurenstoffentfernung stets höher als benötigt.

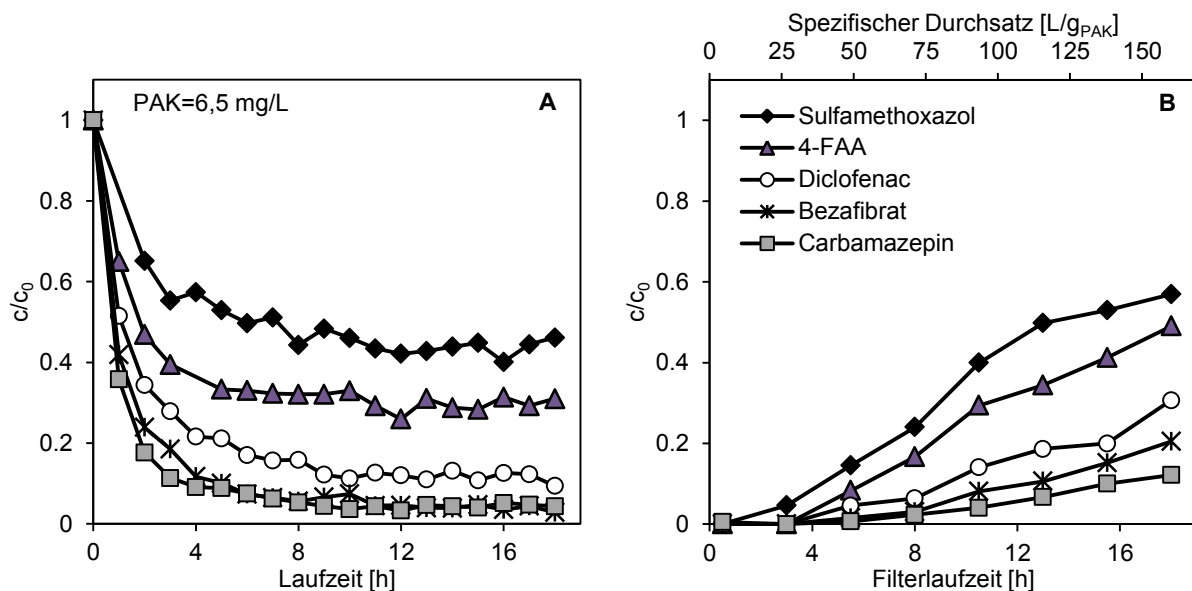


Abbildung 4.24: Zeitlicher Verlauf der Spurenstoffentfernung im Ablauf der Filtersäule bei a) kontinuierlicher Dosierung von 6,5 mg/L PAK, b) Vorbeladung zum Zeitpunkt $t=0$, PAK-Dosis = 8,2 mg/L bezogen auf filtriertes Volumen nach 18 h (Berliner Leitungswasser, Spurenstoffe je 1 $\mu\text{g/L}$ zudosiert)

4.2.6 Zusammenfassung PAK-Dosierung

Die Direkt dosierung von Pulveraktivkohle in den Zulauf der Flockungsfiltration ist in der Lage, die Spurenstoffkonzentrationen des Kläranlagenablaufs zu senken und dabei gleichzeitig die Zielwerte der weitergehenden Abwasserreinigung hinsichtlich Phosphor- und Feststoffentfernung zu erreichen. Die PAK-Dosierung besitzt keine signifikanten negativen Auswirkungen auf Filterlaufzeit und Ablaufqualität, sodass auch sehr hohe Aktivkohledosierungen bis zu 50 mg/L bei Filterlaufzeiten von mindestens 12 h effektiv vom Filter zurückgehalten werden können. Die parallele Flockung zur Phosphorfällung und Aktivkohleabtrennung hat keinen Einfluss auf die Adsorptionskonkurrenz zwischen Spurenstoffen und DOC und führt gleichzeitig nicht zu einer Behinderung des Stofftransports der Spurenstoffe zur Aktivkohleoberfläche. Die Entfernung der Spurenstoffe ist abhängig vom jeweils betrachteten Stoff, der Abwasserzusammensetzung und dem eingesetzten Adsorptions-

verfahren. Gut adsorbierbare Stoffe, wie Carbamazepin, Diclofenac und Benzotriazol, werden bei der Direktdosierung mit 20 mg/L PAK zu 60-80 % entfernt, mit höheren Dosierungen von 35-50 mg/L zu >90 %. Mäßig adsorbierbare Stoffe wie Primidon und Sulfamethoxazol können auch mit sehr hoher PAK-Dosierung nur zu etwa 70 % entfernt werden. Durch aufwendigere Verfahren, wie zum Beispiel die Rückführung der teilbeladenen Aktivkohle in die biologische Stufe oder die Errichtung einer separaten Adsorptionsstufe, sind höhere Entfernungen zu erwarten. Für die Übertragbarkeit der Ergebnisse unterschiedlicher Kläranlagen zeigt sich der Bezug der Aktivkohledosis auf den DOC-Gehalt des Abwassers als vielversprechender Ansatz.

4.3 Ergebnisse GAK-Filtration

Die Filtration mit granulierter Aktivkohle (GAK) wurde in zwei möglichen Varianten untersucht: a) als nachgeschaltete Option hinter einer Flockungsfiltration und b) als Filterschicht in der Flockungsfiltration integriert. Im ersten Verfahren erfolgt die Phosphor- bzw. Feststoffabtrennung sowie die Adsorption in zwei separaten Verfahrensstufen, während bei der zweiten Option Spurenstoff- und Phosphorentfernung in einer Stufe kombiniert werden.

4.3.1 Flockungsfiltration mit anschließender Aktivkohlefiltration

Als GAK im nachgeschalteten Aktivkohlefilter kam die Sorte Epibon A der Firma Donau Carbon zum Einsatz, die sich in vorhergehenden Laborbatchtests als gut geeignet zur Spurenstoffentfernung herausstellte. Die Korngröße der GAK lag im Bereich 2 - >2,8 mm und ist damit als vergleichsweise grob einzuschätzen (siehe Abschnitt 4.3.3). Die Leerbettverweilzeit im GAK-Filter betrug 20 min. In Abbildung 4.25 und Abbildung 4.26 sind beispielhaft die Konzentrationen von Carbamazepin und Gabapentin in Zu- und Ablauf des Flockungsfilters und im Ablauf des nachgeschalteten GAK-Filters (obere Abbildung), sowie die relative Konzentrationsverringerng in beiden Stufen (unten) in Abhängigkeit der Betriebszeit und normiert auf die durchgesetzten Bettvolumina des GAK-Filters (Durchsatz pro GAK-Bettvolumen) dargestellt. Die relative Restkonzentration bezieht sich dabei auf den Zulauf der jeweiligen Behandlungsstufe. Für Carbamazepin tritt, wie erwartet, keine Konzentrationsverringerng im Flockungsfilter auf. Im GAK-Filter wird Carbamazepin innerhalb der ersten ca. 25 Tage bzw. etwa 1.500 Bettvolumen (BV) vollständig adsorbiert. Anschließend steigt die Konzentration kontinuierlich an und erreicht am Ende der Versuchszeit nach 156 Tagen eine Ablaufkonzentration von 46 % des Zulaufs. Demnach werden auch nach dieser Laufzeit die Konzentrationen des gut adsorbierbaren Carbamazepins um 50 % im GAK-Filter vermindert.

Der schlecht adsorbierbare Stoff Gabapentin zeigt einen deutlich schnelleren Anstieg der Konzentration im Ablauf (Abbildung 4.26). Nach 30 Tagen bzw. 2.000 BV erreicht der Ablauf bereits mehr als 60 % der Zulaufkonzentration. Im weiteren Verlauf steigt die Ablaufkonzentration jedoch deutlich langsamer an und übersteigt nicht den Wert von 80 %. Ab einer Laufzeit von ca. 120 Tagen nimmt die relative Ablaufkonzentration des GAK-Filters wieder deutlich ab. Die Gabapentin-Entfernung im GAK-Filter beträgt dann etwa 50 %, ist jedoch stark schwankend. Die Konzentrationsabnahme mit zunehmender Laufzeit deutet auf biologische Transformation im Filterhin, die zu einer Verringerung des Ausgangsstoffes führt. Dies bestätigt sich auch in weiteren Untersuchungen (siehe Abbildung 4.35 in Abschnitt 4.3.2.3). Zudem ist bereits im Flockungsfilter mit zunehmender Laufzeit eine Konzentrationsverringerng feststellbar. Saisonal stark schwankende Entfernungen zwischen 0-50 % deuten darauf hin, dass zumindest die biologische Transformation im

Flockungsfilter nicht ausschließlich von der Filterlaufzeit und damit der Adaption der Mikroorganismen abhängig ist, sondern stark von weiteren Effekten (z.B. Temperatur, Sauerstoff-, Ammoniumkonzentration) beeinflusst wird.

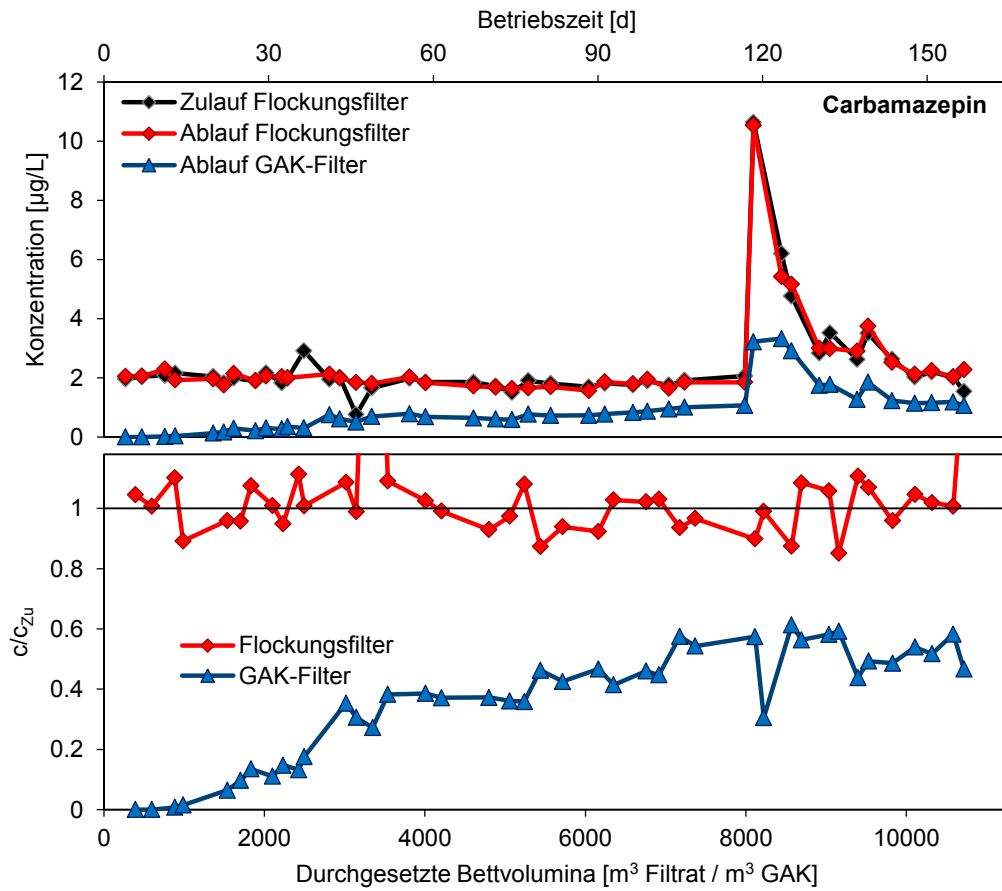


Abbildung 4.25: Konzentrationen von Carbamazepin im Zu- und Ablauf des Flockungsfilters sowie im Ablauf des nachgeschalteten GAK-Filters (oben); relative Ablaufkonzentrationen bezogen auf den Zulauf der jeweiligen Behandlungsstufe (unten), Leerbettverweilzeit im GAK-Bett = 20 min

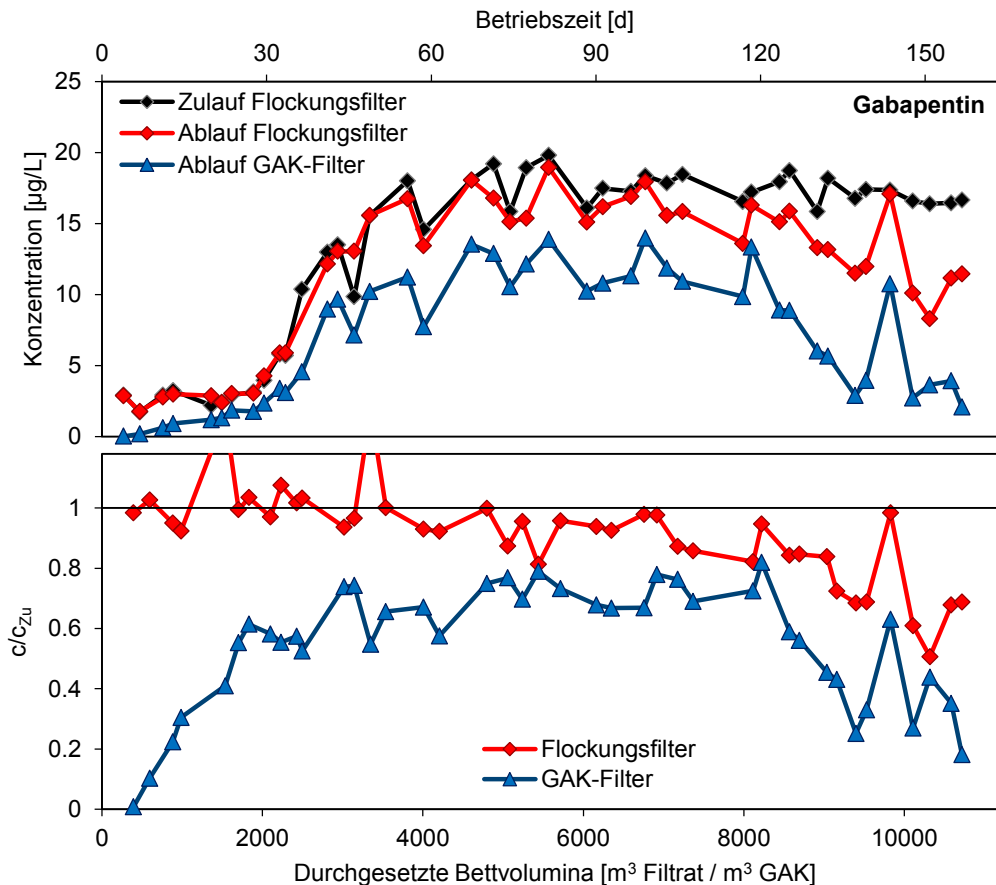


Abbildung 4.26: Konzentrationen von Gabapentin im Zu- und Ablauf des Flockungsfilters sowie im Ablauf des nachgeschalteten GAK-Filters (oben); relative Ablaufkonzentrationen bezogen auf den Zulauf der jeweiligen Behandlungsstufe (unten)

Grundsätzlich zeigt sich, dass nach der anfänglich vollständigen Entfernung für die meisten mäßig bis gut adsorbierbaren Spurenstoffe ein langgezogener Konzentrationsanstieg auftritt. Dabei nähert sich der Ablauf nur langsam dem vollständigen Durchbruch bei $c/c_0 = 1$ an. Die im nachgeschalteten GAK-Filter eingesetzte Aktivkohle weist eine vergleichsweise grobe Korngröße auf, die sich vermutlich negativ auf die Adsorptionskinetik und damit das Durchbruchverhalten auswirkt (siehe Abschnitt 4.3.3). Im (nicht realistischen) Fall eines idealen Durchbruchs ohne Stofftransportlimitierung wird das Adsorptiv bis zur vollständigen Erschöpfung des gesamten GAK-Filters zurückgehalten und steigt dann sprunghaft auf die Ausgangskonzentration an.

In Abbildung 4.27 sind für die betrachteten Spurenstoffe die durchgesetzten Bettvolumina bei Erreichen relativer Spurenstoffablaufkonzentrationen von 20 und 50 % bezogen auf den GAK-Zulauf dargestellt. Ein eventueller biologischer Abbau im weiteren Verlauf des Filterbetriebs nach Erreichen des Schwellenwerts blieb hierbei unberücksichtigt. Die schlecht bis mäßig adsorbierbaren Stoffe (Amidotrizoesäure bis Sulfamethoxazol) erreichen Laufzeiten bis zum relativen Durchbruch von 20 % bei weniger als 2.000 BV erreicht, was einer Laufzeit von ca. 30 Tagen entspricht. Die Laufzeit bis zum Durchbruch von 50 % verlängert sich für nicht biologisch transformierbare und schlecht adsorbierbare Stoffe aufgrund des steilen Konzentrationsanstiegs nicht wesentlich. Für Valsartan, 4-Formylaminoantipyrin, lomeprol und Iopromid sorgt vor dem Konzentrationsanstieg auf 50 % der Zulaufkonzentration der biologische Abbau dafür, dass eine deutlich längere Laufzeit bis erreicht wird. Bei Gabapentin tritt der biologische Abbau erst deutlich nach Erreichen des Durchbruchs von 50 % ein. Die gut adsorbierbaren Stoffe Benzotriazol, Carbamazepin und

Metoprolol erreichen Durchsätze von >8.000 BV bis zum Konzentrationsanstieg im Ablauf auf 20 % der Zulaufkonzentration, was einer theoretischen Aktivkohledosis von ca. 50 mg/L entspricht. Die Konzentrationen von Diclofenac, Benzotriazol, Methyl-Benzotriazol und Metoprolol lagen nach der Versuchszeit von 157 Tagen (entspricht 10.700 BV) noch unterhalb von 50 % der jeweiligen Zulaufkonzentration.

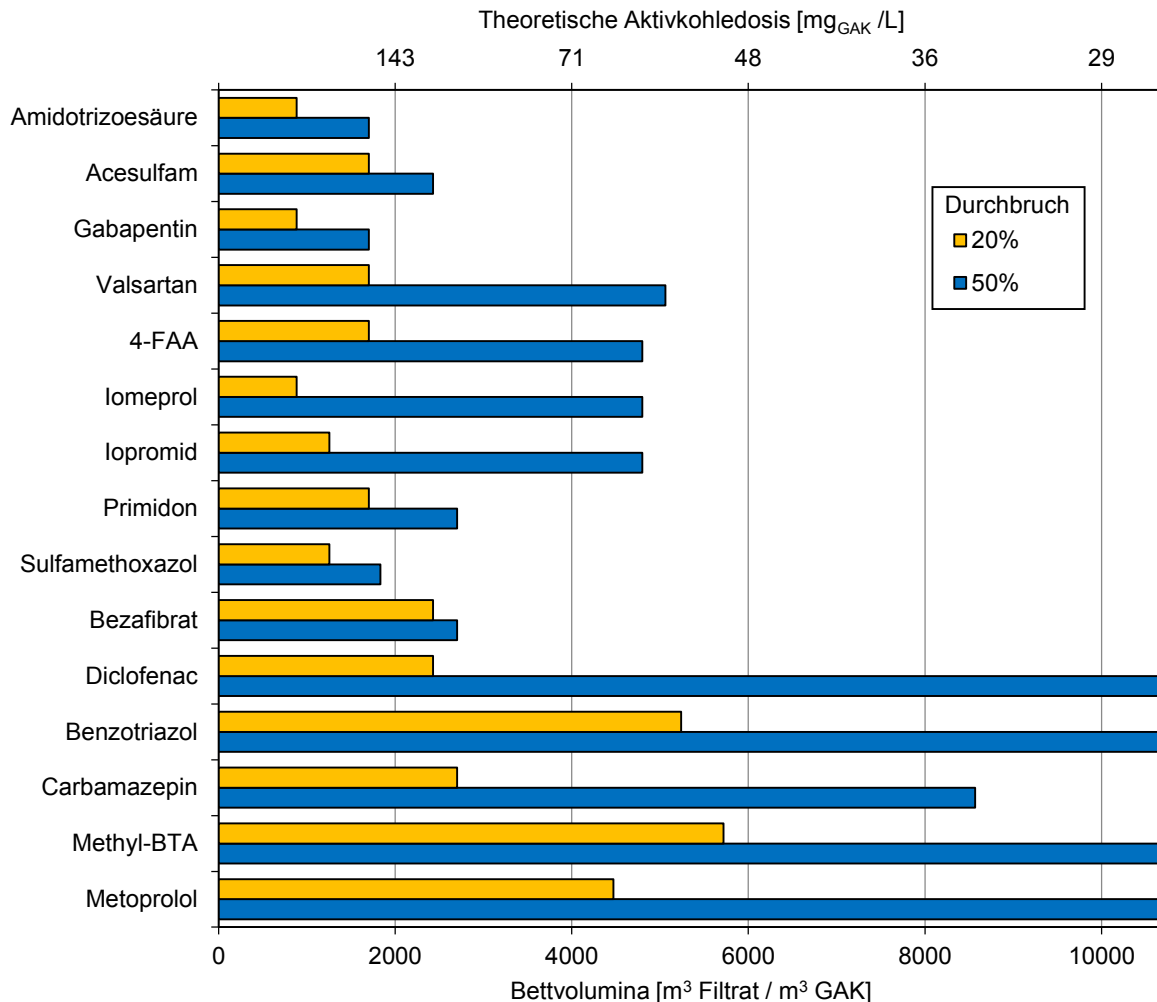


Abbildung 4.27: Durchgesetzte Bettvolumina des nachgeschalteten GAK-Filters bis zum 20- bzw. 50%igen Spurenstoffdurchbruch (biologischer Abbau bei längerer Betriebszeit nicht berücksichtigt), GAK Donau Carbon Epibon $d_p > 2,8$ mm

Zusätzlich zur Beprobung des GAK-Filterablaufs wurden Proben entlang des Filterbetts entnommen. Die Probenahmestellen entsprachen dabei Leerbettverweilzeiten von 10 und 15 min im GAK-Filter. In Abbildung 4.28 sind die Durchbruchskurven von Carbamazepin für Leerbettverweilzeiten von 10, 15 und 20 min (Filterablauf) in Abhängigkeit der Betriebszeit (oben) und der durchgesetzten Bettvolumina (unten) dargestellt. Die Angabe des bezogenen Durchsatzes in BV steht dabei jeweils in Relation zur betrachteten Betthöhe, sodass bezogen auf das halbe Filterbett (Kontaktzeit 10 min gegenüber 20 min im gesamten Bett) nach gleicher Betriebszeit stets doppelt so viele Bettvolumina durchgesetzt wurden. Die Ergebnisse zeigen, dass auch nach 150 Tagen Betriebszeit die Adsorptionskapazität der GAK in der ersten Hälfte des Filterbetts noch nicht vollständig erschöpft ist, sodass nach 10 min Leerbettkontaktzeit gut adsorbierbare Spurenstoffe wie Carbamazepin zu >20 % entfernt werden. Gleichzeitig ergeben die Konzentrationsverläufe bezogen auf die durchgesetzten Bettvolumina einen annähernd einheitlichen Verlauf. Dies deutet darauf hin, dass die Leerbettkontaktzeit im betrachteten Bereich keinen entscheidenden Einfluss auf das

Durchbruchverhalten besitzt. Theoretisch ist zu erwarten, dass bei längerer Kontaktzeit ein späterer und steilerer Anstieg der Konzentrationen auftritt, was hier nicht zu beobachten ist.

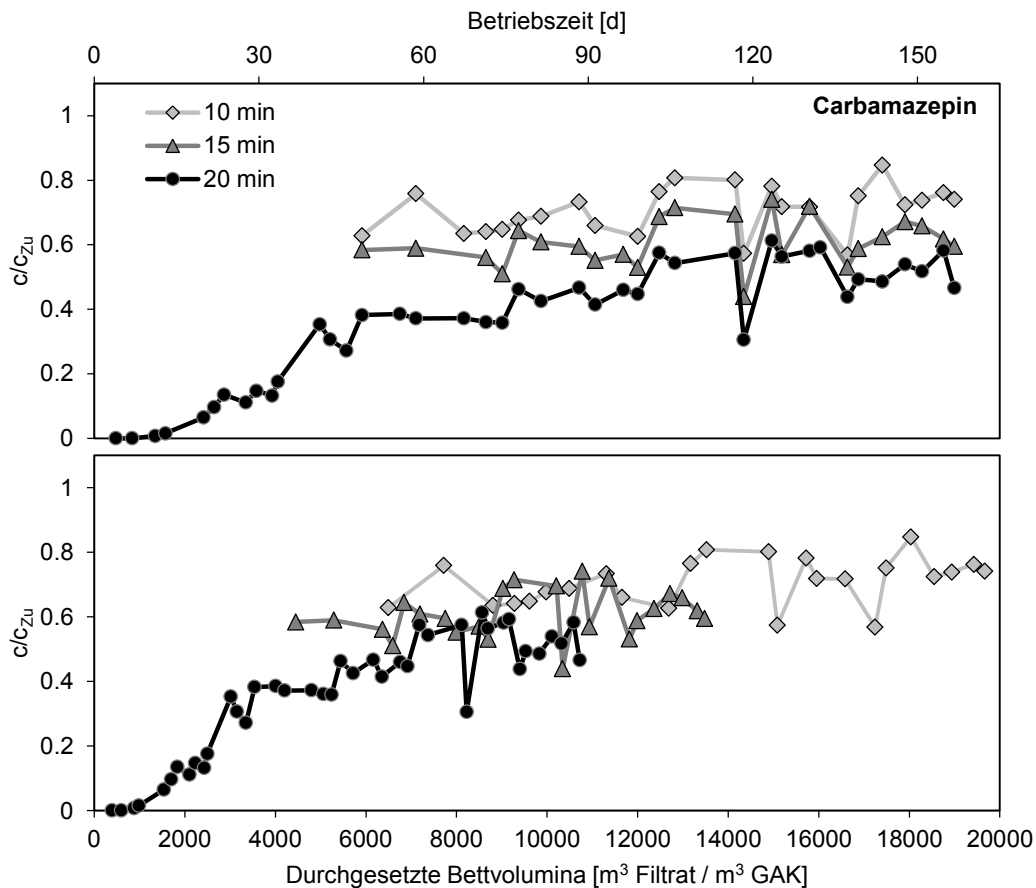


Abbildung 4.28: Relative Konzentrationen von Carbamazepin in unterschiedlichen GAK-Schichten (korrespondierend zu 10, 15 und 20 min Leerbettkontaktzeit) in Abhängigkeit der Betriebszeit bzw. der durchgesetzten Bettvolumina

4.3.2 GAK als Filterschicht in der Flockungsfiltration

Als platzsparende Alternative zur nachgeschalteten Aktivkohlefiltration wurde die Integration der granulierten Aktivkohle als Filterschicht in die Flockungsfiltration untersucht. Es wurden zwei Varianten betrachtet: 1) Ersetzen der oberen Anthrazitschicht eines Zweischichtfilters durch eine GAK-Schicht, 2) Austausch des gesamten Filterbetts durch GAK und Betrieb als Aufstromfilter. Im Folgenden werden die Auswirkungen auf die Flockungsfiltration sowie die erzielbare DOC- und Spurenstoffentfernung dargestellt.

4.3.2.1 Suspendierte Stoffe und Phosphor

Sowohl die Zweischichtfiltration mit oberer GAK-Schicht als auch die Aufstrom-GAK-Filtration sind in der Lage, die Zielwerte hinsichtlich suspendierter Stoffe (1 mg/L TSS) und Phosphor (0,1 mg/L TP) einzuhalten (Abbildung 4.29). Mit dem Aufstromfilter wurden geringfügig erhöhte Werte für beide Parameter erzielt. Dies ist vermutlich auf die unterschiedlichen Flockungsbedingungen in Auf- und Abstromfilter zurückzuführen. Im Aufstromfilter kann es beim Durchtritt der Flocken durch den Filterboden zu erhöhten Schergradienten und damit geringfügiger Flockenzerstörung kommen, während im Abstromfilter der Überstau als zusätzliche Flockungszone zur Ausbildung größerer Flocken zur Verfügung steht. Der Zulauf der halbtechnischen Versuchsanlage besaß mit im Mittel 2,6 mg/L TSS vergleichsweise

geringe Feststoffkonzentrationen, durch die zusätzliche Flockung (4-5 mg/L Fe) lag die Feststoffbelastung der Filter inklusive der gebildeten Flocken jedoch deutlich höher.

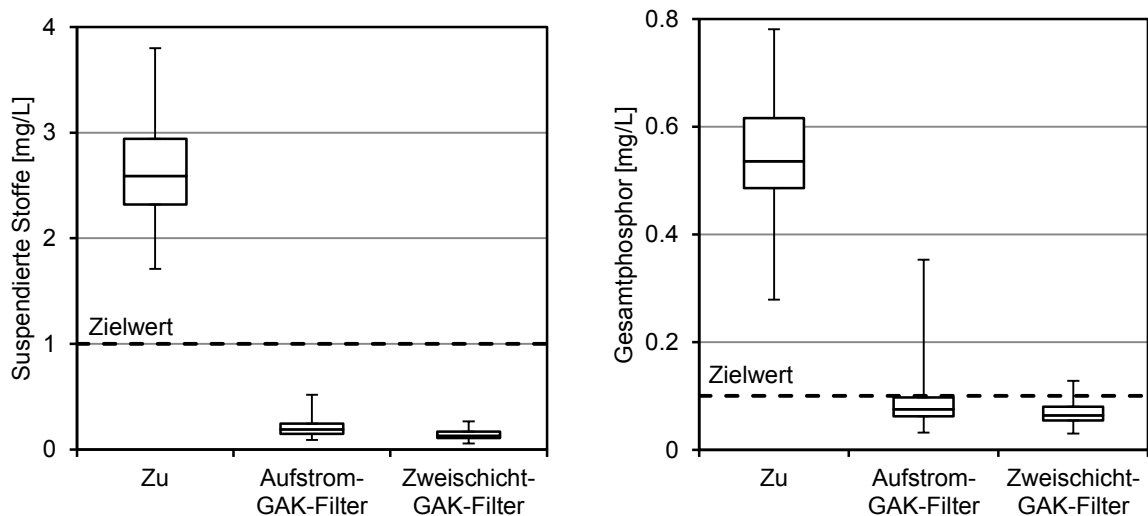


Abbildung 4.29: TSS- und Gesamtphosphorkonzentrationen in Zu- und Abläufen der GAK-Flockungsfilter

4.3.2.2 Korngrößenverteilung und Auswirkungen auf den Druckverlust

Im Zuge der Rückspülung nach der Filtration klassiert sich das Filtermaterial stets entsprechend der Korngröße und -dichte. Bei homogener Dichte innerhalb einer Filterschicht (z.B. der GAK-Schicht) befinden sich im unteren Teil des Filters deshalb vorwiegend größere Filterkörner, während im oberen Teil des Filters ein größerer Anteil feinerer Filterkörner vorliegt. Dies wird anhand einer Siebanalyse, mit der die Korngrößenverteilung in jeweils sechs Schichttiefen bei Auf- und Abstromfilter bestimmt wurde, deutlich (Abbildung 4.30, Abbildung 4.31). Während der Gesamtanteil an feinkörniger GAK ($d_p < 1$ mm) im Ausgangsmaterial (GAK neu)-bei etwa 20 Massen-% liegt, nimmt diese Fraktion in den oberen 20 cm des Aufstromfilters etwa 65 % und beim Zweischichtfilter rund 40 % ein. Gleichzeitig beträgt der Anteil grober GAK (2-2,5 mm) in dieser Filterschicht lediglich 1 %, im Vergleich zu 8 % im Ausgangsmaterial. Entsprechend ist in der jeweils untersten Filterschicht der Anteil grobkörnigen Materials im Vergleich zum Ausgangsmaterial überproportional hoch und es finden sich nur etwa 5 % feine GAK-Körner. Der Anteil sehr feiner GAK-Partikel ($d_p < 0,63$ mm) ist in beiden Filtern nur in der obersten Schicht im quantifizierbaren Bereich. Da im ungenutzten Ausgangsmaterial dieser Fraktion etwa 3 Massen % zuzuordnen sind, ist davon auszugehen, dass die sehr feinen GAK-Partikel im Laufe des Filterbetriebs ausgespült wurden. Alle anderen Korngrößenfraktionen sind im ungenutzten Material und dem nach dem Betrieb entnommenen Material zu annähernd gleichen Anteilen vertreten. Damit ist ein anhaltender Abrieb grober Körner hin zu feinerem Material nicht ersichtlich.

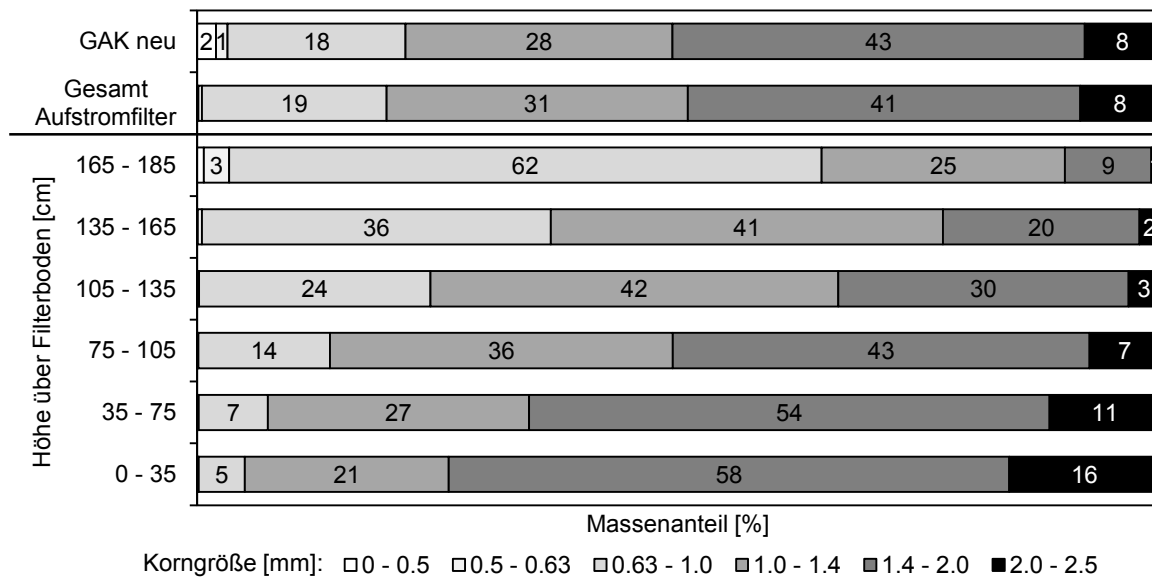


Abbildung 4.30: Korngrößenverteilung der Aktivkohle im Aufstrom-GAK-Filter

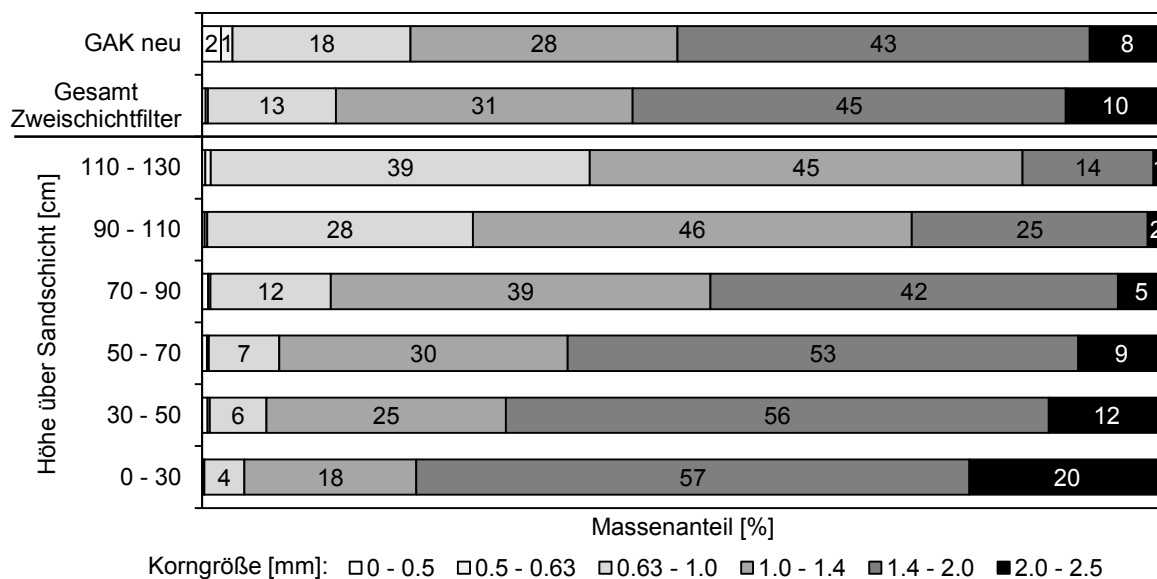


Abbildung 4.31: Korngrößenverteilung der Aktivkohle im Zweischicht-GAK-Filter

Der grundlegende Vorteil der Aufstromfiltration liegt darin, dass die Strömungsrichtung der Klassierung des Filtermaterials von grob nach fein entspricht. Damit können grobe Feststoffe (bspw. große Flocken) bereits in der ersten Schicht abgetrennt werden, während feine Feststoffpartikel tiefer in das Filterbett eindringen. Dies begünstigt die Tiefenfiltration, da ein größerer Teil des Filterbetts ausgenutzt wird. Druckprofilmessungen entlang des Filterbetts können Aufschluss über den Ort der Partikelabtrennung geben. Diese zeigen, dass bei der Aufstromfiltration der größte Druckverlust zwar in den untersten Schichten des Filters auftritt, gleichzeitig aber auch in weiter oben befindlichen Schichten ein gleichmäßiger Druckverlust auftritt und damit eine Einlagerung von Feststoff erfolgt (Abbildung 4.32a). Bei der Filtration mit oberer GAK-Schicht werden die suspendierten Stoffe vorwiegend in der obersten (=feinsten) GAK-Schicht abgetrennt, sodass lediglich eine geringe Tiefenwirkung der Filtration erzielt werden kann. Dies verdeutlichen auch die Druckprofilmessungen in

Abbildung 4.32b. Durch die geringe Eindringtiefe tritt ein erheblicher Druckverlust in der obersten Filterschicht auf, der bis zum Verblocken des Filters führen kann. Im Gegensatz dazu ist der Druckverlust bei der Aufstromfiltration deutlich geringer. Beim Aufstromfilter wird die notwendige Druckdifferenz zum Durchströmen des Filterbetts durch eine Verdrängerpumpe gewährleistet, sodass ein Druckverlustanstieg im Filter durch einen höheren Pumpendruck kompensiert wird. Dadurch kommt es generell nicht zu einer Verblockung des Filters bei hohen Druckverlusten.

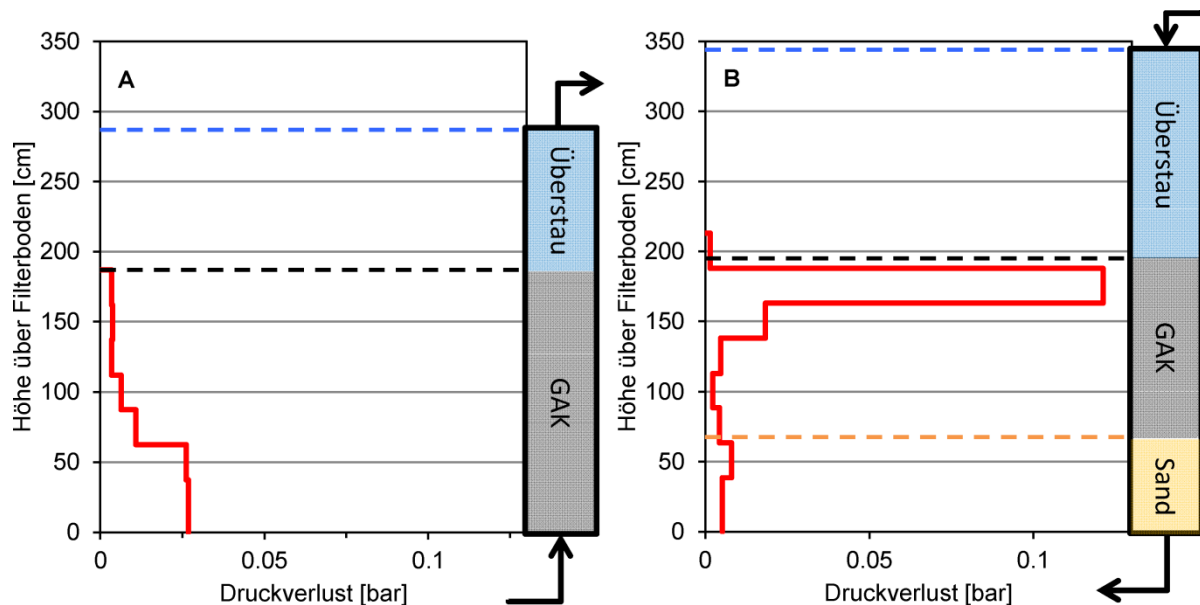


Abbildung 4.32: Druckverlust in a) Aufstrom- und b) Abstromfilter in Abhängigkeit der Schichthöhen

4.3.2.3 DOC- und Spurenstoffentfernung

Durch die Kombination von GAK und Flockungsfiltration konnten die DOC-Konzentrationen während der ersten 50 Betriebstage von im Mittel 11,4 mg/L auf unter 6 mg/L DOC reduziert werden (Abbildung 4.33a). Die zunehmende Beladung der GAK führte zu einem kontinuierlichen Anstieg der DOC-Konzentrationen im Ablauf beider Filter. Nach etwa 100 Betriebstagen trat eine deutliche Abflachung des Konzentrationsanstiegs auf. In Abbildung 4.33b ist das DOC- Durchbruchverhalten in normierter Form bezogen auf die durchgesetzten Bettvolumina (Durchsatz pro GAK-Bettvolumen) dargestellt. Ab ca. 10.000 BV ist die relative Ablaufkonzentration annähernd konstant. Dies deutet auf eine weitgehende Erschöpfung der Adsorptionskapazität hin. Die anhaltende Entfernung von ca. 20 % ist einerseits auf die Mitfällung durch Flockung zurückzuführen. Da jedoch bei vergleichbarer Flockungsmitteldosierung (4-5 mg/L Fe) in vorhergehenden Versuchen und im Pilot-PAK-Filter lediglich maximal 10 % des DOC entfernt wurden, ist davon auszugehen, dass die GAK-Schicht zusätzlich einen erhöhten biologischen DOC-Abbau unterstützt.

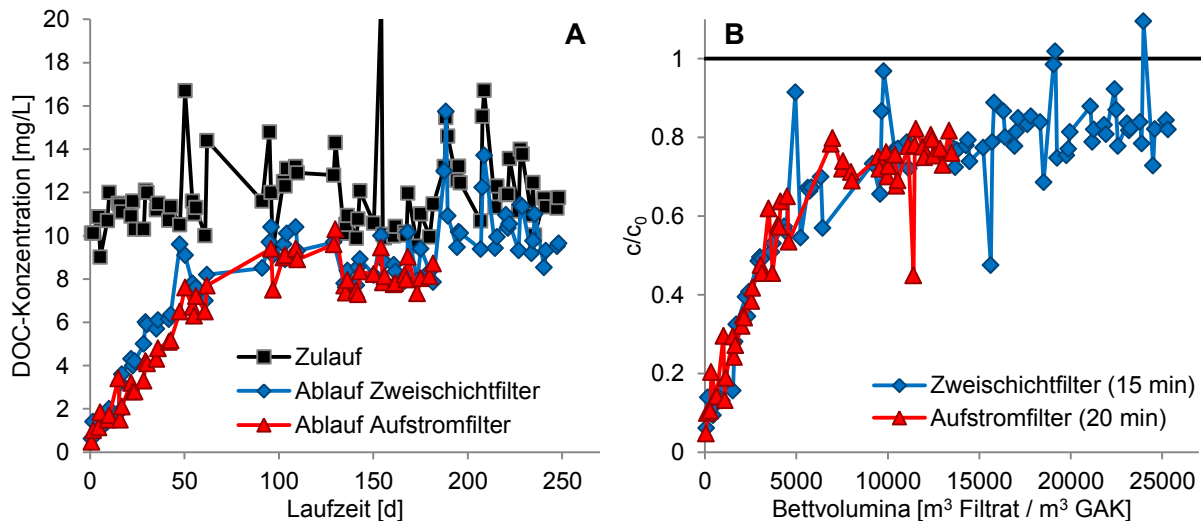


Abbildung 4.33: a) Zeitlicher Verlauf der DOC-Konzentrationen in Zu- und Ablauf der GAK-Flockungsfilter, b) DOC-Durchbruchskurve für Aufstrom- und Zweischicht-GAK-Filter in Abhängigkeit der durchgesetzten Bettvolumina (Median Zulaufkonzentration 11,2 mg/L DOC)

Das Durchbruchverhalten der untersuchten Spurenstoffe ist in Abbildung 4.34 beispielhaft für Benzotriazol, Carbamazepin und Primidon dargestellt. Alle Spurenstoffe wurden zu Beginn des Betriebszeitraums in beiden Filtern vollständig entfernt. Entsprechend der Adsorbierbarkeit des Stoffes kam es dann zu einem stetigen Anstieg der Ablaufkonzentrationen. Für das mäßig adsorbierbare Primidon wurde nach etwa 16.000 BV der vollständige Durchbruch erreicht, sodass der Stoff nicht mehr entfernt wird ($c/c_0=1$). Besser adsorbierbare Stoffe, wie Carbamazepin wurden auch bis zum Ende des Testbetriebs nach 25.000 BV bzw. 250 Betriebstagen noch um ca. 40 % reduziert. Die Konzentrationen sehr schlecht adsorbierbare Spurenstoffe, beispielsweise Amidotrizoesäure und Acesulfam, wurden bereits nach <5000 BV nicht mehr verringert.

Grundsätzlich zeigen beide GAK-Flockungsfilter sowohl für Spurenstoffe als auch den DOC vergleichbare Durchbruchskurven, sodass sich die Verlängerung der Leerbettverweilzeit im Aufstromfilter (20 min gegenüber 15 min im Zweischichtfilter) nicht signifikant auf die Spurenstoffentfernung auswirkt.

Wie sich bereits anhand der DOC-Durchbruchskurven andeutet, ist von einer verstärkten biologischen Aktivität in der GAK-Filterschicht auszugehen. Für einige Spurenstoffe ist demnach auch eine erhebliche Konzentrationsverringerng auf biologische Transformation zurückzuführen. In Abbildung 4.35 sind die Konzentrationsverläufe von 4-Formylaminoantipyrin, Gabapentin und Iopromid in beiden Filterabläufen in Abhängigkeit der Versuchszeit dargestellt. Insbesondere das sehr schlecht adsorbierbare Gabapentin zeigt einen schnellen Konzentrationsanstieg innerhalb der ersten 100 Betriebstage. Normiert auf die durchgesetzten Bettvolumina ist in beiden Filtern nach etwa 5000 BV ein nahezu vollständiger Durchbruch erreicht. Im weiteren Verlauf nehmen die Gabapentinkonzentrationen jedoch in beiden Filtern parallel stark ab und erreichen in der Regel Gabapentin-entfernungen von mindestens 40 % ($c/c_0=0,6$). Auch bei den mäßig adsorbierbaren Stoffen 4-Formylaminoantipyrin und Iopromid steigen die Ablaufkonzentrationen über die gesamte Versuchszeit lediglich geringfügig an, sodass die Konzentrationsverringerng vermutlich zusätzlich zur Adsorption an GAK auch auf biologische Transformation zurückzuführen ist. Es ist davon auszugehen, dass für diese Spurenstoffe auch bei längerer Betriebszeit eine signifikante Entfernung im biologisch aktivierten GAK-Filter auftritt.

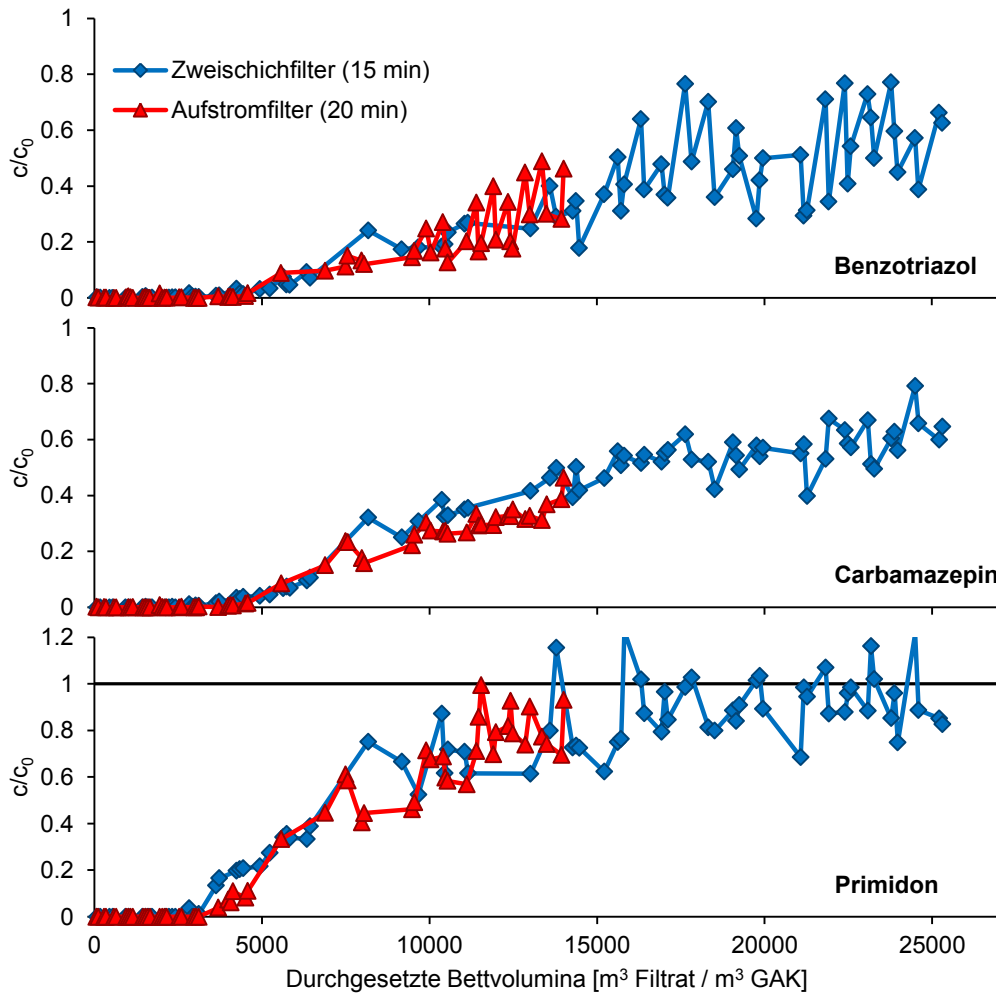


Abbildung 4.34: Durchbruchkurven von Benzotriazol, Carbamazepin und Primidon für Aufstrom- und Zweischicht-GAK-Filter in Abhängigkeit der durchgesetzten Bettvolumina, GAK Donau Carbon Epibon A 8x30

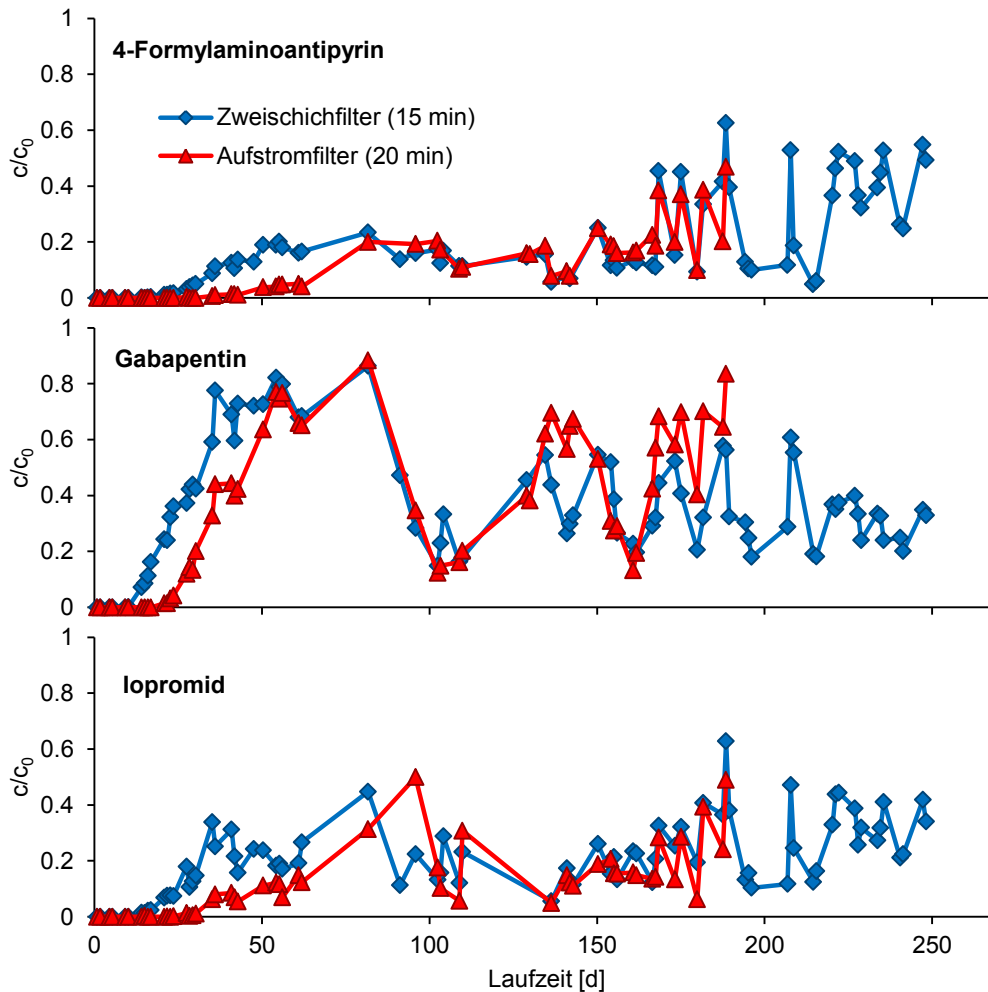


Abbildung 4.35: Relative Konzentrationen von 4-Formylaminoantipyrin, Gabapentin und Iopromid für Aufstrom- und Zweischicht-GAK-Filter in Abhängigkeit der Filterlaufzeit

Zur quantitativen Bewertung des Durchbruchverhaltens wurden für den Zweischicht-GAK-Filter die durchgesetzten Bettvolumina bis zum Durchbruch von 20 bzw. 50 % bezogen auf die Zulaufkonzentrationen jedes Spurenstoffes berechnet (Abbildung 4.36). Dabei blieb ein möglicher biologischer Abbau im weiteren Filterbetrieb nach Erreichen des Schwellenwerts jeweils unberücksichtigt. Aufgrund des geringen Einflusses der Leerbettverweilzeit sind die Ergebnisse auf den Aufstromfilter übertragbar. Für alle schlecht bis mäßig adsorbierbaren Spurenstoffe (Amidotrizoesäure bis Sulfamethoxazol) wird der relative Durchbruch von 20 % bei weniger als 5.000 BV erreicht, was einer Laufzeit von ca. 50 Tagen im Zweischichtfilter entspricht. Für die nicht biologisch transformierbaren und schlecht adsorbierbaren Stoffe verlängert sich auch die Laufzeit bis zu einem Durchbruch von 50 % aufgrund des steilen Konzentrationsanstiegs nicht wesentlich. Für Valsartan, 4-Formylaminoantipyrin, Iomeprol und Iopromid setzt vor Erreichen des Konzentrationsanstiegs auf 50 % der Zulaufkonzentration der biologische Abbau ein, sodass deutlich längere Laufzeiten bis zum Erreichen des Schwellenwerts erreicht werden. So steigen die relativen Konzentrationen der Röntgenkontrastmittel Iomeprol und Iopromid während der gesamten Versuchszeitraums von 250 Tagen nicht über 50 % der Zulaufkonzentration an. Bei Gabapentin, für das entsprechend Abbildung 4.35 ebenfalls eine biologische Transformation zu beobachten ist, tritt der Effekt erst deutlich nach Erreichen des Durchbruchs von 50 % auf.

Die gut adsorbierbaren Stoffe Bezafibrat, Benzotriazol und Carbamazepin liegen nach ca. 8.000 BV bei 20 % der Zulaufkonzentration und Erreichen bei 12.000-15.000 BV einen Anstieg auf 50 %. Dies entspricht einer theoretischen Aktivkohledosis von ca. 20 mg/L.

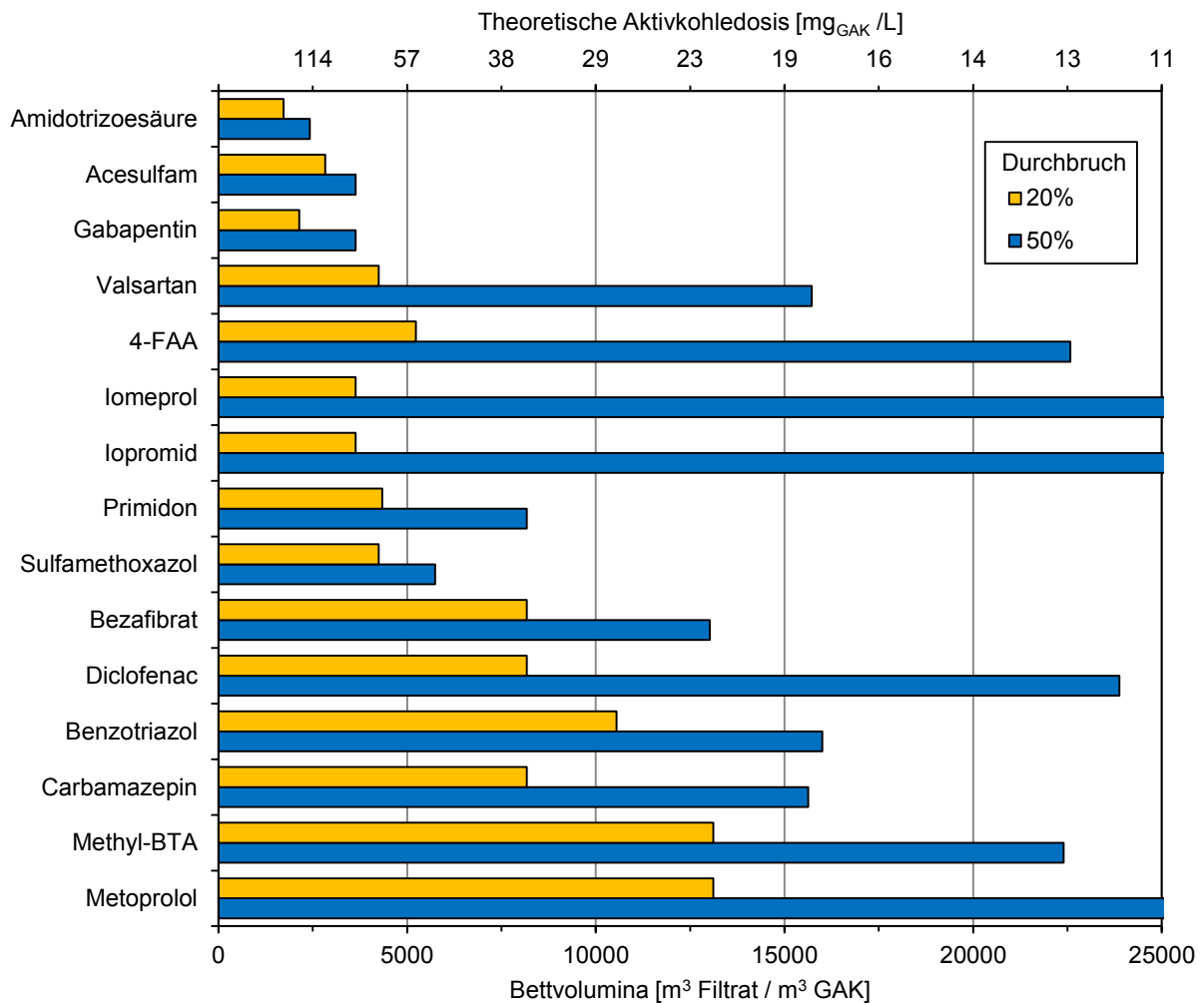


Abbildung 4.36: Durchgesetzte Bettvolumina des Zweischicht-GAK-Filters bis zum 20- bzw. 50%igen Spurenstoffdurchbruch (biologischer Abbau bei längerer Betriebszeit nicht berücksichtigt), GAK Donau Carbon Epibon A 8x30

4.3.3 Vergleich von nachgeschalteter und Flockungs- GAK-Filtration

In den Untersuchungen zur nachgeschalteten GAK-Filtration und der Zweischicht-GAK-Filtration kamen Aktivkohle des gleichen Typs (Donau Carbon Epibon A), jedoch unterschiedlicher Korngrößen zum Einsatz. Dies ergaben Siebanalysen der ungenutzten Ausgangsmaterialien (Abbildung 4.37). Die GAK im nachgeschalteten Adsorber wies nur geringe Anteile mit Korngrößen <2,0 mm auf und bestand zu 70 Massen-% aus Material mit Korngrößen >2,8 mm (größte Siebweite der Analyse). Dahingegen bestand die Aktivkohle des Zweischicht- und Aufstrom-GAK-Filters lediglich zu etwa 8 % aus Material mit Korngrößen >2,0 mm und etwa 20 % des Material waren <1,0 mm.

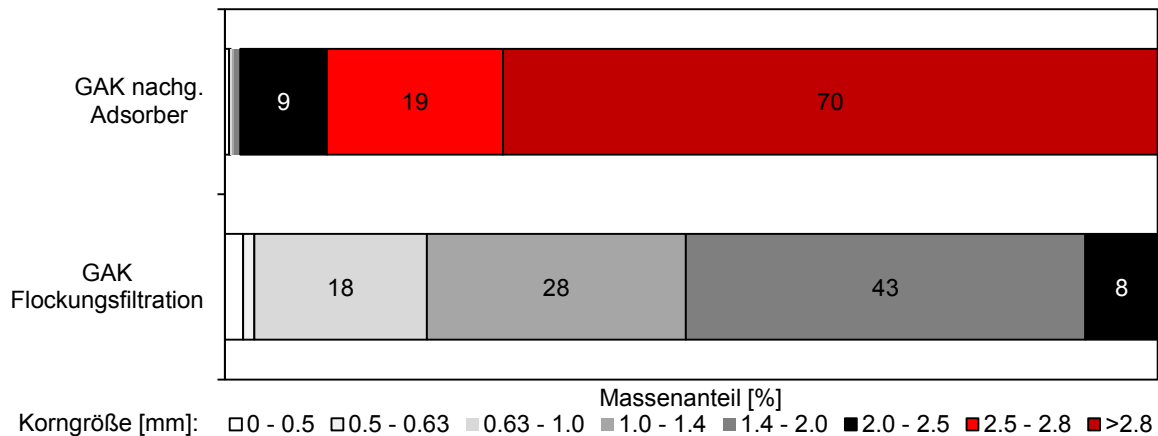


Abbildung 4.37: Korngrößenverteilung der Aktivkohle im nachgeschalteten GAK-Filter im Vergleich zur Aktivkohle in der Flockungsfiltration

Die unterschiedlichen Korngrößen haben erhebliche Auswirkungen auf das Durchbruchverhalten der Spurenstoffe. In Abbildung 4.38 sind für die Stoffe Carbamazepin, Primidon, Gabapentin und Iopromid die Durchbruchkurven im nachgeschalteten Adsorber und dem Aufstrom-GAK-Filter gegenübergestellt. Die Leerbettverweilzeit betrug in beiden Filtern 20 min. Für rein adsorptiv entfernbare Stoffe (Carbamazepin, Primidon) tritt ein deutlich schneller Anstieg der relativen Ablaufkonzentrationen bei gleichen durchgesetzten Bettvolumina im nachgeschalteten Adsorber mit größerer Aktivkohleschicht auf. Dies ist auf die langsamere Adsorptionskinetik aufgrund der größeren Diffusionswege ins Korn bei der größeren Aktivkohle zurückzuführen. Als Ergebnis zeigt sich ein langgezogener „verschmierter“ Spurenstoffdurchbruch anstelle eines langanhaltenden vollständigen Rückhalts mit anschließendem schnellem Durchbruch. Anhand der Durchbruchkurven von Primidon wird auch deutlich, dass die Laufzeit bis zur vollständigen Erschöpfung der Aktivkohle, also der Durchbruch auf $c/c_0=1$, in beiden Adsorbern ähnlich ist. Die tatsächliche Adsorptionskapazität ist demnach in beiden Filtern vergleichbar, durch die unterschiedlichen Korngrößen wird nur der Verlauf der Durchbruchkurve beeinflusst.

Gabapentin und Iopromid als Vertreter schlecht adsorbierbarer, jedoch biologisch transformierbarer Stoffe zeigen ebenfalls einen schnelleren Konzentrationsanstieg im nachgeschalteten GAK-Filter, der im Falle von Gabapentin bis zu einem Durchbruch von ca. 70 % führt. In beiden Filtern tritt jedoch mit längerer Laufzeit eine Verbesserung der Entfernung (Gabapentin) bzw. annähernd konstante relative Ablaufkonzentrationen (Iopromid) auf. Dies deutet, wie bereits zuvor beschrieben, auf biologische Transformation der Ausgangsstoffe im Filter hin, die mit zunehmender Betriebszeit ansteigt.

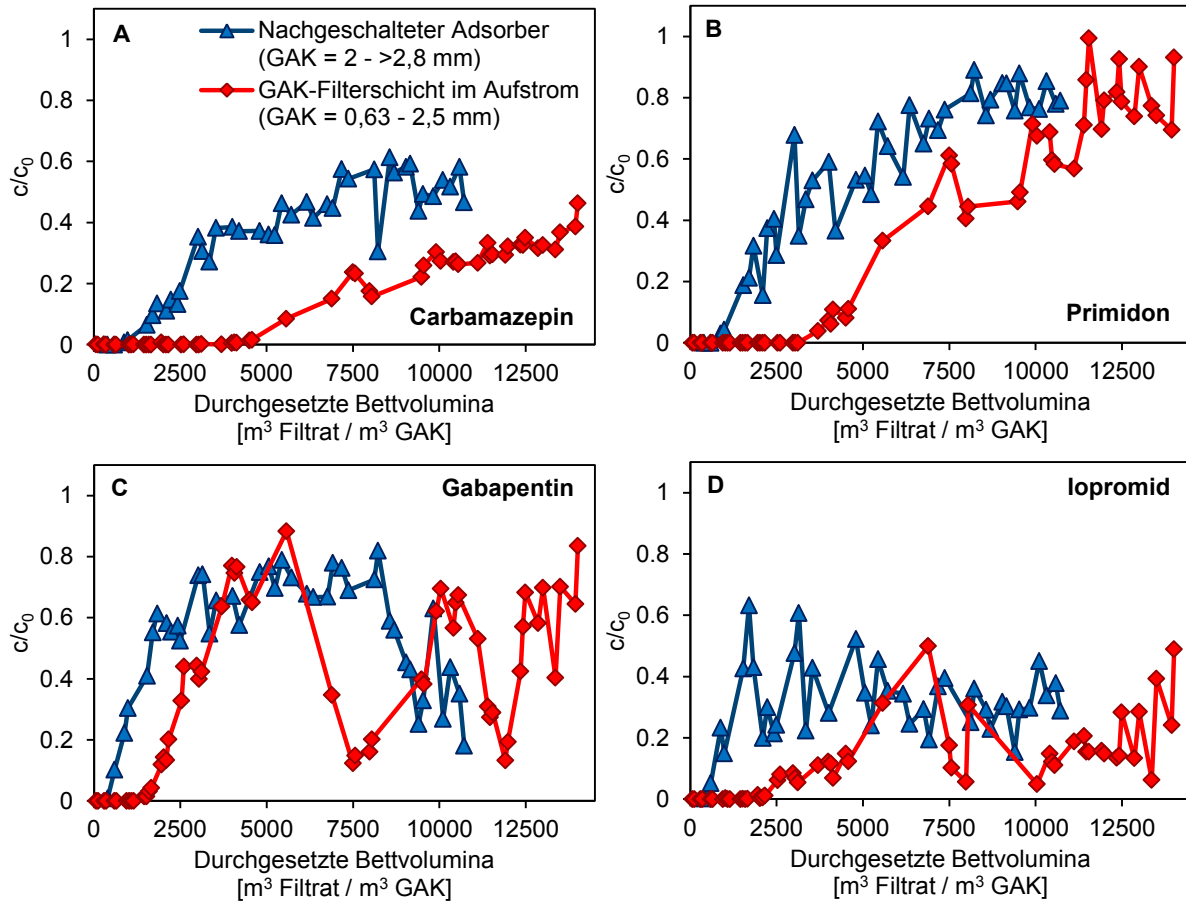


Abbildung 4.38: Gegenüberstellung der Durchbruchkurven von Carbamazepin, Primidon, Gabapentin und Iopromid im nachgeschalteten Adsorber und GAK-Flockungsfilter

Im praktischen Anwendungsfall werden GAK-Adsorber bis zum Überschreiten eines bestimmten Schwellenwerts der Ablaufkonzentrationen betrieben, bevor das Filtermaterial erneuert oder regeneriert werden muss. Die im nachgeschalteten Adsorber und im Aufstrom-GAK-Flockungsfilter durchgesetzten Bettvolumina bis zum Durchbruch von 20 % und 50 %, bezogen auf die Zulaufkonzentrationen, sind in Abbildung 4.39 gegenübergestellt. Das deutlich bessere Durchbruchverhalten der feineren GAK führt zu erheblichen Laufzeitverlängerungen, die häufig bis zu einer Verdopplung der Filterlaufzeit bis zum Durchbruch reichen. Hierbei sein noch einmal betont, dass die Unterschiede nicht auf die unterschiedlichen Verfahren, sondern vorwiegend auf die verschiedenen Korngrößen der GAK zurückzuführen sind. Anhand der Ergebnisse wird eindeutig, dass für eine gute Adsorptionsleistung eine möglichst feinkörnige Aktivkohle gewählt werden sollte.

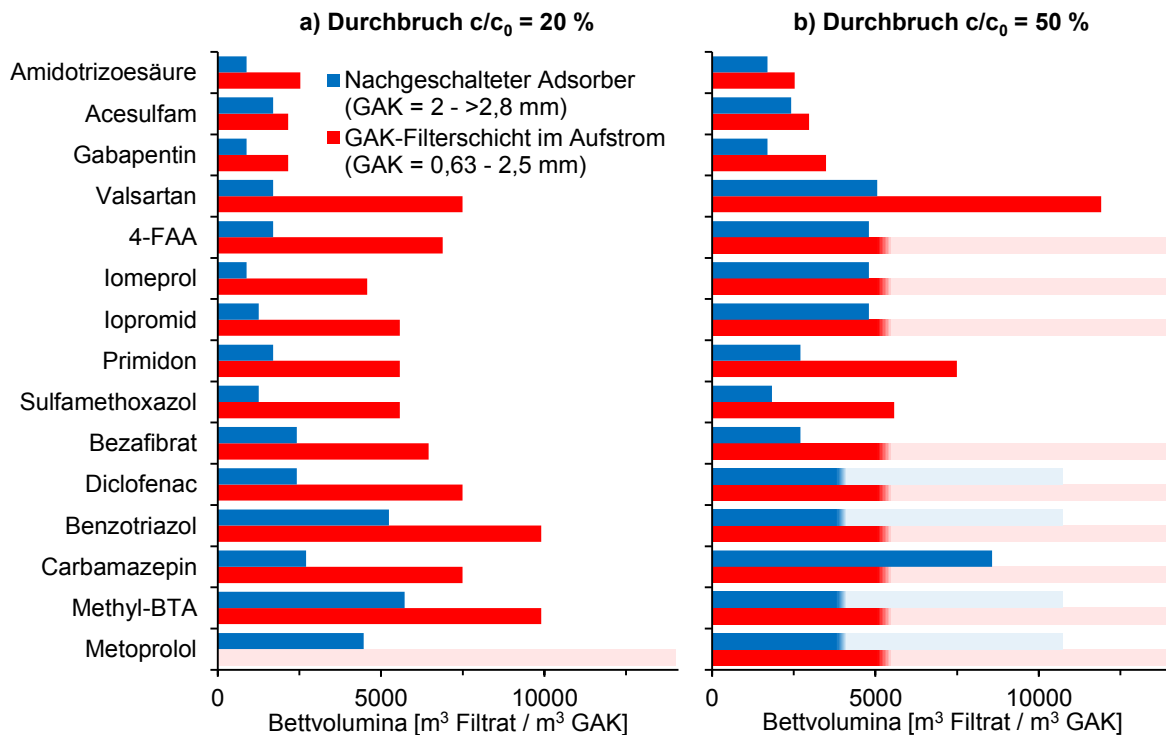


Abbildung 4.39: Gegenüberstellung der durchgesetzten Bettvolumina im nachgeschalteten Adsorber und GAK-Flockungsfilter bis zum Durchbruch von a) 20 % und b) 50 % je Spurenstoff bezogen auf die Zulaufkonzentration. Ein fließendes Balkenende bedeutet, dass der Schwellenwert bis zum Ende der Versuchsphase nicht erreicht wurde.

4.3.4 Zusammenfassung GAK-Verfahren

Die Untersuchungen zum Einsatz von granulierter Aktivkohle in der weitergehenden Abwasserreinigung zeigen, dass diese ursprünglich in der Trinkwasserbehandlung genutzte Technik auch zur Verminderung des Spurenstoffeintrags kommunaler Kläranlagen geeignet ist. Sowohl die Kombination von Flockungsfiltration und nachgeschalteter Aktivkohlefiltration als auch die Nutzung von Aktivkohle als Filterschicht in der Flockungsfiltration sind in der Lage, die gesetzten Zielwerte für TSS (1 mg/L) und Phosphor (0,1 mg/L) einzuhalten. Insbesondere die integrierten Verfahren mit GAK als oberer Filterschicht oder als Aufstrom-GAK-Filter zeigen sich hierbei als vielversprechende platz- und kostensparende Varianten, die jedoch in einem größeren Maßstab weitergehend untersucht werden müssen. Die erreichbare Laufzeit bis zum Durchbruch von Spurenstoffen ist stoff- und zielwertabhängig. Für gut adsorbierbare Stoffe wie Carbamazepin werden Durchsätze von ca. 8.000 BV (entspricht einer Betriebszeit von etwa 110 Tagen bei 20 min Leerbettkontaktzeit) bis zum Durchbruch von ca. 20 % erreicht. Durch zusätzliche Verschaltung mehrerer GAK-Filterzellen kann die Laufzeit noch weiter verlängert werden. Für einige Stoffe, z.B. Gabapentin, erfolgt nach einer Einlaufzeit eine anhaltende Entfernung, die vermutlich auf biologische Transformation im Filterbett zurückzuführen ist.

4.4 Steuerungskonzept für PAK-Dosierung

In Batchversuchen zeigt die prozentuale Spurenstoffentfernung, ähnlich wie bei der Ozonung, auch bei der Adsorption an Aktivkohle eine Korrelation mit der korrespondierenden Verringerung der UV_{254} -Absorption besteht (Abbildung 4.40). Für unterschiedliche Kläranlagenabläufe ergeben sich einheitliche Korrelationen für jeden Spurenstoff. Damit

kann von der UV_{254} -Entfernung mit guter Näherung auf die Spurenstoffentfernung geschlossen werden.

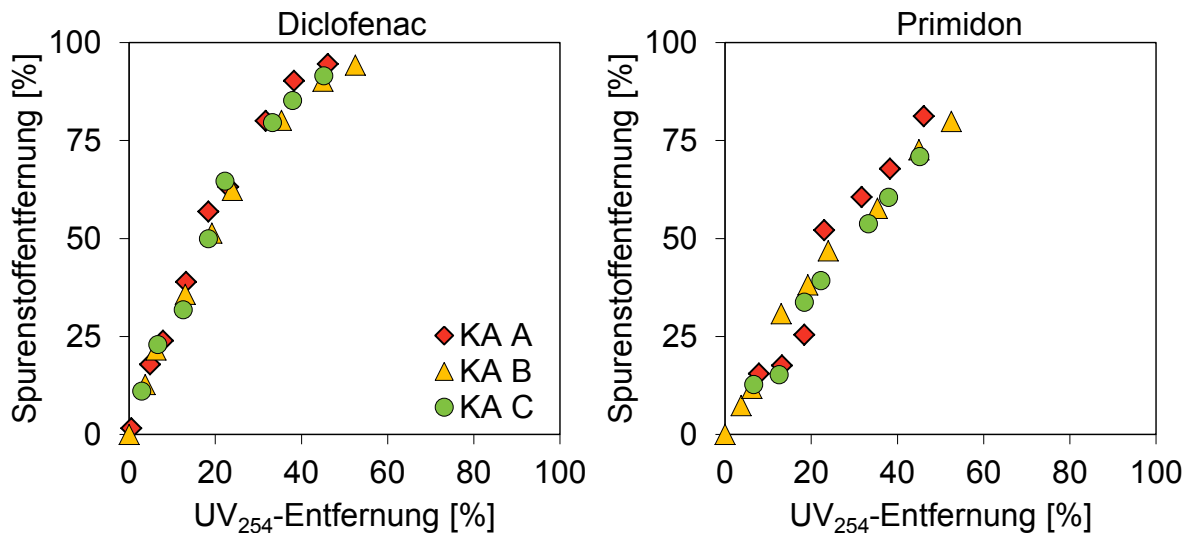


Abbildung 4.40: Korrelation zwischen Spurenstoffentfernung und UV_{254} -Entfernung mit Pulveraktivkohle im Batchtest für drei unterschiedliche Berliner Kläranlagenabläufe

Anhand der gewonnenen Beziehungen sind Vorhersagen der Spurenstoffentfernungen in realen Anlagen mittels einfacher UVA_{254} -Messungen möglich. Hierfür tritt als Störgröße die zusätzliche UV_{254} -Reduktion durch Flockung auf. Der Anteil der Flockung muss für die Verwendung der Korrelationen vom tatsächlich gemessenen UV_{254} -Wert der Pilotanlage abgezogen werden. Mit diesen Daten ergibt sich unter Zuhilfenahme der jeweiligen Laborkorrelation eine Vorhersage der Entfernung für jeden betrachteten Spurenstoff. Die anhand von UVA_{254} -Messungen vorhergesagten Entfernungen von Diclofenac und Primidon sind in Abbildung 4.41 den tatsächlich gemessenen Entfernungen der Pilotanlage gegenübergestellt. Die Messungen stimmen in hohem Maße mit den prognostizierten Werten überein. Die Abweichungen betragen in der Regel weniger als ± 10 Prozentpunkte. Vergleichbar hohe Vorhersagegenauigkeiten ergeben sich auch für die Stoffe Metoprolol, Benzotriazol, Bezafibrat, Primidon und Valsartan. Demnach können für diese Stoffe die Entfernungen anhand der im Labor ermittelten UVA_{254} -Korrelationen abgeschätzt werden.

Einschränkungen ergeben sich für solche Spurenstoffe, die in realen Anlagen nicht ausschließlich adsorptiv entfernt werden, sondern auch biologischem Abbau bzw. Transformation unterliegen. So werden die tatsächlichen Entfernungen der Stoffe Iopromid und FAA auf Grundlage der Laborkorrelationen grundsätzlich unterschätzt. Der Anteil der zusätzlichen biologischen Transformation kann aufgrund diverser Einflussfaktoren (z.B. Temperatur, Sauerstoffgehalt) stark schwanken. Deshalb erscheint es nicht möglich, eine angepasste Korrelation unter Einbeziehung des biologischen Effekts zu erstellen. Da die Entfernungen für diese Stoffe stets über der mittels UVA_{254} -Messung prognostizierten liegen, ist jedoch zumindest auch für diese Stoffe eine Abschätzung der Mindestentfernung möglich. Grundsätzlich ist zu bemerken, dass die Messungen an der Pilotanlage stets auf 24 h-Mischproben (durchflussproportional) anstatt von Stichproben beruhen. Die Ergebnisse belegen, dass eine vergleichsweise genaue Vorhersage trotzdem möglich ist.

Die Überwachung der Spurenstoffentfernung anhand von UVA_{254} -Messungen zeigt sich demnach als vielversprechende Option zur Kontrolle der Adsorptionsleistung einer PAK-Stufe jenseits von periodisch erfolgenden Spurenstoffmessungen. Entsprechend einer angestrebten Spurenstoffentfernung können einfach zu überwachende Schwellwerte für die

UVA₂₅₄-Reduktion definiert werden. Mittels online-UVA₂₅₄-Messungen ist darüber hinaus eine Anpassung der PAK-Dosierung an veränderte Abwasserbedingungen denkbar. Zur weitergehenden Validierung sind Tests mit anderen Anlagenkonfigurationen, beispielsweise einer PAK-Kontaktstufe, sowie eine Ausweitung der Korrelationen auf weitere Stoffe wünschenswert.

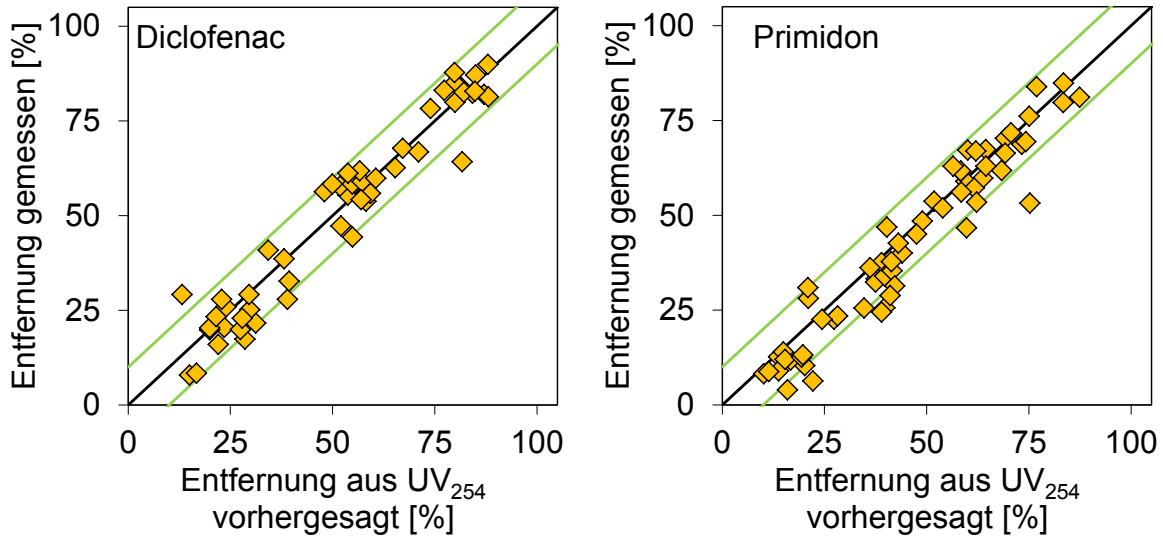


Abbildung 4.41: Vergleich von mittels UVA₂₅₄-Messung vorhergesagter und gemessener Entfernung von Diclofenac und Primidon sowie Abweichungsbereich von ±10 Prozentpunkten

5 Ozonung

5.1 Grundlagen

5.1.1 Einsatz von Ozon in der Wasseraufbereitung

Aufgrund seiner starken Oxidationseigenschaften wird Ozon seit vielen Jahren in der Trinkwasseraufbereitung zur Desinfektion und zur Verbesserung von Geruch, Geschmack und zur Entfärbung eingesetzt (Von Gunten 2003a). Nachdem der praktische Einsatz von Ozon im Abwasserbereich zur Entfernung von Spurenstoffen bereits in Pilotversuchen erfolgreich getestet werden konnte (Abegglen et al. 2009; Bahr et al. 2007a; Schaar & Kreuzinger 2011), wurden in den letzten Jahren zur weiteren Entlastung der Oberflächengewässer und im Rahmen des präventiven Trinkwasserschutzes auch großtechnisch Ozonungsanlagen auf Klärwerken gebaut bzw. Machbarkeitsstudien durchgeführt.

5.1.2 Wirkungsweise von Ozon

In Wasser gelöst vorliegendes Ozon reagiert mit den Wasserinhaltsstoffen im Wesentlichen über zwei verschiedene Reaktionswege: Bei der **direkten Reaktion** reagiert das Ozonmolekül sehr selektiv mit elektronenreichen Molekülstrukturen wie sie beispielsweise in C=C-Doppelbindungen und aromatischen Strukturen vorliegen (Abbildung 5.1). Bei der **indirekten Reaktion** werden über eine Kettenreaktion OH· Radikale gebildet, welche anschließend unselektiv mit den Wasserinhaltsstoffen reagieren. Die Kettenreaktion zur Bildung der OH· Radikale wird durch verschiedene Stoffe beeinflusst, die entweder die Kettenreaktion in Gang setzen können (Initiatoren), beschleunigen können (Promotoren) oder aber auch stoppen können (Inhibitoren / Scavanger). Eine ausführlichere Beschreibung des Kettenreaktionsprozesses kann beispielsweise aus der Arbeit von Schumacher (2006) entnommen werden.

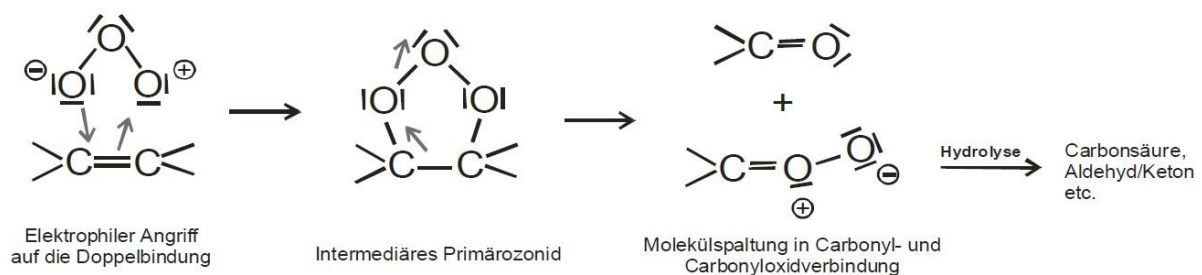


Abbildung 5.1: Elektrophiler Angriff eines Ozonmoleküls auf eine C=C – Doppelbindung. Vereinfachte Darstellung der Ozonolyse nach Criegee (1975), entnommen aus Schumacher (2006).

Welche der beiden Reaktionen im bestimmten Anwendungsfall bei einer Einzelsubstanz dominiert, wird im Wesentlichen von den stoffspezifischen Reaktionsgeschwindigkeit d.h. Reaktionskonstanten mit Ozon (K_{O_3}) bzw. den OH· Radikalen ($K_{\text{OH}\cdot}$) sowie der Präsenz anderer Reaktionspartner bestimmt. In Tabelle 5.1 sind Reaktionskonstanten für einige der in diesem Projekt untersuchten Spurenstoffe aufgeführt.

Tabelle 5.1: Übersicht der k_{O_3} und $k_{OH\cdot}$. Reaktionskonstanten verschiedener Substanzen (rot = langsame Reaktivität, gelb = mittlere Reaktivität, hellgrün = hohe Reaktivität), Daten bei unterschiedlichen Wassertemperaturen und pH.

Substanz	k_{O_3} ($M^{-1} s^{-1}$)	$k_{OH\cdot}$ ($10^9 M^{-1} s^{-1}$)	
Iopromid	< 0,8 ⁽¹⁾	$3,3 \pm 0,6$ ⁽¹⁾	(1) Huber et al. (2003)
Ibuprofen	$9,6 \pm 1$ ⁽¹⁾	$7,4 \pm 1,2$ ⁽¹⁾	(2) Kaiser et al. (2013)
Acesulfam	88 ⁽²⁾	4,55 ⁽²⁾	(3) Vel Leitner & Roshani (2010)
Benzotriazol	20 ⁽³⁾	> 8,6 ⁽³⁾	(4) Lutze (2005), entnommen aus Zimmermann et al. (2011)
	186 – 270 ⁽⁴⁾	$7,1 - 8,1$ ⁽⁵⁾	(5) Naik & Moorthy (1995), entnommen aus Zimmermann et al. (2011)
Bezafibrat	590 ± 50 ⁽¹⁾	$7,4 \pm 1,2$ ⁽¹⁾	(6) Hoigné et al. (1985), entnommen aus Von Gunten (2003a)
Gabapentin	220 – 6800 ⁽⁸⁾	9,1 ⁽⁸⁾	(7) Loegager & Sehested (1993), entnommen aus Von Gunten (2003a)
Carbamazepin	$\sim 3 \cdot 10^{5(1)}$	$8,8 \pm 1,2$ ⁽¹⁾	(8) Lee Y. et al. (2014)
Diclofenac	$\sim 1 \cdot 10^{6(1)}$	$7,5 \pm 1,5$ ⁽¹⁾	
Sulfamethoxazol	$\sim 2,5 \cdot 10^{6(1)}$	$5,5 \pm 0,7$ ⁽¹⁾	
Nitrit	$3,7 \cdot 10^{5(6)}$	6 ⁽¹⁾	

Die unselektive Reaktion der $OH\cdot$ Radikale gehört zu einer der schnellsten Reaktionen überhaupt (DVGW 2002) und spiegelt sich auch in annähernd ähnlich hohen Reaktionskonstanten ($k_{OH\cdot} > 10^9 M^{-1} s^{-1}$, Tabelle 5.1) der aufgeführten Substanzen wider. Bei der selektiven direkten Reaktion mit Ozon variieren die Reaktionskonstanten aufgrund der verschiedenen Molekülstrukturen deutlich von $k_{O_3} < 1 M^{-1} s^{-1}$ bis $k_{O_3} > 10^6 M^{-1} s^{-1}$. Spurenstoffe wie beispielsweise Carbamazepin (Antiepileptikum), Diclofenac (Analgetikum) oder Sulfamethoxazol (Antibiotika) reagieren sehr schnell mit Ozon ($k_{O_3} > 10^5 M^{-1} s^{-1}$), wohingegen Iopromid (Röntgenkontrastmittel) kaum direkt mit Ozon reagiert ($k_{O_3} < 1 M^{-1} s^{-1}$) und daher primär über die unspezifische Reaktion mit den $OH\cdot$ Radikalen transformiert wird.

Durch die Ozonung werden Spurenstoffe nicht physikalisch aus dem Wasser entfernt, wie beispielsweise bei der Adsorption an Aktivkohle, sondern vorrangig in andere Substanzen transformiert. Mit dem Begriff der Elimination wird daher die Elimination der Ausgangssubstanz (auch Primärelimination genannt) und nicht eine Elimination aller Transformationsprodukte verstanden (Pinnekamp et al. 2015). Die Elimination von Spurenstoffen, welche kaum direkt mit Ozon reagieren (kleine Reaktionskonstante k_{O_3}), findet daher fast ausschließlich über die indirekte Reaktion mit den $OH\cdot$ Radikalen statt. Mittels Verfahren der weitergehenden Oxidation (Advanced Oxidation Processes; AOP) kann durch Zugabe von Initiatoren wie Wasserstoffperoxid (H_2O_2) die Bildung von $OH\cdot$ Radikalen erhöht werden (Von Gunten 2003a). Bei der Ozonung von Abwasser ergibt sich jedoch schon aufgrund der Abwassermatrix automatisch ein AOP, wobei insbesondere der DOC (gelöster organischer Kohlenstoff) als Initiator wirkt. Eine Verbesserung der Radikalbildung durch die Zugabe von H_2O_2 wird daher nur bei einer hohen H_2O_2 -Zugabe oder bei hohen eingesetzten Ozondosen erwartet (Buffle et al. 2006).

Die Desinfektionswirkung wird hauptsächlich durch die direkte Ozonung verursacht, wohingegen die Wirkung der $OH\cdot$ Radikale als vernachlässigbar eingeschätzt wird (DVGW 2002; Von Gunten 2003b). Ein negativer Effekt auf die Desinfektionswirkung wird daher nur erwartet, wenn durch einen verstärkten AOP (z.B. durch H_2O_2 -Zugabe) eine deutlich stärkere Ozonzehrung als im Betrieb ohne H_2O_2 -Zugabe verursacht wird.

5.1.3 Begriffe, Parameter und Bezugsgrößen der Ozonung

In diesem Abschnitt werden die wichtigsten Begriffe, Parameter und Bezugsgrößen zur Ozonung, basierend auf dem Arbeitspapier der RiSKWa-Arbeitsgruppe „Abwassertechnik“ (Pinnekamp et al. 2015), dargestellt.

5.1.3.1 Betriebsparameter und Bezugsgrößen

Um die bei der Ozonierung eingesetzte Ozonmenge auf die behandelte Wassermenge zu beziehen, werden verschiedene Betriebsparameter verwendet, welche sich in der Bilanzierung der Ozonmenge unterscheiden: **Ozondosis (D)**, **Ozoneintrag (E)** sowie **Ozonzehrung (Z)**. Bei der **Ozondosis** wird die gesamte Ozonmasse die dem Reaktor zugeführt wird (i.d.R. die gesamte produzierte Ozonmasse) auf die durchgesetzte Wassermenge bezogen und ist somit eine wichtige Auslegungsgröße für Ozonungsanlagen. Da die Einmischung des ozonhaltigen Gases in das zu behandelnde Wasser meist nicht vollständig möglich ist, verlässt ein Teil des zugeführten Ozons den Reaktor als sogenanntes **Restozon** über das Abgas, ohne mit den Wasserinhaltsstoffen reagieren zu können. Die Einmischung wird dabei von vielen Faktoren (u.a. Wassertemperatur, Eintragssystem, Gas zu Wasser-Verhältnis etc.) beeinflusst. Wird das Restozon im Abgas von der zugeführten Ozonmenge abgezogen und auf die durchgesetzte Wassermenge bezogen, so erhält man den **Ozoneintrag**, welcher der Ozonmenge entspricht die für die Ozonierung der Wasserinhaltsstoffe effektiv zur Verfügung steht. Die Unterscheidung zwischen Ozondosis und Ozoneintrag ist wichtig, um die Ergebnisse verschiedener Ozonungsanlagen miteinander vergleichen zu können. Insbesondere bei Pilotanlagen kann der **Ozoneinbringungsgrad** (Verhältnis von Ozoneintrag zu Ozondosis) sehr variabel sein. Im Falle einer Überdosierung oder bei einer Verringerung der Aufenthaltszeit des ozonierten Abwassers im Reaktor (**hydraulic retention time, HRT**) z.B. aufgrund höherer Durchflüsse im Regenwetterfall, kann dies dazu führen, dass im Ablauf des Reaktors noch gelöstes Ozon vorliegt. Wird die Konzentration an gelöstem Ozon von dem Ozoneintrag abgezogen, so ergibt sich die **Ozonzehrung**, welche der Ozonmenge entspricht die (bis zu diesem Zeitpunkt!) mit den Wasserinhaltsstoffen reagiert hat. Liegt kein gelöstes Ozon im Ablauf der Ozonungsanlage vor, so sind der Ozoneintrag und die Ozonzehrung identisch. Wird ein Betriebsparameter wie der Ozoneintrag auf einen Wasserqualitätsparameter wie beispielsweise dem DOC bezogen, so erhält man den **DOC spezifischen Ozoneintrag**. Details zu der Berechnung der einzelnen Parameter können dem Anhang entnommen werden (siehe Abschnitt 12.1.1).

5.1.3.2 Wichtige Wasserqualitätsparameter für die Ozonung

Der gesamte organische Kohlenstoff (total organic carbon, **TOC**) ist ein Summenparameter und beschreibt die Konzentration von organischem Material in einem Wasser. Werden die Feststoffe in der Wasserprobe durch eine vorherige Filtration entfernt, so erhält man den Anteil an gelösten organischen Kohlenstoff (dissolved organic carbon, **DOC**). Die Verwendung des DOC hat den Vorteil, dass dieser unabhängig von der Menge an Feststoffen ist und daher weniger stark variiert.

Der spektrale Absorptionskoeffizient bei einer Wellenlänge von 254 nm (**SAK₂₅₄**) ist ein Indikator für den Gehalt an aromatischen Verbindungen und Huminstoffen. In mehreren Arbeiten wurde ein Zusammenhang zwischen der Elimination verschiedener Spurenstoffe und der relativen Reduzierung des SAK₂₅₄ gezeigt (vgl. Abschnitt 5.1.4).

Nitrit wird durch Ozon zu Nitrat oxidiert und führt dadurch zu einer höheren Ozonzehrung. Aufgrund der hohen Reaktivität mit Ozon ($K_{O_3} = 3,7 \cdot 10^5 \text{ M}^{-1} \text{ s}^{-1}$, vgl. Tabelle 5.1) und der hohen spezifischen Ozonzehrung (stöchiometrisch 3,43 g O₃/g NO₂-N) können bereits geringe Nitritkonzentrationen einen Einfluss auf die Leistungsfähigkeit der Ozonung haben, falls der Ozoneintrag nicht entsprechend angepasst wird. Zur Kompensation der Ozonzehrung durch z.B. 0,3 mg NO₂-N/L wird ein zusätzlicher Ozoneintrag von etwa 1

mg O₃/L benötigt, was sich insbesondere bei geringen absoluten Ozoneinträgen bemerkbar macht. Für einen besseren Vergleich der Ergebnisse wird in dieser Arbeit die durch die Nitrit-Oxidation verursachte zusätzlich Ozonzehrung durch einen Korrekturterm berücksichtigt (Berechnung siehe Abschnitt 12.1.1).

5.1.4 Spurenstoffelimination bezüglich der SAK₂₅₄ – Reduzierung (Δ SAK₂₅₄)

Der Zusammenhang zwischen der Spurenstoffelimination und der relativen SAK₂₅₄ – Reduzierung (Δ SAK₂₅₄) wurde bereits in mehreren Arbeiten gezeigt (u.a. Bahr et al. (2007b), Buffle et al. (2006), Gerrity et al. (2012), Nanaboina & Korshin (2010), Wert et al. (2009), Altmann et al. (2014)). In Abbildung 5.2 ist die gemessene Spurenstoffelimination von 4 Spurenstoffen (Filterablauf vs. Ablauf Klärwerk) bezüglich der SAK₂₅₄-Reduzierung zwischen Ablauf Klärwerk und dem Ablauf der Ozonanlage aufgetragen. Für die Spurenstoffe Benzotriazol, Gabapentin und Iopromid ergibt sich ein näherungsweise linearer Zusammenhang, während Diclofenac in dem gewählten Betriebsbereich bereits annähernd vollständig eliminiert wird. Die unterschiedlichen Eliminationsgrade der vier Spurenstoffe bei gleichem Δ SAK_{254,03} ergeben sich aus deren Reaktivität mit Ozon bzw. den OH· Radikalen (vgl. Tabelle 5.1). Die Spurenstoffelimination der vier Spurenstoffe bezüglich des DOC spezifischen Ozoneintrags sind in Abbildung 9.2 im Anhang dargestellt.

Der Zusammenhang zwischen Spurenstoffelimination und Δ SAK_{254,03} wird bei der Δ SAK₂₅₄-Regelung dazu genutzt, um die Ozondosierung an die variierende Wasserqualität des Kläranlagenablaufs (DOC, Nitrit, Verdünnung bei Regen etc.) anzupassen. Das Ziel einer solchen Δ SAK₂₅₄-Regelung ist die Einhaltung eines konstanten Δ SAK_{254,03}, um eine stabile relative Spurenstoffelimination zu erzielen. Die Verwendung des Δ SAK₂₅₄ als Ersatzparameter ist notwendig, da eine Onlinemessung der Spurenstoffe zur Überprüfung der Reinigungsleistung nicht möglich ist. Die Vorgabe eines Δ SAK₂₅₄-Zielwertes ergibt sich aus dem gewünschten Reinigungsziel (z.B. Eliminationsgrad für Spurenstoff X >Y%).

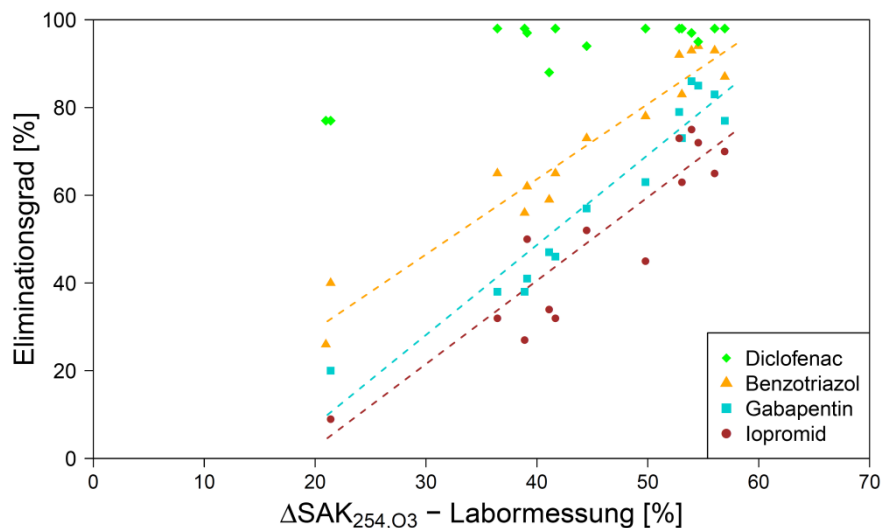


Abbildung 5.2: Spurenstoffelimination bezüglich der SAK₂₅₄ – Reduzierung zwischen Ablauf Klärwerk und dem Ablauf der Ozonungsanlage (22h-Mischprobe).

5.2 Material und Methoden

5.2.1 Versuchsstandort

Die Versuche fanden auf einem kommunalen Klärwerk (Größenklasse GK 5) bei Berlin statt. Das Klärwerk verfügte über eine mechanische und biologische Abwasserreinigung (Nitrifikation mit vorgeschalteter Denitrifikation) sowie einer chemischen Phosphorentfernung. Die mittleren Ablaufwerte des Klärwerks während der Betriebsphase vom 01.04.2014 bis zum 23.09.2014 sind in Tabelle 5.2 aufgelistet. Nitritkonzentrationen, die zu einer zusätzlichen Ozonzehrung führen, lagen in der Regel bei $\leq 0,1$ mg-N/L, wobei teilweise auch höhere Konzentrationen von bis zu 1,6 mg-N/L gemessen wurden.

Tabelle 5.2: Mittlere Ablaufwerte des Klärwerks während der Betriebsphase vom 01.04.2014 bis zum 23.09.2014 (22h-Mischproben, n = 21; pH als Stichprobe, n = 23)

Parameter	DOC	SAK ₂₅₄	Nitrit	CSB	Susp. Feststoffe	pH
Mittelwert	12,9 [mg/L]	26 [1/m]	0,3 [mg-N/L]	37 [mg/L]	5,8 [mg/L]	7,5

5.2.2 Pilotanlage

5.2.2.1 Aufbau der Pilotanlage

Die Pilotanlage bestand aus einer Ozonung mit nachgeschalteter Flockungsfiltration und war für die Behandlung einer Wassermenge von 4,5 m³/h bis 15 m³/h ausgelegt. Der Durchfluss erfolgte dabei proportional zum Ablauf des Klärwerks. Der für die Ozonerzeugung benötigte technische Sauerstoff wurde vor Ort mittels dreier Sauerstoff-Konzentratoren (Topaz Ultra, Chart Industries Inc., Wirkprinzip: Druckwechseladsorption) aus der Umgebungsluft gewonnen und dem Ozongenerator (GSO 40, Xylem Water Solutions Deutschland GmbH) zugeführt, mit dem ein Teil des Sauerstoffs in Ozon umgewandelt wurde. Die maximale Ozonproduktion lag bei 150 g O₃/h. Die Vermischung des erzeugten Ozons mit dem Wasser erfolgte über einen Bypass, über den ein Teilstrom aus dem ersten Reaktionsbehälter über eine Pumpe rückgeführt und über einen Venturiinjektor mit dem ozonhaltigen Gas beaufschlagt wurde. Anschließend wurde der ozonhaltige Teilstrom mit dem Hauptstrom vermischt.

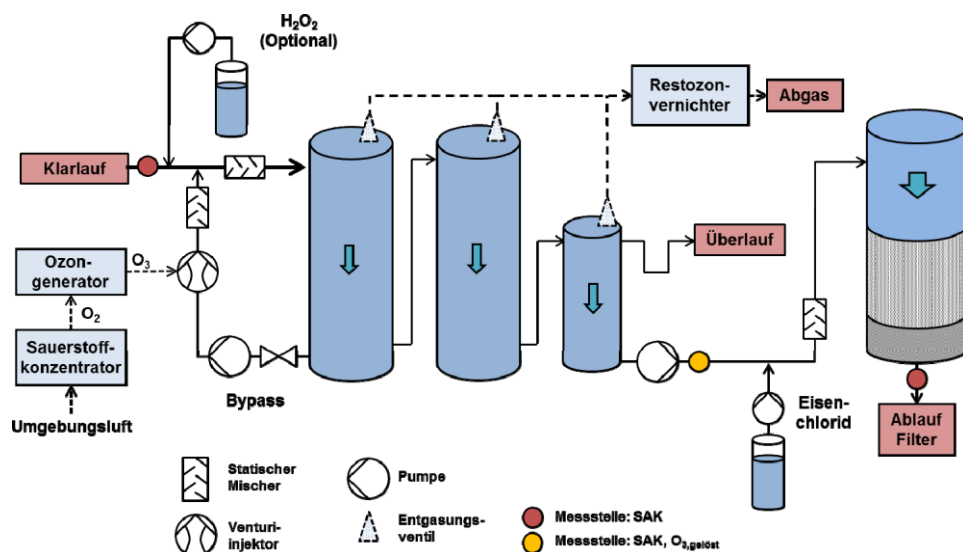


Abbildung 5.3: Schema der Pilotanlage bestehend aus Ozonung und nachgeschalteter Flockungsfiltration.

Der Reaktor bestand aus zwei Edelstahltanks mit je 2 m³ Volumen und einem nachgeschalteten Ausgleichstank mit einem Volumen von 0,2 m³. Der Überlauf am Ausgleichstank wurde für eine vereinfachte Prozessführung verwendet, indem in der Ozonungsstufe mehr Wasser als im Flockungsfilter behandelt wurde (+0,5 m³/h), was eine hydraulische Entkopplung von Ozonung und Filtration erlaubte. Aus Sicherheitsgründen wurden im Container der Ozonungsanlage der Sauerstoff- und der Ozongehalt der Raumluft überwacht, um potentielle Personenschäden z.B. aufgrund von Leitungsleckagen zu vermeiden. Bei Überschreitung einer zulässigen Ozonkonzentration von 0,2 mg O₃/m³ bzw. ein Abweichen des Sauerstoffanteils in der Raumluft vom Normalzustand (19% bis 23%) wurde automatisch die Ozonproduktion abgeschaltet und die Raumluft durch ein Belüftungssystem ausgetauscht.

Nach der Ozonung wurde Flockungsmittel (FeCl₃) zur Phosphorentfernung zudosiert. Die Flockungsmitteldosis sollte automatisch an die online-gemessene ortho-Phosphat-Konzentration im Ablauf des Klärwerks angepasst werden, jedoch geschah dies erst in den letzten zwei Monaten des Versuchszeitraums aufgrund einer fehlerhaften Einstellung in der Flockungsmittelsteuerung (vgl. Abschnitt 5.4.4). Die Abtrennung der gebildeten Flocken erfolgte im nachgeschalteten Zweischichtfilter (Anthrazit / Sand), welcher täglich im Aufstrom rückgespült wurde (Luft / Wasser). Zur Rückspülung wurde der Klarlauf des Klärwerks verwendet, da zur Speicherung des Filtrats kein Speicher zur Verfügung stand.



Abbildung 5.4: Drei Sauerstoffkonzentratoren und Ozongenerator



Abbildung 5.5: Zwei Reaktionsbehälter mit je 2 m³ Volumen und nachgeschalteter Ausgleichstank

5.2.2.2 Verwendete Onlinemesstechnik und Probenahme

Neben der für die ΔSAK_{254} -Regelung notwendigen Onlinemessungen des SAK_{254} wurden zur Prozessüberwachung das gelöste Ozon im Ablauf der Ozonung sowie der gelöste Sauerstoff und die Trübung im Ablauf des Filters gemessen (Sondendetails siehe Tabelle 5.3). Zusätzlich zu der automatischen Selbstreinigung fand eine regelmäßige manuelle Reinigung der Sonden statt. Die Sonden im Ablauf des Klärwerks bzw. der Ozonung wurden zweimal pro Woche manuell gereinigt, wobei die Arbeitszeit zur Reinigung etwa 10 bis 15 Minuten pro Sonde betrug. Das Reinigungsintervall der Sonden im Filterablauf konnte auf einmal pro 14 Tage reduziert werden, da durch die Filtration die Belagbildung auf den Sonden reduziert wurde.

Tabelle 5.3: Details zur verwendeten Online – Messtechnik

Messstelle	Parameter	Modell (Hersteller)
Ablauf Kläranlage	SAK ₂₅₄	UVAS plus sc; 50 mm Spaltweite (Hach-Lange)
Ablauf	SAK ₂₅₄	Spectro::lyser; 5 mm Spaltweite (s::can)
Ozonungsanlage	Ozon _{gelöst}	AMI Codes-II (SWAN Analytical Instruments)
Ablauf	SAK ₂₅₄	UVAS plus sc; 50 mm Spaltweite (Hach-Lange)
Zweischichtfilter	Sauerstoff _{gelöst}	LDO sc (Hach-Lange)
	Trübung	SOLITAX sc (Hach-Lange)

Zur Überprüfung des Anlagenbetriebs wurden an den drei Messstellen neben Stichproben auch zeitproportionale Mischproben (Probenahmeintervall = 12 min) durch automatische Probenehmer über einen Zeitraum von jeweils 22 Stunden genommen. Die verkürzte Probenahmedauer war notwendig, um die Filterspülung nicht mit zu beproben. Die verwendeten automatischen Probenehmer sind nachfolgend aufgelistet:

- Zulauf Ozonungsanlage (WS 312; WaterSam)
- Ablauf Ozonungsanlage (ASP Station 2000; Endress+Hauser)
- Ablauf Zweischichtfilter (WS 316; WaterSam)

Die Analyse der Wasserproben erfolgte in Abhängigkeit des zu analysierenden Parameters entweder durch das Labor der Berliner Wasserbetriebe (BWB) bzw. an der Technischen Universität Berlin. Die Analyse der Spurenstoffe und des DOC erfolgte im Labor der BWB, wobei die Proben für den Transport zum Labor filtriert und eingefroren wurden. Standardparameter wie der CSB wurden vor Ort mittels Küvettentests bestimmt. Details zu den analysierten Parametern sowie der verwendeten Analysemethoden können dem Anhang entnommen werden (Tabelle 9.1).

5.2.2.3 Umsetzung des Δ SAK₂₅₄-Regelungskonzepts

Die Anpassung der Ozondosis mit der Δ SAK₂₅₄-Regelung erfolgte in zwei Schritten:

1. Bestimmung der erzielten relativen SAK₂₅₄-Reduzierung (Δ SAK_{254, Ist})
2. Abgleich mit der angestrebten relativen SAK₂₅₄-Reduzierung (Δ SAK_{254, Soll}) und ggf. Anpassung der Ozondosis

1. Schritt: Bestimmung der erzielten relativen SAK₂₅₄-Reduzierung (Δ SAK_{254, Ist})

Die System-Totzeit ist ein wichtiger Einflussfaktor, welcher bei der Bestimmung des Δ SAK_{254, Ist} berücksichtigt werden muss. Diese bezeichnet hier den Zeitpunkt ab welchem die Auswirkung einer Änderung der Ozondosis erstmals an der SAK₂₅₄-Messsonde im Ablauf der Ozonung bzw. des Filters detektiert werden kann. Neben dem konstanten (effektiven) Reaktorvolumen wird die Totzeit durch den variablen Durchfluss beeinflusst. Um dies zu berücksichtigen, wurde der Durchfluss durch die Ozonungsanlage aufsummiert (kumuliert) und mit dem Regelungsparameter Systemvolumen (V_{System}) abgeglichen. Überschritt der kumulierte Durchfluss das vorgegebene V_{System} , so wurde das Δ SAK_{254, Ist} ausgewertet. Somit wurde das Δ SAK₂₅₄ zwar kontinuierlich aufgezeichnet (Messintervall = 2 Minuten), jedoch nur diskontinuierlich ausgewertet. Bei hohen Durchflüssen konnte das Δ SAK_{254, Ist} daher häufiger ausgewertet werden als bei geringen Durchflüssen, wie beispielsweise in den Morgenstunden (siehe Abbildung 5.6, links). Die Ermittlung und Optimierung des Regelungsparameters (V_{System}) fand durch tracerähnliche Versuche statt (siehe Abschnitt 5.2.3.1).

2. Schritt: Abgleich mit der angestrebten ΔSAK_{254} – Reduzierung ($\Delta\text{SAK}_{254,\text{Soll}}$)

Nachdem im ersten Schritt das aktuelle $\Delta\text{SAK}_{254,\text{Ist}}$ bestimmt wurde, erfolgte eine Einordnung des $\Delta\text{SAK}_{254,\text{Ist}}$ in eine von fünf möglichen Güte-Kategorien, welche entsprechend der angestrebten ΔSAK_{254} -Reduzierung ($\Delta\text{SAK}_{254,\text{Soll}}$) gewählt werden (Abbildung 5.6, rechts). Jeder dieser Güte-Kategorien ist ein Parametersatz zugeordnet, welcher aus einem proportionalen ($f_{\text{prop},x}$) und einem konstanten ($f_{\text{konst},x}$) Anpassungsfaktor besteht. Ist das erzielte $\Delta\text{SAK}_{254,\text{Ist}}$ (etwas) zu hoch, so wird die Ozondosis (etwas) verringert bzw. falls das erzielte $\Delta\text{SAK}_{254,\text{Ist}}$ zu niedrig ausfällt entsprechend erhöht. Die Berechnung der neuen Ozondosis ($D_{\text{Soll,neu}}$) basierte auf der alten Ozondosis ($D_{\text{Soll,alt}}$) und den verwendeten Anpassungsfaktoren:

$$D_{\text{Soll,neu}} = D_{\text{Soll,alt}} \cdot (1 \pm f_{\text{prop},x}) \pm f_{\text{konst},x}$$

Durch die Wahl der jeweiligen Anpassungsfaktoren ($f_{\text{prop},x}$ und $f_{\text{konst},x}$) kann Einfluss auf die Änderung der Ozondosis pro Anpassungsintervall genommen werden. Die Optimierung der Anpassungsfaktoren wird in Abschnitt 5.2.3.1 beschrieben.

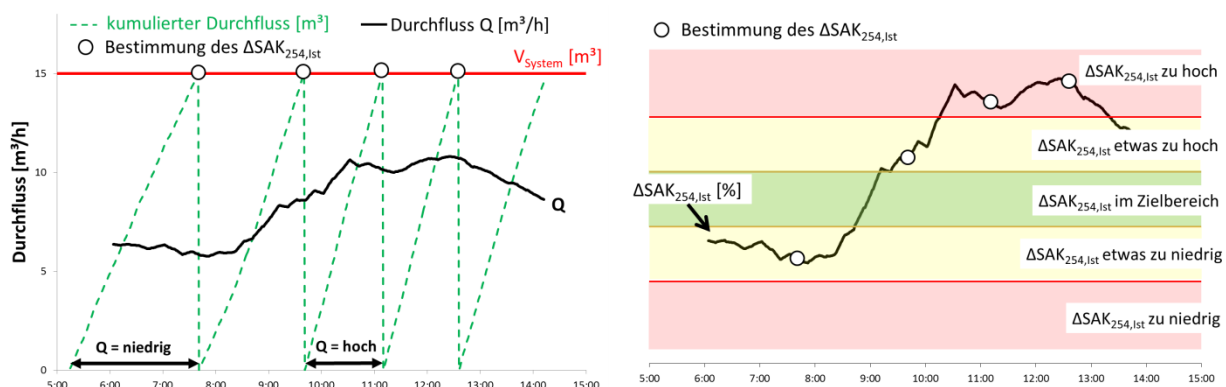


Abbildung 5.6: Schema des verwendeten ΔSAK_{254} -Regelungskonzepts bestehend aus Bestimmung des $\Delta\text{SAK}_{254,\text{Ist}}$ (links) und anschließendem Abgleich mit den fünf Gütekategorien (rechts)

5.2.3 Pilotanlagenbetrieb

Der Betrieb der Pilotanlage war in zwei etwa gleich lange Phasen unterteilt:

- Optimierungsphase (23.09.2013 – 31.03.2014)
- Standardbetriebsphase (01.04.2014 – 23.09.2014)

5.2.3.1 Optimierungsphase

Neben der einer Optimierung der Regelungsparameter (V_{System} und $f_{\text{prop}} / f_{\text{konst}}$) wurden beide SAK_{254} -Ablaufmessstellen auf deren Eignung als Referenzmessstelle hin untersucht (siehe auch Korczak (2014)). In einem ersten Schritt wurde die Totzeit bzw. die Reaktionszeit durch tracerähnliche Tests bei unterschiedlichen Durchflüssen ($Q_{\text{Filter}} = 4,5 \text{ m}^3/\text{h}$, $8 \text{ m}^3/\text{h}$ und $15 \text{ m}^3/\text{h}$) durchgeführt, um zu ermitteln, zu welchem Zeitpunkt nach einer Anpassung der Ozondosis das $\Delta\text{SAK}_{254,\text{Ist}}$ ausgewertet werden sollte. Der konstante Durchfluss der Ozonungsanlage war bei diesen Tests 10% höher als der Filterdurchfluss eingestellt. Zuerst wurde die konstante Ozondosis von einem niedrigen Wert ($2 \text{ mg O}_3/\text{L}$) sprunghaft auf $12 \text{ mg O}_3/\text{L}$ erhöht und abschließend wieder auf den niedrigen Wert ($2 \text{ mg O}_3/\text{L}$) reduziert. Zwischen den Dosisumstellungen wurde jeweils so lange gewartet, bis sich ein stationärer Endzustand an der Referenzmessstelle einstellte. Zur Auswertung wurde die Änderung des

SAK₂₅₄ an der Referenzmessstelle (normiert auf die maximale Differenz zwischen den Dosisänderungen) über die Zeit seit der jeweiligen Änderung der Ozondosis aufgetragen. Als Start- und Endpunkt wurde ein Abschneidekriterium verwendet (2% bzw. 98% der maximalen SAK₂₅₄-Änderung, siehe Abbildung 5.7).

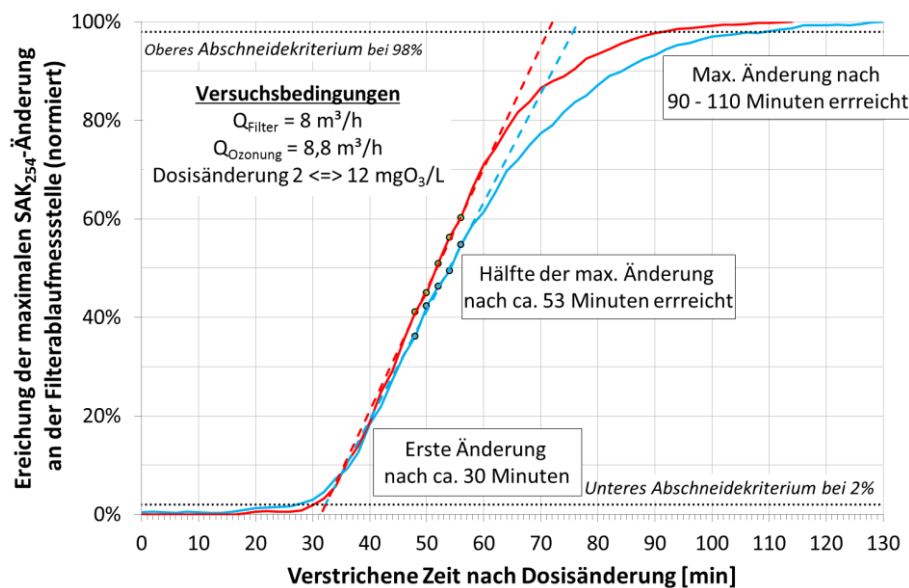


Abbildung 5.7: Versuchsablauf zur Bestimmung der Systemreaktionszeit bzw. Totzeit auf eine Ozondosisänderung. Hier beispielhaft mit der SAK₂₅₄-Messsonde im Filterablauf als Referenzsonde.

Mittels dieser normierten Darstellung kann für den jeweiligen Durchfluss der Zeitpunkt ermittelt werden, ab welchem die erste Änderung des SAK₂₅₄ von der Referenzsonde registriert wird (Totzeit) oder wann sich der neue Endzustand eingestellt hat. Damit die ΔSAK_{254} -Regelung zu dem gewünschten Zeitpunkt ein Abgleich zwischen dem $\Delta\text{SAK}_{254,\text{ist}}$ und dem $\Delta\text{SAK}_{254,\text{Soll}}$ durchführt, muss der Regelungsparameter gemäß der nachfolgenden Formel eingestellt werden:

$$V_{\text{System}(Q)}[\text{m}^3] = \overline{Q_{\text{System}}} \left[\frac{\text{m}^3}{\text{h}} \right] \cdot t_{\text{nach Dosisänderung}}[\text{h}]$$

Für einen Anlagenbetrieb mit einem variierenden Durchfluss wird der Parameter Systemvolumen V_{System} in Abhängigkeit der verwendeten Referenzmessstelle für verschiedene Durchflüsse ermittelt und eine Ausgleichsgerade erstellt. Diese kann dann dazu verwendet werden, um V_{System} entweder als konstanten Wert (z.B. basierend auf dem mittleren Durchfluss) oder ggf. als Funktion in der Regelung zu hinterlegen. In einem weiteren Schritt wurden wochenweise verschiedene Kombinationen der Anpassungsparameter ($f_{\text{prop}} / f_{\text{konst}}$) getestet, um zu überprüfen, ob und welcher Parametersatz sich am besten eignet, um das ΔSAK_{254} möglichst konstant bzw. ohne dauerhaftes Überschwingen einzuhalten (siehe auch Korczak (2014)):

- nur konstanter Anteil (konst.)
- nur proportionaler Anteil (prop.)
- Kombination aus konstantem und proportionalem Anteil (Misch.)

Die Tests fanden bei vergleichsweise niedrigem $\Delta\text{SAK}_{254,\text{Soll}}$ -Vorgaben (25% und 35%) statt. Zuerst wurde die Messstelle im Ablauf des Filters als Referenzmessstelle verwendet, wobei die Flockung zu diesem Zeitpunkt abgeschaltet war, um einen zusätzlichen Einflussfaktor zu

vermeiden. Anschließend wurde als Referenzsonde die Messsonde im Ablauf der Ozonung verwendet.

5.2.3.2 Standardbetriebsphase

In der Standardbetriebsphase wurde die Pilotanlage mit den optimierten Regelungseinstellungen und der SAK₂₅₄-Messstelle im Ablauf der Ozonung als Referenzmessstelle betrieben. Entsprechend einer niedrigen, mittleren bzw. hohen Ozondosierung wurde der Anlagenbetrieb für drei verschiedene SAK_{254,Soll}-Betriebspunkte (35%, 45% und 65%) untersucht. Bei dem mittleren bzw. hohen SAK_{254,Soll}-Betriebspunkt wurde zudem auch die Auswirkung der Zugabe von Wasserstoffperoxid (H₂O₂) zur verstärkten Produktion von OH· Radikalen (AOP) auf die Spurenstoffelimination überprüft. Die konstante Zugabe von Wasserstoffperoxid erfolgte mit einem Molverhältnis von 0,5 mol H₂O₂/mol O₃ bezüglich des jeweiligen mittleren Ozoneintrags in den Zulauf der Ozonungsanlage. Aufgrund des Ausfalls der Messsonde im Ablauf der Ozonung wurde in den letzten Versuchswochen die SAK₂₅₄-Messsonde im Filterablauf als Referenzmessstelle verwendet (Abbildung 5.8).

	April					Mai				Juni					Juli					August					September		
Kalenderwoche	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38		
ΔSAK _{254,Soll}	45 % nach Ozonung										65 % nach Ozonung					35 % nach Ozonung					35 % nach Filter						
H ₂ O ₂ - Zugabe	Nein	Ja	Nein	Ja	Nein	Ja	Nein	Ja	Nein	Ja	Nein	Ja	Nein	Ja	Nein	Nein											
Durchfluss	Proportional zum Klärwerksablauf								Konstanter Durchfluss = 6 m ³ / h							Proportional zum Klärwerksablauf											

Abbildung 5.8: Anlageneinstellungen während der Standardbetriebsphase (April bis September 2014).

5.2.3.3 Versuchsreihe zur Auswirkung von Nitrit auf die Desinfektionswirkung

Zur Überprüfung der Auswirkung von Nitrit auf die Desinfektionswirkung der Ozonung bei gleichzeitiger Verwendung der ΔSAK₂₅₄-Regelung, wurde eine Versuchsreihe durchgeführt bei der an verschiedenen Tagen künstlich Nitrit in den Zulauf der Ozonung zugegeben wurde (konstanter Durchfluss, Nitrit-Zielkonzentration = 0,75 mg-N/L, siehe auch Skaznik (2014)). Zur Ermittlung der Desinfektionswirkung wurden jeweils sechs korrespondierende Stichproben im Zulauf und Ablauf der Ozonung in Abhängigkeit der HRT entnommen und die Reduzierung von Escherichia Coli (E.Coli) und intestinalen Enterokokken (E.Kokken) ermittelt.

5.2.3.4 CBD-Versuchsreihe zur Abschätzung der notwendigen UV-Dosierung eines nachgeschalteten UV-Systems als Desinfektionsstufe

Zur Einhaltung der Anforderungen an eine „gute Wasserqualität“ gemäß der EU-Badegewässerrichtlinie (EU-Badegewässerrichtlinie 2006) für die Parameter Escherichia Coli (E.Coli) und intestinalen Enterokokken (E.Kokken), ist eine zusätzliche Desinfektionsstufe auf dem Klärwerk wie beispielsweise ein UV-System notwendig. Die dafür notwendige UV-Dosis wird neben der Ausgangskonzentration von E.Coli bzw. E.Kokken auch durch die Transmission sowie die Feststoffkonzentration im Klarlauf beeinflusst. Beiden Verfahrenskombinationen zur Spurenstoffelimination (Ozonung/PAK mit nachgeschalteter Flockungsfiltration) können diese Parameter beeinflussen. Zur Ermittlung der notwendigen UV-Dosis für ein UV-System im Ablauf der beiden Verfahrenskombinationen, wurde in Zusammenarbeit mit der Firma Wedeco (Xylem Water Solutions Deutschland GmbH) eine CBD-Versuchsreihe (CBD = Colimated Beam Device) durchgeführt. Die spezifischen Energieverbräuche für LBX-Systeme wurden mit Hilfe des WEDECO-Berechnungstools auf Basis der PSS (Point-Source-Summation) ermittelt. Neben der Reduzierung von E.Coli und

E.Kokken wurde zusätzlich auch die Reduzierung des Clostridiums „Clostridium perfringens“ untersucht, welches für die Verwertung von gereinigtem Abwasser relevant ist.

Die an den drei Versuchstagen verwendeten Ozon- bzw. PAK-Dosen sind in der nachfolgenden Tabelle aufgeführt:

Tabelle 5.4: Übersicht der Verfahrenskombinationen der CBD-Versuchsreihe (ohne Nachbehandlung, PAK mit Flockungsfiltration sowie Ozonung mit Flockungsfiltration).

	1. Versuchstag	2. Versuchstag	3. Versuchstag
1. Verfahren	- Ablauf Kläranlage	- Ablauf Kläranlage	- Ablauf Kläranlage
2. Verfahren	- Ablauf Kläranlage - ohne PAK - Filter mit FeCl ₃	- Ablauf Kläranlage - PAK mit 50 mg/L - Filter mit FeCl ₃	- Ablauf Kläranlage - PAK mit 25 mg/L - Filter mit FeCl ₃
3. Verfahren	- Ablauf Kläranlage - Ozonung (0,53 mgO ₃ /mg DOC) - Filter mit FeCl ₃	- Ablauf Kläranlage - Ozonung (0,54 mgO ₃ /mg DOC) - Filter mit FeCl ₃	- Ablauf Kläranlage - Ozonung (0,77 mgO ₃ /mg DOC) - Filter mit FeCl ₃

5.3 Ergebnisse der Optimierungsphase

5.3.1 Regelungsparameter und Referenzmessstelle

Die tracerähnlichen Tests zeigten einen deutlichen Unterschied zwischen den beiden Ablaufmessstellen bei den untersuchten Durchflüssen. So dauerte es an der SAK₂₅₄-Messstelle im Ablauf der Ozonung zwischen 25 bis 80 Minuten bis der neue Endzustand nach der Ozondosisänderung erreicht wurde. An der Messstelle im Filterablauf dauerte es aufgrund des zusätzlichen Fließweges etwa doppelt so lange. Die Zeit bis die erste Änderung des SAK₂₅₄ an der jeweiligen Ablaufmessstelle registriert wurde (= Totzeit), betrug für die Messstelle am Filterablauf zwischen 15 und 40 Minuten, wohingegen diese im Ablauf der Ozonung deutlich geringer war (Abbildung 5.9). Die Bestimmung des $\Delta\text{SAK}_{254,\text{ist}}$ nach einer Dosisänderung kann nicht vor der Ablauf der Totzeit erfolgen, da ansonsten keine Änderung des SAK₂₅₄ registriert wird, obwohl sich das ermittelte $\Delta\text{SAK}_{254,\text{ist}}$ noch in die entsprechende Richtung weiterentwickeln wird ($\Delta\text{SAK}_{254,\text{ist}}$ steigt weiter bei einer Dosiserhöhung bzw. sinkt weiter bei einer Dosisreduzierung). Wird zur Bestimmung des $\Delta\text{SAK}_{254,\text{ist}}$ hingegen das Erreichen des Endzustands abgewartet, so kann dies aufgrund der dafür notwendigen Zeit dazu führen, dass die ΔSAK_{254} -Regelung nicht schnell genug auf Änderungen der Wasserqualität reagiert und daher zu träge wird. Damit die ΔSAK_{254} -Regelung frühzeitig auf eine Abweichung vom $\Delta\text{SAK}_{254,\text{soll}}$ -Zielbereich reagieren kann, ist es daher von Vorteil, je häufiger ein Abgleich des erzielten $\Delta\text{SAK}_{254,\text{ist}}$ mit dem $\Delta\text{SAK}_{254,\text{soll}}$ erfolgt. Dies kann beispielsweise dadurch erreicht werden, indem die Bestimmung des $\Delta\text{SAK}_{254,\text{ist}}$ zwischen dem Ende der Totzeit und dem Erreichen des Endzustandes erfolgt und die Weiterentwicklung des $\Delta\text{SAK}_{254,\text{ist}}$ durch Extrapolation berücksichtigt wird.

Im Rahmen der Optimierung der ΔSAK_{254} -Regelung wurde der Parameter V_{System} so gewählt, dass das $\Delta\text{SAK}_{254,\text{ist}}$ zu dem Zeitpunkt bestimmt wurde bei dem 75% des Endzustands erreicht wurden. Die 75% ergaben sich als Kompromiss aus der Genauigkeit der Abschätzung des $\Delta\text{SAK}_{254,\text{ist}}$ im Endzustand (aufgrund der Extrapolation) und der Verkürzung des $\Delta\text{SAK}_{254,\text{ist}}$ -Bestimmungsintervalls. Bei Verwendung der SAK₂₅₄-Messung im Ablauf der Ozonung konnte die Zeit zwischen zwei Bestimmungen des $\Delta\text{SAK}_{254,\text{ist}}$, in Abhängigkeit des Durchflusses, auf eine Zeitspanne zwischen 16 und 45 Minuten verkleinert werden. Dies entspricht einer Reduzierung um annähernd 40%.

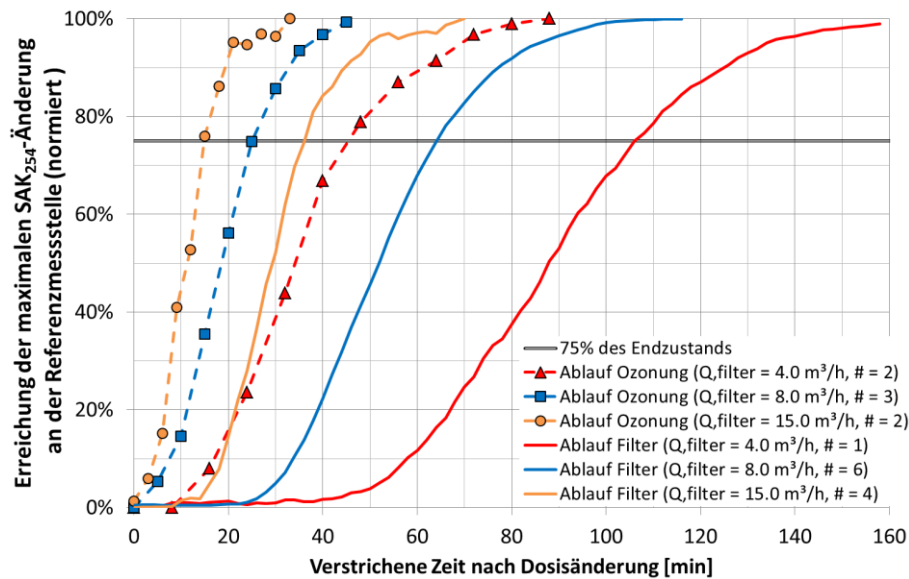


Abbildung 5.9: Zusammenfassung der tracerähnlichen Versuche. Die SAK_{254} -Messungen im Ablauf der Ozonung erfolgten als Stichproben, während im Ablauf des Filters eine Onlinemessung verwendet wurde.

Die Auswertung der verschiedenen Kombinationen der Anpassungsparameter (nur konstant, nur proportional, gemischt), brachten aufgrund der stabilen Wasserqualität des Klarlaufs keine eindeutigen Ergebnisse. Letztlich wurde für den Standardbetrieb ein gemischtes Parameterset verwendet. Zu beachten ist, dass je nach Zielstellung (niedriges, mittleres oder hohes $\Delta SAK_{254, \text{soll}}$) auch unterschiedliche Anpassungsparameter angewendet werden sollten, da sich für den jeweiligen Fall das Basisniveau der Ozondosis unterscheidet. Durch das unterschiedliche Basisniveau fällt bei einer proportionalen Erhöhung der Ozondosis die absolute Dosisänderung unterschiedlich stark aus. Zudem sollte der $\Delta SAK_{254, \text{soll}}$ -Zielbereich nicht zu eng gewählt werden, da dies zu dauerhaften Über- und Unterschreitungen des Zielbereichs und damit einer Oszillation der Ozondosis führt. Wird der Zielbereich jedoch zu groß gewählt, so führt dies auch zu größeren Variationen des $\Delta SAK_{254, \text{Ist}}$ und damit letztlich auch der Spurenstoffelimination. Als Ergebnis der Optimierungsphase wurde der Zielbereich für den Standardbetrieb als eine Abweichung vom $\Delta SAK_{254, \text{soll}}$ um $\pm 0,7$ Prozentpunkte festgelegt.

5.3.2 Vergleich der Online- mit der Labormessung für den Parameter SAK_{254}

Der Vergleich der Online- mit der Labormessung des SAK_{254} zeigt für die Messstellen im Ablauf des Klärwerks und der Ozonung eine annähernd konstante Unterschreitung (Offset) des Online- SAK_{254} um etwa 2 1/m im Vergleich mit der Labormessung. Bei der Onlinemessung im Filterablauf wurde hingegen eine sehr gute Übereinstimmung mit den Labormesswerten ermittelt (Abbildung 5.10). Eine mögliche Ursache für den niedrigeren SAK_{254} mit der Onlinemessung könnte eine zu starke geräteinterne Trübungskompensation der Onlinesonden sein. Bei dieser wird eine zusätzliche photometrische Messung bei 550 nm durchgeführt, um den Einfluss von Trübung und Partikel auf die SAK_{254} -Messung bestmöglich zu reduzieren. Dies würde auch die bessere Übereinstimmung der Onlinemessung im Ablauf des Filters mit dem Labor- SAK_{254} erklären, da durch die Flockungsfiltration die Trübung (< 1 NTU) sowie die Feststoffe (< 1 mg/L) reduziert werden. Da der Offset näherungsweise konstant war, konnte dieser Umstand entsprechend berücksichtigt werden. Der Einfluss von gelöstem Ozon auf die SAK_{254} -Onlinemessung und damit auf die ΔSAK_{254} -

Regelung konnte nicht überprüft werden, da während des gesamten Versuchszeitraums kein gelöstes Ozon ($> 0,1 \text{ mgO}_3/\text{L}$) gemessen wurde.

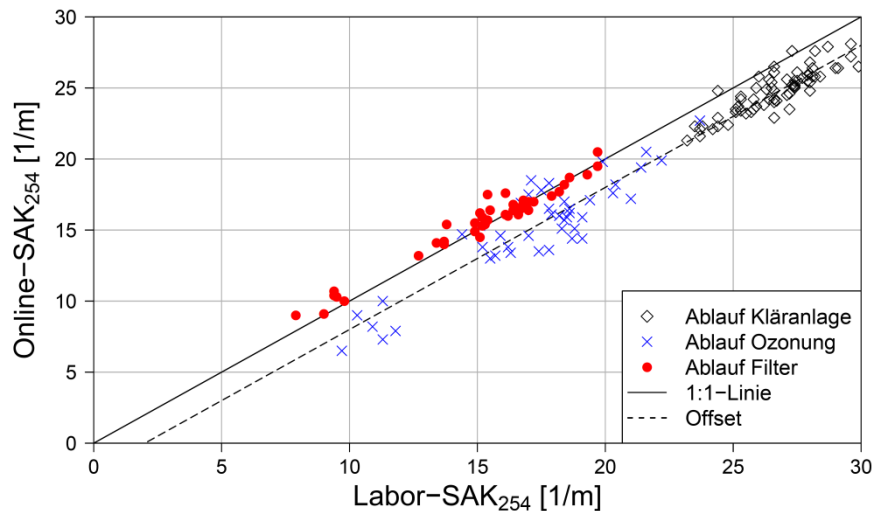


Abbildung 5.10: Vergleich der Online- mit der Labormessung des SAK_{254} mittels Stichproben.

Für den Standardbetrieb wurde die Messstelle im Ablauf der Ozonung aufgrund des deutlich kürzeren Intervalls zwischen den Bestimmungen des $\Delta\text{SAK}_{254,\text{Ist}}$ als Referenzmessung verwendet, da zudem keine Probleme mit gelöstem Ozon erwartet wurden. Falls gelöstes Ozon im Ablauf der Ozonung ein Problem darstellen sollte, so könnte es trotz des längeren Bestimmungsintervalls vorteilhaft sein die SAK_{254} -Messung im Filterablauf als Referenz zu verwenden (kein gelöstes Ozon, weniger manuelle Reinigung, bessere Übereinstimmung mit den Laborwerten). Jedoch muss dann die zusätzliche SAK_{254} -Reduzierung durch die Flockungsfiltration bei der Festlegung des $\Delta\text{SAK}_{254,\text{Soll}}$ -Zielbereichs mitberücksichtigt werden. Bei einer Flockungsmitteldosierung von 2,6 bis $5,3 \text{ mg-Fe/L}$ lag diese zwischen 1 bis 3 $1/\text{m}$.

5.4 Ergebnisse der Standardbetriebsphase

5.4.1 ΔSAK_{254} -Regelung

Während der Standardbetriebsphase konnte die Sollvorgabe mit der optimierten ΔSAK_{254} -Regelung i.d.R. sehr gut eingehalten werden. Eine Ausnahme bildet jedoch die Betriebsphase mit $\Delta\text{SAK}_{254,\text{Soll}} = 65\%$, bei der häufiger eine Unterschreitung der Sollvorgabe zu erkennen ist (Abbildung 5.11). Die Ursache war ein Ausfall eines Sauerstoff-Konzentrators in diesem Zeitraum, so dass nur eine reduzierte Ozonproduktion (-33%) möglich war. In Folge dessen wurde der Durchfluss auf 4 bis $5 \text{ m}^3/\text{h}$ reduziert, um einen ausreichend hohen Ozoneintrag gewährleisten zu können. Diese Durchflussreduzierung führte zu einer Verlängerung des Zeitintervalls zwischen den Bestimmungen des $\Delta\text{SAK}_{254,\text{Ist}}$, was in einer selteneren Anpassung der Ozondosis resultierte (vgl. Abschnitt 5.3.1). Zudem konnte an einigen Tagen nicht die benötigte Ozonmenge geliefert werden, wie das nachfolgende Beispiel illustrieren soll:

Am 25.06.2014 wurden über einen Tag hinweg deutlich erhöhte Nitrit-Konzentrationen von bis zu 2 mg-N/L (2h-Mischproben) gemessen, was sich aufgrund der erhöhten Ozonzehrung in einer Verringerung des Online- ΔSAK_{254} bemerkbar machte (Abbildung 5.12). Der erhöhte Ozonbedarf von etwa $6,8 \text{ mgO}_3/\text{L}$ wurde zwar durch die ΔSAK_{254} -Regelung registriert, konnte jedoch technisch nicht geliefert werden, da die Ozonproduktion bei einem mittleren

Ozoneintrag von 14,9 mgO₃/L bereits am Limit war. In Folge dessen konnte das $\Delta\text{SAK}_{254,\text{Soll}}$ nicht eingehalten werden und es wurde eine geringere Spurenstoffelimination erzielt.

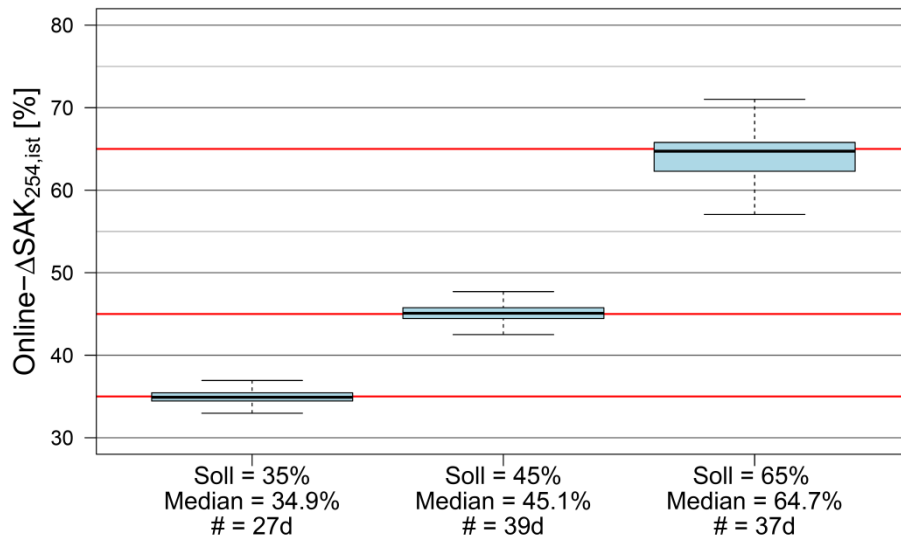


Abbildung 5.11: Erzieltes Online- $\Delta\text{SAK}_{254,\text{ist}}$ für die drei Betriebspunkte ($\Delta\text{SAK}_{254,\text{Soll}}$) für die Betriebsphase mit der SAK_{254} -Messung im Ablauf der Ozonung als Referenz (Antennen = 1,5*IQR, ohne Ausreißer).

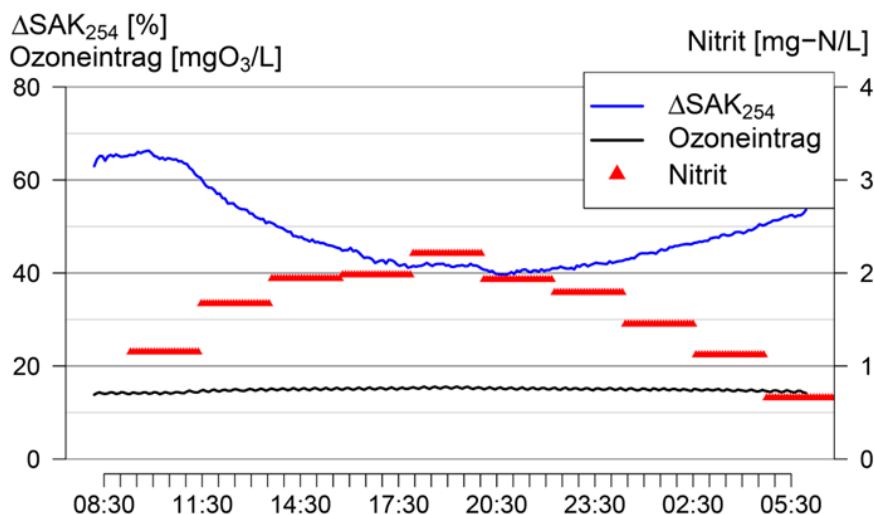


Abbildung 5.12: Verringerung des Online- $\Delta\text{SAK}_{254,\text{ist}}$ bei ansteigenden Nitrit-Konzentrationen im Zulauf der Ozonung (2h-Mischproben). Die zusätzliche Ozonzehnung wurde zwar durch die ΔSAK_{254} -Regelung registriert, konnte jedoch nicht kompensiert werden, da die Ozonproduktion bereits am Limit war.

Dieses Beispiel zeigt, dass die ΔSAK_{254} -Regelung in der Lage ist die durch das Nitrit verursachte zusätzliche Ozonzehnung zu detektieren und zu kompensieren, unter der Voraussetzung dass genügend Ozonproduktionskapazitäten zur Verfügung stehen.

Wie gut die gemessene mit der erwarteten Spurenstoffelimination übereinstimmt, wird beispielhaft anhand der drei Spurenstoffe Iopromid (IOP), Gabapentin (GAB) und Benzotriazol (BTA) gezeigt. Die erwartete Spurenstoffelimination wurde aus der Korrelation mit dem offset-korrigierten $\Delta\text{SAK}_{254,\text{online}}$ berechnet (Abbildung 5.13). Aufgrund der sehr guten Übereinstimmung des $\Delta\text{SAK}_{254,\text{ist}}$ mit der Sollvorgabe (vgl. Abbildung 5.11) wird eine stabile Spurenstoffelimination erwartet, was für den Betriebspunkt mit der höchsten Ozondosierung ($\Delta\text{SAK}_{254,\text{Soll}} = 65\%$) auch der Fall ist. Der niedrigste Eliminationsgrad in diesem

Betriebspunkt wurde an dem Tag gemessen wurde, an dem der durch das Auftreten von Nitrit erforderliche Mehrbedarf an Ozon nicht bereitgestellt werden konnte (vgl. Abbildung 5.12). Für den mittleren Betriebspunkt ($\Delta\text{SAK}_{254,\text{Soll}} = 45\%$) wurde ebenfalls eine, im Rahmen der Genauigkeit der Spurenstoffmessung, stabile Spurenstoffelimination beobachtet, was für den niedrigsten Betriebspunkt ($\Delta\text{SAK}_{254,\text{Soll}} = 35\%$) nicht der Fall war (Eliminationsgrad von Benzotriazol variiert zwischen 26,4% und 65,1%). Die beiden hohen Eliminationsgrade für den niedrigsten Betriebspunkt konnten auf Beläge auf den Messfenstern der Referenzsonde im Ablauf der Ozonung aufgrund einer nicht optimalen Sondenreinigung zurückgeführt werden. Diese Beläge führten dazu, dass mit dieser Sonde ein höherer SAK_{254} gemessen und in Folge dessen ein scheinbar geringeres $\Delta\text{SAK}_{254,\text{Ist}}$ bestimmt wurde. Dieses wurde dann durch die $\Delta\text{SAK}_{254,\text{Ist}}$ -Regelung mit einem höheren Ozoneintrag kompensiert, was zu einer höheren Spurenstoffelimination führte. Je stärker der online gemessene SAK_{254} unerwartet von der Labormessung abweicht (z.B. durch Beläge auf den Messfenstern oder durch andere Störgrößen), umso stärker wird auch die Abweichung von der erzielten zu der erwarteten Spurenstoffelimination sein. Zur Gewährleistung einer stabilen Spurenstoffelimination muss daher zusätzlich zur der automatischen Reinigung der Messsonden auch eine optimale manuelle Reinigung erfolgen.

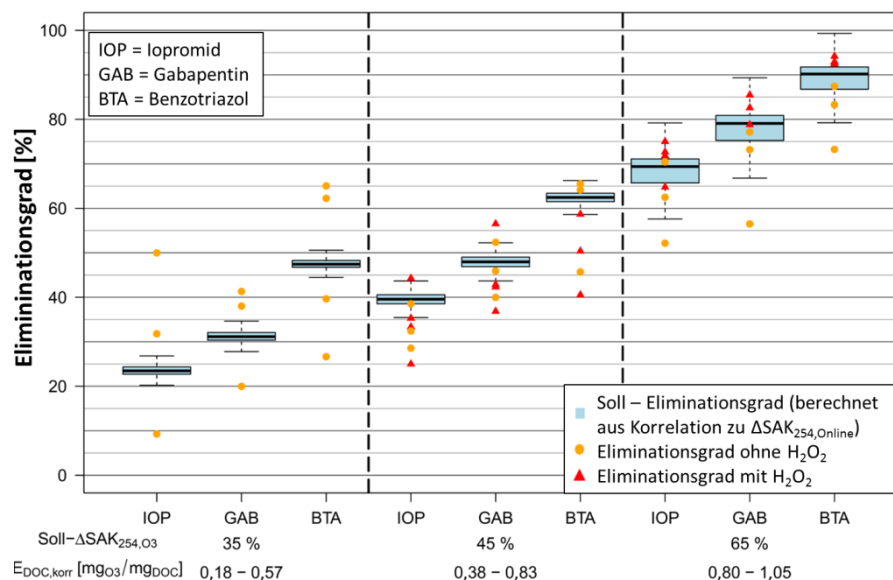


Abbildung 5.13: Vergleich der erzielten mit der aus dem Online- $\Delta\text{SAK}_{254,\text{Ist}}$ berechneten erwarteten Spurenstoffelimination für Iopromid (IOP), Gabapentin (GAB) und Benzotriazol (BTA). Darstellung für die Betriebspunkte mit einem Soll- ΔSAK_{254} von 35%, 45% und 65% (ohne / mit H_2O_2 , 22h-Mischproben, Referenzsonde im Ablauf der Ozonung).

Insgesamt konnte gezeigt werden, dass das ΔSAK_{254} -Regelungskonzept als Option für die Regelung einer Ozonung zur Spurenstoffelimination erfolgreich in die Praxis umgesetzt werden konnte. Der Online- SAK_{254} konnte im Praxisbetrieb einfach und ohne eine zusätzliche Probenaufbereitung gemessen werden, wobei jedoch ein Offset zwischen der Online- und der Labormessung festgestellt wurde, welcher aber im Betrieb berücksichtigt werden konnte. Eine regelmäßige manuelle Reinigung der Sonden war jedoch unerlässlich. Mit der entwickelten und für den Standort optimierten einfachen Regelungsstrategie konnte das vorgegebene $\Delta\text{SAK}_{254,\text{Soll}}$ i.d.R. sehr gut eingehalten werden. Die Regelungsstrategie weist jedoch weiterhin Optimierungspotential auf (z.B. schnelleres Reagieren auf Veränderungen des ΔSAK_{254} durch Verwendung von prädiktiven Regelungsstrategien). Eine durch Nitrit verursachte zusätzliche Ozonzehrung, welche ohne eine entsprechende Anpassung der Ozondosierung zu einer verringerten Spurenstoffelimination führen würde, kann mit der

ΔSAK_{254} -Regelung erkannt werden; eine zusätzliche Onlinemessung von Nitrit wird dazu nicht benötigt.

5.4.2 Spurenstoffelimination

Die Spurenstoffelimination durch die Kombination aus Ozonung und Flockungsfiltration wurde für einen niedrigen, mittleren und hohen spezifischen Ozoneintragsbereich ($E_{\text{DOC,korr}}$) ausgewertet, wobei zwischen einem konservativen bzw. optimistischen Eliminationsgrad unterschieden wurde. Bei dem konservativen Eliminationsgrad wurden alle Messwerte im Filterablauf $< \text{BG}$ der BG gleichgesetzt, wohingegen für die Berechnung des optimistischen Eliminationsgrads alle Messwerte im Filterablauf $< \text{BG}$ als 0 bewertet wurden. Diese Unterscheidung betrifft vorrangig Spurenstoffe deren Konzentrationen im Ablauf des Klärwerks nahe der Bestimmungsgrenze (BG) gemessen wurden. Beispielsweise ergibt sich für Sulfamethoxazol (Mittlere Konzentration im Klärwerksablauf = $0,3 \mu\text{g/L}$, BG = $0,1 \mu\text{g/L}$) bei einem spezifischen Ozoneintrag von $> 0,8 \text{ mgO}_3/\text{mgDOC}$ ein konservativer Eliminationsgrad von 67% bzw. ein optimistischen Eliminationsgrad von 100% (Abbildung 5.14). Der Eliminationsgrad von Mecoprop wurde nicht dargestellt, da nur 3 von 20 Proben im Klärwerksablauf $> \text{BG}$ waren (Mittelwert = $0,21 \mu\text{g/L}$, BG = $0,1 \mu\text{g/L}$), wovon im Filterablauf nur in einer Probe Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze gemessen wurden.

Die die mit der Verfahrenskombination erzielbare Spurenstoffelimination ist stoffspezifisch und wird maßgeblich durch die Reaktionskonstante des Einzelstoffes mit Ozon (K_{O_3}) bzw. den $\text{OH}\cdot$ Radikalen ($K_{\text{OH}\cdot}$) sowie dem verwendeten spezifischen Ozoneintrag festgelegt. Spurenstoffe wie Carbamazepin, Diclofenac oder Sulfamethoxazol, die sehr schnell mit Ozon reagieren ($K_{\text{O}_3} > 10^5 \text{ M}^{-1} \text{ s}^{-1}$), wurden bereits mit einem niedrigen Ozoneintrag ($E_{\text{DOC,korr}} = 0,35 \text{ mg O}_3/\text{mg DOC}$) zu über 80% eliminiert. Für Spurenstoffe mit einer mittleren Reaktivität mit Ozon wie beispielsweise Bezafibrat oder Benzotriazol wurden mit einem mittleren spez. Ozoneintrag von $0,57 \text{ mg O}_3/\text{mg DOC}$ Eliminationsgrade zwischen 65% und 73% erzielt. Ein Eliminationsgrad dieser Spurenstoffe von mehr als 80% war nur mit hohen spez. Ozoneinträgen ($E_{\text{DOC,korr}} = 0,94 \text{ mg O}_3/\text{mg DOC}$) möglich. Die Ergebnisse stimmen insgesamt gut mit denen aus anderen Studien überein (u.a. Abegglen et al. (2009), Bahr et al. (2007a), Jekel et al. (2016)).

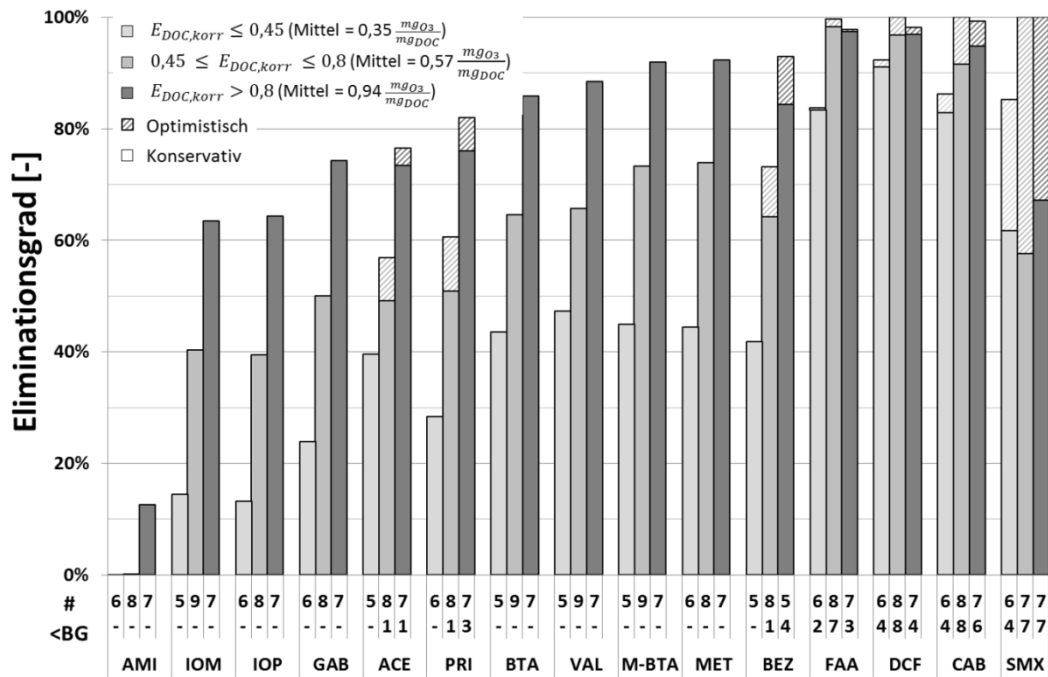


Abbildung 5.14: Mittlere Spurenstoffelimination durch Ozonung und Flockungsfiltration bezogen auf Ablauf Klärwerk. Bei Spurenstoffkonzentrationen im Ablauf des Filters < BG wird in konservativen (< BG wird BG gleichgesetzt) und optimistischen (< BG wird 0 gleichgesetzt) Eliminationsgrad unterschieden.

Die Zugabe von Wasserstoffperoxid (H_2O_2) zur verstärkten Bildung von $OH\cdot$ Radikalen führte nicht zu einer merklichen Verbesserung der Spurenstoffelimination. Höhere Eliminationsgrade (z.B. bei $\Delta SAK_{254,Soll} = 65\%$ in Abbildung 5.13) gingen meist mit einem entsprechend höheren spezifischen Ozoneintrag einher. Eine mögliche Ursache dafür könnte nicht abreagiertes H_2O_2 im Ablauf der Ozonung sein, welches dort zu einem höheren Online- SAK_{254} führt, was durch die ΔSAK_{254} -Regelung mit einem höheren Ozoneintrag kompensiert wird (analog einem Belag auf den Messfenstern, vgl. Abschnitt 5.4.1).

5.4.3 Desinfektion

Die Desinfektionswirkung von Ozonung und nachgeschalteter Flockungsfiltration wird nachfolgend anhand der Parameter Escherichia Coli (E.Coli) und intestinalen Enterokokken (E.Kokken) beschrieben. Als Orientierung wurden die Anforderungen an eine „gute Badegewässerqualität“ gemäß der EU Badegewässerrichtlinie herangezogen (E.Coli = 1000 MPN/100 ml, E.Kokken = 400 MPN/100 ml, (EU-Badegewässerrichtlinie 2006)), wobei aufgrund des eingeschränkten Probenumfangs jedoch nur tendenzielle und keine statistischen Aussagen möglich sind.

Durch eine alleinige Ozonung mit einem spez. Ozoneintrag von $< 0,45 \text{ mgO}_3/\text{mg DOC}$ konnten die Zielwerte sowohl für E.Kokken als auch für E.Coli nicht durchgängig eingehalten werden. Die nachgeschaltete Flockungsfiltration führte zu einer zusätzlichen Reduzierung von E.Coli und E.Kokken um bis zu einer log-Stufe, so dass mit 4 der 5 Messungen der Zielwert eingehalten werden konnte. Mit einem mittleren ($0,45 - 0,8 \text{ mg O}_3/\text{mg DOC}$) bzw. hohen spezifischen Ozoneintrag ($> 0,8 \text{ mg O}_3/\text{mg DOC}$) konnten die Zielwerte sowohl im Ablauf der Ozonung als auch im Ablauf des Filters für E.Coli und E.Kokken eingehalten werden (Abbildung 5.15). Die mittlere Reduzierung bei $E_{DOC,korr} > 0,45 \text{ mg O}_3/\text{mg DOC}$ betrug

für die Verfahrenskombination etwa 3 log-Stufen für E.Coli bzw. 2,3 log-Stufen für E.Kokken und stimmen mit den Erfahrungen aus dem ASKURIS-Projekt überein (Jekel et al. 2016).

Die Ergebnisse der Versuchsreihe zur Auswirkung einer plötzlichen Erhöhung des Ozonbedarfs auf die Desinfektionswirkung (siehe Abschnitt 5.2.3.3) zeigen, dass die dadurch verursachte zusätzliche Ozonzehrung die Desinfektionswirkung negativ beeinflusst. Am ersten Versuchstag wurde der nitritkorrigierte Ozoneintrag (E_{korrt}) durch die Nitritzugabe von 6,6 mgO₃/L (Start) auf 4,5 mgO₃/L (ersten Probenahme nach Nitritzugabe) reduziert. In Folge dessen sinkt sowohl das $\Delta\text{SAK}_{254,\text{Labor}}$ als auch die Desinfektionswirkung, so dass der Zielwert für E.Coli nicht mehr eingehalten wurde. Diese Abweichung vom ΔSAK_{254} -Sollbereich wurde von der ΔSAK_{254} -Regelung registriert und die Ozondosis entsprechend erhöht, so dass das letztlich das Desinfektionsziel wieder eingehalten wurde (Abbildung 5.16, links). Am zweiten Versuchstag wurde der Zielwert für E.Coli bereits vor der Nitritzugabe aufgrund des niedrigeren Ozoneintrags verfehlt und das Desinfektionsziel nur für die letzte Probenahme erreicht (Abbildung 5.16, rechts).

Die ΔSAK_{254} -Regelung könnte daher auch für eine Klarlaufdesinfektion mittels Ozon eingesetzt werden (ein entsprechend hohes $\Delta\text{SAK}_{254,\text{Soll}}$ vorausgesetzt), um eine plötzliche durch Nitrit verursachte zusätzliche Ozonzehrung detektieren und kompensieren zu können. Jedoch benötigte die für eine Spurenstoffentfernung optimierte ΔSAK_{254} -Regelung zu lange (5 bis 7 Stunden bei $Q_{\text{Ozonung}} = 8 \text{ m}^3/\text{h}$) um wieder das Start- ΔSAK_{254} und damit die ursprüngliche Desinfektionswirkung zu erreichen.

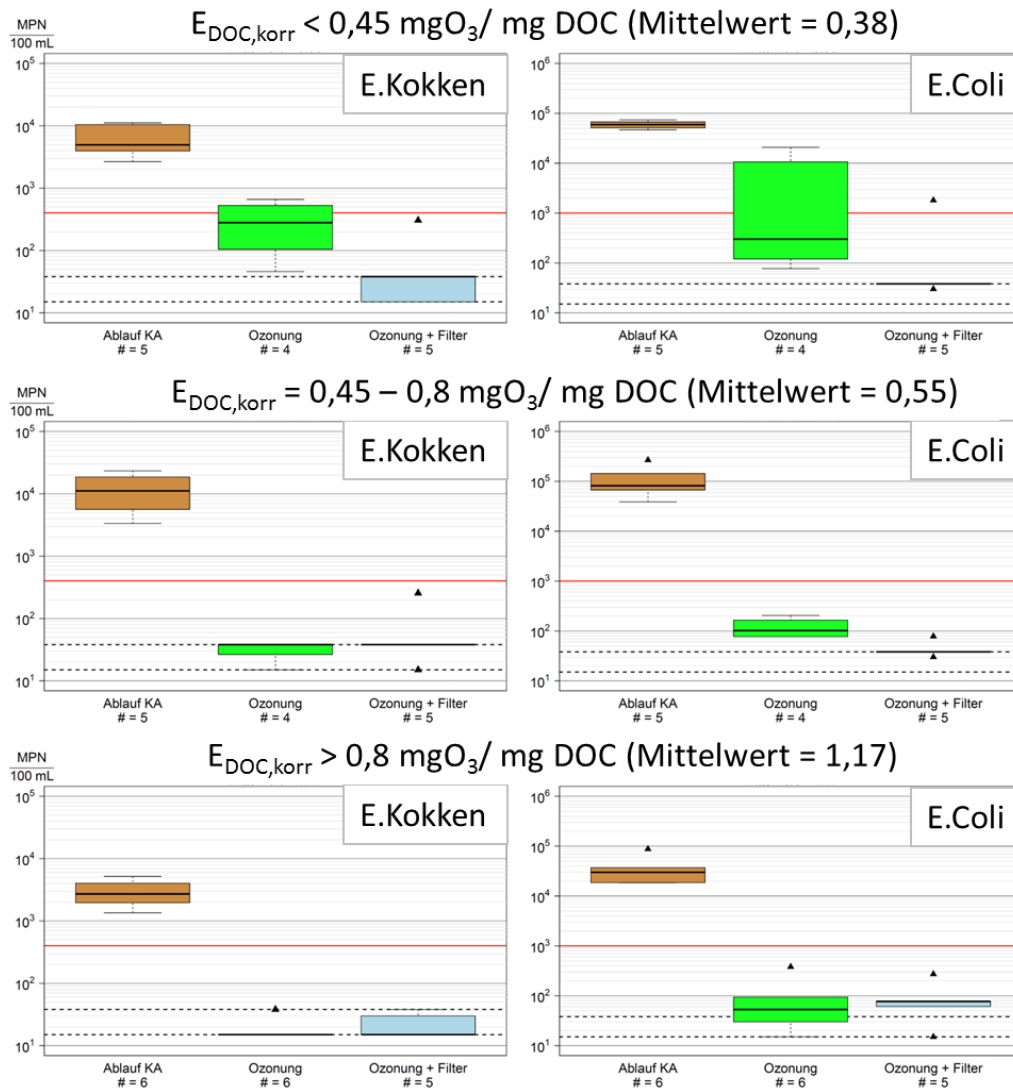


Abbildung 5.15: Messwerte für Escherichia Coli (E.Coli) und intestinalen Enterokokken (E.Kokken) an den drei Probenahmestellen für verschiedene spez. Ozoneinträge. Zusätzlich sind die Anforderungen an eine „gute Badegewässerqualität“ gemäß der EU Badegewässerrichtlinie (rote Linie) sowie die Bestimmungsgrenzen (gepunktete Linien) dargestellt.

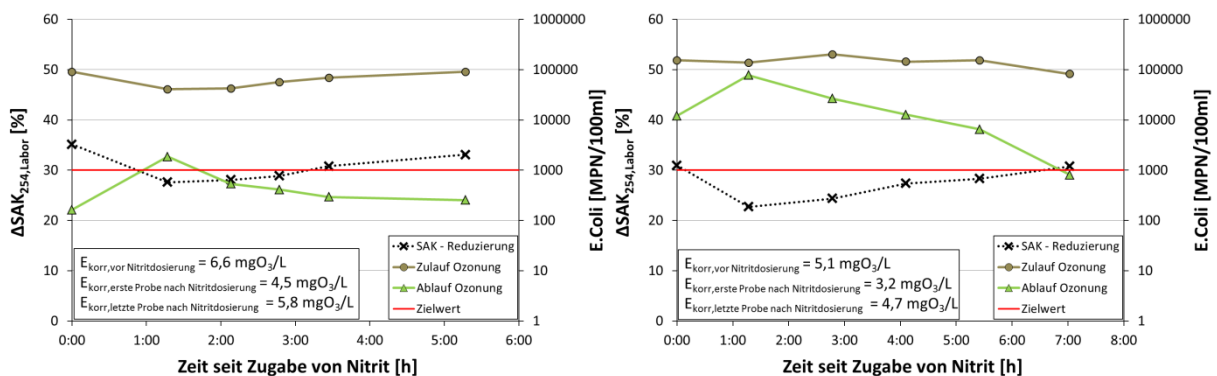


Abbildung 5.16: Ergebnisse der Versuchsreihe zur Auswirkung einer künstlichen Nitritzugabe (Zielwert = 0,75 mg-N/L, $Q_{O_3} = 8 \text{ m}^3/\text{h}$) auf die Desinfektionswirkung der Ozonung für E.Coli. Startbedingungen der ΔSAK_{254} -Regelung entsprechen einem $\Delta\text{SAK}_{254,Labor,Tag1} = 35\%$ (links) bzw. $\Delta\text{SAK}_{254,Labor,Tag2} = 31\%$.

Die zusammengefassten Ergebnisse der drei Versuchstage zur UV-Desinfektion im Labormaßstab zeigen, dass E.Coli (Kläranlagenablauf $\approx 4,6 \cdot 10^4$ KBE /100 ml) durch die Ozonung um mindestens 2,5 log-Stufen reduziert werden kann, so dass die im Ablauf des Filters gemessenen Werte an den Versuchstagen sicher unter den Grenzwerten der EU-Badegewässerrichtlinie lagen. Durch die Verfahrenskombination Flockungsfiltration (ohne / mit PAK) wurde nur eine Reduzierung um eine log-Stufe erzielt, so dass zur Einhaltung des Grenzwerts eine zusätzliche UV-Behandlung (mittels CBD) mit einer Dosis > 50 J/m² notwendig war (Abbildung 5.17, links). Für die intestinale Enterokokken (Kläranlagenablauf $\approx 4,3 \cdot 10^3$ KBE /100 ml) wurde der Zielwert mit beiden Verfahrenskombinationen eingehalten, so dass für diesen Parameter keine zusätzliche Behandlung mit UV notwendig war (siehe Abbildung 9.3 im Anhang). Eine direkte Behandlung des Klarlaufs mit UV zeigte nur eine geringe Reduzierung des Clostridiums „Clostridium perfringens“ im untersuchten Dosisbereich. Mit der Verfahrenskombination Ozonung und Flockungsfiltration wurden bereits ohne UV-Behandlung Werte < 10 KBE /100 ml erzielt. Die Flockungsfiltration (mit / ohne PAK) führte zu einer Reduzierung von etwa einer log-Stufe, wobei mit der UV-Nachbehandlung (mittels CBD) eine weitestgehend logarithmische Reduzierung mit zunehmender UV-Dosis erzielt wurde (notwendige UV-Dosis für < 10 KBE /100 ml betrug > 150 J/m², Abbildung 5.17, rechts). Da die Konzentration der beiden bakteriellen Indikatoren bereits im Klarlauf verhältnismäßig niedrig lagen, kann aus den im Labor erzielten Ergebnissen nicht direkt auf die notwendige UV-Dosis für eine großtechnische Anlage geschlossen werden.

Durch eine Flockungsfiltration in Kombination mit Pulveraktivkohle (PAK) oder Ozon wird eine deutliche Verbesserung der Transmission bzw. der Feststoffkonzentration erreicht (siehe Tabelle 9.2 im Anhang), was dazu führt, dass kleinere UV-Systeme zur Desinfektion des Klarlaufs eingesetzt werden können. Ausgehend von den mit den CBD-Versuchen ermittelten UV-Dosen wurden die für eine großtechnische Auslegung einer UV-Desinfektion notwendigen UV-Dosen unter Berücksichtigung verschiedener Parameter (u.a. Transmission, Feststoffgehalt) für verschiedene Verfahrenskombinationen im Rahmen der Verfahrensbewertung ermittelt.

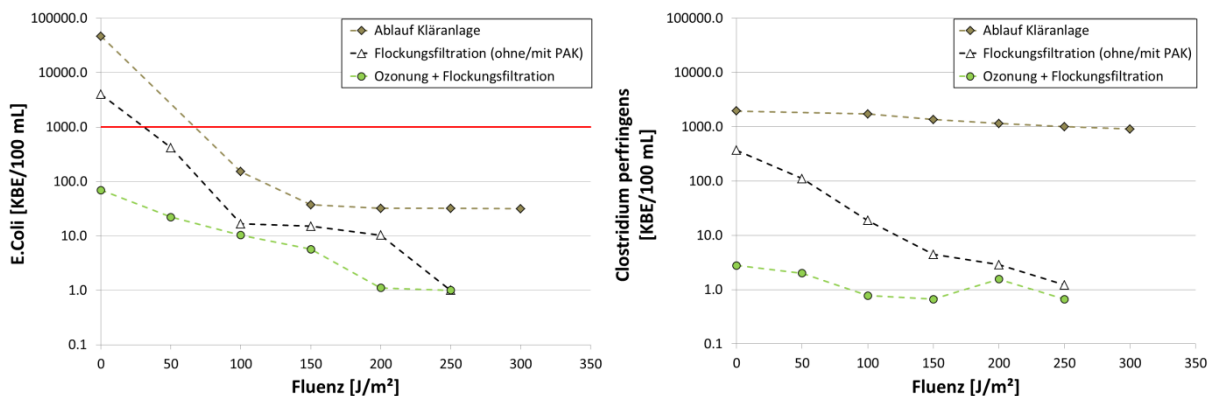


Abbildung 5.17: Zusammengefasste Ergebnisse der Bestrahlungsversuche mittels CBD für die Parameter Escherichia Coli (E.Coli, links) und Clostridium perfringens (rechts). Die rote Linie entspricht den Anforderungen an eine „gute Badegewässerqualität“ nach der EU Badegewässerrichtlinie.

5.4.4 Phosphor

Der Zielwert der Phosphorentfernung von $< 100 \mu\text{g-P/L}$ konnte mit einer Flockungsmitteldosis von $> 3,5 \text{ mg-Fe/L}$ durchgängig eingehalten werden. Eine negative Beeinträchtigung der Flockungsfiltration durch die Ozonung wurde nicht beobachtet, konnte jedoch aufgrund einer fehlerhaften Einstellung der Flockungsmitteldosierung nicht im Detail untersucht werden. Aufgrund dieser fehlerhaften Einstellung kam es zudem teilweise zu Überschreitungen des Zielwerts aufgrund einer zu geringen Flockungsmitteldosierung. Nach Behebung des Fehlers konnte der Zielwert durchgängig eingehalten werden (Abbildung 5.18). Die Ergebnisse aus dem Projekt ASKURIS (Ozonung + Flockungsfiltration, konstante FeCl_3 -Dosis von 3 mg-Fe/L) zeigten ebenfalls keinen negativen Einfluss der Ozonung auf die Flockungsfiltration (Jekel et al. 2016).

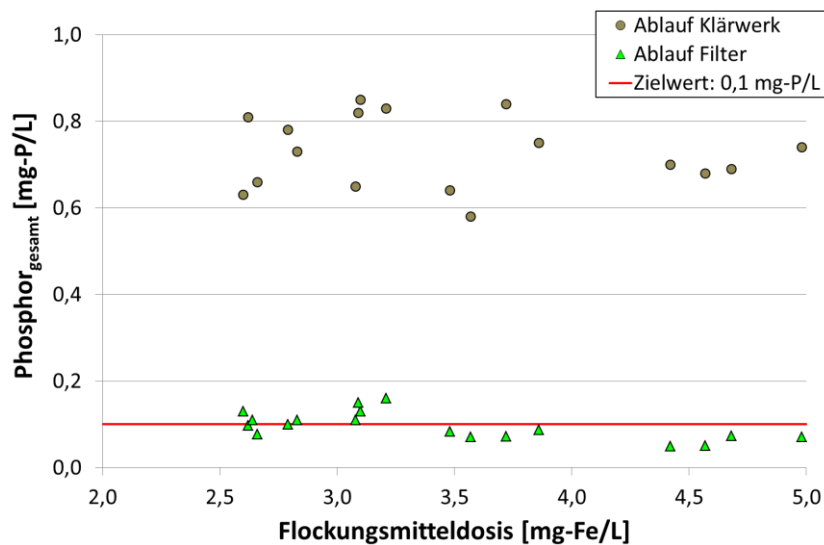


Abbildung 5.18: Konzentrationen von Phosphor_{gesamt} im Klärwerks- und Filterablauf (22h – Mischproben).

5.4.5 Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)

Die erzielte DOC-Entfernung durch Ozonung und Flockungsfiltration lag bei einem mittleren DOC im Ablauf des Klärwerks von $12,9 \text{ mg/L}$, je nach Betriebspunkt, zwischen 10% und 35%. Mit dem niedrigsten Ozoneintrag ($\Delta\text{SAK}_{254,\text{Soll}} = 35\%$) wurde der DOC im Mittel um 14% reduziert. Für den Betriebspunkt $\Delta\text{SAK}_{254,\text{Soll}} = 45\%$ betrug die mittlere DOC-Entfernung 22% bzw. 25% für $\Delta\text{SAK}_{254,\text{Soll}} = 65\%$. Innerhalb der jeweiligen Betriebspunkte wurden jedoch erhebliche Schwankungen in der DOC-Entfernung festgestellt (Abbildung 5.19). Für den Betriebspunkt $\Delta\text{SAK}_{254,\text{Soll}} = 65\%$ variierte diese zwischen 16% und 35%, wobei mögliche Ursachen verschiedene spez. Ozoneinträge ($0,8 - 1,05 \text{ mg O}_3/\text{mg DOC}$) oder Flockungsmitteldosen ($2,6 - 3,1 \text{ mg Fe/L}$) sein könnten.

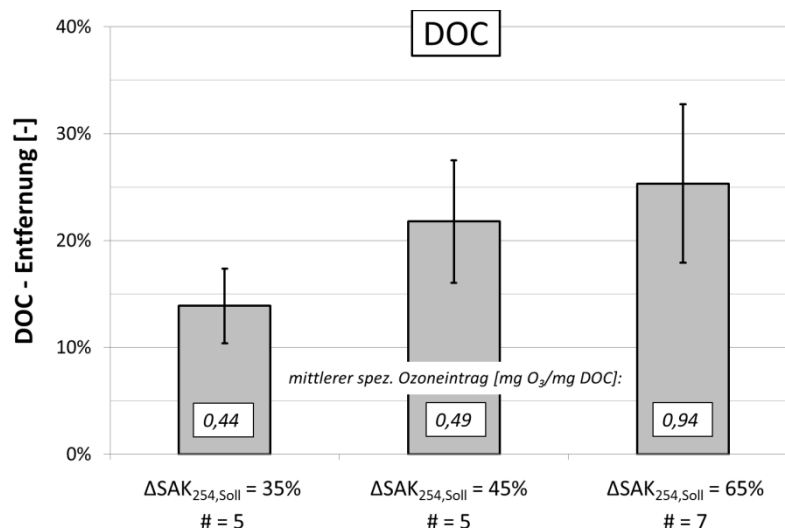


Abbildung 5.19: DOC – Entfernung durch Ozonung und Flockungsfiltration für die drei untersuchten ΔSAK₂₅₄ – Betriebspunkte (22-h Mischproben, mit und ohne Zugabe von H₂O₂).

5.4.6 Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)

Der gesamt-CSB (Mittelwert Klärwerksablauf = 36 mg/L) konnte durch die alleinige Ozonung um 7% bis 24% reduziert werden, wohingegen die Entfernung des gelösten CSB-Anteils (Mittelwert Klärwerksablauf = 32 mg/L) zwischen 2% bis 24% variierte. Im nachgeschalteten Flockungsfilter erfolgt durch eine Kombination aus biologischem Abbau, Feststoffrückhalt sowie durch die Flockung eine zusätzliche CSB-Reduzierung. Mit der Verfahrenskombination wurde eine Reduzierung des gesamt-CSB zwischen 18% und 39% erzielt (Reduzierung von CSB_{gelöst} zwischen 15% und 36%). Wie bei der DOC-Entfernung können Schwankungen innerhalb eines Betriebspunktes u.a. durch variierende Ozon- bzw. Flockungsmitteldosen entstehen. Insgesamt wurde im Ablauf der Ozonung eine mittlere Konzentration von CSB_{gesamt} von etwa 30 mg/L erzielt, die durch die Flockungsfiltration auf 25 mg/L verringert wurde.

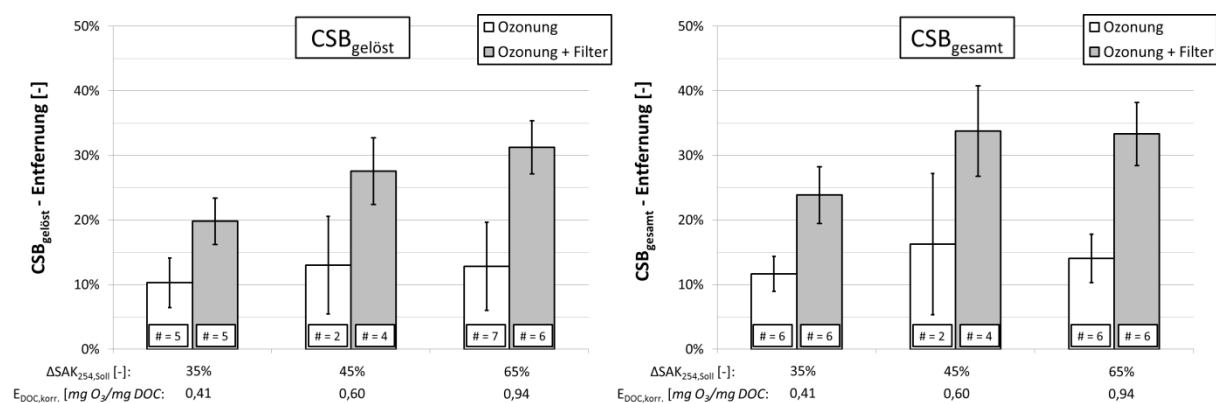


Abbildung 5.20: Entfernung von CSB (links CSB_{gelöst}, rechts CSB_{gesamt}) durch Ozonung und Flockungsfiltration für die drei untersuchten ΔSAK₂₅₄ – Betriebspunkte (22-h Mischproben, mit und ohne Zugabe von H₂O₂).

5.4.7 Nitrit

Nitrit wird durch die Ozonung zu Nitrat oxidiert und zehrt dabei stöchiometrisch 3,41 mg O₃/ mg-N. Aufgrund der schnellen Reaktion mit Ozon ($K_{O_3} = 3,7 \cdot 10^5 \text{ M}^{-1} \text{ s}^{-1}$, siehe Tabelle 5.1) kommt es bei einem ausreichend hohen Ozoneintrag zu einer vollständigen Umsetzung

des Nitrits in der Ozonungsstufe. Jedoch ist zu berücksichtigen, dass im nachgeschalteten Flockungsfilter wieder Nitrit gebildet werden kann, beispielsweise durch eine unvollständige Nitrifizierung von Ammonium. Durch eine Ozonung mit nachgeschalteter Filtrationsstufe wird daher nicht zwangsläufig ein Eintrag von Nitrit in den Vorfluter verhindert (Abbildung 5.21).

5.4.8 Bromatbildung

Obwohl es keine Vorgaben über die zur Einleitung von Bromat in Oberflächengewässer gibt, sollte im Sinne des vorsorgenden Trinkwasserschutzes (Trinkwassergrenzwert = 10 µg/L (TrinkwV)) versucht werden, die Bromatbildung durch die Ozonung zu minimieren (Bahr et al. 2007a). Die während des Standardbetriebs im Ablauf des Flockungsfilters gemessenen Bromat-Konzentration waren in allen gemessenen Mischproben < 10 µg/L (Höchstwert = 6,5 µg/L, siehe Abbildung 5.22). Ab einem spezifischen Ozoneintrag von > 0,8 mg O₃/mg DOC steigt die Bromatbildung jedoch deutlich an.

Im Vergleich zu anderen Studien aus Berlin wurde eine ähnliche Bromatbildung (Jekel et al. 2016) bzw. eine etwas geringere Bromatbildung gegenüber (Bahr et al. (2007a)) ermittelt, wobei bei der letztgenannten Studie mit einer spezifischen Ozonzehrung von 0,8 – 1,1 mg O₃/mg DOC Bromat-Konzentrationen von 11 µg/L bis 27 µg/L ermittelt wurden.

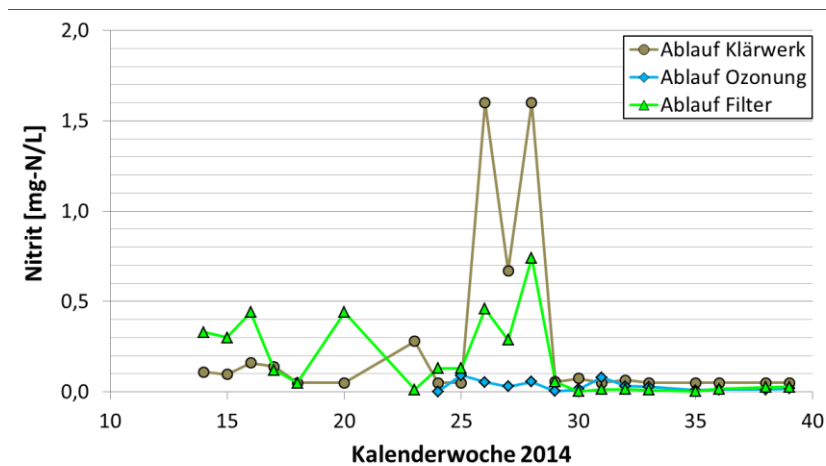


Abbildung 5.21: Gemessene Nitrit-Konzentration im Ablauf des Klärwerks, der Ozonung sowie des Flockungsfilters (22h-Mischprobe).

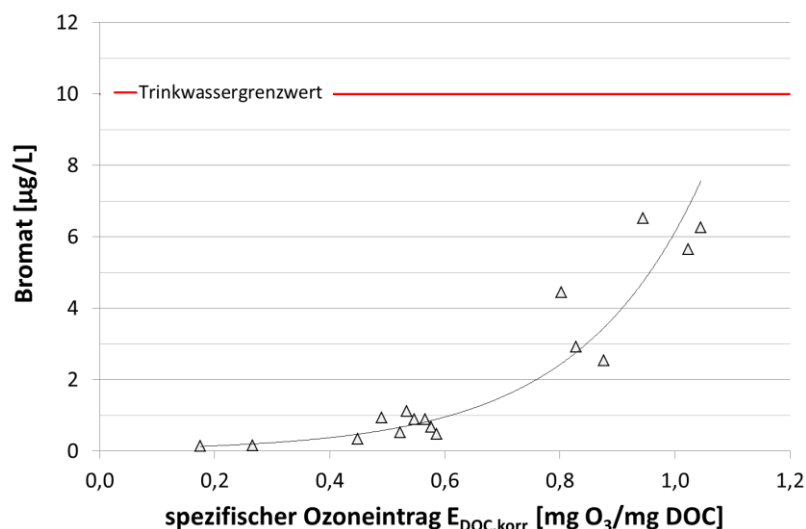


Abbildung 5.22: Gemessene Bromat-Konzentration im Ablauf des Flockungsfilters (22h-Mischproben).

5.5 Zusammenfassung

- **Δ SAK₂₅₄-Regelung**

Es konnte gezeigt werden, dass das Δ SAK₂₅₄-Regelungskonzept als Option für die Regelung einer Ozonungsanlage zur Spurenstoffelimination für die Praxis geeignet ist. Mit der entwickelten und für den Standort optimierten Regelungsstrategie konnte das vorgegebene Δ SAK_{254,Soll} i.d.R. sehr gut eingehalten werden. Änderungen des Ozonbedarfs durch beispielsweise variable Konzentrationen von DOC oder Nitrit wurden erkannt und durch eine Anpassung der Ozondosis kompensiert; eine zusätzliche Messung von Nitrit war nicht notwendig.

Die Regelungsstrategie weist jedoch noch Optimierungspotential auf, wie ein schnelleres Reagieren auf eine Veränderung des Δ SAK₂₅₄, was beispielsweise durch die Verwendung von prädiktiven Regelungsstrategien geschehen könnte. Im Praxisbetrieb konnte der SAK₂₅₄ einfach und ohne eine zusätzliche Probenaufbereitung online gemessen werden. Dabei wurde ein Offset zwischen der Online- und der Labormessung festgestellt, welcher aber im Betrieb berücksichtigt werden konnte. Eine regelmäßige manuelle Reinigung der Sonden ist unerlässlich, um eine stabile Spurenstoffelimination einhalten zu können.

- **Desinfektion**

Die Desinfektionswirkung von Ozonung und nachgeschalteter Flockungsfiltration wurde anhand der Parameter Escherichia Coli (E.Coli) und intestinalen Enterokokken (E.Kokken) untersucht und mit den Anforderungen an eine „gute Badegewässerqualität“ gemäß der EU-Badegewässerrichtlinie verglichen. Mit einem spezifischen Ozoneintrag $> 0,45$ mg O₃/mg DOC konnten diese Anforderungen an den untersuchten Tagen mit der Verfahrenskombination eingehalten werden, jedoch sind aufgrund des eingeschränkten Probenumfangs keine statistischen Aussagen möglich. Mit einer Versuchsreihe konnte gezeigt werden, dass die Δ SAK₂₅₄-Regelung auch für eine Klarlaufdesinfektion mittels Ozon eingesetzt werden kann, um z.B. einer Beeinträchtigung der Desinfektionswirkung durch Nitrit aufgrund der zusätzlichen Ozonzehrung zu begegnen. Jedoch benötigte die Regelung noch zu lange, um auf die plötzliche Änderung der Wasserqualität zu reagieren (5 bis 7 Stunden bei $Q_{\text{Ozonung}} = 8$ m³/h).

- **Flockungsfiltration**

Mit einer Flockungsmitteldosis von $> 3,5$ mg-Fe/L konnte der Phosphor-Zielwert von 0,1 mg-P/L durchgängig eingehalten werden. Eine negative Beeinträchtigung der Flockungsfiltration durch die Ozonung wurde nicht beobachtet. Überschreitungen des Phosphor-Zielwertes im Filterablauf $> 0,1$ mg-P/L konnten auf eine zu geringe Flockungsmitteldosis aufgrund einer fehlerhaften Einstellung der Flockungsmitteldosierung zurückgeführt werden.

- **CSB**

Durch die Verfahrenskombination konnte der gesamt-CSB in Abhängigkeit des Ozoneintrags um 18% bis 39% reduziert werden. Der gesamt-CSB im Klärwerksablauf konnte durch die alleinige Ozonung im Mittel von 36 mg/L auf 30 mg/L verringert werden. Mit der Kombination aus Ozonung und Flockungsfiltration konnte eine mittlere Ablaufkonzentration von 25 mg/L erzielt werden.

- **Spurenstoffelimination / Bromat**

Die mit der Verfahrenskombination erzielbare Spurenstoffelimination ist stoffspezifisch und wird maßgeblich von dessen Reaktionskonstante mit Ozon (K_{O_3}) bzw. den $OH\cdot$ Radikalen (K_{OH}) und dem eingesetzten spezifischen Ozoneintrag beeinflusst. Spurenstoffe wie Carbamazepin, Diclofenac oder Sulfamethoxazol, die sehr schnell mit Ozon reagieren ($K_{O_3} > 10^5 M^{-1} s^{-1}$), wurden bereits mit einem niedrigen Ozoneintrag ($E_{DOC,korr} = 0,35 \text{ mg } O_3/\text{mg DOC}$) zu über 80% eliminiert. Für Spurenstoffe mit einer mittleren Reaktivität mit Ozon wie beispielsweise Bezafibrat oder Benzotriazol wurden mit einem mittleren spez. Ozoneintrag von $0,57 \text{ mg } O_3/\text{mg DOC}$ Eliminationsgrade zwischen 65% und 73% erzielt. Ein Eliminationsgrad dieser Spurenstoffe von mehr als 80% war nur mit hohen spez. Ozoneinträgen ($E_{DOC,korr} = 0,94 \text{ mg } O_3/\text{mg DOC}$) möglich. Die gemessenen Bromat-Konzentration im Filterablauf waren dabei stets $< 10 \mu\text{g/L}$.

6 Verfahrensvergleich: Spurenstoffentfernung

Für eine vergleichende Bewertung der Spurenstoffentfernung mittels Adsorption an Aktivkohle und Oxidation mit Ozon wurden zunächst Laborversuche mit identischem Ausgangswasser durchgeführt. Die Tests erfolgten in Schüttelversuchen bis zur Einstellung des Adsorptionsgleichgewichts nach 48 h und in Ozonungsversuchen mit einem Laborozongenerator. Die Entfernungen ausgewählter Spurenstoffe aus dem Ablauf der Kläranlage Münchehofe in Abhängigkeit der eingesetzten Pulveraktivkohledosis bzw. der tatsächlich gezehrten Ozondosis sind in Abbildung 6.1 dargestellt. Unter Zugabe von Pulveraktivkohle wurden bei der häufig verwendeten Dosiermenge von 20 mg/L die Stoffe Carbamazepin, Diclofenac und Bezafibrat nach 48 h Kontaktzeit weitgehend entfernt. Die Stoffe Sulfamethoxazol, Benzotriazol, Iomeprol und Primidon konnten mit höheren Dosierungen von 40-50 mg/L zu mindestens 90 % entfernt werden. Nach einer Kontaktzeit von 30 min, die in etwa der Aufenthaltszeit in einem großtechnischen Kontaktbecken entspricht, wird von den untersuchten Stoffen lediglich Carbamazepin mit 20 mg/L PAK zu mehr als 60 % entfernt.

Die Ozonungsversuche zeigen, dass gut oxidierbare Stoffe wie Carbamazepin, Diclofenac und Sulfamethoxazol bereits bei Ozondosen von 6,7 mg/l (entspricht 0,47 mg Ozon / mg DOC) bis unter die Bestimmungsgrenze oxidiert werden. Bei den oftmals angestrebten spezifischen Ozonverbräuchen von 0,5-0,7 mg O₃/mg DOC (entspricht 7-10 mg/l O₃) wird von den betrachteten Stoffen lediglich Iomeprol zu weniger als 50% oxidiert.

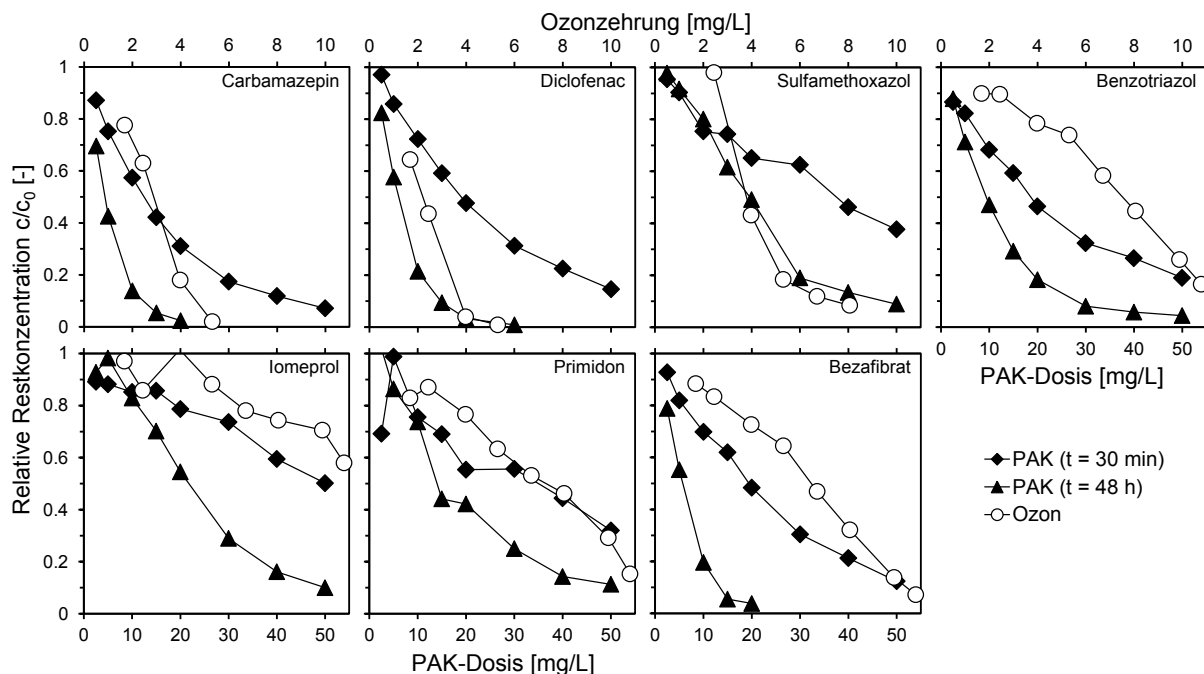


Abbildung 6.1: Spurenstoffentfernung mit Pulveraktivkohle nach 30 min und 48 h Kontaktzeit (schwarze Symbole und untere Achse) und Ozonung (obere Achse) aus dem Ablauf Münchehofe (DOC=14,2 mg/L)

Die erzielten Spurenstoffentfernungen durch Dosierung von Ozon bzw. Pulveraktivkohle zur Flockungsfiltration im Pilotbetrieb sind in Abbildung 6.2 gegenübergestellt. Es wird jeweils

eine niedrige, mittlere und hohe Ozon- und PAK-Menge miteinander verglichen. Beide Dosierungen sind jeweils bezogen auf den DOC in mg / mg_{DOC} dargestellt. Für niedrige Dosierungen werden lediglich für die gut oxidierbaren Stoffe Carbamazepin, Diclofenac und 4-Formylaminoantipyrin mit Ozon Entfernungen >80 % erzielt. Dabei lagen für diese Stoffe einige Ablaufkonzentrationen bereits unterhalb der Bestimmungsgrenze. Die sehr gut adsorbierbaren Spurenstoffe Metoprolol und Methyl-Benzotriazol werden zu etwa 75 % entfernt. Für die meisten anderen Stoffe liegt die Entfernung sowohl mit Ozon als auch mit PAK bei unter 50 %. Von den 15 betrachteten Stoffen werden bei den geringen Dosierungen sieben deutlich besser durch Ozonung eliminiert, bei fünf ist die Entfernung mit PAK höher.

Durch mittlere Dosierungen von 0,54 mg_{O₃} / mg_{DOC} bzw. 3,2 mg_{PAK} / mg_{DOC} werden 8 von 15 untersuchten Spurenstoffen mit zumindest einem der Verfahren zu mindestens 80 % eliminiert. Diclofenac und Carbamazepin werden mit beiden Verfahren weitgehend entfernt. Bei sechs Stoffen ist Entfernung mit PAK bei den verglichenen Dosen deutlich höher als mit Ozon, fünf Stoffe werden hingegen mit Ozon besser eliminiert. Carbamazepin, Diclofenac, Sulfamethoxazol und 4-Formylaminoantipyrin wurden mit Ozon in allen Proben bis unter die Nachweisgrenze entfernt (50-100 ng/L).

Bei den höchsten getesteten PAK- und Ozondosen werden 7 von 15 Spurenstoffen mit beiden Verfahren zu über 80 % entfernt. Lediglich Amidotrizoesäure wird zu deutlich weniger als 50 % eliminiert. Die Entfernung von Gabapentin sinkt bei der höchsten getesteten PAK-Dosis gegenüber der mittlere von 41 % auf 22 % ab, was auf Konzentrationsverringerungen durch mutmaßlich biologische Transformation in der Versuchsphase der mittleren PAK-Dosis zurückzuführen ist (siehe Abschnitt 4.2.4.2, S.27).

Es sei explizit darauf hingewiesen, dass die gegenübergestellten Dosierungen von PAK und Ozon nicht zwangsläufig wirtschaftlich oder ökobilanziell gleichwertige Alternativen darstellen, sondern lediglich den untersuchten Dosisbereich beider Verfahren darstellen.

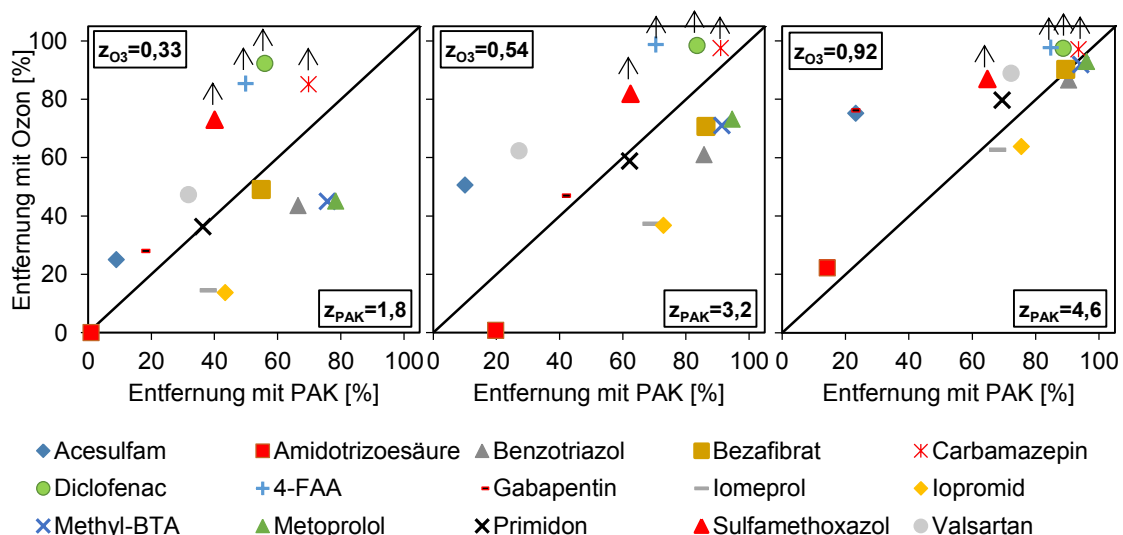


Abbildung 6.2: Gegenüberstellung der Spurenstoffentfernung mit Pulveraktivkohle und Ozon im Pilotmaßstab bei niedriger, mittlerer und hoher DOC-bezogener Dosierung (Median DOC=11,2 mg/L), Pfeile weisen auf Ablaufwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze hin, die als = Bestimmungsgrenze angenommen wurden

Anhand der gewonnenen Ergebnisse im Pilotmaßstab bei verschiedenen Aktivkohle- und Ozondosen wurden die notwendigen Dosiermengen zur Eliminierung von 50 % bzw. 80 % für jeden Spurenstoff ermittelt (Abbildung 6.3). Die Werte wurden jeweils aus den getesteten Dosen interpoliert. Werte außerhalb des Untersuchungsbereichs sind entsprechend gekennzeichnet. Die sehr gut oxidierbaren Stoffe Carbamazepin, Diclofenac, 4-Formylaminoantipyrin und Sulfamethoxazol werden selbst mit der geringsten getesteten Ozondosis bereits zu über 50 % entfernt. Demgegenüber können die Konzentrationen von Amidotrizoensäure, Gabapentin und Acesulfam auch mit der maximal getesteten Aktivkohledosis (50 mg/L) zu weniger als 50 % vermindert werden. Eine Konzentrationsverringering um 80 % ist mit Ozon für alle Stoffe außer den Röntgenkontrastmitteln Iopromid, Iomeprol und Amidotrizoensäure realisierbar. Demgegenüber sind mit dem getesteten Verfahren der PAK-Direktdosierung vor einen Flockungsfilter für 8 von 15 getesteten Stoffen PAK-Dosierung >50 mg/L zur 80 %-igen Spurenstoffentfernung erforderlich. Durch Rückführung der abgetrennten PAK in die biologische Reinigungsstufe ist eine weitere Effizienzsteigerung des Verfahrens zu erwarten, die im Rahmen des Projekts nicht untersucht werden konnte. Alternativ könnten aufwendigere PAK-Verfahren, beispielsweise eine separate Kontaktstufe oder ein Rezirkulationssystem (wie im Projekt ASKURIS (Jekel et al. 2016) untersucht), höhere Spurenstoffeliminationen erzielen.

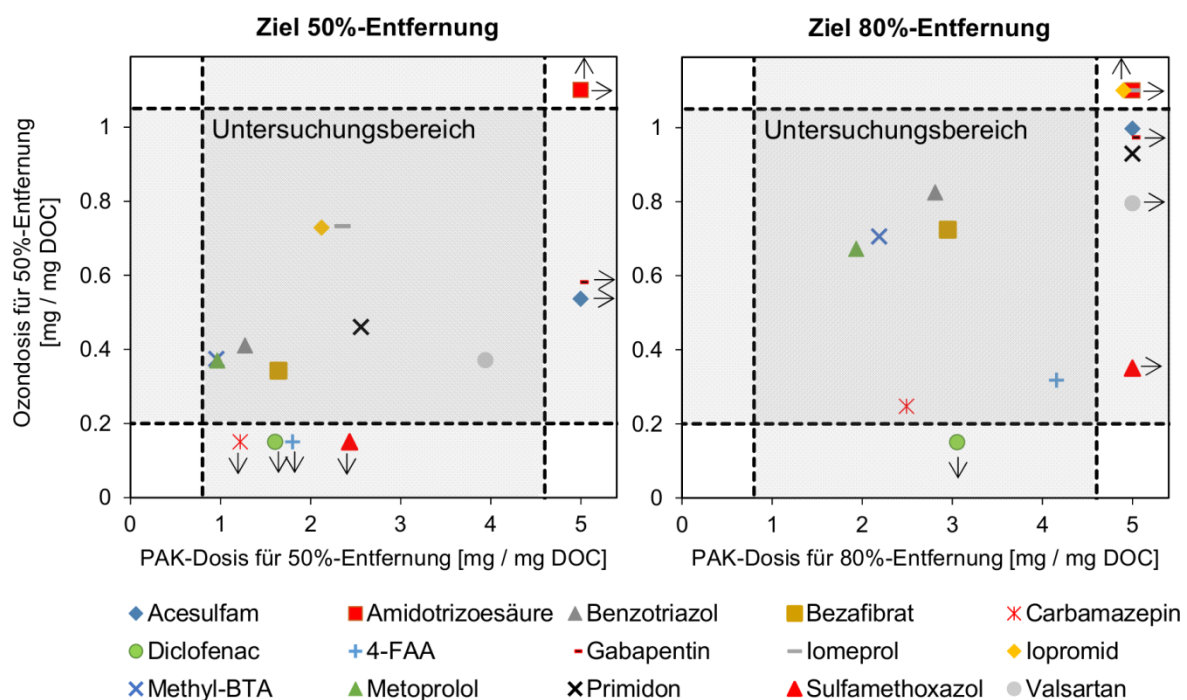


Abbildung 6.3: Notwendige Ozon- und PAK-Dosen für 50 %/80 %-Spurenstoffentfernung

7 Kostenvergleichsrechnung

7.1 Szenarienübersicht

Für den wirtschaftlichen Vergleich werden verschiedene Verfahren und Verfahrenskombinationen zur Elimination anthropogener organischer Spurenstoffe betrachtet und mit einer Modellkläranlage (GK 5) mit bestehender vierter Reinigungsstufe verglichen.

Die Modellkläranlage ist mit einer Flockungsfiltration über einen Zweischichtfilter (ZSF) zur weitergehenden Phosphorentfernung und einer UV-Desinfektion zur Einhaltung der „guten Badegewässerqualität“ nach EU-Badegewässerrichtlinie während der Badesaison (April-September) ausgestattet.

Abbildung 7.1 gibt einen Überblick über die betrachteten Szenarien, die im Anschluss detaillierter beschrieben werden.

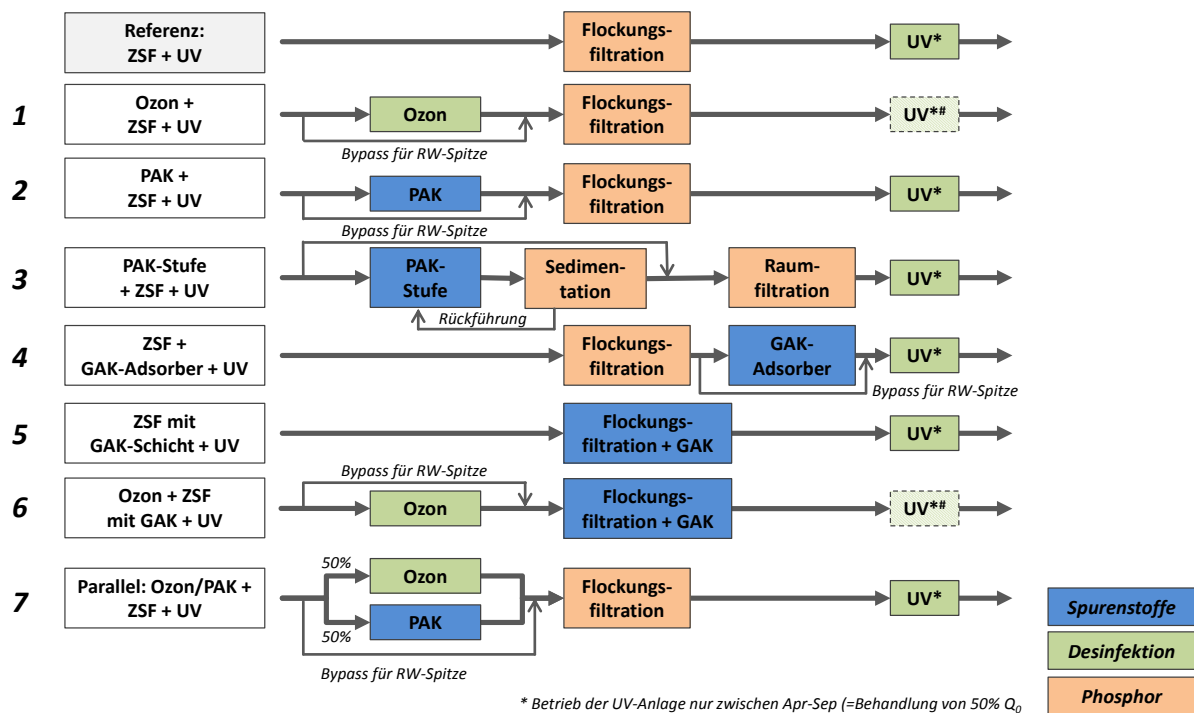


Abbildung 7.1: Szenarienübersicht

0) Referenz: ZSF (Q_{RW}) + UV (Q_{RW})

Hebung des Kläranlagenablaufs über ein Pumpwerk ($\Delta H = 6 \text{ m}$). Nachfolgend wird die P-Entfernung über eine Rohrflockung (Dosierung von Eisen(III)-chlorid, FeCl_3 , über einen statischen Einmischer) mit nachfolgender abwärtsdurchströmter Zweischichtfiltration realisiert. Der ZSF ist auf die Regenwetterspitze von $Q_{RW} \leq 7,4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ bei einer Filtergeschwindigkeit von 15 m/h ausgelegt. Bei der Trockenwetterspitze von $Q_{TW} = 4,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ wird eine Filtergeschwindigkeit von 10 m/h erreicht. Anschließend wird über UV-Bestrahlung das Abwasser in der Badesaison (April-September) desinfiziert.

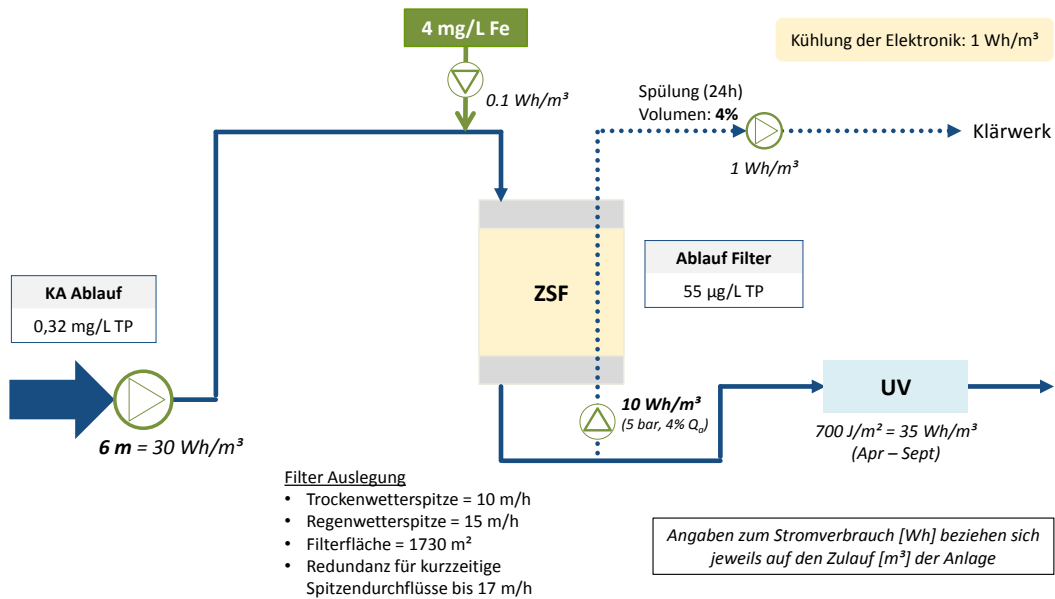


Abbildung 7.2: Schema Referenzszenario: ZSF + UV

1) Ozon (Q_{TW}) + ZSF (Q_{RW}) + UV (Q_{RW})

Dimensionierung der Ozonung auf die Trockenwetterspitze von $Q_{TW} = 4,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Volumenströme $> 4,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ werden über einen Bypass um die Ozonung zum ZSF geleitet, dies entspricht etwa 2,7 % des jährlich behandelnden Volumens im Kläranlagenablauf Q_a . Aufgrund der Desinfektionswirkung der Ozonung kann bei entsprechend hoher Ozonosis im Trockenwetterfall die UV-Bestrahlung ausgeschaltet werden.

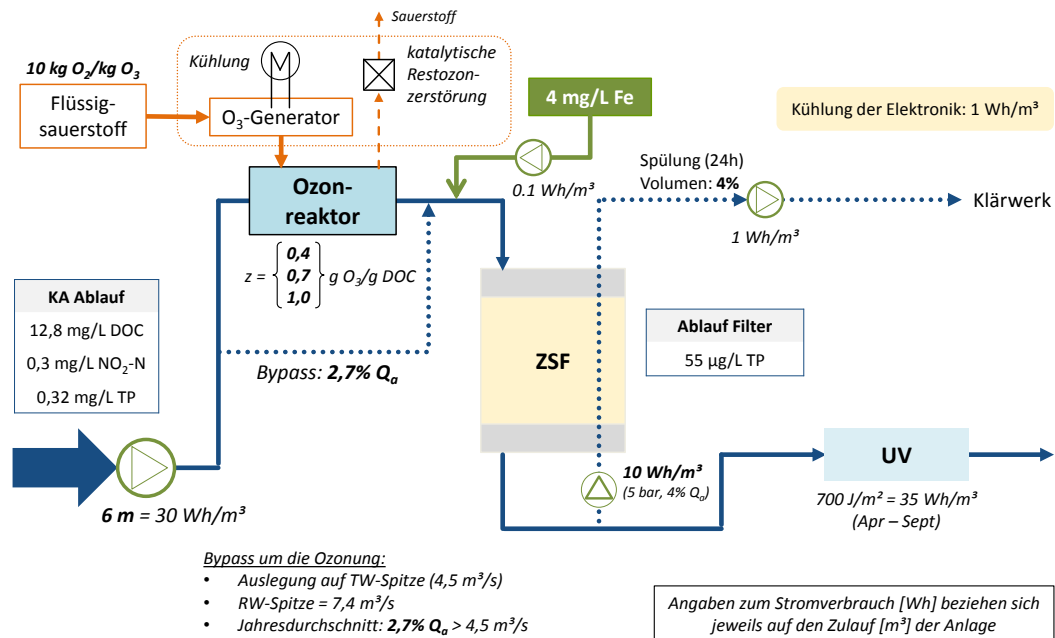


Abbildung 7.3: Schema Szenario 1: Ozon + ZSF + UV

2) PAK (Q_{TW}) + ZSF (Q_{RW}) + UV (Q_{RW})

Dosierung von PAK in den Überstau des ZSF vor der Dosierung von $FeCl_3$. Die Dosiermenge an PAK wird auf die Trockenwetterspitze $Q_{TW} = 4,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ begrenzt. Es wird eine Verkürzung der Spülintervalle angenommen, was einen erhöhten Strombedarf zur Folge hat.

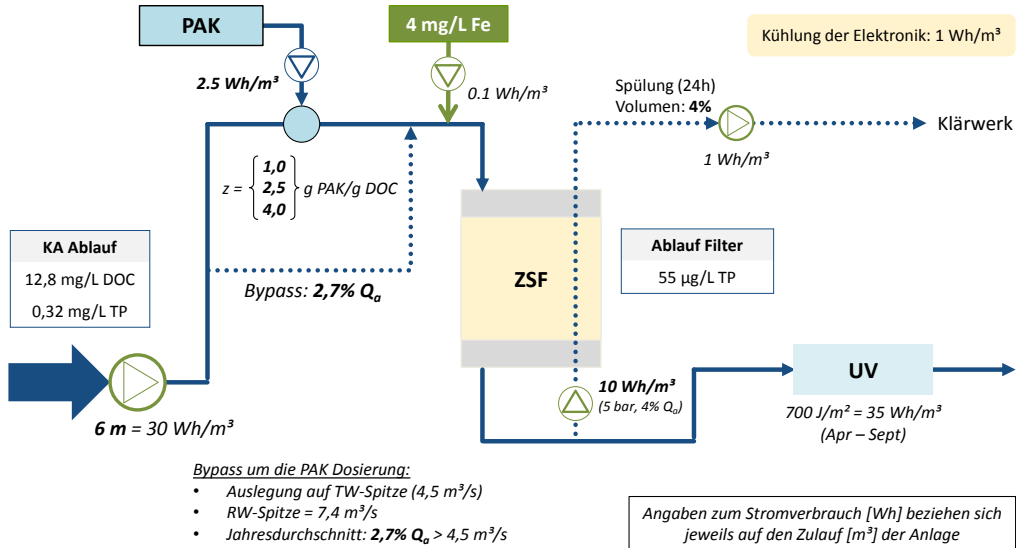


Abbildung 7.4: Schema Szenario 2: PAK + ZSF + UV

3) PAK Kreislauf (Q_{TW}) + ZSF (Q_{RW}) + UV (Q_{RW})

Für die Adsorptionsstufe mit PAK Kreislaufführung sind ein Misch- und ein Absetzbecken erforderlich. Die Dimensionierung des PAK Kreislaufs erfolgt ebenfalls auf Q_{TW} . Für eine bessere Sedimentation der PAK werden Polymere und zusätzlich $FeCl_3$ vor dem Absetzbecken dosiert. Die Rezirkulation der PAK erhöht die Kontaktzeit und soll so eine höhere Adsorptionswirkung erzielen. Die PAK wird als Überschussschleife separat abgezogen, so dass das Intervall der Filterspülung im ZSF unverändert bleiben kann.

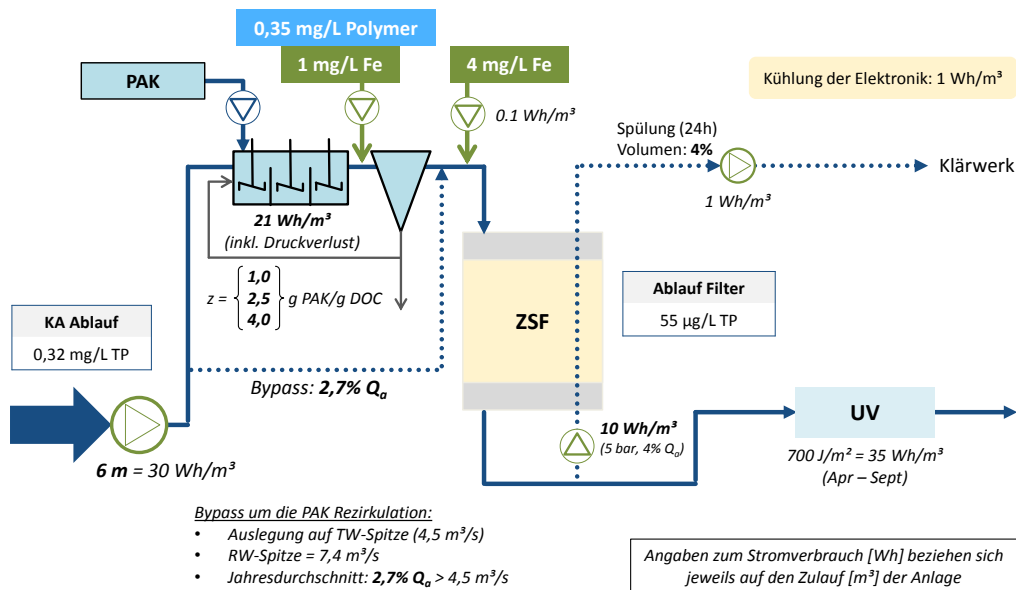


Abbildung 7.5: Schema Szenario 3: PAK Kreislauf + ZSF + UV

4) ZSF (Q_{RW}) + GAK-Filter (Q_{TW}) + UV (Q_{RW})

Neubau von nachgeschalteten Filter mit GAK als Filtermaterial. Die Dimensionierung der GAK-Filter bezieht sich auf eine mittlere Leerbettverweilzeit (= „empty bed contact time“, EBCT) von 20 min. Anders als bei den Szenarien mit PAK und Ozonung werden beim GAK-Filter keine konstanten Eliminationsgrade erreicht, sondern ein Filterdurchbruch nach gewissen behandelten Wasservolumina (= Bettvolumen, BV) erwartet.

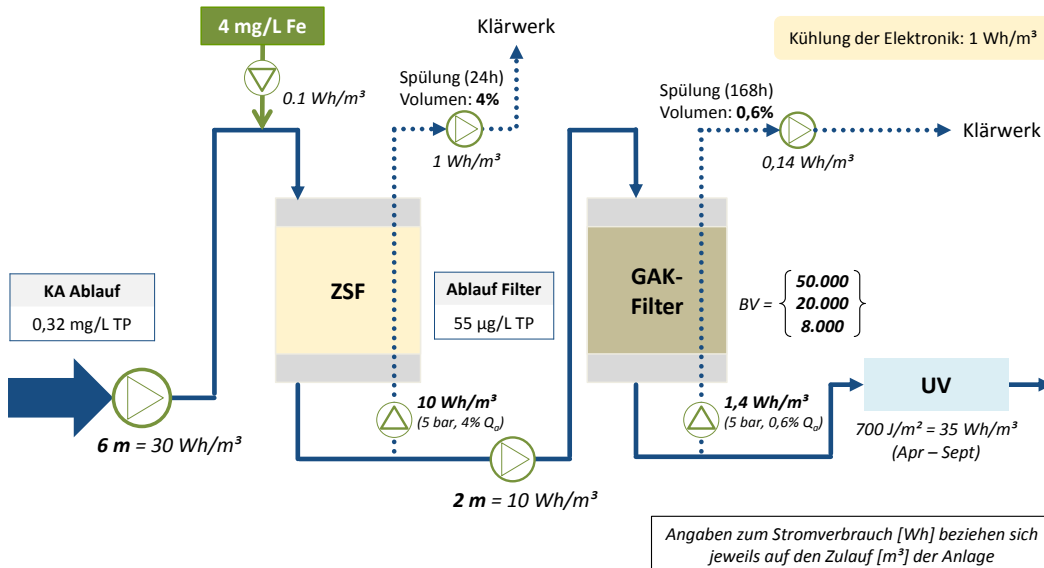


Abbildung 7.6: Schema Szenario 4: ZSF + GAK-Filter + UV

5) ZSF mit GAK als 2. Filterschicht (Q_{RW}) + UV (Q_{RW})

Analog dem vorangegangenen Szenario wird eine Adsorption von Spurenstoffen an einer GAK-Filterschicht betrachtet. Hierbei wird lediglich die vorhandene Anthrazit-Schicht in den Filtern durch GAK ausgetauscht. Es wird für die GAK-Filterschicht eine mittlere EBCT von 15 min angesetzt. Um dies zu erreichen, muss die Filtergeschwindigkeit auf 5,6 m/h abgesenkt werden.

In dieser Konfiguration können Volumenströme über $2,7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, d.h. u.a. die Trockenwetterspitze, nicht mehr behandelt werden. Um betriebliche Einschränkungen zu vermeiden, gibt es folgende Lösungsansätze:

- I. Bei hohen Volumenströmen werden in der GAK-Filterschicht mittlere Leerbettverweilzeiten von unter 15 min akzeptiert. Die EBCT sinkt dann bei der Trockenwetterspitze von $Q_{TW} = 4,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ auf 9 min.
- II. Ist ein Absenken der EBCT in der GAK-Filterschicht nicht möglich, so muss eine Flockungsfiltration nachgerüstet werden, um die Regenwetterspitze auch weiterhin behandeln zu können.
- III. Volumenströme, die nicht über den umgebauten Filter behandelt werden können, werden in einem Bypass um die Anlage geführt. Dies hat jedoch zur Folge dass die geforderte Reinigungsleistung, u.a bezüglich der Phosphorentfernung, nicht mehr sichergestellt ist.

Für die weitere Betrachtung wird der Fall I angenommen, d.h. eine Reduzierung der EBCT in der GAK-Filterschicht bei hohen Volumenströmen. Sie ist somit verfahrenstechnisch nicht ganz vergleichbar zu den anderen Szenarien. Es findet kein Umbau an den bereits vorhandenen Verfahrensstufen statt.

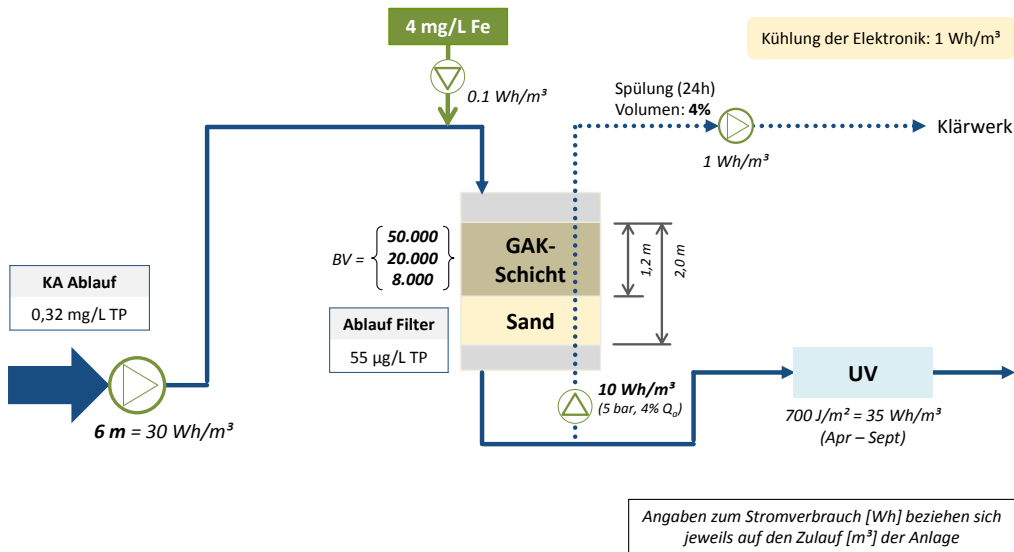


Abbildung 7.7: Schema Szenario 5: GAK-Schicht in ZSF + UV

6) Ozon (Q_{TW}) + ZSF mit GAK als 2. Filterschicht (Q_{RW}) + UV (Q_{RW})

Analog dem Szenario 1 wird die Ozonung auf Q_{TW} dimensioniert und Volumenströme $> 4,5 m^3 s^{-1}$ über einen Bypass um die Ozonung geleitet (2,7 % Q_a). Nachfolgend wird das Abwasser über den ZSF mit GAK als 2. Filterschicht (siehe Szenario 5) behandelt. Aufgrund der teilweise desinfizierenden Wirkung von Ozon kann bei entsprechender Ozondosis im Trockenwetterfall die UV-Bestrahlung ausgeschaltet werden. Diese Konfiguration ist wie Szenario 5 verfahrenstechnisch nicht ganz vergleichbar zu den anderen Szenarien, da bei der Trockenwetterspitze die EBCT auf 9 min sinkt.

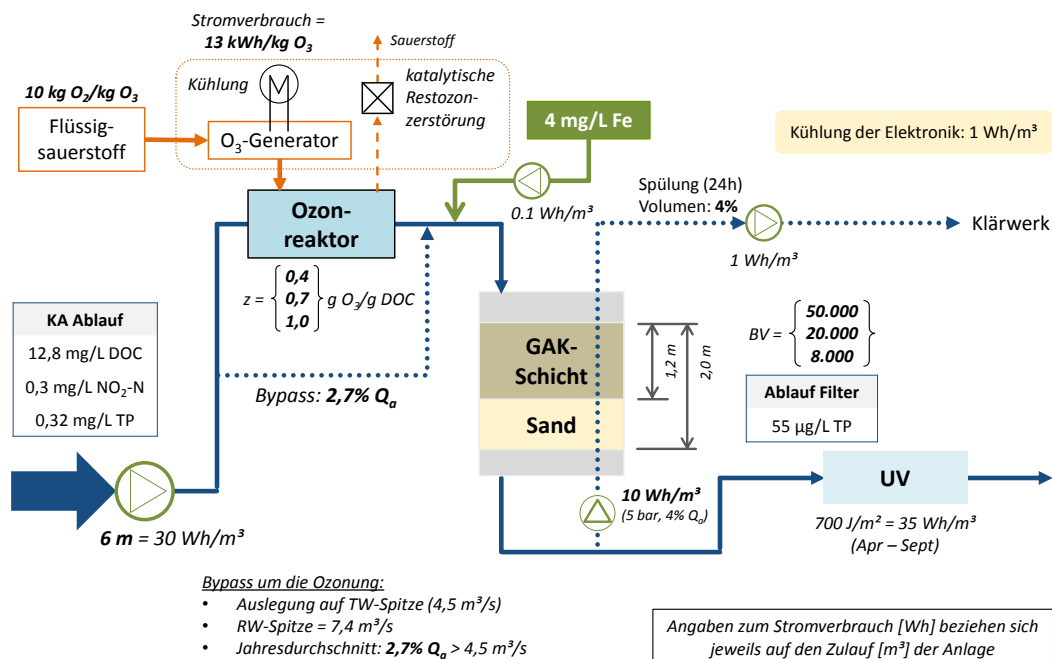


Abbildung 7.8: Schema Szenario 6: Ozon + GAK-Schicht in ZSF + UV

7) Ozon & PAK parallel (Q_{TW}) + ZSF (Q_{RW}) + UV (Q_{RW})

Es werden jeweils die Ozonung und die Direktdosierung von PAK im Parallelbetrieb betrachtet. Beide Verfahren sind auf 50% Q_{TW} ausgelegt. Volumenströme $> 4,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ werden per Bypass um die Verfahren geleitet. Aufgrund der um 50% geringeren PAK-Fracht auf den ZSF wird vereinfacht angenommen, dass das Intervall der Spülung nicht vom Basisszenario abweicht.

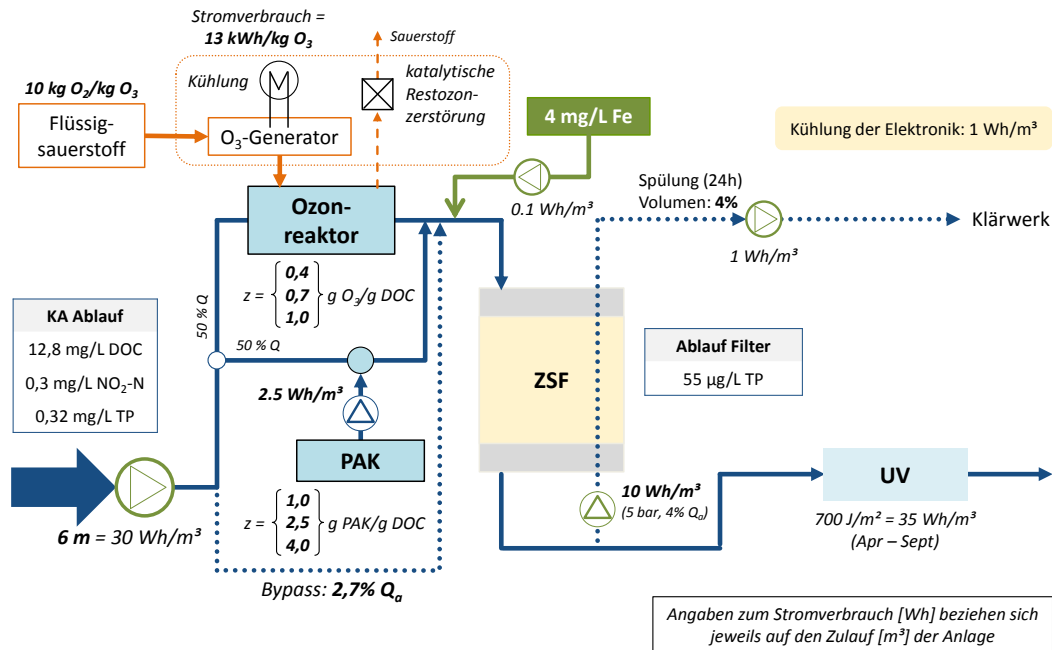


Abbildung 7.9: Schema Szenario 7: Ozon/PAK (parallel) + ZSF + UV

Dosierungsstrategie in den betrachteten Szenarien

Für die Elimination von organischen Spurenstoffen aus dem Abwasser existieren bisher keine legislativen Zielvorgaben für die Effizienz der Verfahren hinsichtlich der Entfernungen. Daher sind in dieser Studie für die jeweiligen Szenarien definierte Dosierungsspannen für Ozon und Pulveraktivkohle bzw. Standzeiten von GAK-Filtern betrachtet worden. Es wird jeweils eine niedrige, mittlere und hohe Dosierung für jedes Szenario gerechnet. Die spezifischen Dosiermengen für alle betrachteten Fälle sind in Tabelle 7.1 abgebildet und beziehen sich für Ozon und PAK jeweils auf die entsprechende DOC-Konzentration des zu behandelnden Abwassers.

Tabelle 7.1: Dosierung von Ozon, PAK und GAK in den betrachteten Szenarien

		MIN	MITTEL	MAX
DOC	[mg/L]	12,8		
Ozonung	[g O ₃ /g DOC]	0,4	0,7	1,0
PAK	[g PAK/g DOC]	1,0	2,5	4,0
GAK	[BV]	50.000	20.000	8.000

7.2 Grundlagen Wirtschaftlichkeitsberechnung

Es wird eine Kostenvergleichsrechnung in Anlehnung an die Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (DWA 2012) durchgeführt. Da die zu untersuchenden Szenarien den gleichen Betriebsbeginn und dieselben Nutzungsdauern aufweisen, werden zur Ermittlung der kostengünstigsten Alternative die Jahreskosten ermittelt und die spezifische Kosten zur Spurenstoffentfernung gegenübergestellt.

Die Netto-Investitionskosten für die unterschiedlichen Szenarien werden auf Basis vorliegender Studien und Planungen für das Jahr 2014 abgeschätzt. Die Projektgesamtkosten ergeben sich aus den Netto-Investitionskosten zzgl. Mehrwertsteuer und den Baunebenkosten. Die Baunebenkosten werden pauschal mit 25 % der Investitionskosten angesetzt. Diese beinhalten die Kosten für Planung, Genehmigung etc. Es wird davon ausgegangen, dass in der betrachteten Modellkläranlage ausreichend Platz für die Errichtung der Anlagen zur Spurenstoffelimination vorhanden ist, sodass keine Erschwerniszuschläge für Bauen im Bestand anfallen.

Die Umrechnung von Investitionskosten auf Jahreskosten erfolgt mit dem Kapitalwiedergewinnungsfaktor (KFAKR). Der Kapitalwiedergewinnungsfaktor ist abhängig vom Zinssatz und Nutzungsdauer. Die für die unterschiedliche Anlagentechnik verwendeten Parameter sind in Tabelle 7.2 dargestellt.

Tabelle 7.2: Parameter zur Ermittlung des Kapitalwiedergewinnungsfaktors für unterschiedliche Anlagentechnik

	Zinssatz [%]	Nutzungsdauer [a]	KFAKR [-]
Bautechnik	3	30	0,051
Maschinenteknik	3	15	0,084
EMSR-Technik	3	10	0,117

Die Betriebskosten der einzelnen Verfahren ergeben sich im Wesentlichen aus dem Energiebedarf der einzelnen Verfahrensstufen, den Verbrauchsmitteln, Schlamm Entsorgung, Personal sowie Wartungs- und Instandhaltungsmaßnahmen und werden für das Jahr 2014 ermittelt (siehe Tabelle 7.3). Die Wartungs- und Instandhaltungskosten werden prozentual von den Investitionskosten ermittelt. Die Betriebskosten für Flüssigsauerstoff, Aktivkohle und GAK sind angelehnt an die Literatur.

Tabelle 7.3: spezifische Betriebsmittelkosten (netto)

	Wert	Einheit
Strompreis	€/kWh	0,15
Kosten Flüssigsauerstoff	€/t	110
Aktivkohle	€/t	1.500
GAK	€/m ³	370
Fällmittel	€/t	130
Polymer	€/t	3.500
UV-Lampe	€/Stk	255
Personalkosten	€/h	47,40
Schlamm Entsorgungskosten	€/t TM	160
Wartung und IH Bautechnik	% von Investition	0,5
Wartung und IH Maschinenteknik	% von Investition	2,5
Wartung und IH EMSR-Technik	% von Investition	1

Für alle Szenarien werden für jeweils drei unterschiedliche Dosiermengen (siehe Tabelle 7.1) die Investitionskosten und die Betriebskosten ermittelt. Weiterhin wird eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt, um sowohl den Einfluss technischer als auch wirtschaftlicher Parameter auf die spezifischen Kosten einer Spurenstoffentfernung zu ermitteln.

7.3 Ermittlung der spezifischen Kosten zur Spurenstoffentfernung

Die Netto-Investitionskosten für die betrachteten Szenarien sind in Abbildung 7.10 dargestellt. Es handelt sich dabei um einen Kostenrahmen, d.h. die Genauigkeit beträgt $\pm 50\%$. Alle Szenarien sind mit Flockungsfiltration und UV-Desinfektion ausgerüstet, so dass diese Kosten in jedem Szenario identisch sind. Es ist zu erkennen, dass die Dosiermenge nur einen geringen Einfluss auf die Investitionskosten hat, da die Dosiermenge hauptsächlich die Betriebskosten beeinflusst. Weiterhin wird deutlich, dass das Szenario mit zusätzlicher GAK-Filterstufe nach der Flockungsfiltration die höchsten Netto-Investitionskosten aufweist (Szenario 4). Am günstigsten im Hinblick auf die Investitionskosten ist der Austausch einer Filterschicht im Flockungsfilter durch eine GAK-Schicht (Szenario 5) und die PAK-Dosierung ohne weitere Verfahrensschritte (Szenario 2). Es ist jedoch zu beachten, dass in den Szenarien mit GAK-Schicht im ZSF (5+6) bei vorhandener Trockenwetterspitze die angestrebte mittlere Verweilzeit im GAK-Filter von 15 min deutlich unterschritten wird. Um beide Szenarien verfahrenstechnisch vergleichbar zu den anderen Szenarien zu gestalten, müsste die Flockungsfiltration erweitert werden. Dies wird hier jedoch nicht betrachtet, da

keine baulichen Veränderungen an den bereits vorhandenen Verfahrensstufen der Modellkläranlage durchgeführt werden sollen.

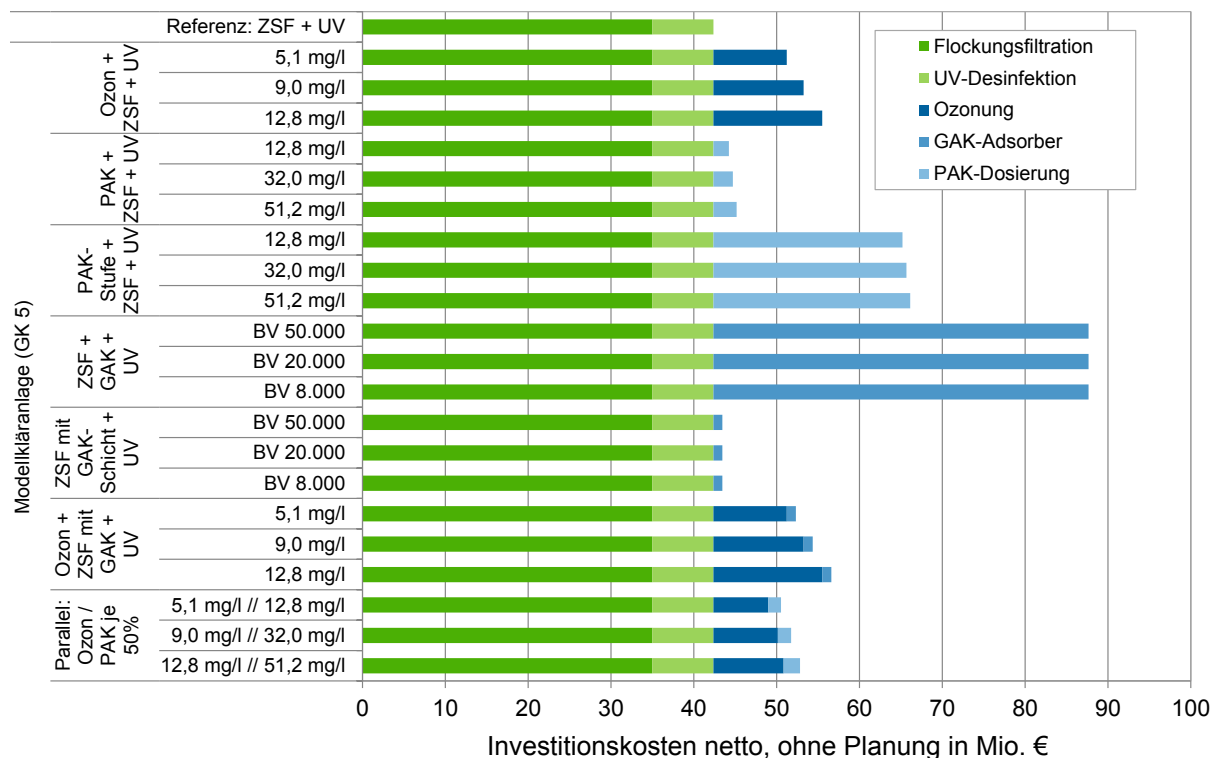


Abbildung 7.10: Investitionskosten für die betrachteten Szenarien (Kostenannahme: $\pm 50\%$)

Mit den in Abschnitt 7.2 genannten Grundlagen werden die Investitionskosten auf Jahreskosten umgerechnet. Die jährlichen Betriebskosten für Energie, Personal, Wartung und Instandhaltung werden mit den Kennwerten aus Tabelle 7.3 und Tabelle 7.4 ermittelt. Der spezifische Energiebedarf der Flockungsfiltration beinhaltet die Abwasserhebung, Spülung, Ansatz und Einmischung des Flockungshilfsmittels sowie die Spülwasser-rückführung. Die jährlichen Betriebskosten für die Betriebsmittel wie Pulveraktivkohle, Flüssigsauerstoff und GAK werden über die Dosiermengen bzw. die Standzeit des GAK-Filters (BV) ermittelt. In den Szenarien, bei denen Pulveraktivkohle dosiert wird, sind Entsorgungskosten für zusätzlich anfallenden Schlamm berücksichtigt.

Zur Ermittlung der spezifischen Kosten werden die jährlichen Investitions- und Betriebskosten auf den Ablauf der Modellkläranlage bezogen ($86,7 \text{ Mio. m}^3$). Für das Referenzszenario mit vierter Reinigungsstufe betragen die zusätzlichen Kosten für die vierte Reinigungsstufe etwa $0,084 \text{ €/m}^3$ (Abbildung 7.11). Durch Einführung einer Spurenstoff-elimination steigen die Kosten auf $0,09\text{-}0,225 \text{ €/m}^3$. Lässt man die verfahrenstechnisch nicht vollkommen vergleichbaren Szenarien mit GAK-Filterschicht unberücksichtigt, so steigen die Kosten auf $0,109\text{-}0,225 \text{ €/m}^3$, was einer Steigerung um $30 - 168\%$ entspricht.

Tabelle 7.4: Spezifische Kennwerte der einzelnen Verfahrensstufen zur Ermittlung der Betriebskosten

	Wert	Einheit
spez. Energiebedarf UV-Desinfektion	kWh/m ³	siehe Anhang
Spez. Energiebedarf Flockungsfiltration	kWh/m ³	0,053
Spez. Energiebedarf Ozonung	kWh/kg O ₃	13
Spez. Energiebedarf PAK-Dosierung	kWh/kg PAK	0,19
spez. Energiebedarf PAK-Kreislauf	kWh/m ³	0,02
Sauerstoffbedarf	kg/kg O ₃	10
Personalbedarf Ozonung	h/d	3
Personalbedarf Filter	h/d	8
Personalbedarf PAK	h/d	3
Personalbedarf UV	h/d	3

Es ist ersichtlich, dass bei der Ozonung neben den Kapitalkosten vor allem die Energiekosten und die Betriebsmittelkosten einen wesentlichen Einfluss auf die Gesamtkosten haben. Bei den PAK- Szenarien tragen neben den Kapitalkosten vor allem die Betriebsmittelkosten für die Pulveraktivkohle zu den Gesamtkosten bei. Bei diesen Szenarien fallen hohe jährliche Betriebskosten an. Bei den GAK-Szenarien hat vor allem die Standzeit der granulierten Aktivkohle einen entscheidenden Einfluss auf die jährlichen Betriebskosten. Dazu gibt es jedoch noch wenig großtechnische Erfahrung, sodass weitere Untersuchungen zwingend erforderlich sind.

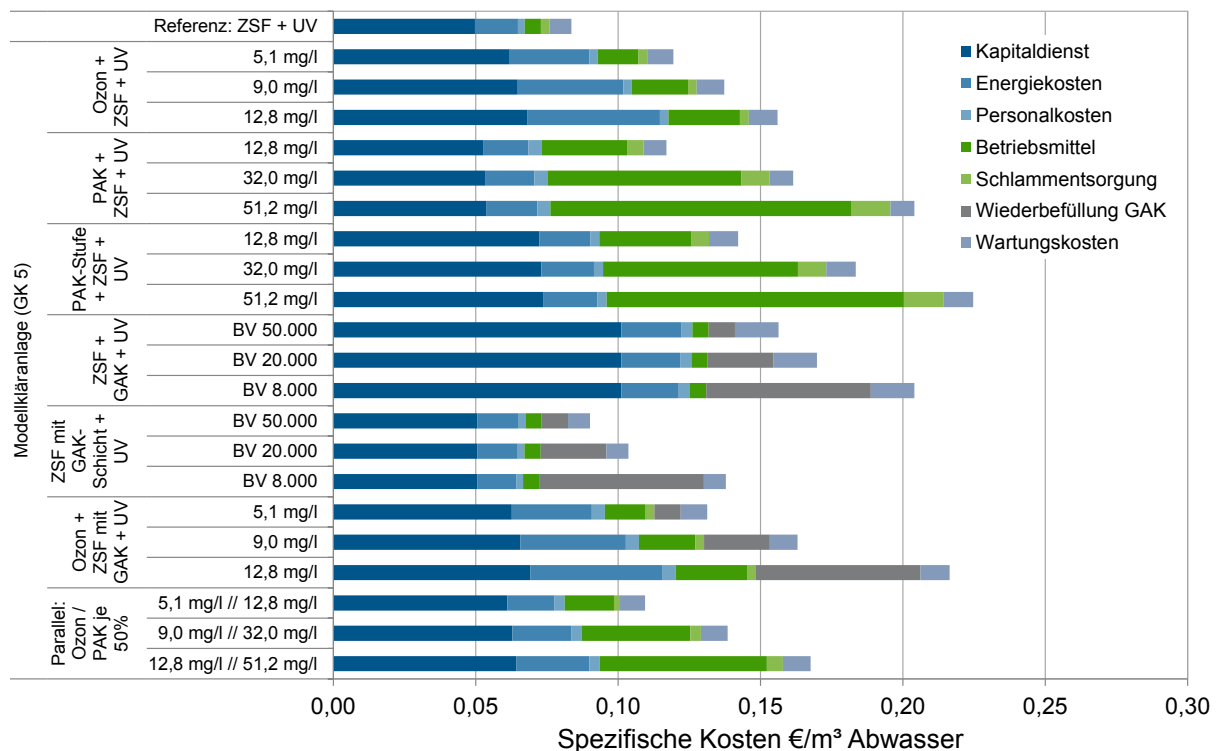


Abbildung 7.11: spezifische Behandlungskosten der einzelnen Szenarien

Es ist darauf hinzuweisen, dass eine direkte Vergleichbarkeit zwischen den betrachteten Szenarien derzeit nicht gegeben, da hierfür eine vergleichbare Leistungsfähigkeit hinsichtlich der Spurenstoffentfernung vorausgesetzt werden muss. Aufgrund mangelnder Festlegung einzuhaltender Zielgrößen für die Spurenstoffentfernung ist eine Auslegung der einzelnen Verfahrensstufen schwierig. Für eine geeignete Verfahrensauswahl muss zunächst bestimmt werden, welche Spurenstoffe in welchem Umfang entfernt werden sollen. Erst nach Festlegung dieser Rahmenbedingungen können die in Frage kommenden Verfahren ökonomisch genauer bewertet werden.

7.4 Sensitivitätsanalyse

Im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse werden die Auswirkungen schwankender bzw. veränderter Kosten einzelner Kostengruppen auf die Gesamtkosten untersucht. Dafür werden die Investitionskosten sowie die Kosten für Strom, Aktivkohle, GAK und Flüssigsauerstoff um jeweils $\pm 25\%$ variiert, wobei in jedem Schritt die jeweils anderen Kosten als konstant angenommen werden. Die sich daraus ergebende Schwankungsbreite für die spezifischen Kosten zur Spurenstoffelimination ist in Abbildung 7.12 dargestellt.

Die Schwankungsbreite innerhalb der einzelnen Szenarien ist auch aufgrund der großen Bandbreite in der Dosierungsstrategie sehr groß. Das verfahrenstechnisch nicht vollkommen vergleichbare Szenario mit GAK als Filterschicht (Szenario 5) scheint relativ günstig, jedoch ist zu prüfen, ob die notwendige Reinigungsleistung auch bei verringerter Kontaktzeit während der Trockenwetterspitze erreicht wird.

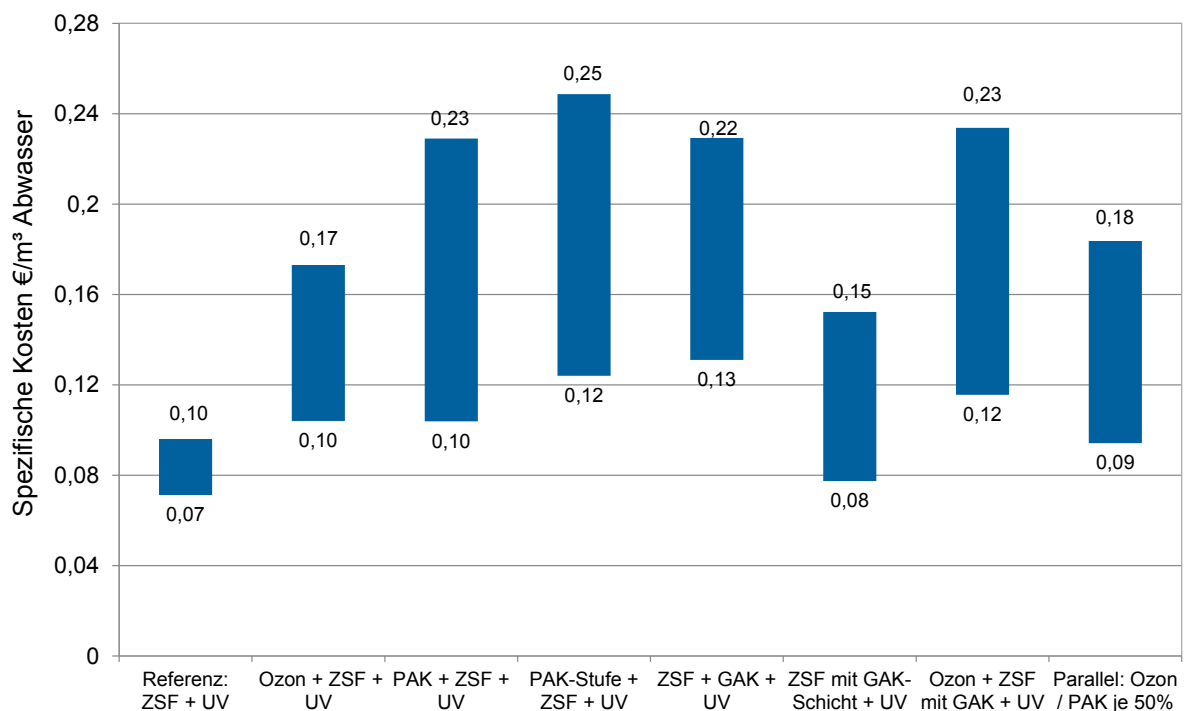


Abbildung 7.12: Schwankungsbreite der spezifischen Kosten für die untersuchten Szenarien

8 Ökobilanzierung

8.1 Hintergrund

Die Verfahren zur weitergehenden Elimination von anthropogenen organischen Spurenstoffen (Ozonung und Aktivkohle) erhöhen den Bedarf an Strom, Chemikalien und Hilfsstoffen für die Abwasserreinigung. Da die Kläranlagen bereits einer der größten Verbraucher an Strom auf kommunaler Ebene sind (UBA 2008), ist eine weitere Erhöhung des Energieverbrauchs und damit verbundener Umweltwirkungen (z.B. CO₂-Fußabdruck) durch die weitergehende Reinigung sorgfältig zu analysieren und zu bewerten und den zu erzielenden Nutzen gegenüberzustellen. Daher sollen in der nachfolgenden Studie mittels einer Ökobilanz nach ISO 14040/44 (ISO 2006; ISO 2009) der ökologische Nutzen (Verbesserung der Wasserqualität) sowie die ökologischen Auswirkungen (u.a. Verbrauch fossiler Energieträger, Klimawandel) verschiedener Verfahrenskombinationen von Verfahren zur Spurenstoffelimination bestimmt werden.

Neben der diskutierten Spurenstoffelimination auf Kläranlagen fordert die EU-Wasser-Rahmenrichtlinie (EC 2000) einen „guten ökologischen“ Zustand aller Oberflächengewässer. Hieraus ergibt sich für ausgewählte Berliner Kläranlagen das Ziel einer weitergehenden Phosphorentfernung. Für Berlin wird bereits im Handlungskonzept zur Reduzierung der Nährstoffbelastungen für den kommenden Bewirtschaftungszeitraum 2015-2027 nach WRRL eine weitergehende P-Entfernung gefordert (SenStadtUm/MLUL 2015). Als Zielwert für diese P-Elimination wird hier ein Ablaufwert von $< 100 \mu\text{g l}^{-1}$ TP angenommen. Zudem kann saisonal eine Desinfektion des Kläranlagenablaufs gefordert sein, wenn sich im Abstrom der Kläranlagen eine ausgewiesene Badestelle befindet und hier eine „gute Badewasserqualität“ nach EU-Badegewässerrichtlinie (EG 2006) gewährleistet werden soll.

Sowohl die weitergehende P-Elimination als auch die saisonale Desinfektion sind in Forschungsprojekten (u.a. OXERAM2) bereits untersucht und über eine Ökobilanz bewertet worden (Remy 2013). Die vorliegende Studie zielt daher auf eine Integration der Spurenstoffentfernung in eine bestehende vierte Reinigungsstufe ab, die für weitergehende P-Elimination und saisonale Desinfektion ausgelegt ist. Als Referenzvariante kommt dabei die Flockungsfiltration mit anschließender UV-Desinfektion zum Ansatz. Somit stellt diese Studie die gesamten Umweltwirkungen einer weitergehenden Abwasserreinigung dar, um mögliche zusätzliche Aufwendungen für die Abwasserreinigung durch die verschiedenen zusätzlichen Anforderungen aufzuzeigen.

8.2 Definition von Ziel und Untersuchungsrahmen

8.2.1 Ziel und Zielgruppe

Das Ziel dieser Ökobilanz ist ein Vergleich der ökologischen Auswirkungen verschiedener Verfahren zur Elimination anthropogener organischer Spurenstoffe in der großtechnischen Umsetzung in eine bereits bestehende vierte Reinigungsstufe auf einer Großkläranlage (GK 5) in Berlin. Folgende Verfahrensschritte der bestehenden vierten Reinigungsstufe werden als gegeben vorausgesetzt:

- 1) P-Entfernung: Weitergehende Phosphorentfernung mittels Flockungsfiltration über einen Zweischichtfilter (ZSF) mit einer Ablaufqualität von TP $< 100 \mu\text{g l}^{-1}$

- 2) Desinfektion: UV-Desinfektion des Ablaufs während der Badesaison (April-September) zur Einhaltung der „guten Badegewässerqualität“ nach EU-Badegewässerrichtlinie (2006/7/EG)

Primäres Ziel der großtechnischen Umsetzung der Spurenstoffentfernung im Ablauf von Großkläranlagen ist zunächst der Gewässerschutz (Schutzgut Umwelt). In Anlehnung an die getesteten Verfahren in den Kapiteln 4 und 5 werden folgende Verfahren zur Spurenstoffelimination betrachtet:

- a) Oxidation durch Ozonung
- b) Adsorption durch Einsatz von Pulveraktivkohle (PAK)
- c) Adsorption durch Einsatz von Filtern mit granulierter Aktivkohle (GAK)
- d) Kombinationen der Verfahren zur Oxidation und Adsorption

Die Ergebnisse dieser Ökobilanz stellen die potentiellen ökologischen Auswirkungen in einer holistischen Betrachtungsweise „von der Wiege bis zur Bahre“ (Klöpffer & Grahl 2009)) dar. Für Entscheidungsträger können diese Ergebnisse als zusätzliche Kriterien einer ökologischen Bewertung in zukünftigen Planungen einer weitergehenden Abwasserreinigung auf Kläranlagen dienen. Da sich die Studie spezifisch auf die regionalen Gegebenheiten in Berlin beziehen, sind als erste Zielgruppen die Berliner Wasserbetriebe und der Berliner Senat von vorrangiger Bedeutung. Darüber hinaus kann diese Ökobilanz als zusätzliche Informationsquelle für Fachkräfte, Betreiber und Planer im Bereich der Abwasserreinigung mit Fokus auf die 4. Reinigungsstufe genutzt werden.

8.2.2 Funktion und funktionelle Einheit

Die hier betrachteten Verfahren in der Prozesskette der vierten Reinigungsstufe besitzen drei Funktionen: die weitergehende Phosphorentfernung, die saisonale Desinfektion des Kläranlagenablaufs und die weitergehende Elimination der organischen Spurenstoffe. Der Fokus dieser Studie liegt dabei auf der Betrachtung der Spurenstoffelimination. Aktuell liegen für die Spurenstoffe keine Zielwerte im Kläranlagenablauf oder anderweitige gesetzliche Vorgaben vor.

Als Randbedingungen werden die P-Entfernung durch Flockungsfiltration über einen ZSF sowie eine UV-Desinfektion basierend auf den Ergebnissen des vorangegangenen Forschungsprojekts OXERAM 2 (KWB 2013) festgelegt. Folgende Ablaufwerte können demnach für die betrachtete GK 5 Kläranlage erreicht werden:

- P-Entfernung: Ablaufkonzentration von $55 \mu\text{g l}^{-1}$ TP im Jahresdurchschnitt, $< 100 \mu\text{g/L}$ TP als Überwachungswert
- UV-Desinfektion: Ausreichende UV-Bestrahlung zur Erreichung der „guten Badegewässerqualität“ (2006/7/EG) im Ablauf der 4. Reinigungsstufe während der Badesaison zwischen dem 1. April und dem 30. September ($< 1\,000 \text{ KBE (100 ml)}^{-1}$ E. coli (90-Perzentil) und $< 400 \text{ KBE (100 ml)}^{-1}$ Intestinale Enterokokken (90-Perzentil))

Saisonale Unterschiede im Zulauf der Kläranlage werden für die Desinfektionsstufe vernachlässigt. Der zu behandelnde Volumenstrom wird mit 50 % des Jahresvolumens der betrachteten GK 5 Kläranlage angenommen (vgl. auch Remy (2013)).

Um den genannten Funktionen der 4. Reinigungsstufe gerecht zu werden, wird für die Ökobilanz folgende Definition der funktionellen Einheit als Bezugsgröße gewählt:

„weitergehende Behandlung eines Kubikmeters Klarlauf aus der Nachklärung einer GK 5 Modellkläranlage $[\text{m}^3_{\text{Ablauf}}]^{-1}$ “

Als Mindestablaufqualität werden die oben genannten Werte für Phosphor und saisonale Desinfektion angenommen, wohingegen für die Spurenstoffelimination keine direkte Zielvorgabe festgelegt wird. Die verglichenen Varianten sind daher für die Zielfunktionen Phosphor und Desinfektion direkt vergleichbar, nicht jedoch in ihrer Effizienz für die Spurenstoffelimination.

Die hier betrachtete GK 5 Kläranlage behandelt das Abwasser von 1,5 Mio. EW_{CSB} und leitet über den Ablauf der Nachklärung einen jährlichen Volumenstrom von $86.700.000 \text{ m}^3 \text{ a}^{-1} = 240.000 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ in die Gewässer ein.

8.2.3 Referenzfluss

Als Eingangsgröße (Referenzfluss) für die Szenarienbetrachtung wird die durchschnittliche Ablaufqualität einer GK 5 Kläranlage in Berlin definiert (Tabelle 8.1). Diese Ablaufqualität ist aus 24h-Mittelwerten des Zeitraums 2006-2010 ermittelt worden (Remy 2013). Die Spurenstoffkonzentrationen sind anhand von Messungen aus dem Zeitraum September 2012 bis August 2013 definiert worden (24h-Mischproben). Der durchschnittliche tägliche Volumenstrom beträgt $240.000 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$. Für die Badesaison im Sommer (1. April bis 30. September) werden saisonale Schwankungen im Ablauf der Kläranlage nicht berücksichtigt und vereinfacht die Behandlung von 50 % des Jahresvolumenstroms Q_a mittels UV-Desinfektion angenommen.

Die Wasserqualität im Ablauf der GK 5 Kläranlage wird über die Parameter Suspendierte Stoffe, CSB, DOC und Gesamtphosphor (TP) charakterisiert. Außerdem werden Restgehalte an Schwermetallen berücksichtigt. Zusätzlich werden die Frachten ausgewählter organischer Spurenstoffe im Ablauf der Kläranlage betrachtet. Im Projekt werden sieben anthropogene Spurenstoffe (5 Pharmazeutika, 1 Röntgenkontrastmittel und 1 Korrosionsschutzmittel) berücksichtigt, die analytisch erfasst wurden und in der Ökobilanz in den Wirkungskategorien Human- und Ökotoxikologie bereits bewertet wurden. Weitere organische Spurenstoffe und mögliche Transformationsprodukte sind in dieser Ökobilanz nicht berücksichtigt. Mikrobiologische Parameter (E. Coli und Intestinale Enterokokken) sind in aktuellen Modellen zur Wirkungsabschätzung noch nicht bewertet und somit in der Frachtbetrachtung nicht berücksichtigt, werden aber für die Dimensionierung der UV-Desinfektion benötigt.

Tabelle 8.1:Ablauf Nachklärung der GK 5 Modellkläranlage

Parameter	Abk.	Konzentration	Fracht
Volumen	Q _a		87 600 000 m ³ a ⁻¹
Suspendierte Stoffe	SS	5,3 mg l ⁻¹	464 t a ⁻¹
CSB	CSB	41 mg l ⁻¹	3 592 t a ⁻¹
DOC ¹	DOC	12,8 mg l ⁻¹	1 121 t a ⁻¹
Phosphor, gesamt	TP	0,32 mg l ⁻¹	28 t a ⁻¹
Nitrit als NO ₂ -N*	NO ₂ -N	0,3 mg l ⁻¹	26 t a ⁻¹
Transmission	T	45 %	
Cadmium	Cd	0,4 µg l ^{-1#}	35 kg a ⁻¹
Chrom	Cr	1,9 µg l ^{-1#}	166 kg a ⁻¹
Kupfer	Cu	10,1 µg l ⁻¹	885 kg a ⁻¹
Quecksilber	Hg	0,1 µg l ^{-1#}	9 kg a ⁻¹
Nickel	Ni	4,6 µg l ⁻¹	403 kg a ⁻¹
Blei	Pb	6,1 µg l ^{-1#}	534 kg a ⁻¹
Zink	Zn	29,1 µg l ⁻¹	2 550 kg a ⁻¹
Benzotriazol*	BTA	9,1 µg l ⁻¹ (n = 40)	797 kg a ⁻¹
Bezafibrat*	BEZ	0,4 µg l ⁻¹ (n = 49)	35 kg a ⁻¹
Carbamazepin*	CAB	1,6 µg l ⁻¹ (n = 20)	140 kg a ⁻¹
Diclofenac*	DCF	2,9 µg l ⁻¹ (n = 49)	254 kg a ⁻¹
Iopromid*	IOP	6,8 µg l ⁻¹ (n = 46)	596 kg a ⁻¹
Metoprolol*	MET	3,6 µg l ⁻¹ (n = 17)	315 kg a ⁻¹
Sulfamethoxazol*	SMX	0,3 µg l ⁻¹ (n = 48)	26 kg a ⁻¹
E. Coli		10 ⁶ KBE (100 ml) ⁻¹	
Intestinale Enterokokken		10 ⁵ KBE (100 ml) ⁻¹	

* Werte aus der Pilotanlage am Standort KW Ruhleben, 24h-Mischproben, Messzeitraum: 08/2012-09/2013

Konzentrationen < Bestimmungsgrenze (BG) und daher mit 0,5*BG angegeben

8.2.4 Systemgrenzen

In dieser Studie wird die großtechnische Integration von Verfahren zur Spurenstoffelimination in eine bestehende 4. Reinigungsstufe analysiert. Folglich wird die gesamte Prozesskette der 4. Reinigungsstufe betrachtet, beginnend von Ablauf der GK 5 Kläranlage (= Zulauf der 4. Reinigungsstufe) bis zum gereinigten Ablauf ins Gewässer (= direkte Emissionen) (Abbildung 8.1). Eine hydraulische Zusatzbelastung durch Rückführung der Filterspülwässer zur Kläranlage wird über ein erhöhtes Volumen zur weitergehenden Behandlung berücksichtigt, mögliche Effekte auf die Ablaufqualität der Nachklärung werden hier vernachlässigt. Die Behandlung der zusätzlich entstehenden Eisen- und PAK-Schlämme aus der Filtration werden über eine vereinfachte Modellierung der weiteren Schlammbehandlung und -entsorgung in einer Klärschlamm-Monoverbrennungsanlage (KSVa) modelliert. Dabei

werden mögliche Effekte auf die Faulgaserträge im Faulturm durch die Zugabe von Eisen- bzw. PAK-Schlamm hier nicht berücksichtigt.

Neben den direkten Emissionen ins Gewässer werden in der Ökobilanz auch die indirekten Emissionen und Ressourcenverbräuche bilanziert. Indirekte Effekte auf die Umwelt entstehen hierbei beim Bau der betrachteten Verfahren (= Infrastruktur), durch deren Bedarf an Strom und Betriebsmittel (z.B. Fällungschemikalien, Polymer, Aktivkohle) und bei der Behandlung von zusätzlich produziertem Schlamm. Das vereinfachte Modell der Schlammbehandlung enthält die Strom- und Polymerverbräuche in der Eindickung, Faulung und Entwässerung sowie Transport und thermische Behandlung in der Klärschlammmono-verbrennung (KSVA) mit Deponierung der Aschen.

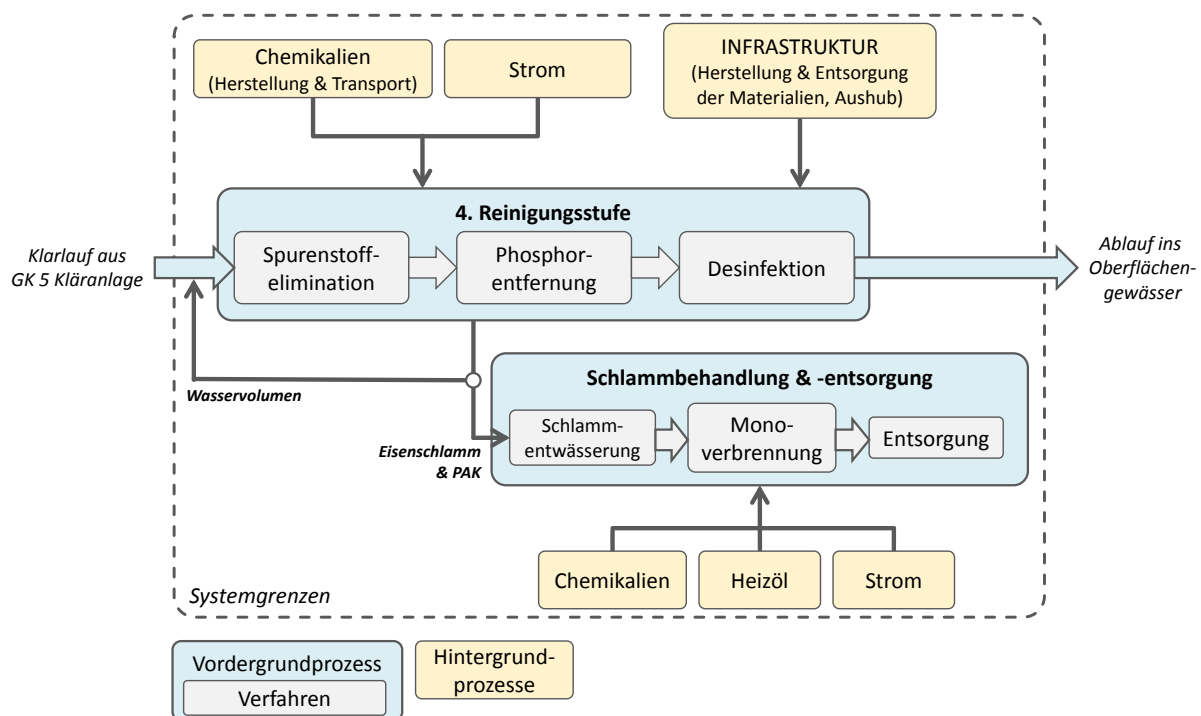


Abbildung 8.1: Systemgrenzen der Ökobilanz

8.2.5 Beschreibung der ausgewählten Szenarien

Nachfolgend wird zunächst das Referenzszenario (= „Referenz“) mit Flockungsfiltration über einen Zweischichtfilter (ZSF) und UV-Desinfektion (UV) dargestellt (vgl. Remy (2013)). Auf diese existierende 4. Reinigungsstufe aufbauend werden die betrachteten Szenarien zur Integration der Spurenstoffelimination beschrieben. In Abbildung 8.2 werden diese Szenarien schematisch dargestellt.

Für die Elimination von organischen Spurenstoffen aus dem Abwasser existieren bisher keine legislativen Zielvorgaben hinsichtlich der Entfernungsraten oder Grenzwerte. Daher sind in dieser Studie für die jeweiligen Szenarien definierte Dosierungsspannen für Ozon und Pulverkohle bzw. Standzeiten von GAK-Filtern betrachtet worden. Es wird jeweils eine niedrige, mittlere und hohe Dosierung für jedes Szenario gerechnet. Die spezifischen Dosiermengen für alle betrachteten Fälle sind in Tabelle 8.2 abgebildet und beziehen sich für Ozon und PAK jeweils auf die entsprechende DOC-Konzentration des zu behandelnden Abwassers, indem ein konstanter Faktor (g Ozon/g DOC bzw. g PAK/g DOC) eingeführt wird.

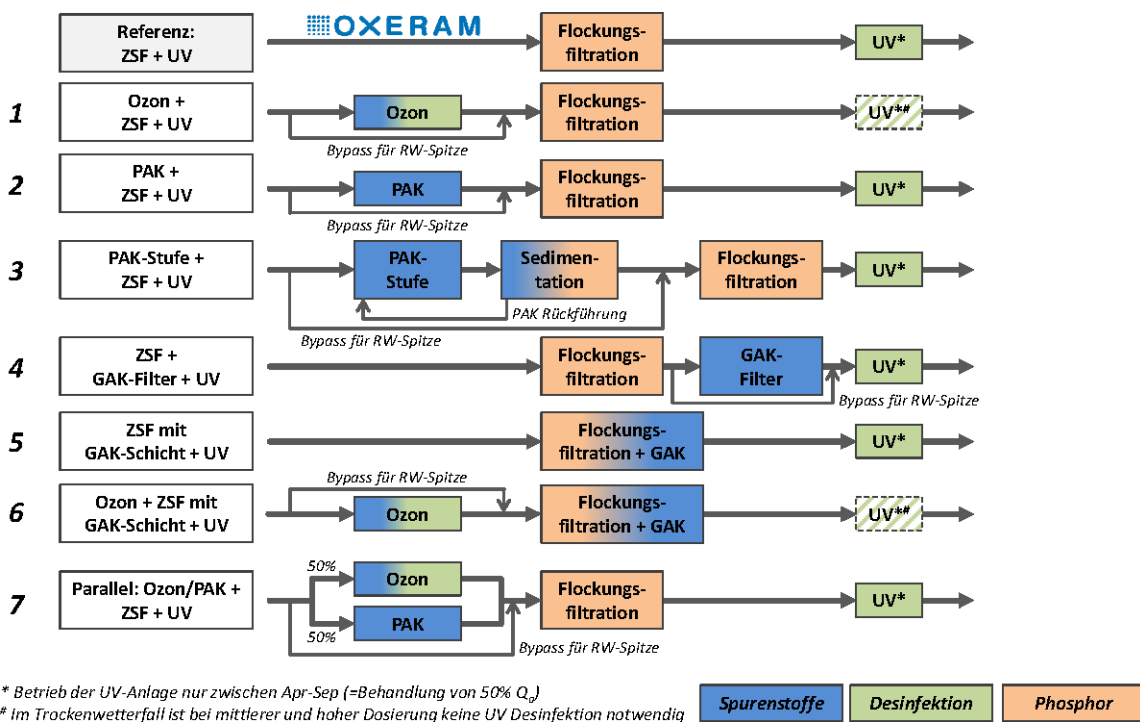


Abbildung 8.2: Schematische Übersicht der betrachteten Szenarien der Ökobilanz

Folgende Szenarien werden im Folgenden betrachtet:

1) Referenz: ZSF (Q_{RW}) + UV (Q_{RW})

Der Kläranlagenablauf wird über ein Pumpwerk gehoben ($\Delta H = 6$ m). Dann erfolgen zur Fällung des Phosphors eine Rohrflockung (Dosierung von Eisen(III)-chlorid, $FeCl_3$, über einen statischen Einmischer) und eine abwärtsdurchströmten Zweischichtfiltration (1730 m² Filterfläche). Am Ende wird über UV-Bestrahlung das Abwasser saisonal desinfiziert. Der ZSF und die UV-Anlage sind auf die Regenwetterspitze von $Q_{RW} \leq 7,4$ m³ s⁻¹ ausgelegt.

2) Ozon (Q_{TW}) + ZSF (Q_{RW}) + UV (Q_{RW})

Der Kläranlagenablauf wird mit Ozon behandelt, wobei die Ozonung auf die Trockenwetterspitze von $Q_{TW} = 4,5$ m³ s⁻¹ dimensioniert wird. Volumenströme $> Q_{TW}$ werden über einen Bypass um die Ozonung zum nachfolgenden ZSF geleitet. Dies entspricht etwa 2,7 % des jährlich behandelnden Volumens im Kläranlagenablauf. Aufgrund der Desinfektionswirkung der Ozonung kann bei entsprechend hoher Ozondosis im Trockenwetterfall die saisonale UV-Bestrahlung ausgeschaltet werden.

3) PAK (Q_{TW}) + ZSF (Q_{RW}) + UV (Q_{RW})

PAK wird direkt vor den ZSF dosiert, und zwar vor der Dosierung von $FeCl_3$. Damit ergibt sich eine Kontaktzeit im Überstau des Filters sowie im Filterbett. Die Dosierung von PAK wird auf $Q_{TW} = 4,5$ m³ s⁻¹ begrenzt, höhere Volumenströme führen damit zu einer geringeren volumenbezogenen Dosierung. Aufgrund der höheren TS-Fracht durch die PAK muss das Spülintervall des ZSF in diesem Szenario verkürzt werden.

4) PAK-Stufe (Q_{TW}) + ZSF (Q_{RW}) + UV (Q_{RW})

Dieses Szenario beinhaltet einen Kontaktreaktor mit Rückführung der Aktivkohle, um die Kontaktzeit der PAK zu verlängern. Für diese separate Adsorptionsstufe mit PAK-Rückführung sind ein Misch- und ein Absetzbecken notwendig. Die Dimensionierung der PAK-Stufe erfolgt ebenfalls auf Q_{TW} . Für eine bessere Sedimentation der PAK

werden vor dem Absetzbecken Polymere und zusätzlich FeCl_3 dosiert. Die PAK wird als Überschussschicht separat aus der Sedimentation abgezogen, so dass das Spülintervall im ZSF unverändert bleibt.

5) ZSF (Q_{RW}) + GAK-Filter (Q_{TW}) + UV (Q_{RW})

In diesem Szenario wird nach dem ZSF ein separater GAK-Filter geschaltet. Die Auslegung der GAK-Filter geschieht über die festgelegte minimale Leerbettverweilzeit (= „empty bed contact time“, EBCT) von 20 min bei Q_{TW} . Anders als bei den Szenarien mit PAK und Ozonung werden beim GAK-Filter keine konstanten Eliminationsgrade erreicht, sondern ein spezifischer Filterdurchbruch für einzelne Spurenstoffe nach bestimmten behandelten Wasservolumina (= Bettvolumen, BV) erwartet.

6) ZSF (Q_{RW}) mit GAK als 2. Filterschicht (Q_m) + UV (Q_{RW})

Dieses Szenario realisiert die GAK-Filtration als zweite Filterschicht im vorhandenen ZSF, indem die oberen 1,4 m mit GAK gefüllt (Austausch von 1,2 m Anthrazit und 0,2 m Sand). Die Filterfläche bleibt hier gleich (1730 m^2), so dass bei mittlerer Filtergeschwindigkeit von $v_{f,m} = 5,8 \text{ m h}^{-1}$ ($Q_m = 2,8 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) eine mittlere EBCT von 14,4 min für die GAK-Schicht erreicht wird. Bei Q_{TW} resultiert aus dem höheren Durchfluss eine minimale EBCT von nur 9 min.

7) Ozon (Q_{TW}) + ZSF (Q_{RW}) mit GAK als 2. Filterschicht (Q_m) + UV (Q_{RW})

Dieses Szenario enthält sowohl eine Ozonung als auch eine GAK-Filtration als zweite Filterschicht. Wie im Szenario 1 wird die Ozonung auf Q_{TW} dimensioniert und Volumenströme $> 4,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ über einen Bypass um die Ozonung geleitet ($2,7 \% Q_a$). Nachfolgend wird das Abwasser über den ZSF mit GAK als 2. Filterschicht (siehe Szenario 5) behandelt. Aufgrund der teilweise desinfizierenden Wirkung von Ozon kann bei hoher Ozondosis im Trockenwetterfall die UV-Bestrahlung ausgeschaltet werden.

8) Ozon & PAK parallel (Q_{TW}) + ZSF (Q_{RW}) + UV (Q_{RW})

Dieses Szenario betrachtet einen Parallelbetrieb von Ozonung und Direktdosierung von PAK. Beide Verfahren sind dabei auf $50\% Q_{TW}$ ausgelegt, so dass jeweils die Hälfte des Klarlaufs behandelt wird. Volumenströme $> 4,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ werden per Bypass um beide Verfahren geleitet. Aufgrund der um 50% geringeren PAK-Fracht auf den ZSF im Vergleich zu Szenario 2 wird hier vereinfacht angenommen, dass das Spülintervall durch die PAK-Dosierung nicht verkürzt werden muss.

Tabelle 8.2: Spezifische Dosierung von Ozon, PAK und GAK in den betrachteten Szenarien

		MIN	MITTEL	MAX
DOC	[mg l^{-1}]	12,8		
Ozonung	[$\text{g O}_3/\text{g DOC}$]	0,4	0,7	1,0
PAK	[g PAK/g DOC]	1,0	2,5	4,0
GAK	[BV]	50 000	20 000	8 000

8.2.6 Datenqualität

Referenzszenario

Qualität und Menge des Kläranlagenablaufs werden in Anlehnung an vorangegangene Forschungsprojekte definiert (OXERAM2, (Remy 2013)) und stammen aus mehrjährigen Durchschnittswerten eines Berliner Klärwerks. Die Planungsdaten zur P-Entfernung und der

UV-Desinfektion sind ebenfalls aus OXERAM 2 entnommen (Remy 2013) und basieren auf Planungsgrundlagen der Berliner Wasserbetriebe.

Spurenstoffelimination

Die großtechnische Dimensionierung der Verfahren zur Spurenstoffelimination (Ozonung, PAK, GAK, Raumfilter) ist durch BWB im Projekt IST4R erstellt worden und bezieht sich auf den spezifischen Kläranlagenablauf der hier betrachteten GK 5 Kläranlage. Die Anpassung der erforderlichen Leistung der UV-Lampen für eine ausreichende Desinfektion bei Verbesserung der Transmission (durch Ozon, PAK, GAK, ZSF) und durch verbesserte Keimreduktion der vorgeschalteten Verfahren (ZSF, Ozon) wurde über Ergebnisse von Laborversuchen des UV-Anlagenherstellers Xylem WEDECO (Kruse et al. 2015) mit Abwasser aus den Pilotanlagen für diese Studie abgeschätzt (Anhang 12.2.4).

Der Materialverbrauch für die Errichtung der Anlagen (Infrastruktur) wird über Bemessungsangaben der BWB abgeschätzt. Die Effizienz der Verfahren hinsichtlich der Spurenstoffelimination wird direkt aus den Ergebnissen der Pilot- und Laborversuche (Kapitel 4 und 5) übernommen.

Betriebsmittel und Herstellung

Die Betriebsmittel für die Ozonung in der großtechnischen Umsetzung (Strom und Flüssigsauerstoff) beziehen sich auf Herstellerangaben oder veröffentlichte Berichte bereits realisierter Anlagen. Die Daten für Herstellung und Reaktivierung von Aktivkohle sind aus wissenschaftlichen Veröffentlichungen zusammengestellt. Die Daten zur Aktivkohleherstellung beziehen im Grundsatz auf eine Veröffentlichung aus dem Jahr 2005 und sind ggf. nicht mehr repräsentativ für heutige Produktionsverfahren. Unterschiede in den Umweltauswirkungen durch Verwendung verschiedener Rohstoffe für die Aktivkohleherstellung (Steinkohle, Braunkohle, Kokosnussschalen) werden in einer Sensitivitätsanalyse untersucht (Tabelle 8.14).

Schlammbehandlung

Die Modellierung der vereinfachten Schlammbehandlung basiert auf Betriebsdaten der Berliner Klärwerke, die aus vorangegangenen Studien entnommen und zusammengefasst worden sind (KWB 2012; Mutz 2013). Für das Szenario „PAK-Stufe + ZSF + UV“ wurde eine mögliche separate Entsorgung des heizwertreichen PAK-Schlammes als Ersatzbrennstoff (EBS) in einem Kohlekraftwerk als Sensitivitätsanalyse modelliert. Die Substitution von Braunkohle wurde hier aus ecoinvent v3.1 (Weidema et al. 2013) und der Einsatz der Kammerfilterpresse als Entwässerungsmethode über Literaturdaten aus MURL (1999) abgeschätzt.

Weitere Hintergrundprozesse

Basismaterialien wie Strom, Chemikalien und Baustoffe für die Infrastruktur stammen aus der Ökobilanz Datenbank ecoinvent v3.1 (Weidema et al. 2013). Für den Strommix wurde der aktuelle Datensatz aus ecoinvent v3.1 entnommen (Referenzjahr 2008-2012). Für die Sensitivitätsanalyse des zukünftigen Strommixes in Deutschland in den Jahren 2030 und 2050 wurden Daten aus der Literatur entnommen (Schlesinger et al. 2010).

Tabelle 8.3: Datenqualität der verwendeten Daten für die Ökobilanz

Art	Herkunft	Qualität
Referenzzustand: Abwasserqualität, Strom- und Betriebsmittel, Volumenströme	BWB	aktuelle Primärdaten Kläranlagen Ablauf (Jahresdurchschnitt 2006-2010)
Schlammbehandlung	vorangegangene Studien, Basis: Betriebsdaten BWB	aktuelle Daten (2009) zur Schlammbehandlung in Berlin
P-Entfernung und UV- Desinfektion (Basisszenario)	BWB (Projekt: OXERAM)	Planungsdaten der BWB (Berliner Randbedingungen)
Planung großtechnische Umsetzung der Verfahren	Planung von BWB	Planungsdaten der BWB
Effizienz der Verfahren in der Elimination von Spurenstoffen	Pilot- und Laborergebnisse	aktuelle Primärdaten mit Berliner Abwasserzusammensetzung
UV-Desinfektion (Veränderung des Energiebedarfs)	Laborversuche von Xylem- WEDECO, Abwasser der Pilotanlagen	Auslegung der UV-Anlagen durch Hersteller
Großtechnische Umsetzung Ozonung (Strom und Betriebsmittel)	Herstellerangaben, Berichte zu großtechnischen Anlagen	aktuelle Daten von Hersteller und Betreiber
Herstellung und Reaktivierung von Aktivkohle	Literatur und wissenschaftliche Veröffentlichungen	älterer Datensatz (vor 2005)
Basismaterialien: Strom, Chemikalien, Baustoffe	Ökobilanz Datenbank: ecoinvent v3.1	Strommix D 2010, Chemikalien und Baumaterial nach europäischem Durchschnitt
Prognosen Strommix 2030, 2050	Studie im Auftrag des BMW	prognostizierte Daten, Grundlage: derzeitige rechtliche Rahmenbedingungen

8.2.7 Allokation & Systemerweiterung

In der KSVA wird der entwässerte Schlamm thermisch behandelt. Dabei wird der Verbrennung u.a. durch Stützfeuerung oder PAK thermische Energie (Heizwert) zugeführt und über Dampfturbinen in elektrische Energie transformiert. Der produzierte Strom (Nettostromproduktion) kann in das bestehende Stromnetz eingespeist werden und wird daher in der Ökobilanz als Gutschrift angerechnet. Hierfür wird der genutzte Netzstrom entsprechend substituiert („avoided burden approach“).

Bei der Sensitivitätsanalyse wird ebenfalls ein alternativer Entsorgungsweg für den aktivkohlehaltigen Schlamm über die energetische Verwertung in einem Kohlekraftwerk betrachtet. Hierbei substituiert der Schlamm als Ersatzbrennstoff die Braunkohle. Die

ersetzte Menge an Braunkohle im Kohlekraftwerk wird dem entsprechenden System gutgeschrieben.

8.2.8 Sensitivitätsanalyse

Folgende Aspekte werden in gezielten Sensitivitätsanalysen geprüft, um den Einfluss der Annahmen auf die Ergebnisse und Aussagen der Studie zu prüfen:

- Rohstoff für Aktivkohleherstellung:
Im Standardmodell wird die Herstellung der Aktivkohle nach Bayer et al. (2005) mit dem Rohstoff Steinkohle bilanziert. Daneben existieren auf dem Markt Aktivkohlen u.a. auf Basis von Braunkohle und Kokosnussschalen. Es wird der Einfluss des Rohmaterials in der Aktivkohleherstellung auf die Aktivkohle-Szenarien untersucht, indem der Datensatz für Aktivkohleproduktion und –verbrennung entsprechend angepasst wird.
- Entwicklung des Strommix in Deutschland (Energiewende):
Bei den Verfahren mit hohem Strombedarf (insbesondere die Ozonung) hat der angenommene Strommix naturgemäß einen hohen Einfluss auf die Umweltauswirkungen. Durch die Energiewende in Deutschland wird sich der Anteil an regenerativen Energiequellen in Zukunft deutlich erhöhen. In dieser Analyse wird der prognostizierte deutsche Strommix der Jahre 2030 und 2050 angenommen.
- Übertragbarkeit auf andere Kläranlagen: Variation der DOC-Konzentration
Die spezifische Dosierung der Betriebsmittel für die Spurenstoffelimination (Ozon, PAK, GAK) ist in dieser Studie auf die DOC-Konzentration im Ablauf der Kläranlage bezogen. Diese DOC-Konzentration liegt in Berlin mit $12,8 \text{ mg l}^{-1}$ DOC im bundesweiten Vergleich relativ hoch. Daher wird hier eine Halbierung der DOC-Konzentration auf $6,4 \text{ mg l}^{-1}$ angenommen.
- PAK als Ersatzbrennstoff (Szenario 3: PAK-Stufe + ZSF + UV):
In der PAK-Stufe mit Sedimentation kann der PAK-Schlamm separat vom Eisenschlamm abgeführt und entsorgt werden. Dieser PAK-Schlamm kann dann getrennt entwässert und als Ersatzbrennstoff (EBS) in einem Braunkohlekraftwerk energetisch optimal verwertet werden. Dieser alternative Entsorgungsweg wird mit der konventionellen Schlammmentsorgung über die Klärschlammmonoverbrennung (KSVA) verglichen.

8.2.9 Wirkungsindikatoren

In Tabelle 8.4 sind die für die Wirkungsabschätzung ausgewählten Wirkungsindikatoren dargestellt. Drei Indikatoren basieren auf der Methodik ReCiPe 2008 (Goedkoop et al. 2009), wobei hier „midpoint“-Indikatoren aus der Hierarchist-Perspektive verwendet werden. Langzeitemissionen > 1000a (z.B. aus Deponien, Kohleminen etc.) sind von der Betrachtung ausgeschlossen. Die ReCiPe-Methodik wird ergänzt durch Indikatoren für den kumulierten Energieaufwand nach VDI-Richtlinie VDI 4600 (VDI 2012) sowie dem globalen Konsensmodell zur Toxizitätsbewertung USEtox® (Rosenbaum et al. 2008). USEtox® ist ein Multikompartiment-Modell zur Berechnung des Umweltverhaltens verschiedener Stoffe und zur Ableitung von Wirkungsfaktoren hinsichtlich Human- und Ökotoxizität. Die verwendeten Charakterisierungsfaktoren der direkten Emissionen (Schwermetalle und Spurenstoffe) für das Human- und Ökotoxizitätspotential nach USEtox® sind in Anhang 12.2.6 dargestellt. Dabei wurden für die organischen Spurenstoffe neu erstellte Charakterisierungsfaktoren des USEtox®-Modells genutzt, die im Forschungsprojekt DEMAU (www.demeau-fp7.eu) erstmals berechnet wurden.

Tabelle 8.4: Übersicht der betrachteten Wirkungsindikatoren

Sachbilanzergebnisse	Wirkungsindikator	Charakterisierungsfaktor	Einheit
Kumulierter Energieaufwand (VDI 4600)			
Primärenergieaufwand an fossilen und nuklearen Energieträgern	Primärenergiegehalt der fossilen + nuklearen Ressourcen	kumulierter Energieaufwand fossil+nuklear ($KEA_{\text{fossil+nuklear}}$)	[MJ]
Klimawandel (ReCiPe, Midpoint, ohne Langzeitemissionen, Hierarchist-Perspektive)			
Emission an Treibhausgasen (CO_2 , CH_4 , N_2O etc.)	Verstärkung der Infrarotstrahlung	Treibhauspotential (THP) über 100a	[kg CO_2 -eq]
Versauerung (ReCiPe, Midpoint ohne Langzeitemissionen, Hierarchist-Perspektive)			
Emission an SO_2 , NO_x , NH_3 in die Atmosphäre	Basensättigung	Versauerungspotential im Boden (AP)	[kg SO_2 -eq]
Eutrophierung Süßwasser (ReCiPe, Midpoint ohne Langzeitemissionen, Hierarchist-Perspektive)			
Emission an P-Verbindungen in Gewässer	P-Konzentration	Süßwasser Eutrophierungspotential (FEP)	[kg P-eq] in Süßwasser
Humantoxizität (USEtox [®])			
Emission an humantoxischen Substanzen (Luft, Wasser, Boden)	Dosis-Wirkungsbeziehung	Humantoxizitätspotential, gesamt = kanzerogen + nicht-kanzerogen (HTP)	[CTU_h] = [cases/kg _{emitted}]
Süßwasser Ökotoxizität (USEtox [®])			
Emission an ökotoxischen Substanzen (Luft, Wasser, Boden)	Konzentrations-Wirkungsbeziehung	Ökotoxizitätspotential auf Süßwasserorganismen (ETP)	[CTU_e] = [$PAF \cdot m^3 \cdot d / kg_{emitted}$]

8.2.10 Normalisierung

Die Indikatorergebnisse werden normalisiert, indem sie auf die durchschnittlichen Umweltwirkungen pro Einwohner in Europa (EU27) bezogen werden. Somit werden die berechneten gesamten Umweltwirkungen der Verfahren mit den Gesamtemissionen pro Einwohner und Jahr in Europa (EU 27) verglichen. Der Normalisierungsfaktor für den KEA hat das Bezugsjahr 2013 mit den EU 28 Staaten (Eurostat 2015). In Tabelle 8.5 sind die verwendeten Normalisierungsfaktoren aufgelistet.

Tabelle 8.5: Normalisierungsfaktoren pro Einwohner und Jahr (EU 27 bzw. EU28)

Wirkungskategorie	Einheit	Quelle
KEA fossil+nuklear	121.454 MJ/(EW _{EU} *a)	(Eurostat 2015)
Klimawandel (THP)	11.215 kg CO ₂ -eq/(EW _{EU} *a)	(Goedkoop et al. 2009)
Versauerung (AP)	34,4 kg SO ₂ -eq/(EW _{EU} *a)	(Goedkoop et al. 2009)
Süßwasser Eutrophierung (FEP)	0,415 kg P-eq/(EW _{EU} *a)	(Goedkoop et al. 2009)
Humantoxizität (HTP)	8,47*10 ⁻⁴ CTU _H /(EW _{EU} *a)	(Laurent et al. 2011)
Ökotoxizität (ETP)	5.060 CTU _e /(EW _{EU} *a)	(Laurent et al. 2011)

8.2.11 Interpretation und kritische Prüfung

Bei dieser Studie handelt es sich um eine vergleichende Ökobilanz. Momentan existieren von der gesetzgebenden Seite noch keine Zielvorgaben zu Anforderungen an Verfahren zur weitergehenden Elimination von organischen Spurenstoffen auf Kläranlagen. Daher sind in dieser Ökobilanz die technisch und ökonomisch möglichen Dosierungsspannen (niedrige, mittlere und hohe Dosierung) für die verschiedenen Szenarien untersucht worden. Diese Ergebnisse sollen auf künftige rechtliche Rahmenbedingungen vorbereiten, so dass die potentiellen Umweltauswirkungen bei einer Festlegung künftiger Rahmenbedingungen über die entsprechend notwendige Dosiermenge einfach abgeschätzt werden können. **Aufgrund der fehlenden legislativen Vorgaben für die zu erzielende Wirkung der Verfahren kann daher abschließend keine Bewertung zur Bevorzugung eines Verfahrens abgegeben werden. Ein direkter Vergleich der betrachteten Verfahren zur Spurenstoffelimination ist nicht möglich, da unterschiedliche Entfernungsleistungen für die betrachteten Zielstoffe erreicht werden.**

Die Validierung der verwendeten Daten wurde in enger Zusammenarbeit mit den Projektpartnern (TU Berlin, BWB, KWB) durchgeführt, um eine hohe Qualität in der Datenbasis für die Modellierung zu bieten. Eine kritische Prüfung der Ökobilanz gemäß ISO 14040 (ISO 2009) von externen Gutachtern wurde nicht durchgeführt.

8.3 Sachbilanz

In diesem Kapitel wird zunächst das Referenzszenario (Flockungsfiltration und UV-Desinfektion) basierend auf den Ergebnissen von OXERAM 2 (Remy 2013) dargestellt (Abschnitt 3.1). In den Abschnitten 3.2 bis 3.8 sind die einzelnen Szenarien in ihrer verfahrenstechnischen Umsetzung, ihren Bedarf an Betriebsmitteln und dem ggf. zusätzlichen Schlammanfall erläutert und in Tabelle 8.6 dargestellt. Die Ablaufqualität hinsichtlich der P-Entfernung und der Spurenstoffelimination sowie die Anpassungen im Stromverbrauch der UV Desinfektion sind in Abschnitt 3.9 erläutert. Die infrastrukturellen Aufwendungen sind in Abschnitt 3.10, die Hintergrundprozesse (Aufwand an Baumaterialien und Herstellung der Betriebsmittel Strom und Chemikalien) in Abschnitt 3.11 zusammengefasst. In Abschnitt 3.12 sind die wichtigsten Annahmen und Parameterveränderungen der Sensitivitätsanalyse dargestellt.

Für die Stoffstrommodellierung wurde die Ökobilanzsoftware Umberto® NXT LCA 7.1.8 genutzt (IFU & IFEU 2014). Für die Modellierung von Basismaterialien (Chemikalien, Baustoffe, Transport etc.) wurde auf die Ökobilanzdatenbank ecoinvent v3.1 zurückgegriffen.

Tabelle 8.6: Bedarf an Betriebsmittel pro Jahr für die Verfahren zur Spurenstoffelimination (Ozon, Pulveraktivkohle und granuliert Aktivkohle)

	Einheit	Ozon + ZSF + UV			PAK + ZSF + UV			PAK-Stufe + ZSF + UV			ZSF + GAK-Filter + UV			GAK-Schicht in ZSF + UV			Ozon + GAK in ZSF + UV			Ozon / PAK + ZSF + UV		
		n	m	h	n	m	h	n	m	h	n	m	h	n	m	h	n	m	h	n	m	h
Ozon Auslegung: Q_{max}	$m^3 s^{-1}$	$Q_{TW} = 4,5$															$Q_{TW} = 4,5$			$0,5 \cdot Q_{TW} = 2,25$		
Ozon: E_{DOC}	$g g_{DOC}^{-1}$	0,4	0,7	1,0													0,4	0,7	1,0	0,4	0,7	1,0
NO ₂ -N	$mg l^{-1}$	0,3															0,3			0,3		
Ozon-Konzentration	$mg l^{-1}$	6,1	10,0	13,8													6,1	10,0	13,8	6,1	10,0	13,8
Ozonbedarf	kt a⁻¹	0,54	0,89	1,18													0,54	0,89	1,18	0,27	0,44	0,59
PAK Auslegung: Q_{max}	$m^3 s^{-1}$				$Q_{TW} = 4,5$			$Q_{TW} = 4,5$												$0,5 \cdot Q_{TW} = 2,25$		
PAK: E_{DOC}	$g g_{DOC}^{-1}$				1,0	2,5	4,0	1,0	2,5	4,0										1,0	2,5	4,0
PAK-Konzentration	$mg l^{-1}$				12,8	32,0	51,2	12,8	32	51,2										12,8	32,0	51,2
PAK-Bedarf	kt a⁻¹				1,14	2,84	4,54	1,14	2,84	4,54										0,57	1,42	2,27
GAK Auslegung: Q_{max}	$m^3 s^{-1}$										$Q_{TW} = 4,5$			$Q_m = 2,8$			$Q_m = 2,8$					
GAK: Bettvolumina	$m^3 m^{-3}$										50k	20k	8k	50k	20k	8k	50k	20k	8k			
Austauschraten	a										4,6	1,8	0,7	1,2	0,5	0,2	1,2	0,5	0,2			
GAK-Bedarf	kt a⁻¹										0,60	1,48	3,72	0,64	1,59	3,99	0,64	1,59	3,99			

n = niedrige Dosierung

m = mittlere Dosierung

h = hohe Dosierung

Q_{TW} = Trockenwetterspitze; Q_{RW} = Regenwetterspitze; Q_m = mittlere Durchflussgeschwindigkeit

8.3.1 Referenzszenario: ZSF + UV

Infrastruktur:

Die ZSF sind auf $Q_{RW} = 7,4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ dimensioniert. Die Filterfläche beträgt $A_f = 1\,730 \text{ m}^2$ (maximale Filtergeschwindigkeit $v_{f,max} = 10 \text{ m h}^{-1}$ bei Q_{TW} und $v_{f,max} = 15 \text{ m h}^{-1}$ bei Q_{RW}). Eine Redundanz der Filter für kurzfristige Volumenströme bis 17 m h^{-1} wird ebenfalls vorgesehen. FeCl_3 wird über einen statischen Einmischer für die P-Fällung dosiert (Rohrflockung). Die UV-Desinfektion mit 3 357 UV-Lampen (Mitteldruckstrahler) ist für $Q_{RW} = 7,4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ausgelegt.

Strom- und Chemikalienbedarf:

Der Kläranlagenablauf wird um $\Delta H = 6 \text{ m}$ gehoben. Dies entspricht einen Stromverbrauch von 30 Wh m^{-3} bei einem elektrischen Wirkungsgrad von $\eta_{el} = 55 \%$. Es werden für die Flockung $4 \text{ mg l}^{-1} \text{ Fe}$ dosiert. Für die Dosierung von FeCl_3 über eine Dosierpumpe werden $0,1 \text{ Wh m}^{-3}$ für den Stromverbrauch abgeschätzt. Der ZSF wird alle 24 h mit ca. 5 bar gespült. Die jährliche Spülwassermenge entspricht 4 % des jährlichen Volumenstroms Q_a des Zulaufs. Der Stromverbrauch der Spülung beträgt 10 Wh m^{-3} Zulauf ZSF. Zusätzlich wird die Rückführung in die Kläranlage (Pumpen, 1 Wh m^{-3}) und die benötigte Kühlung der Elektroversorgung (1 Wh m^{-3}) berücksichtigt. Der Stromverbrauch für die UV Desinfektion beträgt 35 Wh m^{-3} (Remy 2013).

Schlammbehandlung:

Für die Schlammbehandlung werden der Stromverbrauch der Eindickung ($2,1 \text{ kWh m}^{-3}$), Faulung ($4,19 \text{ kWh m}^{-3}$) und Entwässerung ($3,8 \text{ kWh m}^{-3}$) sowie der Verbrauch an Polymeren bei der Eindickung ($0,73 \text{ g/g TS}$) und bei der Entwässerung ($12,4 \text{ g/g TS}$) nach vorhandenen Studien abgeschätzt (KWB 2012). Der Transport des entwässerten Schlammes (28 % TS) zur Klärschlammmonverbrennung (KSPA) beträgt 35 km. Die KSPA wurde wie in Mutz (2013) modelliert, wobei die erforderliche Stützfeuerung (Heizöl) für den anorganischen Schlamm der Flockungsfiltration über eine vereinfachte Heizwertberechnung abgeschätzt wurde (siehe Anhang 12.2.1). Die Nettostromproduktion der KSPA Ruhleben beträgt 4,6 % des zugeführten Heizwerts inklusive Stützfeuerung. Die tägliche Schlammfracht und -zusammensetzung sind in Tabelle 8.9 zusammenfassend dargestellt.

8.3.2 Szenario 1: Ozon + ZSF + UV

Infrastruktur:

Die Ozonung ist vor der Flockungsfiltration angeordnet und auf $Q_{TW} = 4,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ausgelegt. Volumenströme $> 4,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ werden über einen Bypass um die Ozonung geleitet (Abbildung 8.4). Dabei werden 2,7 % Q_a nicht in der Ozonung behandelt. Die hydraulische Verweilzeit HRT des Ozons im Ozonreaktor (= Eintrags- und Austragszone) variiert mit der Ozon-Dosierung aufgrund des maximalen Gaseintrags der Begaser pro Fläche. Daher erhöht sich mit der Ozondosis die Grundfläche und somit die HRT in der Eintragszone des Ozonreaktors (siehe Tabelle 8.7).

Aufgrund der oxidativen und keimreduzierenden Wirkung von Ozon kann für die UV-Desinfektion die spezifische Lampenleistung angepasst werden. Trotz ausreichender Desinfektionsleistung der Ozonung bei mittlerer und hoher Dosierung im Trockenwetter muss die Infrastruktur für $Q > 4,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (Bypass im Regenwetterfall) vorgehalten werden. Der infrastrukturelle Aufwand für die UV Anlage ändert sich demnach nicht. Für die P-Entfernung durch die Flockungsfiltration (Rohrflockung + ZSF) ergeben sich zum Referenzszenario keine Änderungen.

Strom- und Chemikalienbedarf:

Die Hebung des Abwassers um $\Delta H = 6 \text{ m}$ (30 Wh m^{-3}) sind für dieses Szenario ebenfalls ausreichend. Die Aufwendungen für die Flockungsfiltration bleiben unverändert.

Die spezifische Ozondosis hängt im Wesentlichen von der DOC-Konzentration im Zulauf der Ozonung ab ($=12,8 \text{ mg l}^{-1} \text{ DOC}$). Zusätzlich muss aufgrund der hohen Reaktivität von Nitrit mit Ozon die Nitrit-N-Konzentration ($0,3 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_2\text{-N}$) beim Ozoneintrag berücksichtigt werden, da die effektiv wirksame Ozondosis durch Nitrit gezehrt wird. Es muss daher auf die Ozondosis nach spezifischer Dosierung auf den DOC (E_{DOC}) eine zusätzliche Ozonfracht mit $3,43 \text{ mg O}_3$ pro $\text{NO}_2\text{-N} = 1,0 \text{ mg l}^{-1} \text{ O}_3$ addiert werden (Tabelle 8.7).

Für die Ozonung werden ein Verbrauch an 10 kg Flüssigsauerstoff sowie 13 kWh Strom pro kg produziertem Ozon angenommen (BAFU 2012; Eawag 2009; ISA 2011; Ried et al. 2009). Die Berechnung ist in Anhang 12.2.2 detailliert aufgeführt.

Die Leistung der UV-Lampen und somit der spezifische Stromverbrauch für die UV-Desinfektion reduziert sich mit der Höhe der Ozondosis (Kruse et al. 2015). Bei $Q \leq 4,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ist bei einer mittleren und hohen Ozondosis keine weitere UV-Desinfektion notwendig. Bei $Q_{\text{RW}} = 7,4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ werden ca. 40 % des Volumenstroms über den Bypass um die Ozonung geleitet. So muss bei Regenwetterereignissen ($Q > 4,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) aufgrund unzureichender Desinfektion durch die Ozonung dennoch über die UV-Anlage desinfiziert werden (Tabelle 8.12). Die Abschätzungen zum Stromverbrauch der UV-Anlage sind in Anhang 12.2.4 dargestellt.

Schlammbehandlung:

Keine Änderungen zum Referenzszenario.

Tabelle 8.7: spezifischer Ozoneintrag und daraus resultierende Ozondosierung sowie minimale Aufenthaltszeiten des Ozons im Reaktor (Eintrags- und Austragszone)

		niedrig	mittel	hoch
spez. Ozoneintrag E	g O₃/g DOC	0,4	0,7	1,0
DOC	mg/L	12,8		
O ₃ -Dosis	mg O ₃ /L	5,1	9,0	12,8
NO ₂ -N	mg/L	0,3		
O₃-Dosis (gesamt)	mg O₃/L	6,1	10,0	13,8
min. hydraulische Verweilzeit HRT _{min}	min	16,3	19,6	22,5

8.3.3 Szenario 2: PAK + ZSF + UVInfrastruktur:

Die Dosierung der Pulveraktivkohle (PAK) geschieht vor der Flockungsfiltration und ist auf $Q_{\text{TW}} = 4,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ dimensioniert. Volumenströme $> 4,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ($=2,7 \% Q_a$) werden über einen Bypass um die PAK-Dosierung geleitet (Abbildung 8.5). In der Konfiguration der Flockungsfiltration und der UV-Desinfektion gibt es keine Veränderungen zum Referenzszenario. Lediglich die Lampenleistung der UV-Desinfektion ändert sich durch die Verbesserung der Transmission nach Behandlung des Abwassers mit PAK.

Strom- und Chemikalienbedarf:

Analog den vorangegangenen Szenarien ist eine Wasserhebung von $\Delta H = 6 \text{ m}$ (30 Wh m^{-3}) ausreichend. Die Dosierung der PAK geschieht über Treibstrahlpumpen, wofür ein Strombedarf von $2,5 \text{ Wh m}^{-3}$ angenommen wird (Schwentner (2012); Alt et al. (2015)).

Die FeCl_3 -Dosierung mit $4 \text{ mg l}^{-1} \text{ Fe}$ bleibt unverändert. Aufgrund der hohen Feststoffbeladung durch PAK werden die Spülintervalle des ZSF angepasst. Bei niedriger PAK-Dosierung ($12,8 \text{ mg l}^{-1}$) beträgt das Intervall 18 h. Bei $p = 5 \text{ bar}$ entspricht dies einem jährlichen Spülvolumen von $6 \% Q_a$ und einem Stromverbrauch von $13,3 \text{ Wh m}^3_{\text{Zulauf ZSF}}$. Bei mittlerer und hoher PAK-Dosierung (32 mg l^{-1} , $51,2 \text{ mg l}^{-1}$) ist ein Spülintervall von 12 h notwendig. Daraus folgt ein Stromverbrauch von 20 Wh m^{-3} bei 5 bar und ein Rückspülvolumen von $8 \% Q_a$ (Tabelle 8.8).

Durch Erhöhung der Transmission der Abwassermatrix durch die PAK-Adsorption kann die Leistung der UV-Lampen reduziert und deren Stromverbrauch angepasst werden (Tabelle 8.12).

Schlammbehandlung:

Höhere Mengen an PAK führen zu einer Erhöhung der Schlammfracht (Tabelle 8.9). Für die KSVA wird der Bedarf an Heizöl für die Stützfeuerung durch den Heizwert der PAK angepasst. Dieser ist mit $H_U = 31,4 \text{ MJ kg}^{-1}$ analog dem Heizwert für Steinkohle berücksichtigt (Weidema et al. 2013). Weitere Annahmen und Berechnungen zur Schlammbehandlung sind in Anhang 12.2.1 zu finden.

Tabelle 8.8: spezifischer PAK Eintrag, PAK Dosierung sowie Filterspülung

		niedrig	mittel	hoch
spez. PAK Eintrag	g PAK/g DOC	1,0	2,5	4,0
DOC	mg/L	12,8		
PAK-Dosis	mg PAK/L	12,8	32,0	51,2
Filter: Spülintervall	h	18	12	12
Filter: Spülvolumen	$\% Q_a$	6	8	8
Filter: spez. Stromverbrauch	$\text{Wh/m}^3_{\text{Zulauf}}$	13,3	20,0	20,0

Tabelle 8.9: tägliche Schlammfracht und -zusammensetzung sowie berechneter spezifischer Heizölbedarf für das Referenzszenario und das Szenario 2: PAK + ZSF + UV mit den unterschiedlichen Dosiermengen (niedrig = $1,0 \text{ g/g}_{\text{DOC}}$, mittel = $2,5 \text{ g/g}_{\text{DOC}}$, hoch = $4,0 \text{ g/g}_{\text{DOC}}$)

zusätzliche Schlammfrachten	Referenz	S 2, niedrig	S 2, mittel	S 2, hoch	
Abfiltrierte Stoffe (als TS)	1 000	1 000	1 000	1 000	kg d^{-1}
Eisenhydroxid-Schlamm (als TS)	2 500	2 530	2 600	2 600	kg d^{-1}
Pulveraktivkohle	-	2 990	7 470	11 960	kg d^{-1}
Trockensubstanz, gesamt	3 500	6 520	11 070	15 560	kg d^{-1}
Schlammvolumen, berechnet ($1,2 \% \text{ TS}$)	290	550	926	1 300	$\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$
Zusätzliche Schlammfracht für KSVA (TS-Gesamtfracht)*	+ 2,6	+ 4,8	+ 8,1	+ 11,4	$\%$
spez. Heizölbedarf (KSVA: 29 g/kg TS)*	36,9	29,4	18,8	8,7	g/kg_{TS}

* Berechnung basierend auf Angaben aus: ifeu (2012), TS-Gesamtfracht in der KSVA im Jahr 2012: ca. 50 000

$t_{\text{TS}/a} = 137 \text{ t}_{\text{TS}}/\text{d}$

8.3.4 Szenario 3: PAK-Stufe + ZSF + UV

Infrastruktur:

Die PAK-Stufe ist auf $Q_{TW} = 4,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ dimensioniert. Die PAK-Stufe mit Rückführung besteht aus einem Kontaktbecken mit Rührwerken, in das die PAK über Treibstrahlpumpen dosiert wird. Nach dem Kontaktbecken werden Polymer ($0,3 \text{ mg l}^{-1}$) und FeCl_3 für eine bessere Sedimentation der Pulverkohle dosiert. Dabei wird eine Erhöhung der Eisendosierung um $1 \text{ mg l}^{-1} \text{ Fe}$ im Gegensatz zur reinen P-Entfernung ($4 \text{ mg l}^{-1} \text{ Fe}$) angenommen. Im Sedimentationsbecken werden die PAK und der Fe-Schlamm abgesetzt und über die Rezirkulation in die Mischkaskade zugeführt. Die Feststoffkonzentration im System wird auf 3-4 g/l bei einer HRT von 19 min eingestellt. Überschussschlamm kann separat abgezogen werden und wird, wie das Spülwasser des ZSF, in die Vorklärung geleitet (Abbildung 8.6). Für die Flockungsfiltration und die UV-Desinfektion gibt es keine infrastrukturellen Veränderungen.

Strom- und Chemikalienbedarf:

Der Stromverbrauch der PAK-Stufe setzt sich aus den folgenden Komponenten zusammen: Pumpen für Wasserhebung, Umwälzung Kontaktbecken, Dosierung der PAK über Treibstrahlpumpen, Dosierung des Polymers und des FeCl_3 , Räumler der Sedimentationsbecken, Überschussschleabzug und Rezirkulationspumpen. Angaben zum Stromverbrauch werden in Schwentner (2012) mit umgerechnet $17,9 \text{ Wh/m}^3$ und in Alt et al. (2015) mit $24,2 \text{ Wh/m}^3$ für diese Komponenten gemacht. Für diese Studie wird ein Mittelwert von $20,9 \text{ Wh/m}^3$ verwendet. Der Bedarf für Polymer ist mit $0,3 \text{ mg/l}$ und für FeCl_3 mit 1 mg/l Fe angegeben (Schwentner 2012).

Da der PAK- und Eisen-Schlamm separat in der Sedimentation abgezogen wird, ergibt sich für die Flockungsfiltration keine Veränderung. Die Transmissionserhöhung durch die PAK-Adsorption reduziert den Stromverbrauch der UV Lampen im Vergleich zum Referenzszenario (Tabelle 8.12).

Schlammbehandlung:

Analog zu Szenario 2 wird die Schlammfracht erhöht über den Heizwert der PAK der Bedarf an Stützfeuerung in der KSVA angepasst (Anhang 12.2.1).

8.3.5 Szenario 4: ZSF + GAK-Filter + UV

Infrastruktur:

Die nachgeschaltete GAK-Filtration ist auf $Q_{TW} = 4,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ausgelegt. Bei einer minimalen EBCT von 20 min ergibt sich eine Filterfläche $A_f = 2700 \text{ m}^2$ bei einer Filterhöhe $h_f = 2 \text{ m}$. Die maximale Filtergeschwindigkeit beträgt $v_{f,max} = 6 \text{ m h}^{-1}$ (Abbildung 8.7). Für die vorgeschaltete Flockungsfiltration und die nachgeschaltete UV Desinfektion gibt es keine infrastrukturellen Veränderungen.

Strom- und Chemikalienbedarf:

Zusätzlich zur Hebung von $\Delta H = 6 \text{ m}$ vor der Flockungsfiltration wird für die GAK-Filtration eine zusätzliche Förderhöhe von $\Delta H = 2 \text{ m}$ ($= 10 \text{ Wh m}^{-3}$) benötigt. Wegen der geringen Feststoffbelastung ($< 1 \text{ mg l}^{-1} \text{ SS}$) ist ein Spülintervall von 168 h für den GAK-Filter ausreichend ($= 1,43 \text{ Wh m}^{-3}$). Rückbelastungen durch zusätzlichen Schlammanfall oder Wasservolumen werden wegen der geringen Volumina ($0,6 \% Q_a$) hier vernachlässigt.

Die unterschiedlichen „Dosierungen“ für die GAK-Filtration werden als Standzeit mit der Einheit Bettvolumen $BV [\text{m}^3_{\text{Abwasser}} / \text{m}^3_{\text{GAK}}]$ beschrieben. Die BV und die entsprechenden

Austauschzeiten sind in Tabelle 8.10 dargestellt. Die Schüttdichte der GAK ist mit $\rho = 350 \text{ kg/m}^3$ abgeschätzt. Die Änderung der Transmission durch den GAK-Filter führt zu einer Reduktion des Stromverbrauchs der UV Lampen (Tabelle 8.12).

Schlammbehandlung:

Die Schlammengen resultierend aus der Spülung der GAK-Filter werden wegen der geringen Feststoffkonzentrationen und des geringen Spülintervalls vernachlässigt. Daher gibt es keine Veränderungen in der Schlammbehandlung zum Referenzszenario.

Tabelle 8.10: spezifische GAK Standzeiten und Austauschzeiten

		GAK Filter, nachgeschaltet			GAK als 2. Filterschicht		
Bettvolumen (BV)	$\text{m}^3_{\text{Abw.}}/\text{m}^3_{\text{GAK}}$	50 000	20 000	8 000	50 000	20 000	8 000
GAK-Filtervolumen	m^3_{GAK}	5 400	5 400	5 400	2 422	2 422	2 422
Austauschintervall	a	3,17	1,27	0,51	1,33	0,53	0,21

8.3.6 Szenario 5: GAK-Schicht in ZSF + UV

Infrastruktur:

Für eine weitergehende Spurenstoffelimination werden beim Zweischichtfilter die obere Anthrazitschicht (1,2 m) sowie 0,2 m von der Sandschicht mit einer GAK-Schicht ausgetauscht. Hierbei beträgt die GAK-Schichthöhe $h_{f,\text{GAK}} = 1,4 \text{ m}$ und die Stützschicht aus Sand hat eine Höhe von 0,6 m. Bei der vorhandenen Filterfläche von $A_f = 1\,730 \text{ m}^2$ und einem mittleren Volumenstrom von $Q_m = 2,8 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ liegt die mittlere EBCT bei 14,4 min. Die mittlere Filtergeschwindigkeit beträgt $v_{f,m} = 5,8 \text{ m h}^{-1}$. Der infrastrukturelle Aufwand für UV Desinfektion ändert sich nicht.

Strom- und Chemikalienbedarf:

Der Strom- und Chemikalienbedarf für die Flockungsfiltration ändert sich zum Referenzszenario nicht. Die BV sowie die daraus folgenden Austauschzeiten sind in Tabelle 8.10 dargestellt. Neben den Aufwendungen zur P-Entfernung müssen der Einsatz und die Austauschraten der GAK-Filterschicht berücksichtigt werden. Die Schüttdichte der GAK beträgt $\rho = 350 \text{ kg/m}^3$. Die Änderung der Transmission durch den GAK-Filter führt zu einer Reduktion des Stromverbrauchs der UV Lampen (Tabelle 8.12).

Schlammbehandlung:

Keine Änderungen zum Referenzszenario.

8.3.7 Szenario 6: Ozon + GAK-Schicht in ZSF + UV

Infrastruktur:

Analog Szenario 1 ist die Ozonung auf $Q_{\text{TW}} = 4,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ dimensioniert. Volumenströme $> Q_{\text{TW}}$ werden mit einem Bypass um die Ozonung geleitet. Zusätzlich wird analog zu Szenario 5 eine GAK-Schicht ($h_f = 1,4 \text{ m}$) im ZSF etabliert (Abbildung 8.9).

Strom- und Chemikalienbedarf:

Der Strom- und Chemikalienbedarf für die Flockungsfiltration ändert sich in dem Szenario nicht. Zusätzliche Aufwendungen an Strom und Flüssigsauerstoff für die Ozonung sind analog Szenario 1 abgeschätzt (Tabelle 8.7). Der Verbrauch an GAK und die Austauschzeiten sind analog Szenario 5 modelliert (Tabelle 8.10).

Der spezifische Stromverbrauch für die UV-Desinfektion reduziert sich mit der Höhe der Ozondosis (Kruse et al. 2015). Die zusätzliche Erhöhung der Transmission durch den GAK-Filter wird vernachlässigt und der Stromverbrauch für die UV-Desinfektion nur in Bezug auf die Ozonung wie in Szenario 1 berechnet (konservativer Ansatz).

Schlammbehandlung:

Keine Änderungen zum Referenzszenario.

8.3.8 Szenario 7: Ozon/PAK + ZSF + UV

Infrastruktur:

Der hier betrachtete Parallelbetrieb von Ozonung und PAK-Direktdosierung ist je Verfahren auf 50 % $Q_{TW} = 2,25 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ausgelegt. Regenwetterereignisse ($> 4,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) werden über einen Bypass um beide Anlagen geleitet (Abbildung 8.10). Durch die Auslegung beider Verfahren auf einen geringeren Volumenstrom können die infrastrukturellen Aufwendungen im Vergleich zu den Szenarien 1 und 2 reduziert werden. Der infrastrukturelle Aufwand für die Flockungsfiltration sowie für die UV Desinfektion ändert sich nicht.

Strom- und Chemikalienbedarf:

Die Hebung des Abwassers ($\Delta H = 6 \text{ m}$) sowie der Strom- und Chemikalienbedarf für die Flockungsfiltration ändern sich hier nicht. Es wird angenommen, dass die im Vergleich zu Szenario 2 geringeren PAK Feststofffrachten keine Änderungen im Spülintervall bedürfen. Die Ozondosis, der damit verbundene Strombedarf und der Verbrauch an Flüssigsauerstoff werden analog zu Szenario 1 berechnet. Die Dosierung der PAK geschieht analog zu Szenario 2 über Treibstrahlpumpen.

Durch Erhöhung der Transmission der Abwassermatrix reduziert sich der Stromverbrauch durch die UV-Lampen (Tabelle 8.12). Es wird für die Abschätzung des Stromverbrauchs lediglich die Erhöhung der Transmission durch die PAK berücksichtigt. Die Desinfektionsleistung der Ozonung im Teilstrombetrieb wird als gering erachtet und vernachlässigt (konservative Annahme).

Schlammbehandlung:

Die Schlammfracht erhöht sich entsprechend der zusätzlichen PAK Fracht. Dies wird analog zu Szenario 2 in der Schlammbehandlung berücksichtigt.

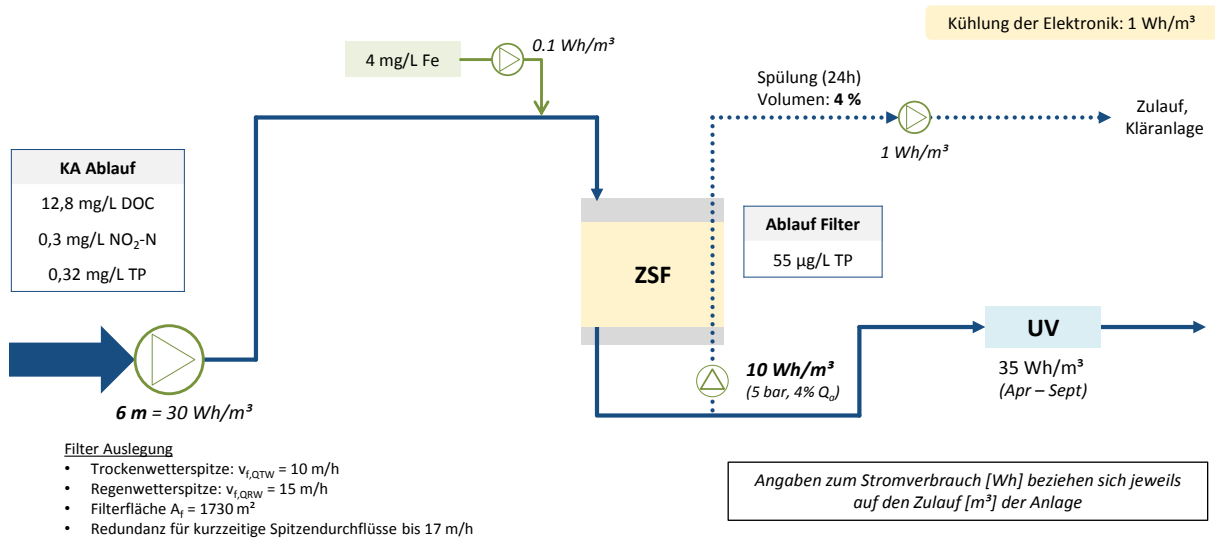


Abbildung 8.3: Schema Referenzszenario: ZSF + UV

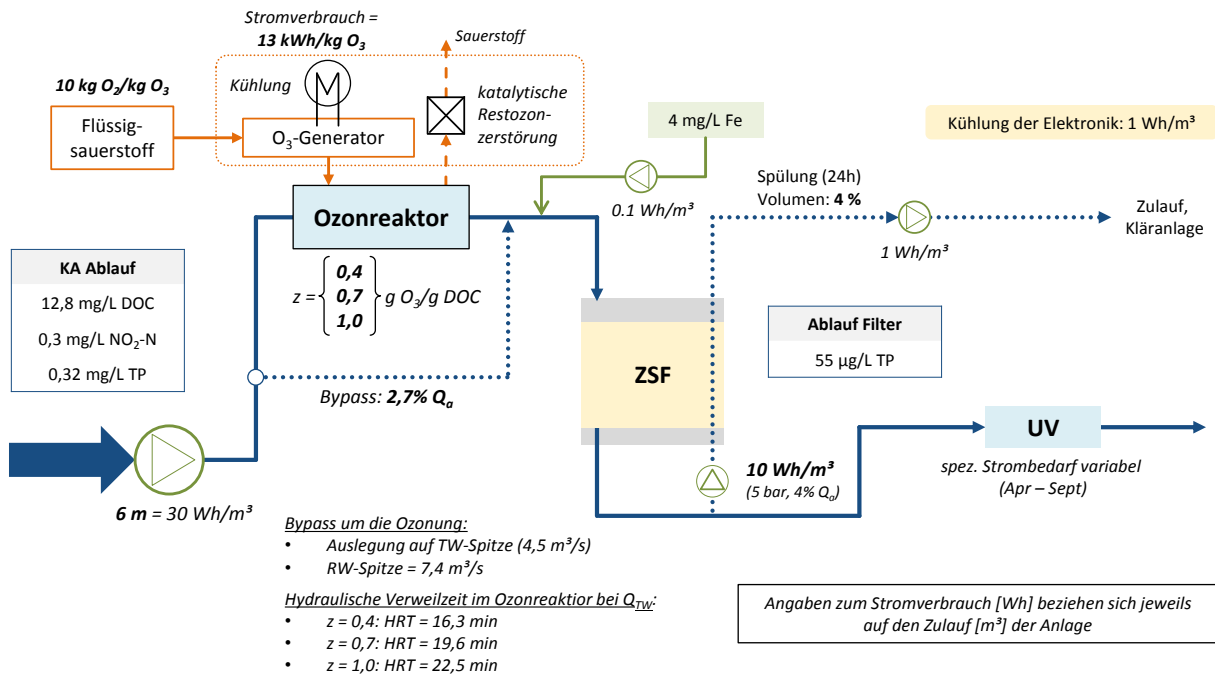


Abbildung 8.4: Schema Szenario 1: Ozon + ZSF + UV

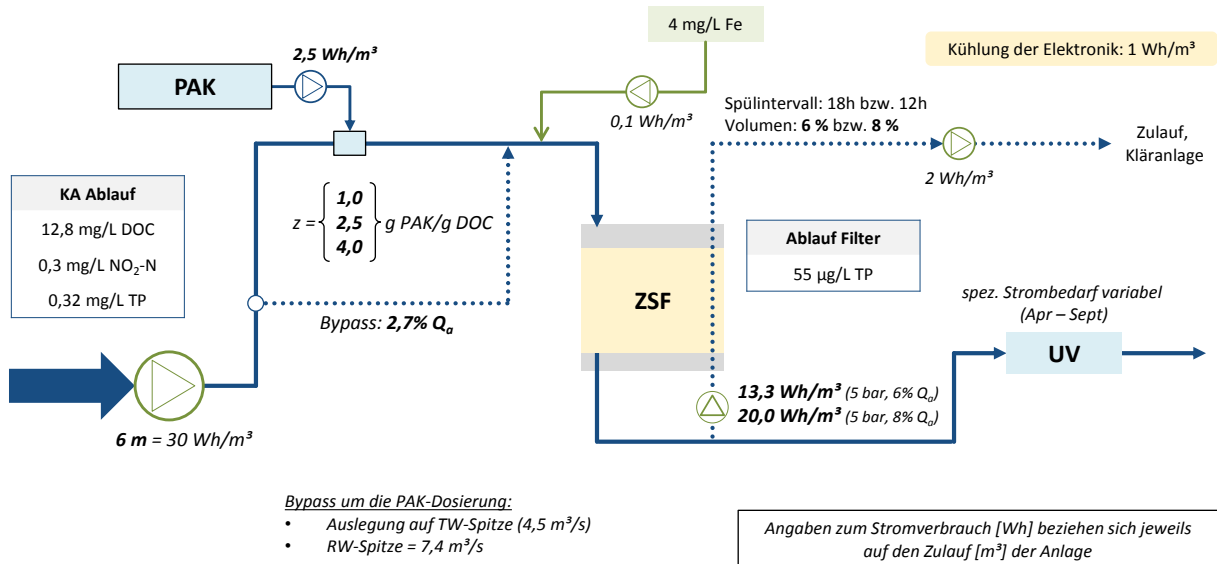


Abbildung 8.5: Schema Szenario 2: PAK + ZSF + UV

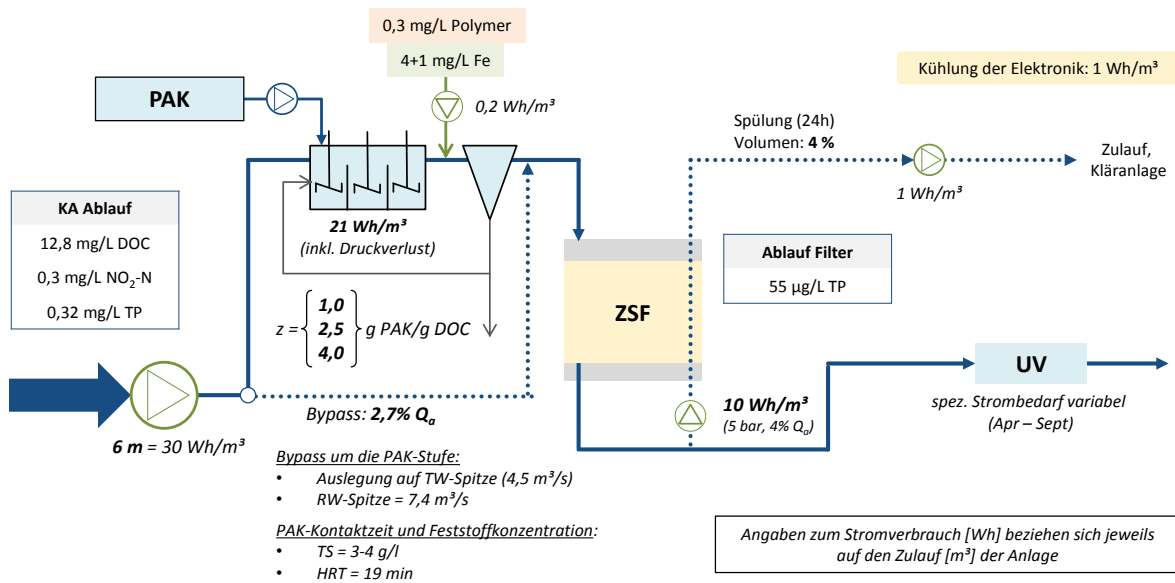


Abbildung 8.6: Schema Szenario 3: PAK-Stufe + ZSF + UV

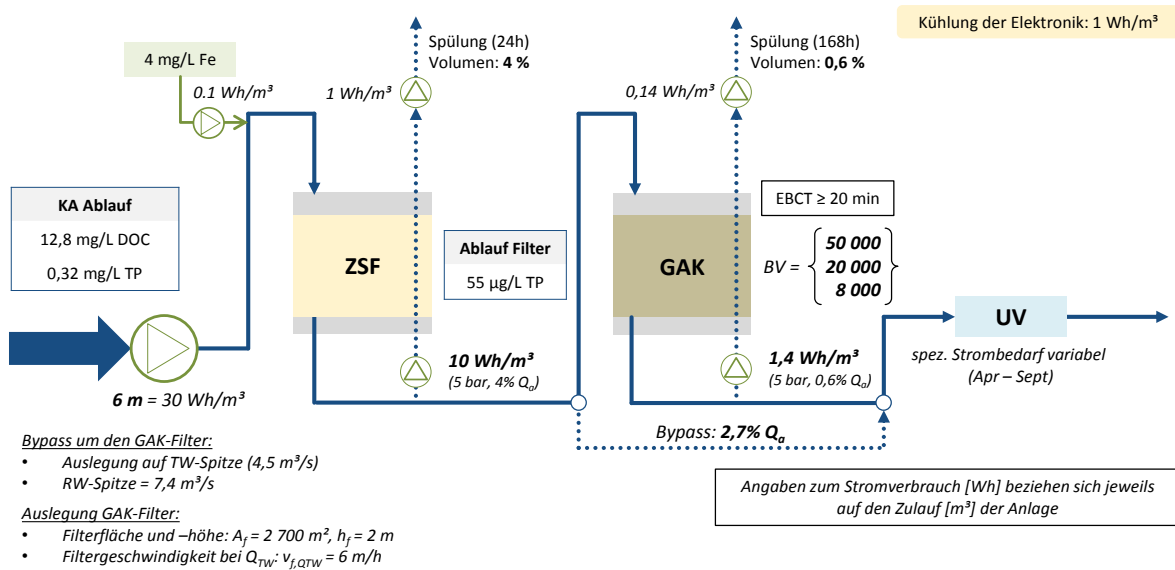


Abbildung 8.7: Schema Szenario 4: ZSF + GAK-Filter + UV

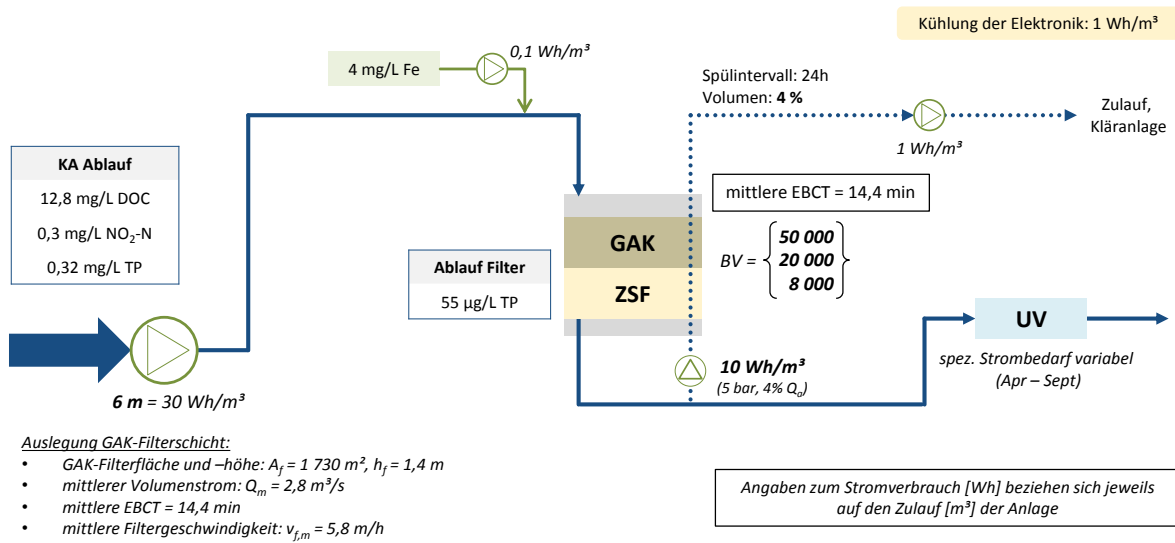


Abbildung 8.8: Schema Szenario 5: GAK-Schicht in ZSF + UV

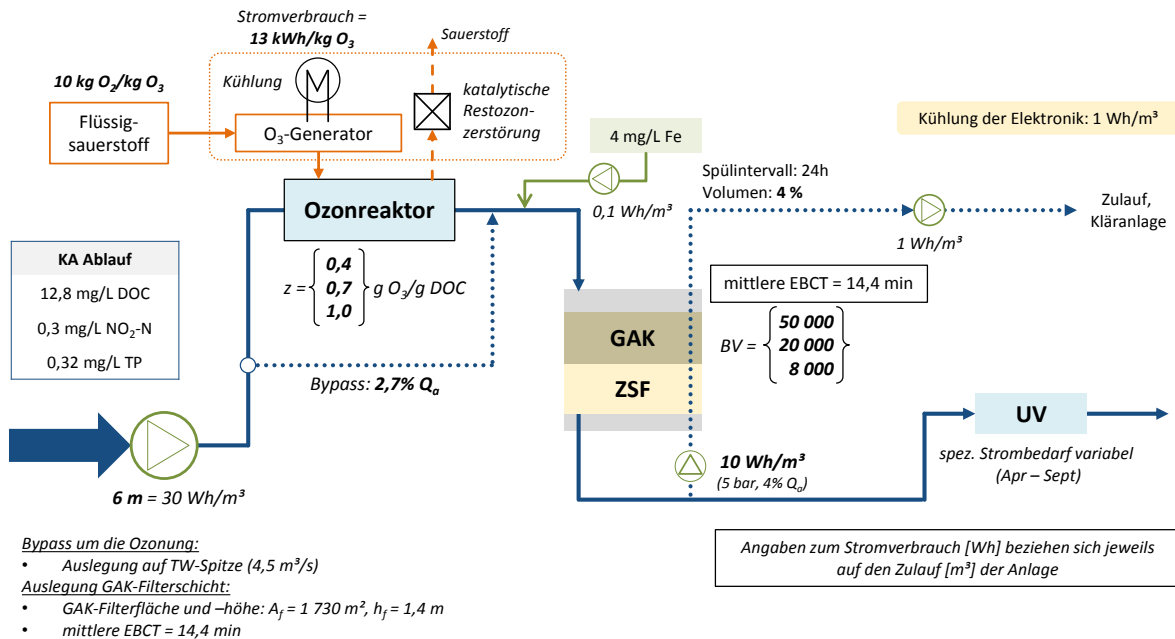


Abbildung 8.9: Schema Szenario 6: Ozon + GAK-Schicht in ZSF + UV

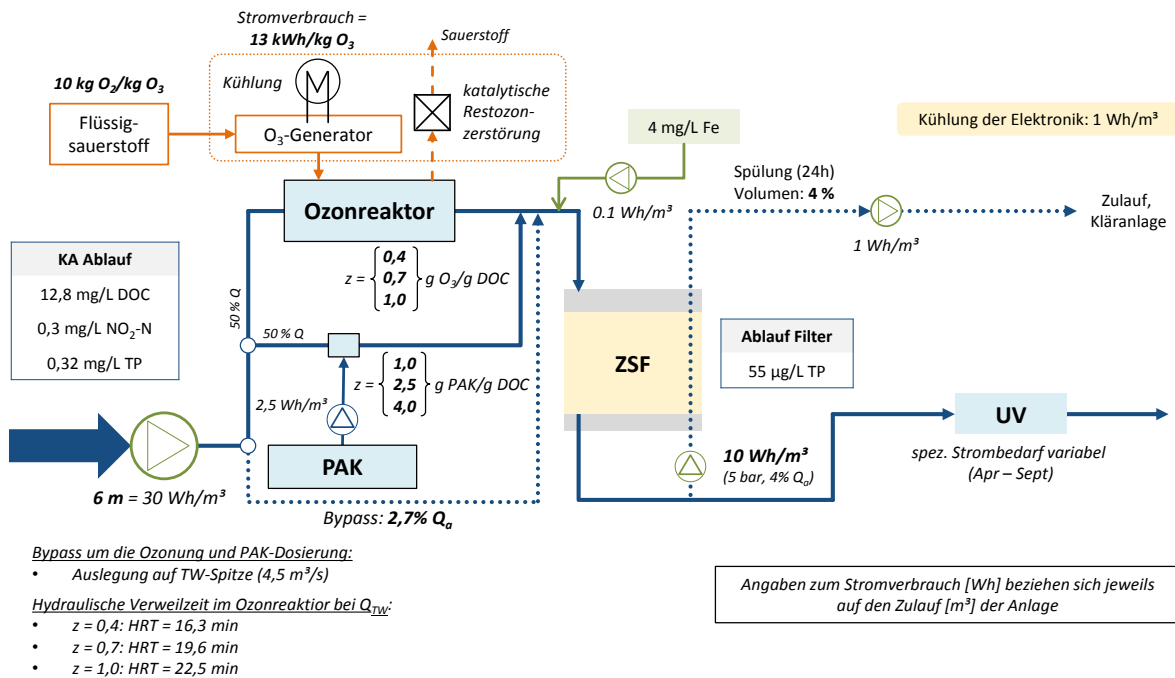


Abbildung 8.10: Schema Szenario 7: Ozon/PAK (parallel) + ZSF + UV

8.3.9 Ablaufqualität

8.3.9.1 Weitergehende Phosphorentfernung

Mit der Flockungsfiltration zur weitergehenden P-Entfernung kann für die modellierte GK 5 Kläranlage in allen Szenarien eine durchschnittliche Ablaufkonzentration von 55 µg l⁻¹ TP und ein 85%il Überwachungswert im Ablauf von < 80 µg l⁻¹ TP erreicht werden (Remy 2013).

8.3.9.2 Elimination von organischen Spurenstoffen

In dieser Ökobilanz wurden sieben ausgewählte Spurenstoffe betrachtet: Benzotriazol (BTA), Bezafibrat (BEZ), Carbamazepin (CAB), Diclofenac (DCF), Iopromid (IOP), Metoprolol (MET) und Sulfamethoxazol (SMX). Die Eliminationsleistung der einzelnen Verfahren bezüglich dieser Stoffe ist in Tabelle 8.11 aufgelistet. Die Eliminationsleistung der Ozonung und der direkten PAK Dosierung stammen aus Pilotierungsversuchen, Ergebnisse aus der Pilotierung einer PAK-Adsorptionsstufe wurden aus dem BMBF RiSKWa-Verbundprojekt ASKURIS (Jekel et al. 2016) entnommen. Für diese PAK-Stufe sind die Entfernungsraten als Mittelwert für die niedrige und mittlere Dosierung abgeschätzt. Daten zur hohen Dosierung für die PAK-Stufe stehen nicht zur Verfügung. Die Eliminationsraten für das Szenario 5 sind ebenfalls aus Pilotierungsergebnissen aus Abschnitt 4.3 entnommen, wobei in der Projektlaufzeit die 50 000 BV noch nicht erreicht wurden und so die Leistung über Extrapolation abgeschätzt wurde. Für den nachgeschalteten GAK-Filter (Szenario 4) wurden die Eliminationsleistungen aus dem Szenario 5 übernommen. Bei den Szenarien 6 und 7 (Kombination aus Verfahren) wurden die Eliminationsleistungen rechnerisch über die vorhandenen Szenarien ermittelt. Die Bewertungsfaktoren für die organischen Spurenstoffe hinsichtlich Human- und Ökotoxizität sind in Anhang 12.2.6 dargestellt.

Tabelle 8.11: Eliminationsleistungen der für die Ökobilanz relevanten organischen Spurenstoffe in [%] (Frachtbetrachtung über ein Jahr, Mittelwerte)

	spez. Dosis	BTA	BEZ	CAB	DCF	IOP	MET	SMX
Ozon + ZSF + UV	0,4	49	58	96	97	27	62	80
	0,7	67	76	97	98	40	77	95
	1,0	86	88	98	99	67	92	95
PAK + ZSF + UV	1,0	48	36	57	36	16	72	25
	2,5	83	76	90	75	26	96	55
	4,0	89	85	94	85	51	98	70
PAK-Stufe + ZSF + UV	1,0	95	75	95	90	60	90	70
	2,5	95	90	95	90	60	90	70
	4,0	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
ZSF + GAK-Filter + UV <i>abgeschätzt aus Szenario 5</i>	50.000 BV	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	60	k.A.	0
	20.000 BV	61	40	50	65	60	70	0
	8.000 BV	85	60	80	81	55	90	30
GAK-Schicht in ZSF + UV <i>50.000 BV nicht erreicht, Abschätzung teilweise möglich</i>	50.000 BV	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	60	k.A.	0
	20.000 BV	61	40	50	65	60	70	0
	8.000 BV	85	60	80	81	55	90	30
Ozon + GAK in ZSF + UV <i>(rechnerisch ermittelt)</i>	niedrig	-	-	-	-	71	-	80
	mittel	87	86	99	99	76	93	95
	hoch	98	95	99	>99	85	99	97

	spez. Dosis	BTA	BEZ	CAB	DCF	IOP	MET	SMX
Ozon/PAK + ZSF + UV <i>(rechnerisch ermittelt)</i>	niedrig	49	47	77	67	22	67	53
	mittel	75	76	94	87	33	87	75
	hoch	88	87	96	92	59	95	83

8.3.9.3 UV-Desinfektion: Anpassung des spezifischen Stromverbrauchs

Über die Flockungsfiltration (Keimreduktion um 1 log-Stufe) und die UV-Desinfektion mit einer Keimreduktion um 2,5 log-Stufen kann im Referenzszenario über den Sommer (April bis September) eine gute Badewasserqualität nach EU-Badewasserrichtlinie eingehalten werden. Durch Erhöhung der Transmission (PAK, GAK, Ozonung) und durch eine spezifische Keimreduktion (Ozonung) kann die Leistung der UV-Desinfektion und somit auch der spezifische Stromverbrauch der UV-Anlage entsprechend reduziert werden.

Die Leistung der UV-Lampen für die Behandlung des Kläranlagenablaufs nach der Flockungsfiltration wurde in OXERAM 2 mit einem spezifischen Stromverbrauch von 35 Wh m^{-3} berechnet (Remy 2013). Zur Abschätzung der benötigten UV-Dosis und dem resultierenden spezifischen Stromverbrauch wurden Laboruntersuchungen zur Desinfektion basierend auf Abwasserproben aus den Pilotierungsanlagen vom UV-Anlagen Hersteller Xylem Wedeco durchgeführt (Kruse et al. 2015). Über diese Versuche konnten die UV-Dosis und die entsprechenden spezifischen Stromverbräuche in Abhängigkeit der Transmission, der Feststoffkonzentration und der bereits erzielten Keimreduktion (ZSF und Ozon) ermittelt werden. Darauf basierend wurde der spez. Strombedarf der UV-Lampen für die betrachteten Szenarien und Dosierungen sowie in der Unterscheidung von Trockenwetter- und Regenwetterereignissen abgeleitet (Tabelle 8.12). Die detaillierte Berechnung des spezifischen Stromverbrauchs ist in Anhang 12.2.4 dargestellt.

Tabelle 8.12: spezifischer Stromverbrauch der UV Desinfektion in $[\text{Wh/m}^3 \text{ behandeltes Abwasser}]$ in Abhängigkeit der spezifischen Dosis von Ozon bzw. Aktivkohle mit Unterscheidung von Ereignissen bis zur Trockenwetterspitze Q_{TW} und bis zur Regenwetterspitze Q_{RW}

UV-Desinfektion, spez. Stromverbrauch $[\text{Wh/m}^3]$		spezifische Dosierung: Ozon / Aktivkohle		
		niedrig	mittel	hoch
Referenz: ZSF + UV		35		
1) Ozon + ZSF + UV	bis Q_{TW}	10	0	0
	bis Q_{RW}	16	12	12
2) PAK + ZSF + UV	bis Q_{TW}	30	19	16
	bis Q_{RW}	33	25	23
3) PAK-Stufe + ZSF + UV	bis Q_{TW}	16	16	15
	bis Q_{RW}	23	22	22
4) ZSF + GAK-Filter + UV	bis Q_{TW}	27	23	17
	bis Q_{RW}	31	29	24
5) GAK-Schicht in ZSF + UV	bis Q_{TW}	27	23	17
	bis Q_{RW}	31	29	24
6) Ozon + GAK-Schicht in ZSF + UV	bis Q_{TW}	10	0	0
	bis Q_{RW}	16	12	12
7) Ozon/PAK + ZSF + UV	bis Q_{TW}	30	19	16
	bis Q_{RW}	33	25	23

8.3.10 Infrastruktur

Die infrastrukturellen Aufwendungen für die betrachteten Szenarien sind basierend auf den Planungsdaten der Berliner Wasserbetriebe für Beton-, Bewehrungsstahlmengen sowie den Aushub abgeschätzt worden.

Zusätzlich wurden aus dem EU FP6-Projekt „NEPTUNE“ (Larsen et al. 2010) weitere Materialien und ihre Mengen für die Umsetzung der Maßnahmen Ozonung, PAK-Dosierung, Raumfiltration entnommen und auf die vorhandene Studie über den zu behandelnden Volumenstrom (Jahresdurchschnitt) extrapoliert. So soll für die potentiellen Umweltauswirkungen in der Ökobilanz ebenfalls Materialien Berücksichtigung finden, die in der Masse zwar einen geringen Teil der Infrastruktur ausmachen, aber eventuell in der Herstellung signifikante ökologische Auswirkungen besitzen könnten. Die Daten aus Larsen et al. (2010) beziehen sich auf Datenblätter vom Hersteller Hunziker Betatech AG (Moser 2008 & 2009a in: Larsen et al. 2010) zu Anlagen für eine Abwassermenge von 100.000 EW. Die Lebensdauer von Bauwerken (Beton, Bewehrung, Aushub und Filtermaterialien) ist mit 30 Jahren angenommen, sonstige Materialien werden vereinfacht als Maschinen- und MSR-Technik mit 12 Jahren angesetzt (LAWA 2005). Die UV-Lampen werden mit einer Lebensdauer von 3 Jahren berücksichtigt.

Nach der Nutzungsphase der Bauwerke ist die Entsorgung der Materialien berücksichtigt. Hierzu wird der Stahlbeton in eine Sortieranlage für bewehrten Beton transportiert und behandelt. Die sortierten Materialien Beton und Bewehrungsstahl können dann bspw. als Produkt wieder in den Straßenbau/Tiefbau oder in die Stahlaufbereitung gehen. Weitere Metalle (Kupfer, Edelstahl, Gusseisen etc.) können nach der Nutzung weiter verwendet bzw. recycelt werden und werden in der Entsorgung nicht weiter betrachtet („closed-loop-recycling“). Kunststoffe wie PVC und HD-PE und Epoxydharz werden in einer Müllverbrennungsanlage behandelt. Die UV Lampen werden zerlegt und die Rohstoffe recycelt (Hischier et al. 2007).

Die Transportwege sind für kurze Distanzen (Beton, Filtermaterialien) mit 50 km LKW Transport modelliert, lange Distanzen mit 200 km Schiene und 100 km LKW Transport. Für die Entsorgung werden 200 km LKW Transport angenommen. Die Auflistung der Materialien und Mengen sowie die modellierten Entsorgungswege sind in Anhang 12.2.5 dargestellt.

8.3.11 Hintergrundprozesse: Herstellung von Strom und Chemikalien

Nachfolgend sind die für die Ökobilanz genutzten Chemikalien und der genutzte Netzstrom, basierend auf den Materialien der zur Verfügung stehenden Datenbank ecoinvent v3.1 (Weidema et al. 2013) in Tabelle 8.13 aufgelistet.

Mögliche Schwermetallkonzentrationen im Eisen(III)-chlorid sind ebenfalls mitberücksichtigt (Remy (2013), angelehnt an UBA (1997)).

Tabelle 8.13. Verwendung von Basismaterialien aus ecoinvent v3.1 für die Betriebsmittel

Material	Datensatz ecoinvent v3.1	Anmerkungen
Netzstrom: deutscher Strommix (Mittelspannung)	market for electricity, medium voltage [DE]	Bezieht sich auf den Referenzzeitraum 2008-2012
Fällmittel: Eisen(III)-chlorid, FeCl ₃	iron (III) chloride production, product in 40% solution state [RoW]	-

Material	Datensatz ecoinvent v3.1	Anmerkungen
Flockungshilfsmittel: Polymer (Polyacrylamid)	market for acrylonitrile [GLO] + tap water [RER]	1 kg Polyacrylamid = 0,75 kg Acrylnitril + 0,25 kg Wasser (Remy 2013)
Flüssigsauerstoff	market for oxygen, liquid [RoW]	-
Transport (Schlamm)	transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 [RER]	
Pulveraktivkohle	siehe Anhang 12.2.3	-
granulierte Aktivkohle	siehe Anhang 12.2.3	-

8.3.12 Sensitivitätsanalyse

1) Herstellung von Aktivkohle

Die Herstellung und Reaktivierung von Aktivkohle ist ein rohstoff- und energieintensives Verfahren. Die Datengrundlage beruht auf wenigen Veröffentlichungen zum Herstellungsprozess mit entsprechend hoher Unsicherheit. Die hier verwendeten Daten beruhen auf Bayer et al. (2005) mit Aktualisierungen aus Oberschelp (2014), die jeweils Steinkohle aus Ausgangsmaterial berücksichtigen. Für eine Sensitivitätsanalyse wurde ebenfalls der Rohstoff Braunkohle (Meyer 1999) betrachtet, aus dem viele gängige PAK-Arten hergestellt werden (Platz 2014), sowie der Rohstoff Kokosnussschale (Meyer 1999; Noijuntiraand & Kittisupakorn 2010) als regeneratives Rohmaterial. In Tabelle 8.14 sind die Grundannahmen für die verschiedenen Materialien dargestellt. In Anhang 12.2.3 ist die Modellierung der Aktivkohleherstellung im Detail beschrieben.

Tabelle 8.14: Herstellung von Aktivkohle nach Bayer et al. (2005) mit Anpassungen

Rohstoff:		Steinkohle	Braunkohle	Kokosnussschalen
	Einheit	Herstellung frische Aktivkohle		
Rohstoffbedarf	t / t _{AK}	3	5 [§]	10 ^{§,§}
Dampf	t / t _{AK}	12		
Erdgas	m ³ / t _{AK}	280 [#]		
Strom	kWh / t _{AK}	1.600		
Transport	km	19.000 km (Schiff) + 300 km (LKW) ^{&}		
		Reaktivierung verbrauchter Aktivkohle (nur GAK)		
Abbrand Verlust	%	10 %		
Transport	km	2 * 300 km ^{&}		

[#] Erdgasbedarf nach Oberschelp (2014); [&] eigene Annahme, Aktivierungsstandort: Südost-Asien, Reaktivierungsstandort: Europa; [§] Meyer (1999); [§] Noijuntiraand & Kittisupakorn (2010)

2) Entwicklung des Strommix in Deutschland (Energiewende)

Als Basis wird der derzeitige Strommix aus ecoinvent v3.1 entnommen (market for electricity, medium voltage [DE]). Dieser repräsentiert den derzeitigen Strommix (Basisjahre 2008-2012). Als Zukunftsszenarien werden die Jahre 2030 und 2050 gewählt. Die prognostizierten Anteile an Energieträgern in der Stromherstellung sind aus Schlesinger et al. (2010)

entnommen und in Tabelle 8.15 dargestellt, wobei die entsprechenden ecoinvent-Datensätze für die einzelnen Energieträger prozentual berechnet wurden.

Tabelle 8.15: Deutscher Energiemix für den Istzustand 2008-2012 aus ecoinvent v3.1 (Weidema et al. 2013) und die Zukunftsszenarien für 2030 und 2050 aus Schlesinger et al. (2010), Anteile in [%]

	ecoinvent v3.1	2030	2050
Kernkraft	23,6	0,0	0,0
Steinkohle	19,4	17,4	12,4
Braunkohle	23,9	15,0	11,5
Erdgas	13,1	16,0	14,2
Heizöl S	1,4	0,0	0,0
sonstigen Brennstoffe (fossil)	1,5	0,0	0,0
Pumpspeicherkraftwerk (Wasser)	1,0	1,6	1,8
Erneuerbare Energien	16,1	50,0	60,1

3) Übertragbarkeit auf andere Kläranlagen: Variation der DOC-Konzentration

Die spezifischen Dosiermengen für die Spurenstoffeliminationsverfahren beziehen sich bei der Ozonung und der PAK Dosierung direkt auf die DOC-Konzentration im Zulauf der Reaktoren. Die Spannweite der zu behandelnden Bettvolumina bei der GAK-Filtration ist indirekt über den Filterdurchbruch auf die DOC-Konzentration bezogen. Im hier betrachteten Berliner Fallbeispiel beträgt die DOC-Konzentration im Ablauf der Nachklärung 12,8 mg/l und liegt somit im Vergleich zu anderen Regionen Deutschlands wie bspw. in Nordrhein-Westfalen (Grontmij 2012)¹ auf einem sehr hohen Niveau. Daher wird hier die DOC-Konzentration um 50 % reduziert (6,4 mg/l DOC), um den Einfluss der DOC-Ausgangskonzentration auf die Umweltauswirkungen der Spurenstoffentfernung zu bestimmen. Neben den reduzierten Ozon- und PAK-Konzentrationen werden für die GAK-Filter verlängerte Standzeiten durch zeitlich verzögerte Durchbrüche entsprechend der DOC-Reduktion angenommen (Tabelle 8.16).

Tabelle 8.16: Spezifische Dosierung von Ozon, PAK und GAK in den betrachteten Szenarien

		MIN	MITTEL	MAX	MIN	MITTEL	MAX
DOC	[mg l ⁻¹]	12,8			6,4		
Ozonung	[g O ₃ /g DOC]	0,4	0,7	1,0	0,4	0,7	1,0
	[mg/l]	6,1	10,0	13,8	3,6	5,5	7,4
PAK	[g PAK/g DOC]	1,0	2,5	4,0	1,0	2,5	4,0
	[mg/l]	12,8	32,0	51,2	6,4	16,0	25,6
GAK	[BV]	50 000	20 000	8 000	100 000	40 000	16 000
	[mg/l]*	7	17,5	43,8	3,5	8,8	21,9

* für die GAK-Filter wird über das Filterbettvolumen, der Schüttdichte der GAK und dem Bettvolumen eine äquivalente GAK-Konzentration berechnet. Diese ist jedoch nicht direkt mit der PAK-Konzentration vergleichbar aufgrund verfahrenstechnischer Unterschiede.

¹ KA Schwerte = 6,4 mg/l, KA Bad Sassendorf = 6,6 mg/l, KA Duisburg-Vierlinden = 5,9 mg/l (Grontmij 2012)

4) PAK als Ersatzbrennstoff

Der PAK-Schlamm aus der PAK-Stufe (Szenario 3) kann anders als bei der PAK-Direktdosierung (Szenario 2) separat abgezogen werden. Da die PAK einen hohen Heizwert von $31,4 \text{ MJ/kg}_{\text{AK}}$ besitzt, wird hier eine alternative Entsorgung des PAK-Schlammes betrachtet: Der PAK-Schlamm wird mittels Kammerfilterpresse auf einen Entwässerungsgrad von 40 % TS gebracht. Hierzu werden 30 kWh/t TS aus MURL (1999) abgeschätzt. Aus KWB (2012) wird der Transportweg zum nächsten Braunkohlekraftwerk mit 190 km angegeben (Abbildung 8.11).

Der entwässerte PAK-Schlamm ersetzt mit seinem Heizwert (unter Berücksichtigung der Verdampfungsenthalpie des Wassers) Braunkohle, so dass in dem Fall die Reduktion des Braunkohlebedarfs gutgeschrieben werden kann. Ebenfalls werden die Emissionen durch die Verbrennung von Braunkohle durch Emissionen durch die Verbrennung von PAK ersetzt. Da die PAK ebenfalls aus einem fossilen Rohstoff besteht, wird vereinfacht angenommen, dass die Emissionen durch die PAK gleich den Emissionen durch die Braunkohle sind.

Für die Separierung des PAK-Schlammes und des Eisenschlammes wird hier folgende Modifikation zu Szenario 3 betrachtet: Die FeCl_3 -Dosierung wird mit 1 mg/l vor die Sedimentation der PAK.-Stufe und mit 4 mg/l vor der Flockungsfiltration dosiert. So wird die anorganische heizwertarme Fraktion des PAK-Schlammes (Heizwert $\text{Fe} = 0 \text{ MJ/kg}$) minimiert. Der Fe-Schlamm aus der Flockungsfiltration wird in dem alternativen Entsorgungsszenario analog dem Referenzszenario über die vorhandene Infrastruktur der Kläranlage und der KSVA entsorgt.

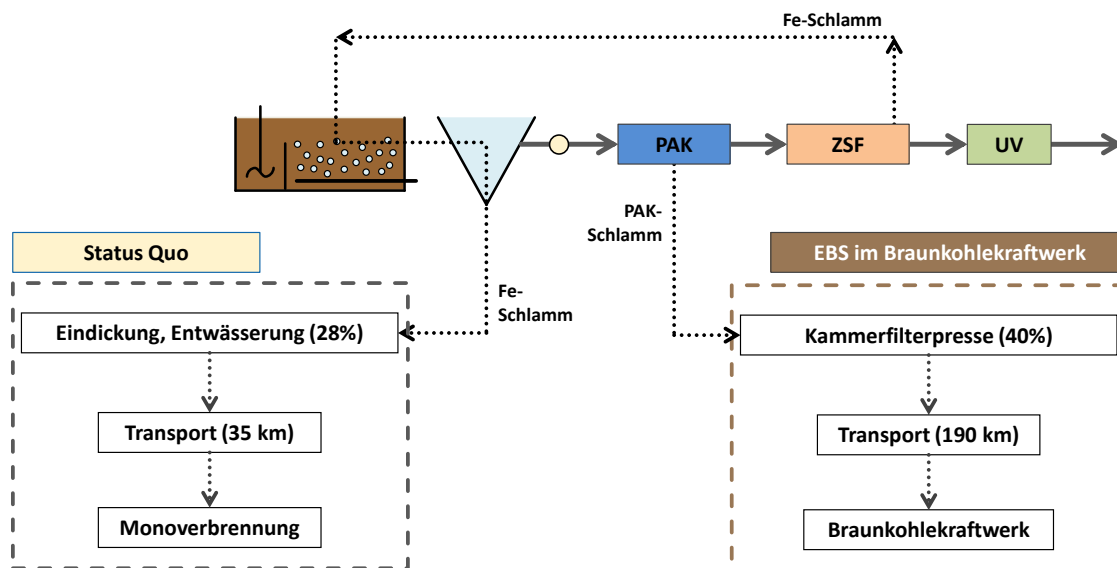


Abbildung 8.11: Sensitivitätsanalyse: Verwertung des PAK-Schlammes aus dem PAK-Stufe als Ersatzbrennstoff (EBS) im Braunkohlekraftwerk

8.4 Wirkungsabschätzung

Wenn nicht anders angegeben, spiegelt in diesem Kapitel die vereinfachte Angabe $[\text{m}^3]^{-1}$ die funktionelle Einheit $[\text{m}^3_{\text{Ablauf}}]^{-1}$ wieder.

8.4.1 Zusätzliche Auswirkungen durch Aufwendungen für die Reinigung

Zusätzliche Umweltwirkungen bei der weitergehenden Abwasserbehandlung entstehen vor allem durch indirekte Umweltwirkungen der Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen, die aus den Hintergrundprozessen wie Errichtung der Infrastruktur (=Bau und

Entsorgung der Materialien), Strom- und Chemikalienverbrauch resultieren. Neben der Infrastruktur und dem Stromverbrauch betrifft dies bei der Ozonung die Herstellung und den Transport von Flüssigsauerstoff und bei der Aktivkohleadsorption die Herstellung und den Transport von Aktivkohle. Hinzu kommen für die Flockungsfiltration und UV- Desinfektion die Infrastruktur, der Strom- und Chemikalienverbrauch. Zudem ist für alle Szenarien die Entsorgung des anfallenden Schlammes (Fe, PAK) enthalten.

Diese indirekten Effekte werden insbesondere in den Wirkungskategorien kumulierter Energieaufwand fossiler und nuklearer Ressourcen (KEA), Treibhauspotential (THP) und Versauerungspotential (AP) abgebildet und nachfolgend genauer beschrieben.

8.4.1.1 Kumulierter Energieaufwand fossiler und nuklearer Ressourcen (KEA)

Die Bruttoaufwendungen für Bau und Betrieb einer Berliner GK 5 Kläranlage (ohne Berücksichtigung des Faulgasertrages) wurden aus Mutz (2013) mit einem KEA von 6,4 MJ/m³ berechnet. Dies dient als Vergleichsbasis für die betrachteten Verfahren.

Das Referenzszenario mit Flockungsfiltration und UV-Desinfektion erzeugt einen zusätzlichen KEA von 1,3 MJ/m³ und erhöht den KEA der GK 5 Kläranlage damit um 20 % (Abbildung 8.12). Dieser KEA setzt sich zusammen aus 53 % für P-Entfernung (Fällmittel und Filtration = 0,7 MJ/m³), 15 % für UV Desinfektion (0,2 MJ/m³), 25 % für Schlammbehandlung und -entsorgung (0,3 MJ/m³) sowie 7 % für zusätzliche Infrastruktur (0,1MJ/m³).

Im Szenario 1 „Ozon + ZSF + UV“ erhöht sich der KEA auf 2,5 MJ/m³ bis 4,2 MJ/m³ durch den Bedarf an Flüssigsauerstoff und Strom. Gleichzeitig reduziert sich im Vergleich zum Referenzszenario der Aufwand für die UV-Desinfektion durch den geringeren Strombedarf auf 0,1 MJ/m³ (niedrige O₃-Dosierung) bis 0,01 MJ/m³ (mittlere und hohe O₃-Dosierung). Insgesamt erhöht sich der KEA in diesem Szenario um +40 % bis +66 % verglichen mit dem KEA der GK 5 Kläranlage.

Beim Szenario 2 „PAK + ZSF + UV“ erhöht sich der zusätzliche KEA durch den Einsatz der PAK und deren ressourcen- und energieintensive Herstellung auf 3,0 MJ/m³ (niedrige Dosis) bis 7,9 MJ/m³ (hohe Dosis) im Netto-KEA. Der zusätzlich anfallende Schlamm verändert den KEA der Schlammbehandlung: Es erhöht sich der Aufwand der Behandlung und Entsorgung, aber durch die höhere (energiereiche) PAK-Fracht wird in der KSVA mehr Strom produziert. Zusätzlich kann durch die heizwertreiche PAK-Fraktion bei der mittleren und hohen Dosierung die Menge an Stützfeuerung reduziert werden. Die KEA-Gutschrift aus der Schlammbehandlung beträgt dadurch -0,04 MJ/m³ (niedrige Dosierung) bis -0,8 MJ/m³ (hohe Dosierung). Das erhöhte Spülintervall und die zusätzliche Infrastruktur tragen nur marginal zum zusätzlichen KEA bei. Der Netto-KEA der GK 5 Kläranlage wird durch die PAK Dosierung um 27 % bis 103 % erhöht abzüglich des bestehenden Referenzszenarios.

Die PAK-Stufe mit Rückführung hat durch die Rezirkulation einen höheren Stromverbrauch als eine PAK Direktdosierung. Daher erhöht sich bei gleicher PAK-Dosiermenge der KEA in Szenario 3 („PAK-Stufe + ZSF + UV“) leicht auf 3,2 MJ/m³ bis 8,1 MJ/m³ (+30 % bis +107 % der GK 5 Kläranlage).

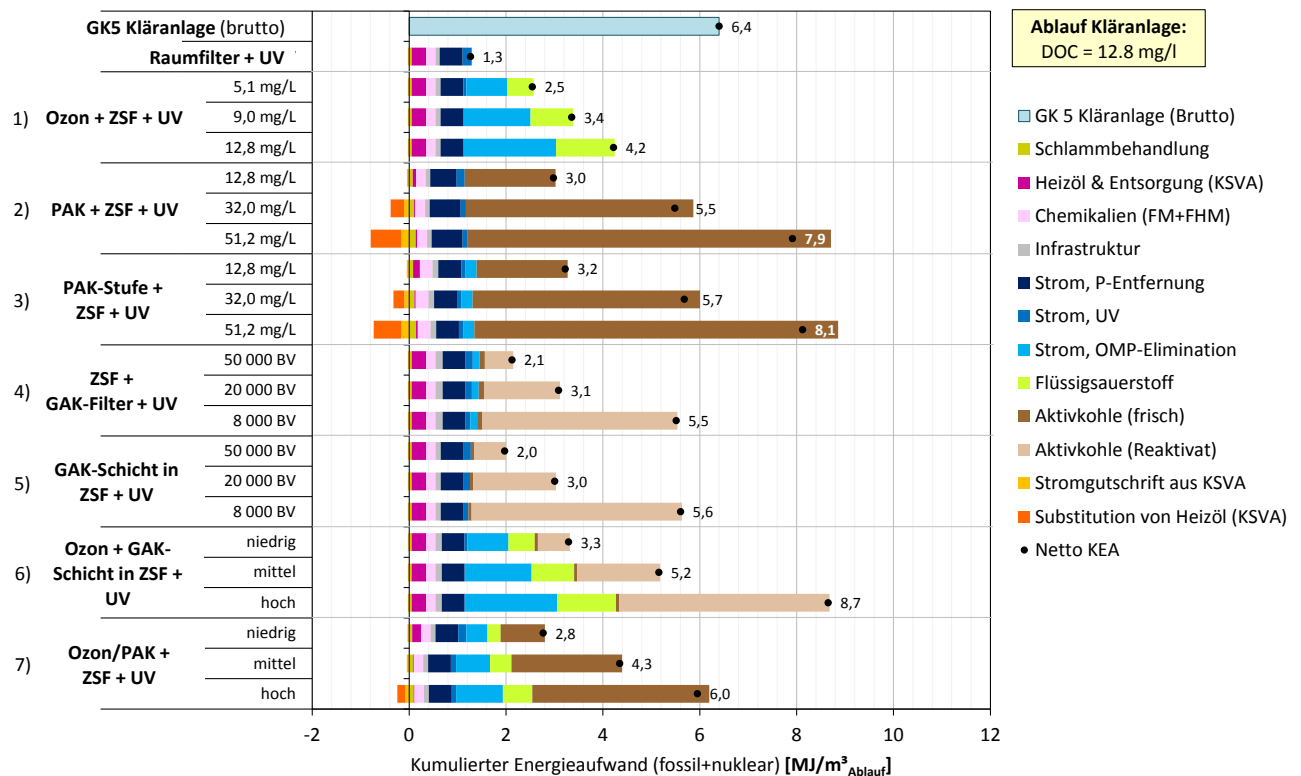


Abbildung 8.12: Kumulierter Energieaufwand fossiler und nuklearer Ressourcen der betrachteten Szenarien

Im Szenario 4 „ZSF + GAK-Filter + UV“ wird der KEA maßgeblich durch den Einsatz der GAK und deren Herstellung bzw. Reaktivierung erhöht. Die zusätzliche Infrastruktur für den Filter hat nur einen geringen Einfluss auf den KEA (+0,1 MJ/m³), ebenso der Strombedarf für den GAK-Filter (+0,1 MJ/m³). Insgesamt liegt der zusätzliche KEA für Szenario 4 zwischen 2,1 MJ/m³ und 5,5 MJ/m³ (+33% bis +86%). Das Szenario 5 „GAK-Schicht in ZSF + UV“ hat einen vergleichbaren KEA mit 2,0 MJ/m³ bis 5,6 MJ/m³, da die verwendete GAK-Menge über die durchgesetzten Bettvolumina definiert ist und somit für beide GAK-Szenarien vergleichbar.

Beim Szenario 6 werden die Ozonung und die GAK-Schicht im Flockungsfilter in Reihe geschaltet, so dass zusätzlich zu Szenario 1 die Aufwendungen der GAK-Schicht hinzukommen. Hierbei entsteht ein KEA von 3,3 MJ/m³ bis 8,7 MJ/m³ (+52% bis +136%). Wesentliche Parameter für den zusätzlichen KEA sind die Ozonung mit Strom und Flüssigsauerstoff sowie der GAK-Bedarf. Beim Parallelbetrieb der Ozonung und der PAK-Direktdosierung (Szenario 7) reduziert sich der KEA je Verfahren um 50 % im Vergleich zu Szenario 1 und 2. Aufaddiert entsteht damit ein hoher zusätzlicher KEA von 2,8 MJ/m³ bis 6,0 MJ/m³ (+44% bis +94%).

8.4.1.2 Treibhauspotential (THP)

Das Brutto-THP der GK 5 Kläranlage mit 0,755 kg CO₂-eq/m³ bildet die THG-Emissionen eines Klärwerks ohne Energierückgewinnung durch Faulgasnutzung ab. Lachgasemissionen aus der Belebung sind über einen konstanten Emissionsfaktor ebenfalls berücksichtigt (Mutz 2013). Die weitergehende P-Entfernung mit UV Desinfektion (= Referenzszenario) führt zu einem zusätzlichen THP von 85 g CO₂-eq/m³ (+11 % zur GK 5 Kläranlage). Die Anteile, die zu diesem THP führen, setzen sich ähnlich dem KEA zusammen: Spülung und Fällmittel für die Flockungsfiltration (50%), UV Desinfektion (18%) und Schlammbehandlung (23%). Die Infrastruktur erzeugt nur einen geringen Beitrag zum THP (9%).

Das zusätzliche Treibhauspotential der betrachteten Szenarien zeigt viele Parallelen zum KEA, da Treibhausgase vor allem beim Einsatz fossiler Energieträger entstehen. Für die Ozonung führt der Verbrauch an Strom und Flüssigsauerstoff zur Erhöhung des THP, für die Adsorptionsverfahren hat die Herstellung und Reaktivierung der Aktivkohle den größten Einfluss auf das THP (Abbildung 8.13). Die Infrastruktur hat wie beim KEA nur einen sehr geringen Anteil am THP.

Abweichungen in der Zusammensetzung im Vergleich zum KEA gibt es in folgenden Punkten:

- Die Schlammbehandlung des zusätzlichen Aktivkohleschlammes führt netto zu einem zusätzlichen THP. Die Schlammbehandlung des Aktivkohleschlammes hat einen negativen Effekt auf das Treibhauspotential, da neben der Substitution der Stützfeuerung in der KSVA durch die Verbrennung der Aktivkohle zusätzliche CO₂-Emissionen (bei fossilen Rohstoffen, d.h. Braunkohle bzw. Steinkohle) entstehen. Die CO₂-Emissionen durch die fossile Aktivkohle bringen folglich keinen Vorteil gegenüber dem fossilen Heizöl. Mögliche N₂O-Emissionen bei der PAK-Verbrennung sind hier nicht berücksichtigt.
- Die Emissionen von Treibhausgasen (hauptsächlich fossiles CO₂) bei der Aktivierung der Aktivkohle führen zu einem deutlich höheren Anteil der AK-Produktion am Gesamt-THP des Verfahrens, da beim Abbrand des Rohmaterials (z.B. 2 kg Abbrand von Steinkohle pro kg Aktivkohleprodukt) neben dem energetischen Aufwand der Aktivierung (Erdgas, Dampf, Strom) zusätzliche Emissionen in die Atmosphäre entstehen, so dass bei den Verfahren mit Aktivkohleeinsatz der Anteil der AK-Produktion beim THP im Vergleich zum KEA höher ausfällt.

In Szenario 1 (Ozon + ZSF + UV) erhöht sich das THP der GK 5 Kläranlage um +22 % (0,17 kg CO₂-eq/m³, niedrige O₃-Dosis) bis +37 % (0,28 kg CO₂-eq/m³, hohe O₃-Dosis). Die Ozonung in der niedrigen Dosierung verdoppelt somit bereits das zusätzliche THP der bestehenden 4. Reinigungsstufe mit Filter und UV (Referenzszenario).

Die PAK Direktdosierung (Szenario 2) erhöht das THP der GK 5 Kläranlage um +37 % (0,28 kg CO₂-eq/m³, niedrige PAK-Dosierung) bis +111 % (0,84 kg CO₂-eq/m³, hohe PAK-Dosierung). Gleiches gilt bei den betrachteten Dosiermengen für das Szenario 3 (PAK-Stufe). Die Szenarien mit einer GAK-Filtration verfügen aufgrund des geringeren Abbrands bei der Reaktivierung im Vergleich zu den PAK-Verfahren mit Verwendung frischer Aktivkohle zu einem geringeren zusätzlichen THP von 0,15-0,38 kg CO₂-eq/m³ für Szenario 4 (ZSF + GAK-Filter + UV) bzw. von 0,14-0,38 kg CO₂-eq/m³ für Szenario 5 (GAK-Schicht + ZSF + UV) für die betrachteten Standzeiten. Beide GAK-Szenarien tragen damit zu einem zusätzlichen THP von 19-50 % im Vergleich zur GK 5-Kläranlage bei.

Die Mischszenarien 6 (Ozon + GAK) und 7 (Ozon/PAK parallel) liegen im THP zwischen 0,22 kg CO₂-eq/m³ und 0,58 kg CO₂-eq/m³ und damit bei +29% bis +77% im Vergleich zum existierenden Klärwerk.

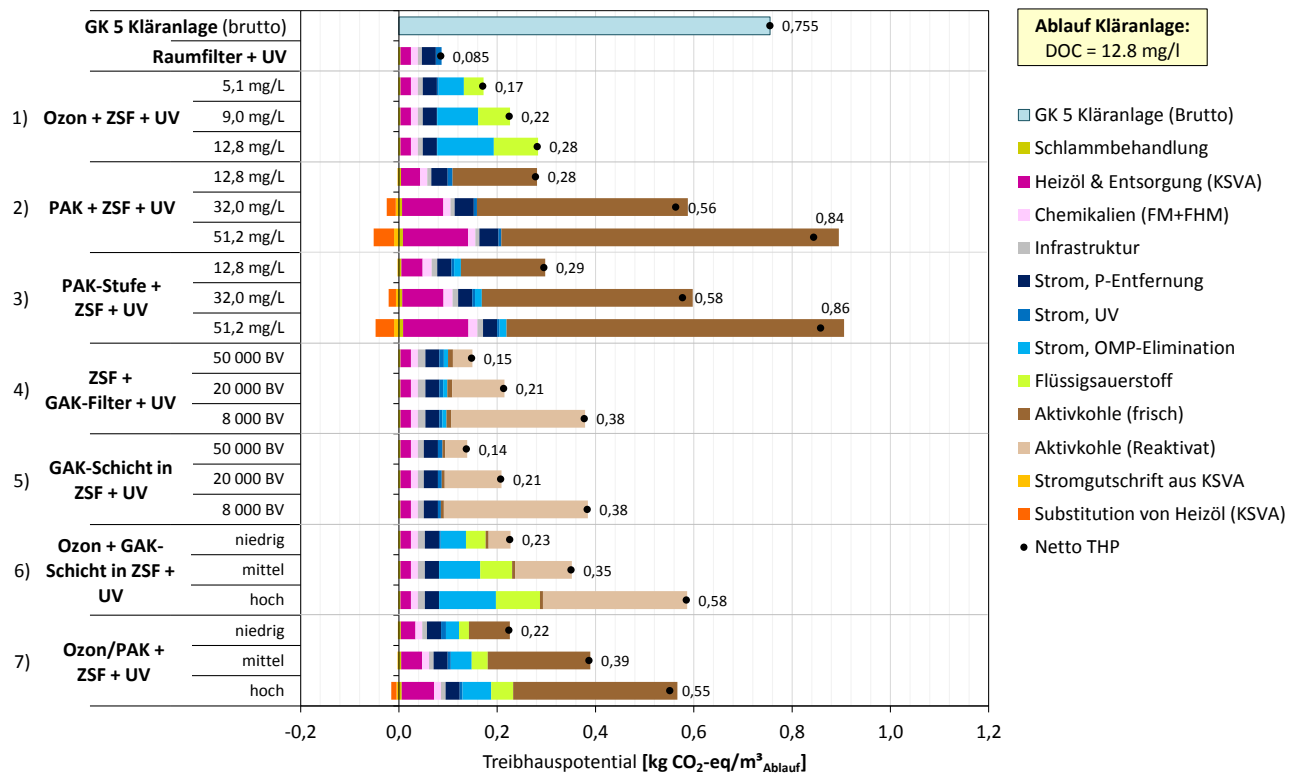


Abbildung 8.13: Treibhauspotential (GWP 100a) der betrachteten Szenarien

8.4.1.3 Versauerungspotential (AP)

Das Versauerungspotential (AP) bildet die Emissionen von Schwefel- und Stickoxiden in die Luft ab, die vornehmlich bei Verbrennungsprozessen organischer Materialien entstehen. Daher ergibt sich für das Versauerungspotential im Vergleich der Szenarien ein ähnliches Profil wie beim Klimawandel (THP): die Wirkung der Ozonung wird durch den Stromverbrauch vor Ort und durch die Sauerstoffherstellung beeinflusst, bei den Aktivkohle-Szenarien ist die Herstellung der Aktivkohle der wesentliche Parameter für das Versauerungspotential. Die zusätzlichen Aufwendungen in Relation zur GK5-Modellkläranlage (2,42 g SO₂-eq/m³) betragen für das Referenzszenario +9 %, für das Szenario 1 (Ozonung + ZSF + UV) 22-38 %, für das Szenario 2 (PAK + ZSF + UV) sowie das Szenario 3 (PAK-Stufe + ZSF + UV) 53-190 %. Der nachgeschaltete GAK-Filter (Szenario 4) sowie die GAK Filterschicht (Szenario 5) erhöht das AP um 18-48 %. Der zusätzliche AP durch die kombinierten Verfahren mit Ozonung und Aktivkohle liegt bei 30-78 % (Szenario 6) und bei 37-111 % (Szenario 7) und kann insbesondere durch die Aktivkohleherstellung den AP einer GK 5 Kläranlage mehr als verdoppeln. Die hohen AP durch die Aktivkohle resultieren aus dem Herstellungsprozess und dem in der Steinkohle enthaltenen Schwefel- und Stickstoffverbindungen. Eine genauere Darstellung des Versauerungspotentials für alle Szenarien ist in Anhang 12.2.7 gezeigt.

8.4.2 Ökologischer Nutzen durch direkte Effekte auf die Umwelt

Durch die weitergehende Elimination der anthropogenen organischen Spurenstoffe wird eine Verbesserung der Wasserqualität bezweckt. Dieser ökologische Nutzen der betrachteten Verfahren kann in der Ökobilanz prinzipiell durch die Wirkungskategorien Human- und Ökotoxizitätspotential (HTP und ETP) nach dem globalen Multikompartiment-Modell USEtox® abgebildet werden. Zusätzlich ergibt sich ein ökologischer Nutzen durch die Flockungsfiltration und die daraus resultierende weitergehende P-Entfernung, die im

Eutrophierungspotential Süßwasser (FEP) dargestellt ist. Die Wirkungskategorien ETP, FEP und HTP sind nachfolgend im Detail erläutert.

8.4.2.1 Ökotoxizitätspotential nach USEtox® (ETP)

In Abbildung 8.14 ist das Ökotoxizitätspotential des Ablaufs der GK 5 Kläranlage und des Ablaufs aus der bestehenden 4. Reinigungsstufe (Referenzszenario) dargestellt. Das ETP setzt sich aus den Emissionsfrachten der gemessenen Schwermetalle und der sieben bewerteten organischen Spurenstoffe zusammen. Der Ablauf der Kläranlage besitzt ein ETP von 1,79 CTU_e/m^3 . Dieses ETP wird durch die Flockungsfiltration und den damit verbundenen zusätzlichen Schwermetallrückhalt (vgl. Remy (2013)) im Referenzszenario auf 0,47 CTU_e/m^3 (-73 %) reduziert. Trotz der hohen Reduktion des ETP durch die Flockungsfiltration liegt der Anteil der bewerteten organischen Spurenstoffe am ETP im Ablauf der 4. Reinigungsstufe nach Flockungsfiltration bei lediglich 5,9 %. Den Hauptanteil am globalen USEtox®-Modell besitzen immer noch die Schwermetalle, vornehmlich Zink, Kupfer und Nickel mit > 93 % (Abbildung 8.14). Die Schwermetalle, die unterhalb der Bestimmungsgrenze (BG) vorgefunden und für die Frachtberechnung mit der halben BG angenommen wurden, machen einen vernachlässigbar kleinen Anteil des ETP mit 0,4 % aus. Indirekte Effekte einer GK 5 Kläranlage konnten für das ETP im USEtox®-Modell bisher nicht abgeschätzt werden, somit entfällt der Vergleich mit den Hintergrundprozessen hier.

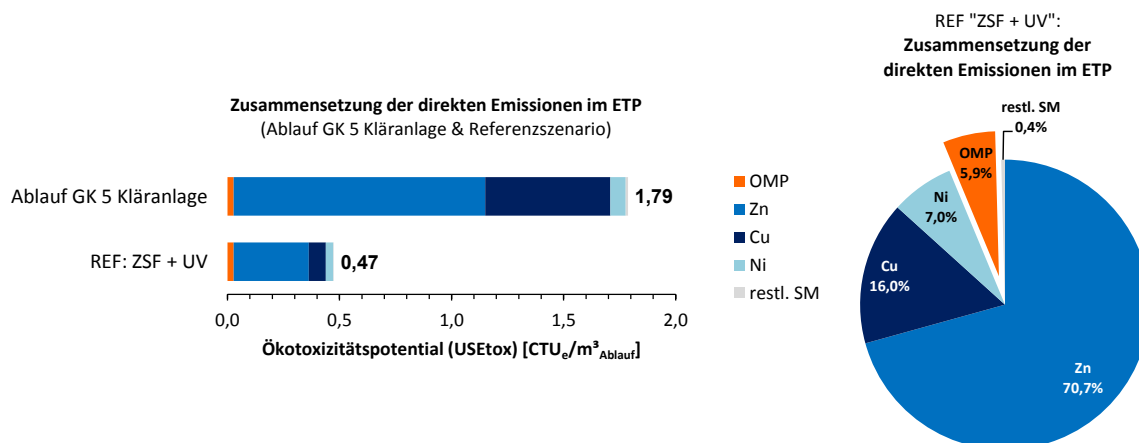


Abbildung 8.14. Zusammensetzung der direkten Emissionen im Ökotoxizitätspotential aus dem Ablauf der GK 5 Kläranlage und aus dem Ablauf der bestehenden 4. Reinigungsstufe im Referenzszenario (links) und Anteile der gemessenen Stoffe im Ablauf der 4. Reinigungsstufe (Referenzszenario) am Ökotoxizitätspotential (rechts). Konzentrationen von Zink, Kupfer und Nickel über der Bestimmungsgrenze (BG), restliche Schwermetalle (SM = Cd, Cr, Hg, Pb) sind < BG und mit $0,5 \cdot \text{BG}$ abgeschätzt, OMP = organische Spurenstoffe

Das ETP im Referenzszenario setzt sich zusammen aus den direkten Emissionen im Ablauf der 4. Reinigungsstufe ($0,474 \text{ CTU}_e/\text{m}^3$) und den indirekten Emissionen aus den Hintergrundprozessen, die mit $0,023 \text{ CTU}_e/\text{m}^3$ weniger als 5 % des ETP der 4. Reinigungsstufe ausmachen (Abbildung 8.15). Die betrachteten Verfahren zur weitergehenden Spurenstoffelimination haben keinen weiteren Einfluss auf die Schwermetallemissionen ins Gewässer, so dass der Nutzen aus der Flockungsfiltration in allen Szenarien konstant bleibt. Die Reduktion der organischen Spurenstoffe bei allen Szenarien kann durch deren geringen Anteil am ETP (< 6%) nur einen geringen positiven Effekt im globalen Ökobilanzmodell aufzeigen. Dieser Nutzen wird in dieser Studie zum Großteil durch die indirekten Effekte aus den Hintergrundprozessen überlagert. Eine Veränderung der ETP im Vergleich zum Referenzszenario liegt somit im Bereich von -1,4 % ($0,490 \text{ CTU}_e/\text{m}^3$, Szenario 4, niedrige Dosis) bis +11,5 % ($0,554 \text{ CTU}_e/\text{m}^3$, Szenario 6, hohe

Dosis). Ein ökologischer Nutzen durch die Spurenstoffelimination kann somit aus ganzheitlicher Sicht im hier verwendeten globalen Toxizitätsmodell für ETP nicht abgeleitet werden.

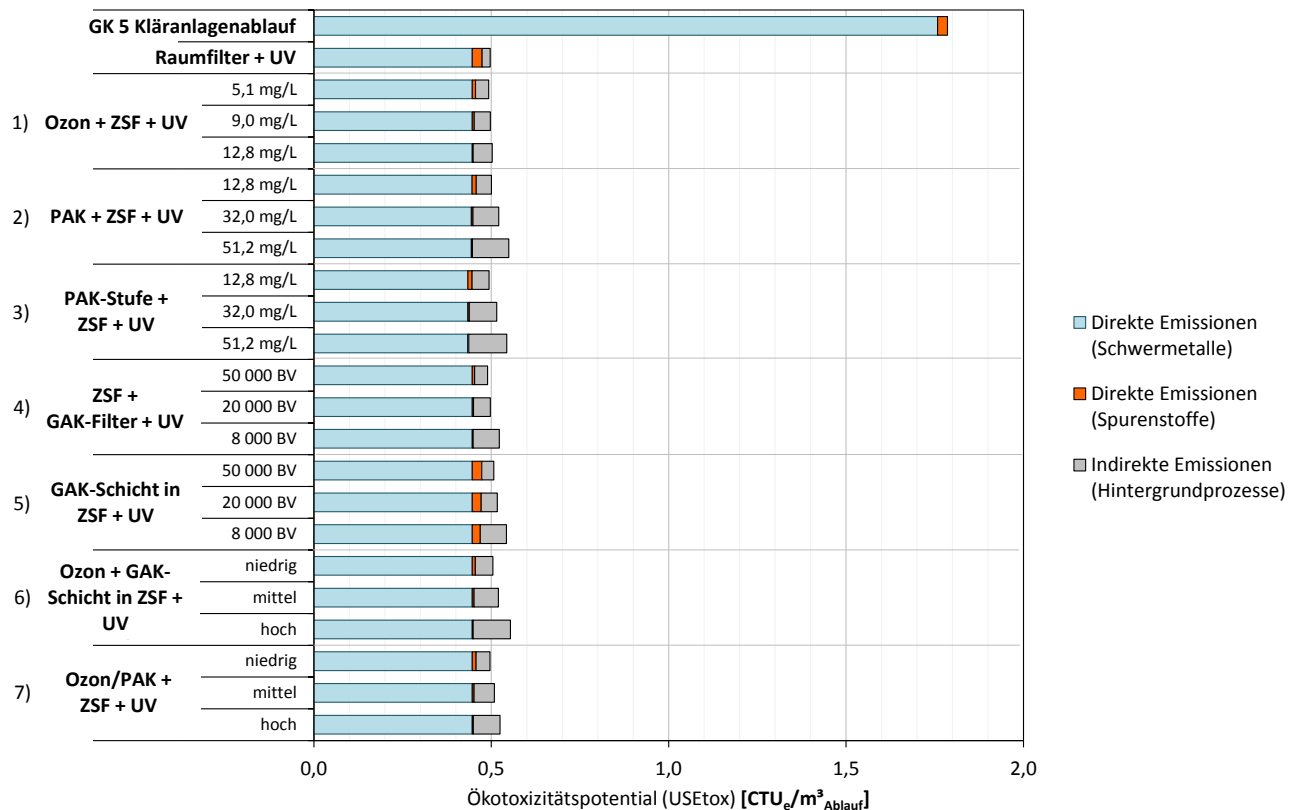


Abbildung 8.15: Ökotoxizitätspotential nach USEtox^(R) der betrachteten Szenarien

In Abbildung 8.16 wurde daher der Effekt der Elimination der organischen Spurenstoffe als Primärfunktion der betrachteten Verfahren im ETP im Detail dargestellt, ohne die Emissionen aus Hintergrundprozessen oder Schwermetallen zu betrachten. Hier kann die Reduktion des ETP durch Ozonung oder Aktivkohle über deren Eliminationsleistung (siehe Tabelle 8.11) für die bewerteten Spurenstoffen (siehe Anhang 12.2.6) dargestellt werden.

Die niedrige Dosierung im Szenario 2 „PAK + ZSF + UV“ erreicht im Vergleich der Szenarien die geringste ETP-Reduktion mit -57 %. Eine niedrige Dosierung von Ozon erreicht eine Reduktion des ETP von -68 % (Szenario 1). Die mittleren und hohen Dosierungen der Szenarien sind jeweils in ihrem ETP vergleichbar. Die unterschiedlichen Eliminationsleistungen von PAK und Ozon sind in der Zusammensetzung des ETP beispielhaft in Abbildung 8.17 dargestellt. Hieraus wird ebenfalls ersichtlich, dass durch die unterschiedliche Elimination spezifischer Stoffe die Bevorzugung eines Verfahrens an die legislativen Vorgaben geknüpft ist: während nach der Ozonung Metoprolol und Benzotriazol für die Bewertung des Ökotoxizitätspotentials wichtig sind, ist nach PAK-Dosierung das Ökotoxizitätspotential auch durch Diclofenac bestimmt.

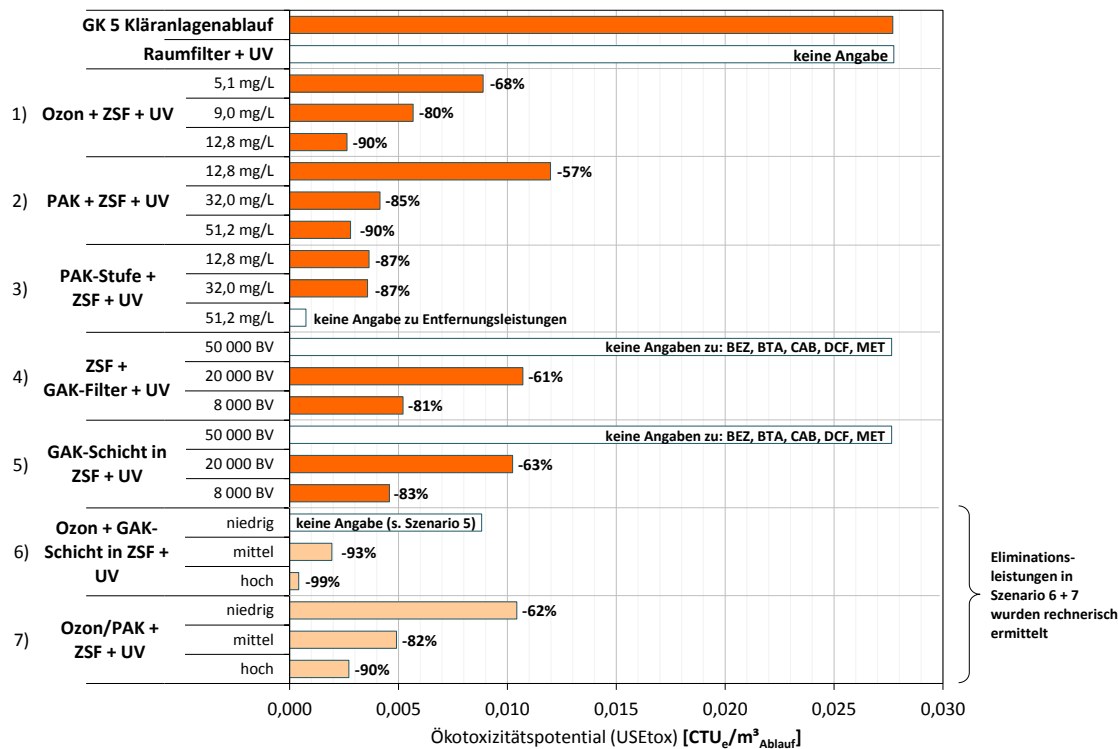


Abbildung 8.16: Reduktion des Ökotoxizitätspotentials nach USEtox^(R) durch die Elimination von Spurenstoffen; Darstellung des ETP nur durch direkte Emissionen der 7 bewerteten Spurenstoffe

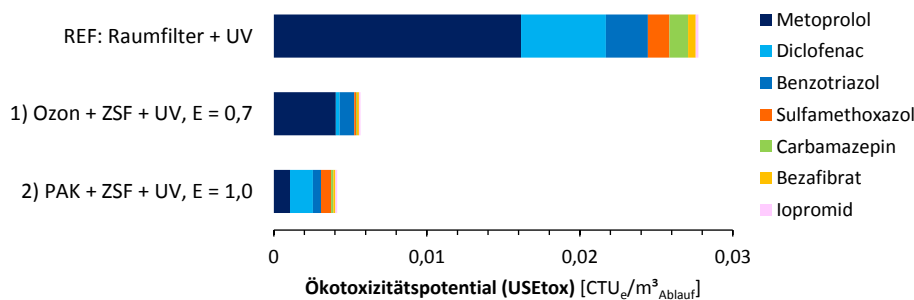


Abbildung 8.17: Zusammensetzung und Reduktion des ETP durch Ozon (Szenario 1) und PAK (Szenario 2)

8.4.2.2 Eutrophierungspotential Süßwasser (FEP, Phosphoremissionen)

Das FEP für alle Szenarien ist in Abbildung 8.18 dargestellt. Das FEP der Kläranlage setzt sich zusammen aus den direkten Emissionen über den Kläranlagenablauf ($320 \mu\text{g l}^{-1}$ TP) und den indirekten Emissionen einer GK 5 Kläranlage (nach Mutz (2013)) mit 32 mg P-eq/m^3 . Die direkten TP-Emissionen über den Kläranlagenablauf sind für das FEP der Kläranlage erwartungsgemäß maßgebend (>90 % Anteil am FEP). Die weitergehende P-Entfernung mittels Flockungsfiltration senkt das FEP deutlich ab (= ökologischer Nutzen): das Referenzszenario (ZSF + UV) reduziert die direkten TP-Emissionen auf $55 \mu\text{g l}^{-1}$ TP im Jahresdurchschnitt. Hinzu kommen über die Hintergrundprozesse zusätzlich 7 mg P-eq/m^3 . Das entspricht im Referenzszenario insgesamt einem FEP von 62 mg P-eq/m^3 für die 4. Reinigungsstufe.

Die Verfahren zur Spurenstoffelimination haben hier keinen Einfluss auf die P-Emissionen im Ablauf (55 mg P-eq/m^3). Das indirekte FEP der Spurenstoffelimination aus den zusätzlichen Aufwendungen bewegt sich zwischen $8,7 \text{ mg P-eq/m}^3$ und $33,9 \text{ mg P-eq/m}^3$. Allerdings fallen

diese indirekten Effekte durch den deutlich überwiegenden positiven Effekt der Reduktion der direkten TP-Emissionen um $265 \mu\text{g l}^{-1}$ TP durch die Flockungsfiltration nicht ins Gewicht.

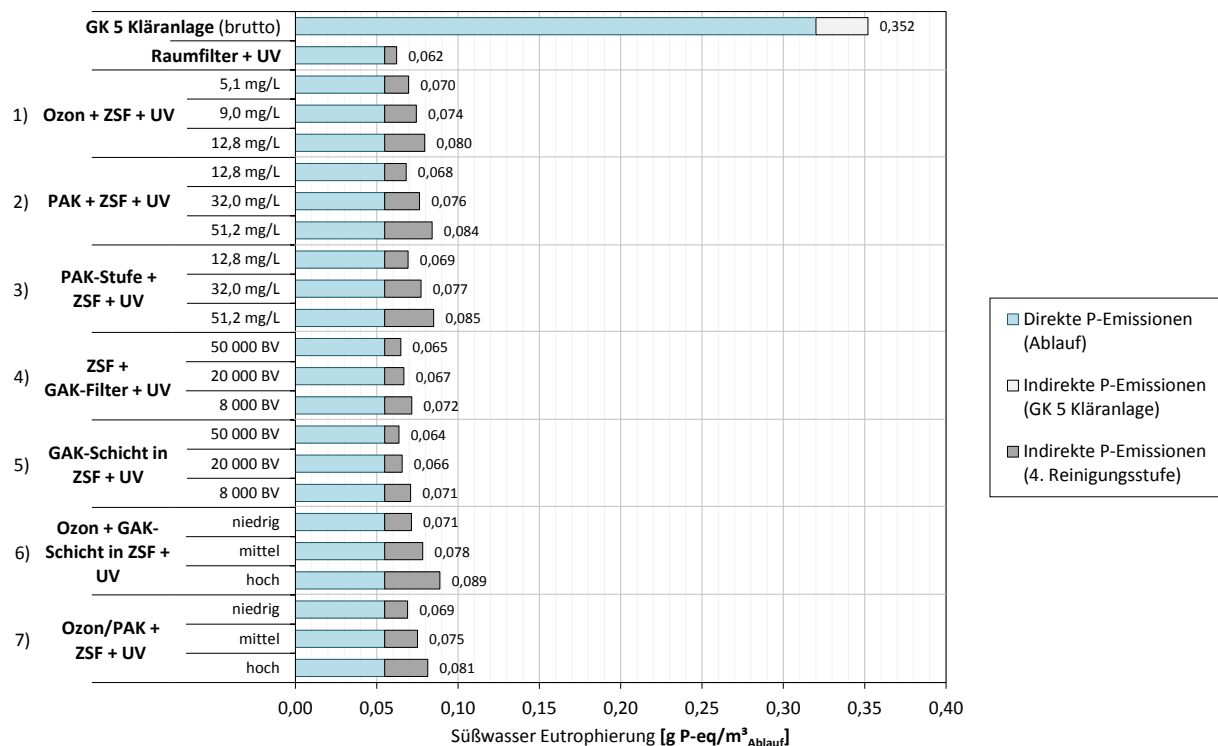


Abbildung 8.18: Süßwassereutrophierungspotential der betrachteten Szenarien

8.4.2.3 Humantoxizitätspotential (HTP)

Das Humantoxizitätspotential (HTP) im globalen Toxizitätsmodell wird durch die direkten Emissionen (Schwermetalle und organische Spurenstoffe) und die indirekten Emissionen aus Hintergrundprozessen bestimmt. Durch die Flockungsfiltration werden die Schwermetallfrachten im Ablauf der GK 5 Kläranlage weiter reduziert, so dass das HTP von $40 \cdot 10^{-9}$ CTU_h/m³ (Ablauf GK 5) auf $12 \cdot 10^{-9}$ CTU_h/m³ reduziert wird. Das HTP im Referenzszenario setzt sich aus 47 % direkten Schwermetallemissionen, 51 % indirekten Emissionen/PAK (Hintergrundprozesse) und lediglich 2 % aus direkten Emissionen der sieben gemessenen und bewerteten organischen Spurenstoffen zusammen.

Ein zusätzlicher Rückhalt an Schwermetallen findet in den Szenarien nicht statt. Die Spurenstoffelimination bei den betrachteten Verfahren reduziert das HTP aufgrund des geringen Anteils dieser Stoffe am gesamten HTP nur gering. In den betrachteten Szenarien wird aufgrund der Aufwendungen für Strom, Betriebsmittel und Infrastruktur das HTP im globalen Bewertungsmodell im Vergleich zum Referenzszenario in Summe erhöht. Hieraus lässt sich ableiten, dass bei dem verwendeten globalen Modell der Humantoxizität die atmosphärischen Emissionen (u.a. aus der Stromerzeugung oder Aktivkohleaktivierung) ein deutlich höheres Toxizitätspotential für den Menschen besitzen als die direkten Emissionen ins Gewässer (Abbildung 8.19), die sich nur über Umwege auf die menschliche Gesundheit auswirken. Dabei muss beachtet werden, dass die Bewertung der organischen Spurenstoffe nur für ausgewählte Substanzen erfolgt ist. Dennoch gibt es einen ersten Hinweis darauf, dass die weitergehende Entfernung organischer Spurenstoffe aus Oberflächengewässern in der globalen Ökobilanzbewertung keine signifikante Verbesserung des Humantoxizitätspotentials zeigt.

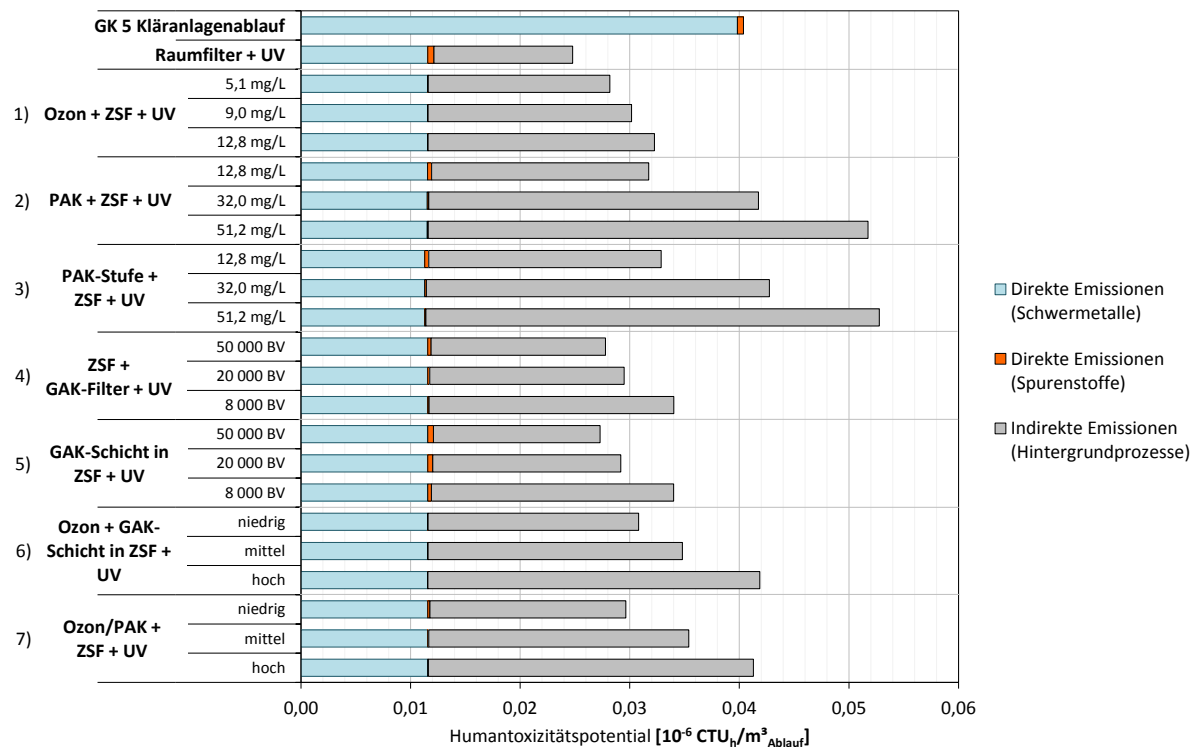


Abbildung 8.19: Humantoxizitätspotential nach USEtox® der betrachteten Szenarien

8.4.3 Normalisierung

Die Anteile der Wirkungskategorien in der Normalisierung sind in Abbildung 8.20 für jedes Szenario mit der mittleren Dosierung dargestellt. Die Einheit ist $[\text{Einwohner}_{\text{EU}} \cdot \text{a} / \text{m}^3_{\text{Ablauf}}]$ oder kurz $[\text{EW} \cdot \text{a} / \text{m}^3]$.

Die Wirkungskategorien KEA, THP und AP, die die indirekten Effekte wiedergeben, liegen in ihrer Beiträgen in einer ähnlichen Größenordnung um $2 \cdot 10^{-5} \text{ EW} \cdot \text{a} / \text{m}^3$. Die Szenarien 2 und 3 mit PAK-Dosierung (mittlere Dosis) haben einen deutlich höheren Anteil am KEA mit $4 \cdot 10^{-5} \text{ EW} \cdot \text{a} / \text{m}^3$ und am THP mit $5 \cdot 10^{-5} \text{ EW} \cdot \text{a} / \text{m}^3$. Besonders beim Versauerungspotential ragen die PAK-Szenarien im Vergleich heraus ($> 8 \cdot 10^{-5} \text{ EW} \cdot \text{a} / \text{m}^3$). Die Versauerung spielt jedoch aufgrund vieler regulativer Maßnahmen (z.B. BImSchG) und dadurch verbesserter Umweltsituation in der aktuellen politischen Diskussion nur noch eine geringere Rolle. Die Normalisierung macht die geografische Verschiebung der Versauerungsproblematik deutlich: Die Emissionen resultierend aus der Aktivkohleherstellung entstehen überwiegend in den Produktionsstätten im südostasiatischen Raum. Diese sind im europäischen Kontext weiterhin von geringer Relevanz, im globalen Maßstab ist die Versauerung aber erhöht.

Das Eutrophierungspotential Süßwasser liegt in einer Größenordnung von $1,5\text{-}1,9 \cdot 10^{-4} \text{ EW} \cdot \text{a} / \text{m}^3$ und zeigt damit in der Normalisierung die größten Anteile im Vergleich der Wirkungsindikatoren. Die FEP des Referenzszenarios liegt bei $1,5 \cdot 10^{-4} \text{ EW} \cdot \text{a} / \text{m}^3$. Die betrachteten Szenarien erhöhen diesen Beitrag zum FEP geringfügig. Vergleicht man die Beiträge des FEP mit üblichen Ablaufwerten von GK 5 Kläranlagen (ca. $0,5$ bis $1 \text{ mg l}^{-1} \text{ TP}$ als Einleitwert nach AbwV) bzw. dem FEP der hier dargestellten GK 5 Kläranlage ($0,352 \text{ g P-eq} / \text{m}^3$), können diese Auswirkungen für das FEP in der Normalisierung als gering eingeschätzt werden.

Das Ökotoxizitätspotential aller Szenarien verändert sich mit Blick auf die Normalisierung kaum und liegt im Bereich $1,0 \cdot 10^{-4} \text{ EW} \cdot \text{a} / \text{m}^3$. Die Reduktion des ETP durch die Spurenstoffelimination ist wie bereits oben diskutiert geringer als die zusätzlichen indirekten

Effekte aus den Aufwendungen. Das ETP der Ökobilanz kann jedoch keine Aussage über die direkten lokalen Effekte auf die Gewässer treffen. Auch wenn im globalen Kontext das ETP in der Ökobilanz kaum positive Auswirkungen zeigt, kann ein lokaler Nutzen am Gewässer durch die Spurenstoffelimination entstehen.

Das Humantoxizitätspotential wird durch die indirekten Effekte (vor allem Emissionen von Schadstoffen in die Atmosphäre) bestimmt, insbesondere die Aktivkohleherstellung hat einen großen Einfluss durch die Aktivierung. Der zusätzliche Beitrag zum HTP eines EU-Einwohners durch die Spurenstoffeliminationsverfahren (Szenarien 1-7) zum Referenzszenario ist sehr gering, im Vergleich zu den anderen Wirkungskategorien, die von indirekten Effekten bestimmt sind.

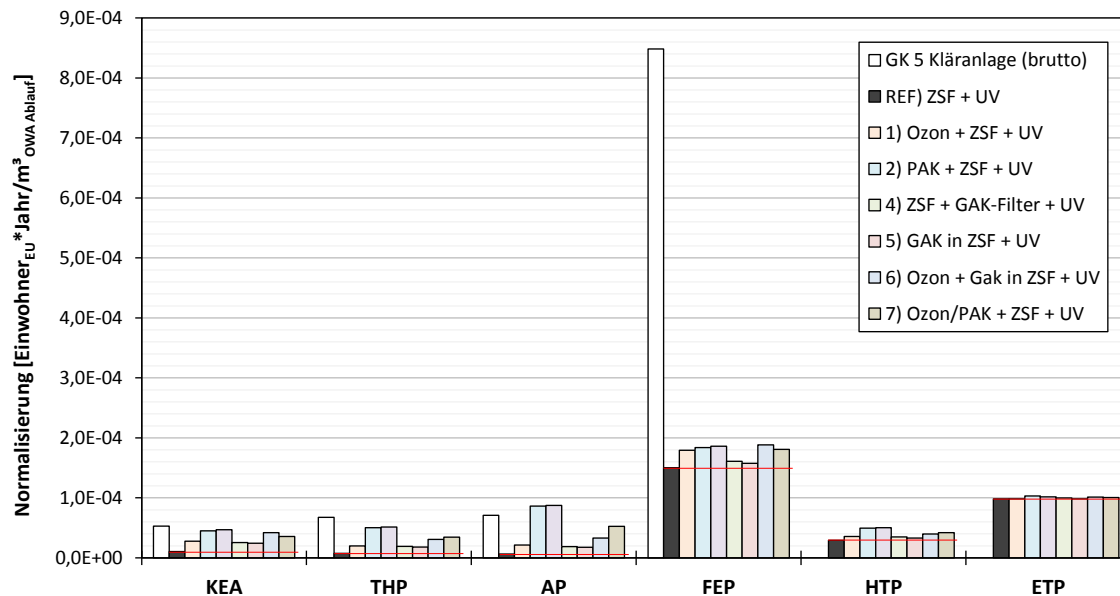


Abbildung 8.20: Normalisierung der Ergebnisse aus der Wirkungsabschätzung, Darstellung der Szenarien mit der jeweils mittleren Dosierung; als Vergleichswert sind die Brutto-Auswirkungen einer GK 5 Kläranlage für die Indikatoren KEA, THP, AP und FEP dargestellt

8.4.4 Sensitivitätsanalyse

Nachfolgend werden die Auswirkungen veränderter Annahmen auf die Umwelteffekte exemplarisch am Indikator Treibhauspotential beschrieben. Ähnliche Zusammenhänge gibt es im KEA und im AP. Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse zum KEA sind in Anhang 12.2.8 dargestellt.

1) Rohstoff der Aktivkohle

Mit anderen Rohstoffen für die Aktivkohleherstellung ergeben sich bei den PAK Szenarien (Szenarien 2, 3, 7) starke Veränderungen im THP (Tabelle 8.17 und Abbildung 8.21). Bei der Wahl einer „grünen“ Aktivkohle auf Basis von Kokosnussschalen ist eine Reduktion des THP um -17 % bis -23 % bei jeweils gleicher Dosiermenge möglich. Bei PAK auf Basis von Braunkohle erhöht sich allerdings das THP um +22 % bis +29 %.

Die Szenarien mit einer GAK Filtrationsstufe (Szenarien 4, 5, 6) zeigen eine geringere Schwankung bei einer Änderung des Rohstoffs für die Aktivkohle. Die Veränderungen zum Istzustand mit AK aus Steinkohlebasis liegt bei -3% (Szenario 6, niedrig, Kokosnuss) bis +7% (Szenario 4, 50 000 BV, Braunkohle). Die geringen Schwankungen resultieren aus dem geringen Abbrand der GAK während der Reaktivierung, sowie dem kleinen Anteil von Frischkohle. Daher sind bei der GAK weniger das Rohmaterial, sondern vielmehr der Energiebedarf bei der Reaktivierung entscheidend für das THP.

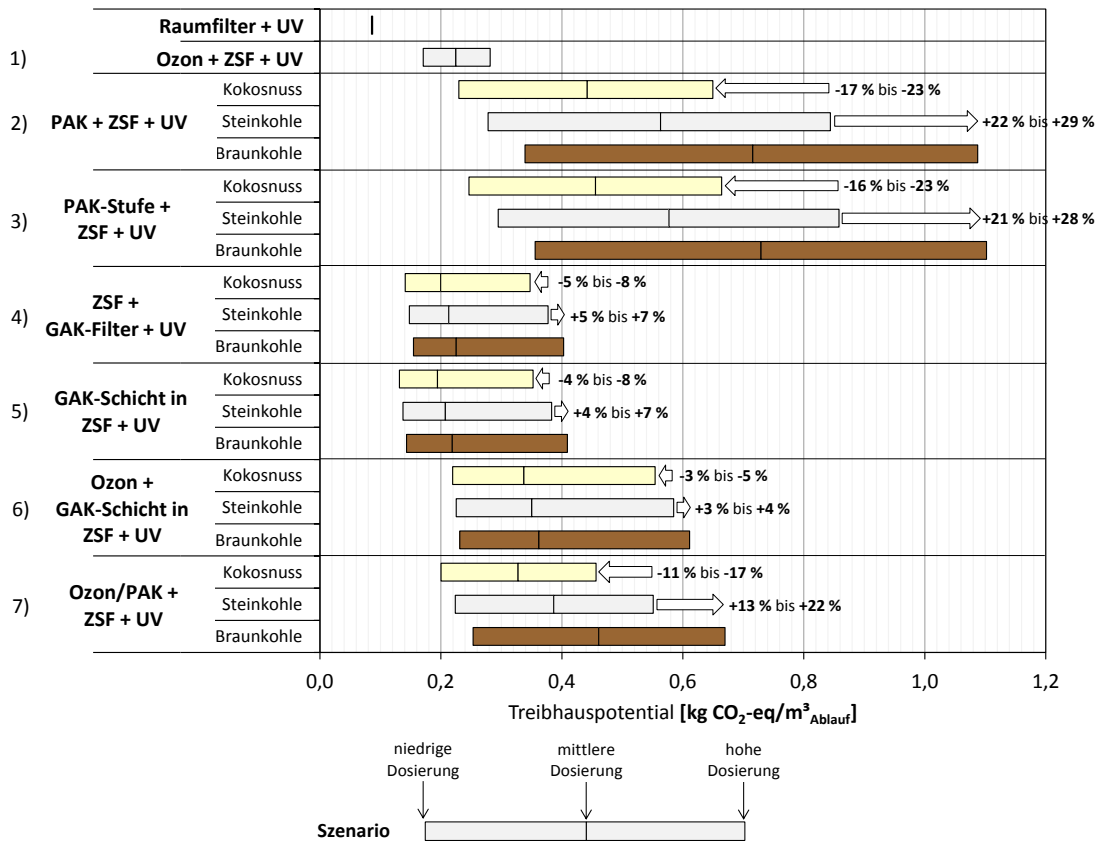


Abbildung 8.21: Treibhauspotential, Sensitivitätsanalyse: Variation des Rohstoffs in der Aktivkohleherstellung

In Abbildung 8.22 ist die Zusammensetzung des KEA und THP der Aktivkohleherstellung im Detail dargestellt. Hierbei ist zu erkennen, dass insbesondere die Herstellung von Biochar aus Kokosnussschalen (= „Vorverkokung“) durch die Pyrolyse (u.a. Methanemissionen) nicht klimaneutral ist. Zusammen mit dem hohen Energiebedarf für die Aktivierung hat auch die Kokosnussschale in dieser Studie ein THP von 9,9 kg CO₂-eq/kg_{AK} (-28% zur AK aus Steinkohle). Zu beachten ist hier die unsichere Datenlage für die Herstellung von Kokosnussschalen.

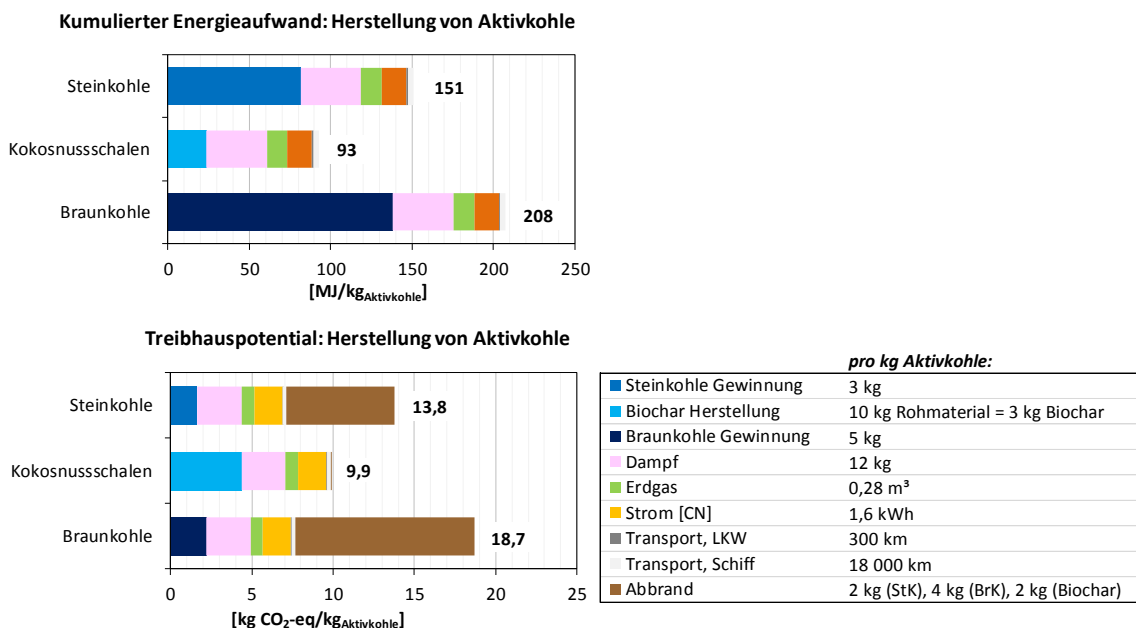


Abbildung 8.22: Schwankungen im KEA und THP bei der Wahl des Rohstoffs in der Aktivkohleherstellung

2) Veränderung des Strommix in Deutschland in 2030 und 2050

Bei der Betrachtung der zukünftig zu erwartenden Stromproduktion in Deutschland in 2030 und 2050 reduziert sich der Einfluss des Stromverbrauchs auf das THP auf der gesamten Kläranlage sowie der 4. Reinigungsstufe, weil der Strommix durch den höheren Anteil regenerativer Energien sauberer wird (Tabelle 8.17 und Abbildung 8.23). Abschätzungen zur Reduktion auf der gesamten Kläranlage waren in dieser Studie nicht möglich. Im Referenzszenario „ZSF + UV“ reduziert sich das THP von 85 g CO₂-eq/m³ auf 78 g CO₂-eq/m³ (-8%) in 2030 bzw. auf 72 g CO₂-eq/m³ (-15%) in 2050.

Aufgrund des hohen Stromverbrauchs durch die Ozonung verringert sich das THP der Szenarien 1, 6 und 7 in Zukunft deutlich. Für das Szenario 1 „Ozon + ZSF + UV“ kann bis 2030 das THP um -20% reduziert werden, bis 2050 um -25%. Die Szenarien mit PAK haben durch ihren geringen direkten Stromverbrauch auf der Kläranlage nur geringfügige Reduktionen im THP mit -2% bis -8%. Ebenfalls geringe Reduktionen sind in den Szenarien mit GAK Filtration zu erkennen, da im nachgeschalteten GAK-Filter die Spülintervalle und somit der Stromverbrauch sehr gering sind bzw. das Spülintervall sich im Raumfilter mit einer GAK Schicht nicht verändert.

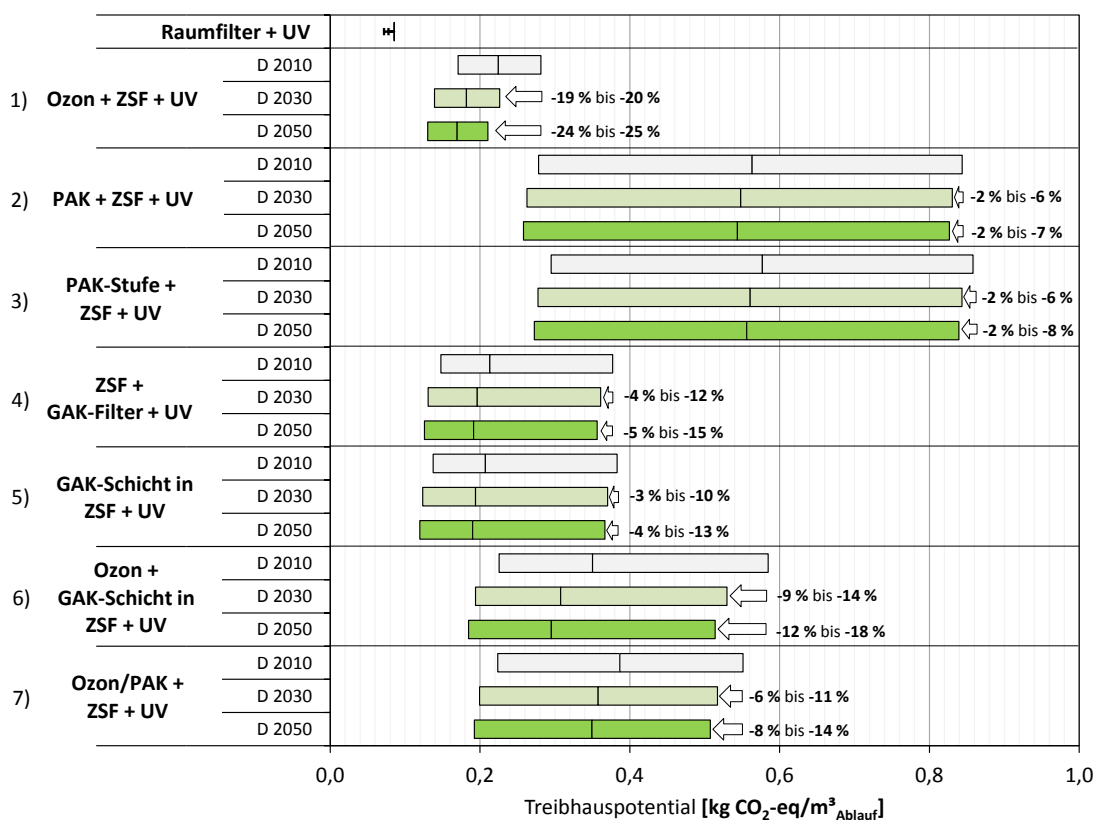


Abbildung 8.23: Treibhauspotential, Sensitivitätsanalyse: Änderung des deutschen Strommix 2030 und 2050

3) Veränderung der DOC-Konzentration im Ablauf der GK 5 Kläranlage

Die DOC-Konzentration im Ablauf der Nachklärung beeinflusst direkt die Dosiermenge und somit den Einsatz der Betriebsmittel für die Verfahren zur Spurenstoffelimination. Für das Referenzszenario bleibt in diesem Fall das THP unverändert.

In dieser Sensitivitätsanalyse lässt sich erwartungsgemäß eine starke Abhängigkeit des THP der Szenarien von der DOC-Konzentration erkennen (Abbildung 8.24). Die Ozonung kann durch eine deutlich geringere DOC-Konzentration von 6,4 mg/l und den damit geringeren absoluten Betriebsmittelverbrauch (Strom, Sauerstoff) das THP in Szenario 1 um -27 % bis -36 % reduzieren. Die Reduktion im THP durch die Einsparungen im jährlichen Aktivkohleverbrauch ist in Szenario 3 am höchsten mit -36 % bis -45 %. Sollte die hier getroffene Annahme zutreffen, dass sich die Standzeiten bzw. Bettvolumina der GAK-Filter mit geringerem DOC linear erhöhen können, so sind auch in den Szenarien 4, 5 und 6 deutliche Reduktionen im THP bis -43 % möglich. Diese Annahme ist im Einzelfall zu überprüfen.

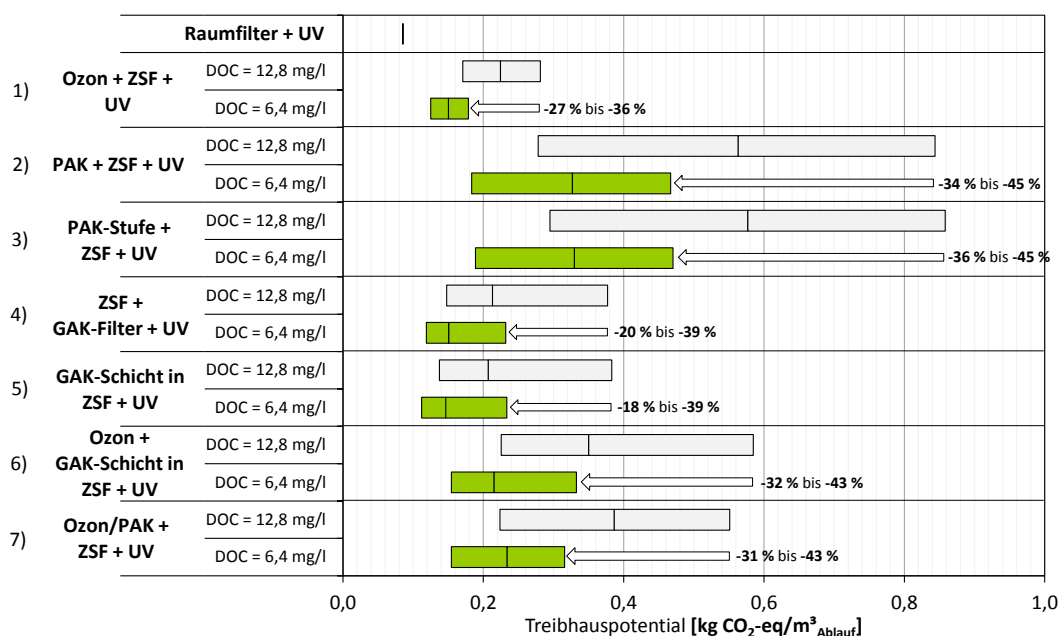


Abbildung 8.24: Treibhauspotential, Sensitivitätsanalyse: reduzierte DOC-Konzentration im Kläranlagenablauf

4) EBS Szenario für PAK-Stufe

Als alternative Variante für die Entsorgung des PAK Schlamms wurde hier die Entsorgung als Ersatzbrennstoff im Braunkohlekraftwerk betrachtet (Abbildung 8.25). Im Vergleich zur Entsorgung in der Monoverbrennung (KSWA) kann damit Lignit substituiert werden sowie die Emissionen im Vergleich zur KSWA durch die Verbrennung reduziert werden. Durch den relativ geringen Anteil der Schlammbehandlung am gesamten THP liegt die Reduktion des THP hier nur im Bereich von -7% bis -10% abhängig von der PAK-Dosierung.

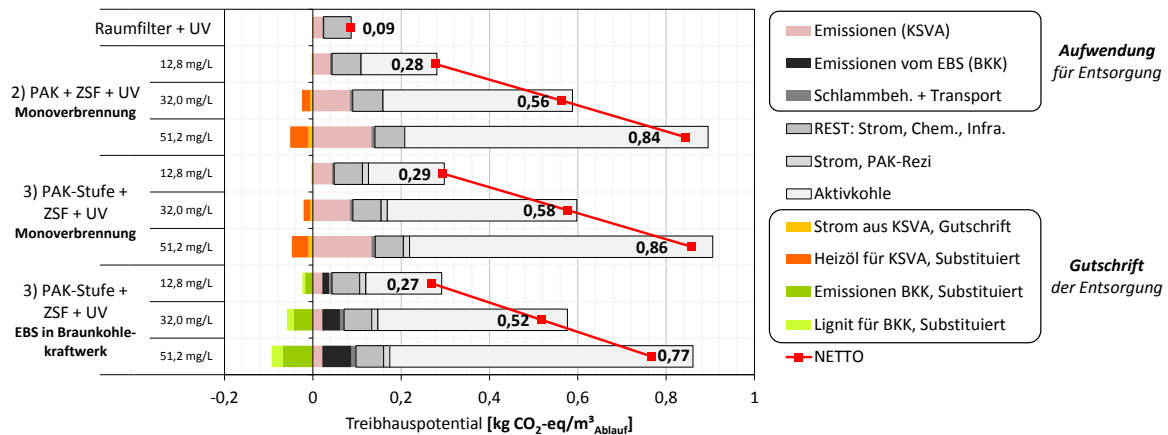


Abbildung 8.25: Treibhauspotential, Sensitivitätsanalyse: alternative Schlammmentsorgung im Szenario 3 "PAK-Stufe + ZSF + UV"

Maximaler Schwankungsbereich („best case“ und „worst case“ Betrachtung)

Um den maximalen Schwankungsbereich aus der Sensitivitätsanalyse abzuleiten, sind für eine „best case“ Variante im Vergleich zu den Grundannahmen der Strommix D 2050, Aktivkohle auf Kokosnussschalenbasis und niedriger DOC angenommen worden. Für den „worst case“ wird im Vergleich zum Grundzustand lediglich die Verwendung von AK auf Braunkohlebasis berücksichtigt.

Das Referenzszenario reagiert bei der Sensitivitätsanalyse lediglich bei einer Veränderung des Strommix, wo eine Reduktion des THP von 85 g CO₂-eq/m³ auf 72 g CO₂-eq/m³ mit der prognostizierten Energiewende für 2050 entsteht (Abbildung 8.26). Bei der Ozonung in Szenario 1 im „best case“ ergäbe sich eine Reduktion des THP um -39% (niedrige Dosierung) bzw. -47% (hohe Dosierung). Die Betrachtung des „worst case“ hat keinen Einfluss auf das Szenario 1.

Die höchsten Schwankungen im THP sind bei der PAK Dosierung (Szenarien 2 und 3) zu erkennen. Im „best case“ kann sich das THP je nach PAK-Dosis um -57% bis -67 % reduzieren, im „worst case“ erhöht es sich um +22% bis +29%. Exemplarisch für die GAK Szenarien reduziert sich in Szenario 4 das THP um -32 % bis -46 % im „best case“, was hauptsächlich durch den niedrigeren DOC getrieben ist. Im „worst case“ erhöht sich das THP für Szenario 4 nur um +5 % bis +7 %.

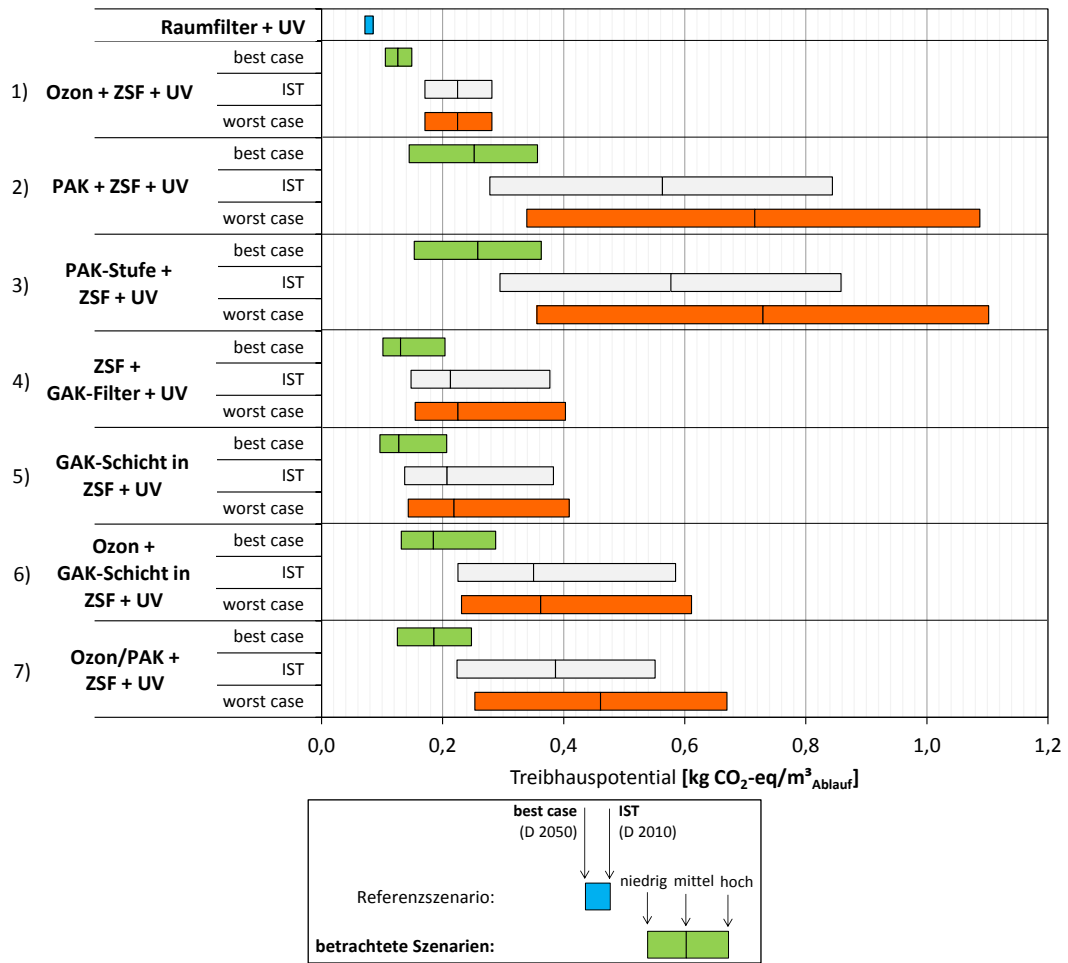


Abbildung 8.26: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse zum „best case“ (= 6,4 mg/l DOC, Strommix D 2050, Aktivkohle aus Kokosnussschalen; grün) und zum „worst case“ (= 12,8 mg/l DOC, Strommix D 2010, Aktivkohle aus Braunkohle; orange) im Vergleich zum Istzustand („IST“, grau)

Tabelle 8.17. Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse für das Treibhauspotential in [g CO₂-eq/m³]

			①	②	③	④	⑤		
		IST	Aktivkohle		Strom		DOC	best	worst
			Kokosn.	BrK	D 2030	D 2050	6,4 mg/l	①+④+⑤	②
ZSF + UV		85	-	-	78	72	-	72	85
Ozon + ZSF + UV	n	171	-	-	139	130	125	105	171
	m	225	-	-	182	170	150	126	225
	h	281	-	-	226	210	179	149	281
PAK + ZSF + UV	n	278	230	339	263	258	183	145	339
	m	563	442	716	548	544	327	252	716
	h	844	650	1 088	831	827	467	357	1 088
PAK-Stufe + ZSF + UV	n	295	246	356	277	272	189	153	356
	m	577	456	729	561	556	330	258	729
	h	858	664	1 102	844	839	470	363	1 102
ZSF + GAK-Filter + UV	n	148	141	155	131	126	119	101	155
	m	213	200	225	196	191	151	130	225
	h	377	347	403	361	356	232	204	403
GAK in ZSF + UV	n	137	131	143	124	120	112	97	143
	m	207	194	219	194	190	146	128	219
	h	383	352	409	370	367	233	207	409
Ozon + GAK in ZSF + UV	n	226	219	231	194	185	154	132	231
	m	350	337	362	308	295	215	185	362
	h	585	554	611	530	514	333	288	611
Ozon/PAK + ZSF + UV	n	224	200	253	199	192	154	125	253
	m	387	328	461	358	350	234	186	461
	h	551	457	670	517	507	316	248	670

n = niedrige Dosierung, m = mittlere Dosierung, h = hohe Dosierung

Kokosn. = Aktivkohle auf Basis von Kokosnussschalen

BrK = Aktivkohle auf Basis von Braunkohle

In dieser Studie für den Berliner Raum (= hohe DOC-Konzentration) sind bereits für den Istzustand die potentiellen Umweltauswirkungen relativ hoch berechnet worden. Lediglich die Auswahl der PAK könnte im Vergleich zum Istzustand das THP erhöhen, wenn Braunkohle als Rohstoff verwendet wird. Mit dem zukünftig „grüneren“ Strommix und ggf. geringeren DOC-Werten wie in anderen Kläranlagen üblich können die Umweltauswirkungen der weitergehenden Spurenstoffelimination (speziell KEA und THP) tendenziell geringer ausfallen als die in dieser Ökobilanz berechneten Werte.

8.5 Zusammenfassung

Die Ergebnisse der ökobilanziellen Bewertung der weitergehenden Abwasserbehandlung zeigen, dass die Implementierung von Verfahren zur weitergehenden Elimination von organischen Spurenstoffen in eine vierte Reinigungsstufe signifikante Umweltwirkungen haben kann. Dabei spielen in der Bewertung vor allem die zusätzlichen Aufwendungen für die Aufbereitung und der Nutzen für die Wasserqualität eine Rolle. Insgesamt werden die Umweltwirkungen wie bei jeder Art von Wasseraufbereitung von lokalen Wirkungen (verringerte Emissionen, d.h. verbesserte Wasserqualität) zu regionalen bzw. globalen Emissionen und Ressourcenverbrauch (Verbrauch von fossilen Energieträgern, Treibhauseffekt, Emissionen an Produktionsstandorten für Strom, Chemikalien, Infrastruktur) verschoben. In der Zusammenfassung können für globale und lokale Umweltwirkungen aus der gesamten Bewertung verschiedene Aussagen abgeleitet werden, die im nachfolgenden einzeln diskutiert werden.

1. Deutliche Erhöhung von Energieverbrauch und Treibhausgasemissionen der Abwasserreinigung durch Spurenstoffelimination

Die betrachteten Verfahren führen durch ihren Aufwand an Strom und Betriebsmitteln je nach gewünschtem Aufbereitungsziel zu erheblichen zusätzlichen Energieaufwand und damit verbundenen Emission von Treibhausgasen und sauren Luftschadstoffen. Die zusätzlichen Auswirkungen der weitergehenden P-Entfernung und UV-Desinfektion (Referenzszenario) relativ zu einer GK 5-Kläranlage (brutto) liegen bei +20% beim Energieaufwand und +11% bei den Treibhausgasemissionen (Abbildung 8.27). Die integrierte Spurenstoffelimination erhöht die Umweltauswirkungen einer GK 5 Kläranlage um +11% bis +115% beim Energieaufwand und um +7% bis +103% bei den Treibhausgasemissionen. Dabei spielt sowohl die Auswahl des Verfahrens als auch die notwendige Dosierung eine entscheidende Rolle für den spezifischen Beitrag. Tendenziell liegen die Verfahren der Ozonung im Aufwand unterhalb der PAK-Verfahren, bei den GAK-Filtern ist für mittlere bis kurze Standzeiten (8 000-20 000 Bettvolumina) auch ein höherer Aufwand festzustellen.

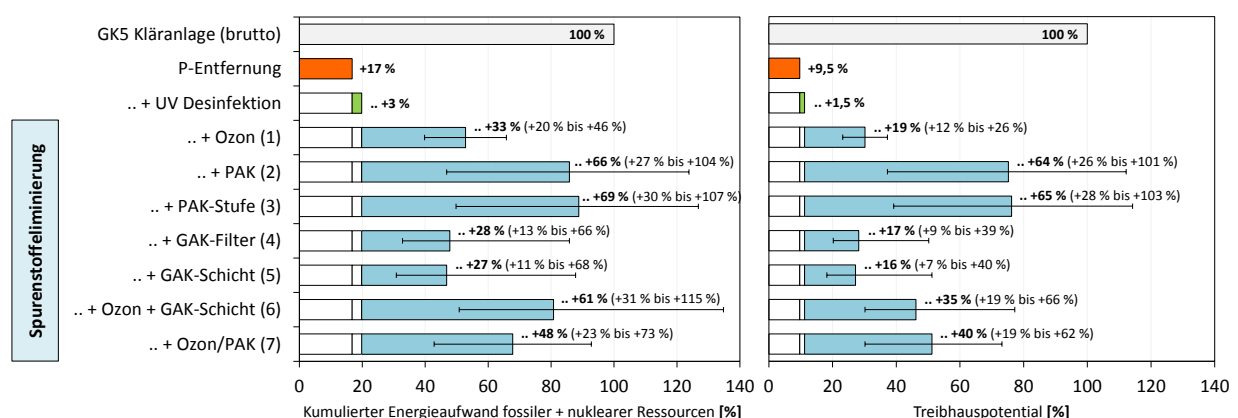


Abbildung 8.27: Zusätzliche Auswirkungen der Verfahren in Relation zu Umweltauswirkungen einer GK 5 Kläranlage (brutto in [%]). Angabe der zusätzlichen Auswirkung der Spurenstoffelimination mit jeweils mittlerer Dosierung (blauer Balken) und niedriger bis hoher Dosierung (Unsicherheitsbalken).

Die Verfahren zur Adsorption mit Aktivkohle können damit sowohl den Energieaufwand als auch das Treibhauspotential einer üblichen Kläranlage bei hoher benötigter Dosierung (4 g

PAK/g DOC) mehr als verdoppeln. Eine hohe Dosierung in der Ozonung (1 g O₃/g DOC) kann das THP um 26% erhöhen, was in der Größenordnung des THP der PAK Szenarien mit niedriger Dosierung (1 g PAK/g DOC) liegt.

Die Sensitivitätsanalyse zur Aktivierung von frischer Aktivkohle zeigt einen deutlichen Einfluss der verschiedenen Rohmaterialien zur Aktivkohleherstellung auf Energieverbrauch und Treibhauseffekt. Bei den Szenarien mit Pulveraktivkohledosierung kann das Rohmaterial diese Indikatoren signifikant verändern: im Gegensatz zu Aktivkohle auf Steinkohlebasis (Referenz) kann Aktivkohle auf Braunkohlebasis Energieverbrauch und Treibhauseffekt um bis zu 38% steigern. Aktivkohle auf Basis regenerativer Rohstoffe (Kokosnussschalen) können den energetischen Aufwand dieser Szenarien erheblich senken, sind jedoch nicht CO₂-neutral aufgrund der Herstellung von Biochar (Pyrolyse) und der energieintensiven Aktivierung. Bei der Verwendung von granulierter Aktivkohle sind die Abweichungen durch die Rohstoffwahl geringer (<±10%), da hier die verwendete Frischkohlemenge durch die regelmäßige Reaktivierung viel geringer ist.

2. Geringe Reduktion des globalen Ökotoxizitätspotentials durch weitergehende Spurenstoffelimination

In der globalen Bewertung des Ökotoxizitätspotentials nach USEtox® führt die Spurenstoffelimination bei der Betrachtung von 7 ausgewählten Substanzen in der Ökobilanz nur zu einer geringen Reduktion der potentiellen Umwelteffekte im Gesamtsystem. In der Bewertung machen die verbleibenden Schwermetallfrachten ins Gewässer (Zn, Cu, Ni) über 93% der direkten ökotoxischen Wirkung aus, die bewerteten organischen Spurenstoffe lediglich 6%. Damit lässt sich der positive Effekt der Elimination organischer Spurenstoffe in dieser Studie nicht darstellen, da in der globalen Betrachtung die ökotoxischen Emissionen durch die Hintergrundprozesse (Strom, Chemikalien, Infrastruktur) sogar noch ansteigen.

3. Verringerung der Phosphorfrachten durch Flockungsfiltration

Durch die weitergehende P-Entfernung ergibt sich ein positiver Nutzen für die Gewässerqualität, wie bereits im UEP-Projekt OXERAM 2 gezeigt (KWB 2013). Die 4. Reinigungsstufe mit Flockungsfiltration (Referenzszenario) reduziert den Gesamtphosphor im Kläranlagenablauf von 320 µg l⁻¹ auf 55 µg l⁻¹ im Jahresdurchschnitt (vgl. Remy (2013)). Die direkten P-Emissionen werden von den Verfahren zur weitergehenden Spurenstoffelimination nicht beeinflusst. Durch die Hintergrundprozesse wie bspw. die Aktivkohleherstellung erhöhen sich die globalen P-Emissionen bei den betrachteten Szenarien nur marginal im Vergleich zu üblichen P-Ablaufkonzentrationen von GK 5 Kläranlagen. Der direkte Nutzen überwiegt deutlich die zusätzlichen indirekten Aufwendungen.

Vergleichbarkeit der Szenarien und Übertragbarkeit der Aussagen

Für die Vergleichbarkeit von Szenarien und die Übertragbarkeit der Aussagen dieser Ökobilanz auf andere Kläranlagen bzw. Systeme sind folgende Punkte von Bedeutung:

- a) *Durch fehlende gesetzlich bindende Vorgaben zu Zielwerten für die Spurenstoffelimination ist kein direkter Vergleich der Verfahren/Szenarien möglich*
Es wurde jeweils die nach wirtschaftlichen und technischen Aspekten sinnvolle Spannweite der Dosierungen (niedrig – mittel – hoch) für die einzelnen Verfahren analysiert. Abhängig von der genauen Vorgabe der benötigten Eliminationsleistung für bestimmte Zielstoffe sind daher geeignete Verfahrensvarianten zu bestimmen, die dann direkt miteinander verglichen werden können. Ein direkter Vergleich „hohe Ozondosis“ mit „hoher PAK-Dosis“ ist ohne Vorgaben für die Effizienz nicht zulässig, da beide Varianten zu verschiedener Wasserqualität führen und somit nicht

vergleichbaren Nutzen bieten. Für einen direkten Vergleich der Szenarien in Bezug auf die Erreichung bestimmter Zielwerte (z.B. relative Entfernung in %, Zielkonzentrationen für einzelne Stoffe) sind gesetzlich bindende Vorgaben erforderlich. Sollten gesetzliche Vorgaben in der Zukunft umgesetzt werden, kann über die tatsächliche Konzentration der Spurenstoffe im Ablauf der GK 5 Kläranlage (Referenzfluss, siehe Tabelle 8.1) und die dargestellte Effizienz der Verfahren (Tabelle 8.11) die benötigte Dosierung und somit die tatsächlichen Umweltauswirkungen ermittelt werden.

b) Energiewende in Deutschland hat nur für die Ozonung einen wirksamen Einfluss auf die Umweltauswirkungen der Spurenstoffelimination

Die Energiewende in Deutschland und der damit verbundene Wandel in der Stromherstellung verändern auf der gesamten Kläranlage sowie für die betrachteten Szenarien die potentiellen Umweltauswirkungen, insbesondere den Energieaufwand fossiler und nuklearer Ressourcen sowie das Treibhauspotential. Die voraussichtliche Änderung der Zusammensetzung des deutschen Strommix im Jahre 2050 hat dabei vor allem eine Reduktion der Umweltauswirkungen bei der Ozonung zur Folge (-25% des Treibhauspotentials im Vergleich zum Strommix D 2010). Die Veränderung des Strommix hin zu „grünere“ Strom weist für Verfahren mit Aktivkohle nur geringe Veränderungen auf (< -10%).

c) Absolute Indikatorwerte der Verfahren sind nur bedingt auf andere Kläranlagen übertragbar

Die spezifischen Ozon- und PAK-Dosierungen in dieser Studie beziehen sich auf die jeweilige DOC-Konzentration des hier betrachteten Kläranlagenablaufs einer GK 5 Kläranlage im Berliner Raum. Die DOC-Ablaufkonzentration von $12,8 \text{ mg l}^{-1}$ ist vergleichsweise hoch, wodurch folglich der Bedarf an Betriebsmitteln (Strom und Flüssigsauerstoff bei der Ozonung und Aktivkohle bei der Adsorption) entsprechend hoch ausfällt. Die Sensitivitätsanalyse zur DOC-Konzentration im Ablauf der Nachklärung mit einem um 50% reduzierten DOC-Konzentration ($6,4 \text{ mg l}^{-1}$) zeigt demnach eine deutliche Veränderung der zusätzlichen Umweltauswirkungen durch die Spurenstoffelimination, für die im Wesentlichen die weniger benötigten Betriebsmittel (Strom, Sauerstoff, Aktivkohle) verantwortlich sind. Grundsätzlich folgt bei einer Halbierung des DOC (von $12,8 \text{ mg l}^{-1}$ auf $6,4 \text{ mg l}^{-1}$) ungefähr eine Halbierung der zusätzlichen Treibhausgasemissionen durch die Verfahren zur Spurenstoffeliminierung (siehe Tabelle 8.18).

Datenqualität der Studie

Die primären Sachbilanzdaten dieser Ökobilanz sind insgesamt von sehr guter Qualität. Für die Wasservolumina und Wasserqualitäten des Kläranlagenablaufs liegen gemessene Werte aus Remy (2013) sowie der Pilotierung vor. Die Auslegung der Verfahren und die erwarteten Betriebsdaten (Stromverbrauch, Chemikalien) wurden aufgrund von Planungen der Berliner Wasserbetriebe und gesicherten Herstellerangaben ermittelt. Auch die Effizienz der einzelnen Verfahren hinsichtlich der Entfernung spezifischer organischer Spurenstoffe wurde in Pilotversuchen umfangreich untersucht, wobei für einige Varianten (insbesondere bei Verfahrenskombinationen von Ozon und Aktivkohle) Abschätzungen getroffen wurden.

Bei den Hintergrunddaten wird die Datenbank ecoinvent in der neuesten Version (v3.1) genutzt, so dass für die Hintergrundprozesse insgesamt eine gute Datenqualität ausgewiesen werden kann. Eine Ausnahme bildet die Herstellung und Aktivierung der Aktivkohle, die in der Datenbank nicht direkt erfasst ist. Die verfügbaren Bilanzierungsdaten

aus der Literatur sind aus älteren Publikationen entnommen und spiegeln ggf. nicht mehr den heutigen Stand der Aktivkohleherstellung wider. Daher sollten diese Datensätze in Zusammenarbeit mit Herstellern neu erhoben werden, um diese bedeutsame Umweltwirkung der Aktivkohleverfahren mit aktuelleren Daten abzubilden.

Tabelle 8.18: Zusätzliche Auswirkungen der Verfahren auf das Treibhauspotential in Relation zu einer GK 5 Kläranlage (ohne Energierückgewinnung) bei unterschiedlichen DOC-Konzentrationen [%]

	niedrig		mittel		hoch	
DOC Konzentration	<i>12,8 mg l⁻¹</i>	<i>6,4 mg l⁻¹</i>	<i>12,8 mg l⁻¹</i>	<i>6,4 mg l⁻¹</i>	<i>12,8 mg l⁻¹</i>	<i>6,4 mg l⁻¹</i>
P-Entfernung + Desinfektion	+11					
1) .. + Ozon	+12	+6	+19	+9	+26	+13
2) .. + PAK	+26	+13	+64	+32	+101	+51
3) .. + PAK-Stufe	+28	+14	+65	+33	+103	+51
4) .. + GAK Filter	+9	+5	+17	+9	+39	+20
5) .. + GAK Schicht	+7	+4	+16	+8	+40	+20
6) .. + Ozon + GAK Schicht	+19	+9	+35	+18	+66	+33
7) .. + Ozon/PAK	+19	+9	+40	+20	+62	+31

Grenzen des Bewertungsmodells

Durch die Methodik der Ökobilanz und die genutzten Bewertungsmodelle ergeben sich Grenzen der Aussagekraft der Ergebnisse dieser Studie, insbesondere im Bereich der Bewertung der Ökotoxizität bzw. Humantoxizität. Bei der Interpretation dieser Ergebnisse sollten folgende Limitierungen berücksichtigt werden:

- Die Charakterisierungsfaktoren für Ökotoxizität und Humantoxizität sind zum Teil noch mit großen Unsicherheiten behaftet. Vor allem für Schwermetalle wird aufgrund der langen Verweilzeiten und dem Einfluss der Speziierung auf die Wirkmechanismen und die Mobilität in der Umwelt die Bewertung nur als vorübergehend („interim“) gekennzeichnet (Pizzol et al. 2011a; Pizzol et al. 2011b).
- Es wurden bisher nur für 7 der 12 gemessenen organischen Spurenstoffe Bewertungsfaktoren berechnet. Die verwendeten Faktoren sind noch nicht durch andere Studien validiert und daher mit entsprechenden Unsicherheiten behaftet (siehe auch Anhang 12.2.6).
- Weitere organische Spurenstoffe sowie mögliche Transformationsprodukte werden im ETP und HTP bisher nicht berücksichtigt.
- Aus den Ergebnissen des globalen Ökotoxizitätsmodell (Multikompartiment-Modell) kann keine direkte Dosis-Wirkungsbeziehung in lokalen Gewässern abgeleitet werden. Ebenfalls kann keine direkte Gefährdung der menschlichen Gesundheit über Restkonzentrationen von Spurenstoffen bei der Trinkwassergewinnung charakterisiert werden.

Ausblick

Die vorliegende Ökobilanz hat gezeigt, dass die weitergehende Elimination anthropogener organischer Spurenstoffe aus Kläranlagenablauf im Zuge einer weitergehenden Abwasserbehandlung mit hohen zusätzlichen Umweltwirkungen verbunden sein kann, insbesondere im Energieaufwand und damit verbundenen Treibhausgasemissionen. Im

Vergleich zur bestehenden Kläranlage können sich diese Umweltwirkungen im schlechtesten Fall mehr als verdoppeln, was bei flächendeckender Umsetzung dieser Verfahren zu einem hohen zusätzlichen Aufwand der Abwasserreinigung führen kann. Daher ist bei einer Festlegung von Zielwerten und Vorgaben zur Spurenstoffelimination darauf zu achten, dass die Verhältnismäßigkeit von Aufwand und Nutzen auch aus ökologischer Sicht gewahrt bleibt. Für spezifische Fragestellungen an einzelnen Kläranlagen können die Ergebnisse dieser Studie genutzt und entsprechend angepasst werden, um in diesem Abwägungsprozess mit einbezogen zu werden.

9 Ökotoxikologische Untersuchungen

Die ökotoxikologischen Untersuchungen hatten das Ziel, ökotoxikologisch oder toxikologisch relevante Endpunkte im Hinblick auf potentielle Risiken für aquatische Organismen und auch den Menschen zu erfassen. In 11 Kampagnen von Mai bis September 2014 wurden Proben aus 1) dem Kläranlagenablauf, 2) dem Ablauf der Flockungsfiltration mit vorhergehender PAK-Behandlung, 3) direkt nach der Ozonung und 4) dem Ablauf der anschließenden Filtration entnommen und mit ökotoxikologischen Methoden untersucht. Um störende Effekte durch An- oder Abreicherungen zu vermeiden, wurden die Proben nicht konzentriert.

9.1 In-vitro-Testsysteme

Es wurden unterschiedliche, etablierte Untersuchungsmethoden für neurotoxische, gentoxische und hormonelle Wirkungen eingesetzt.

Im Hinblick auf Neurotoxizität wurde die Acetylcholinesterase-Hemmung (AChE-Hemmung) untersucht. Dieser Test ist standardisiert (DIN 34815-1) und beruht auf der Hemmung des Enzyms Acetylcholinesterase. Er zeigt beispielsweise neurotoxische Wirkungen von Organosphosphaten oder Carbamaten (Insektizide). Bei allen 11 Messkampagnen konnten in keiner der Proben Befunde nachgewiesen werden, weder im Kläranlagenablauf noch nach Kontakt mit Ozon oder Aktivkohle.

Im Umu-Chromo-Test (UmuC-Test) kann mit dem Bakterium *Salmonella typhimurium* (TA 1535/pSK1002) eine Erbgut-verändernde (gentoxische) Wirkung nachgewiesen werden. Die Bakterien werden bei 37°C in Kontakt mit den Proben auf standardisierten Platten inkubiert. Durch Übertragung von Teilvolumina auf weitere Platten ergibt sich eine Verdünnungsreihe, Während der Inkubation induzieren Gentoxine das sogenannte UmuC-Gen, das bei Reparaturmechanismen der Zelle gegen Schädigungen der Erbsubstanz involviert ist. Durch die Kopplung des UmuC-Gens mit dem lacZ-Gen für die β -Galaktosidase kann indirekt über eine Farbstoffbildung die Aktivierung des UmuC-Gens nachgewiesen werden. Dieser Test zeigte in allen Proben der 11 Messkampagnen keine gentoxische Wirkung.

Eine potentielle hormonelle Wirkung wurde mit dem A-YES aqua Test überprüft. In diesem Test kommen transgene, salz- und temperaturtolerante Hefen (*Arxula adenivorans*), in die der humane Estrogenrezeptor hERa integriert wurde, zum Einsatz. In Gegenwart hormonell aktiver Substanzen kommt es zu einem Farbumschlag. In allen untersuchten Proben der 11 Messkampagnen konnten keine hormonellen Wirkungen nachgewiesen werden.

Die Ergebnisse der eingesetzten in-vitro-Testsysteme deuten darauf hin, dass weder im Kläranlagenablauf noch durch die Behandlung mit Ozon oder Pulveraktivkohle gentoxische, neurotoxische oder hormonelle Gefährdungen bestehen.

9.2 In-vivo-Testsysteme

Neben den in-vitro-Systemen wurden in-vivo-Tests mit aquatischen Organismen durchgeführt. Auch diese Tests wurden mit allen Proben der 11 Messkampagnen durchgeführt.

Anhand der Reproduktion und der Biomasse bestimmter Organismen kann eine Basistoxizität untersucht werden. Der Glanzwurm (*Lubriculus variegatus*) hat durch seine Lebensweise Kontakt mit Wasser, Porenwasser und Sediment und kann Substanzen über

seine Oberfläche oder durch Ingestion mit der Nahrung aufnehmen. Somit ist der Glanzwurm den wichtigen Expositionswegen ausgesetzt. Die Wurmkultur wird synchronisiert und dann für die Reproduktionstests und die Biomassebestimmung eingesetzt. Innerhalb einer Expositionszeit von 28 Tagen würde der Glanzwurm beispielsweise auf die Bildung toxischer Oxidationsprodukte, die seine Reproduktion beeinträchtigen würden, hinweisen. Keine der Proben aus den 11 Messkampagnen zeigte eine Basistoxizität auf den Glanzwurm.

Mit dem Fischei-Test nach DIN 38415-6 kann die akute toxische Wirkung auf Fischembryonen des Zebrafisches (*Danio rerio*) innerhalb von 48 Stunden nach Befruchtung der Eier untersucht werden. Als Maß für Toxizität gelten auftretende Retardierungen. Für diesen Test wird üblicherweise eine Verdünnungsreihe erstellt und die Verdünnungsstufe ermittelt, bei der keine akute toxische Wirkung auftritt. Der Fischei-Test zeigte auch bei den unverdünnten Proben keine Wirkungen, weder im Kläranlagenablauf noch nach Behandlung mit Ozon oder Aktivkohle.

Oxidativer Stress kann mit Hilfe von Makrophyten (*Ceratophyllum demersum*) nachgewiesen werden. Der Test untersucht Enzyme aus der oxidativen Abwehr (Katalase und Peroxidase). Obwohl dieser Test noch in Vorbereitung für eine Standardisierung ist, kann dieser Organismus sehr hilfreich sein. Nach 24 Stunden Exposition werden Stressmarker-Enzyme (Katalase und Guajacolperoxidase) aus den Makrophyten isoliert und photometrisch gemessen. Die Ergebnisse werden mit einer Positivkontrolle (H_2O_2) und einer unbehandelten Kontrollpflanze verglichen. Es wird ein Protein-Extrakt, der mikrosomale und cytosolische Proteine enthält, hergestellt. Das pflanzliche Protein wird mittels Ammoniumsulfat-Fällung konzentriert und über NAP-5-Säulen entsalzt. Der resultierende Protein-Extrakt wird für die Messungen beider Enzyme verwendet. Auch mit diesem Test konnten keine toxischen Wirkungen nachgewiesen werden.

Die hier eingesetzten in-vivo-Tests zeigen teilweise leichte Schwankungen (vermutlich durch leicht variierende Nährstoffgehalte) aber keine Toxizität der untersuchten Proben. Die eingesetzten Testsysteme geben keine Hinweise auf humantoxikologische bzw. ökotoxikologische Risiken, auch nicht durch Oxidationsprodukte der Ozonung.

10 Fazit

Es wurden die Verfahren der Direktdosierung von Pulveraktivkohle, die Festbettadsorption an granuliert Aktivkohle und die Ozonung jeweils in Kombination mit der Flockungsfiltration als weitergehende Abwasserreinigung untersucht. Alle untersuchten Verfahrensvarianten sind geeignet, den Spurenstoffeintrag kommunaler Kläranlagen signifikant zu verringern und gleichzeitig die Zielwerte für die suspendierten Stoffe (TSS < 1 mg/L) und Gesamtphosphor (TP < 0,1 mg/L) sicher einzuhalten. Es erfolgt eine zusätzliche Entfernung von CSB und DOC.

Der Entfernung der einzelnen Spurenstoffe ist stoffspezifisch. Sie ist außerdem abhängig von der Konzentration des im Wasser vorliegenden gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) und der Dosis von Aktivkohle bzw. Ozon, aber größtenteils unabhängig von der Ausgangskonzentration der Spurenstoffe.

Die Direktdosierung von Pulveraktivkohle in den Überstau eines Flockungsfilters besitzt keine signifikanten negativen Auswirkungen auf Filterlaufzeit und Ablaufqualität, so dass bei Aktivkohledosierungen von 20-30 mg/L die Dimensionierung der Flockungsfilter ohne Berücksichtigung der dosierten PAK anhand der Phosphor- und Feststoffentfernung erfolgen kann. In den Pilotversuchen konnten über 2,5 Monate auch sehr hohe Aktivkohledosierungen von 50 mg/L bei Filterlaufzeiten von mindestens 12 h effektiv vom Filter zurückgehalten werden, die Betriebsstabilität über einen längeren Zeitraum müsste aber noch überprüft werden. Die parallele Flockung zur Phosphorfällung und Aktivkohleabtrennung hat keinen Einfluss auf die Adsorptionskonkurrenz zwischen Spurenstoffen und DOC und führt gleichzeitig nicht zu einer Behinderung des Stofftransports der Spurenstoffe zur Aktivkohleoberfläche.

Gut adsorbierbare Stoffe wie Carbamazepin, Diclofenac und Benzotriazol werden bei der Direktdosierung mit 20 mg/L PAK zu 60-80 % entfernt, mit höheren Dosierungen zu > 90 %. Mäßig adsorbierbare Stoffe wie Primidon und Sulfamethoxazol können auch mit sehr hoher PAK-Dosierung nur zu etwa 70 % entfernt werden. Demgegenüber können die Konzentrationen von schlecht adsorbierbaren Stoffen wie Amidotrizoesäure, Gabapentin und Acesulfam auch bei hohen Dosierungen nur geringfügig (< 50 %) vermindert werden. Eine Rückführung des Filterschlammwassers in die Belebung kann die Aufenthaltszeit verlängern und damit die Spurenstoffentfernung verbessern.

Neben der Dosierung von PAK mit anschließender Abtrennung ist ebenfalls der Einsatz von Festbettfiltern mit GAK möglich. In halbtechnischen Versuchen wurde die GAK als obere Filterschicht anstelle von Anthrazit in einem Raumfilter und als Einschichtfilter im Aufstrombetrieb getestet. Mit diesen Verfahren können die Zielwerte für Phosphor und Feststoffe ebenfalls eingehalten werden. Die Spurenstoffentfernung hängt hierbei sehr stark von der verwendeten Korngröße und der Leerbettverweilzeit ab. Zur Überprüfung der Betriebsstabilität sind weitere Untersuchungen erforderlich. Die erreichbare Laufzeit bis zum Durchbruch von Spurenstoffen ist stoff- und zielwertabhängig, kann aber durch Verschaltung mehrerer GAK-Filterzellen verlängert werden. Für einige Stoffe wurde nach einer Einarbeitungsphase eine anhaltende Entfernung beobachtet, die vermutlich auf biologische Transformation im Filterbett zurückzuführen ist.

Bei der Ozonung genügt eine Ozonzehrung von 0,7 g O₃ je g DOC für eine mittlere bis hohe Entfernung der Mehrzahl der untersuchten Zielsubstanzen. Sehr schnell mit Ozon

reagierende Stoffe wie Carbamazepin, Diclofenac oder Sulfamethoxazol werden bereits bei einer niedrigeren Ozonzehrung zu über 80 % eliminiert, während Bezafibrat oder Benzotriazol mittelmäßig entfernbar sind. Einige Stoffe, wie Röntgenkontrastmittel, sind schwer entfernbar. Es kommt zur Bildung von Bromat, die Ablaufkonzentrationen liegen bei einer Ozonzehrung von 0,7 g O₃ je g DOC jedoch unterhalb des Trinkwassergrenzwerts von 10 µg/L. Bei höheren spezifischen Ozonzehrungen >> 0,7 g O₃/g DOC sind höhere Entfernungen einzelner schwer entfernbarer Substanzen zu erzielen, verbunden mit deutlich höheren Konzentrationen an gebildetem Bromat (abhängig von der Bromidkonzentration). Durch eine angepasste Dosierung kann somit die Bildung bekannter problematischer Nebenprodukte (wie Bromat und NDMA) vermieden werden. Die sinnvolle Nachbehandlung in einer biologischen Stufe kann mit der Flockungsfiltration kombiniert werden. Die Identifikation unbekannter Oxidationsnebenprodukte und ihre Bewertung bleibt jedoch ein relevantes Forschungsthema. Neben der Spurenstoffentfernung bewirkt die Ozonung eine Desinfektion des Abwassers.

Der spezifische Absorptionskoeffizient bei 254 nm (SAK₂₅₄) ist eine geeignete Größe zur Steuerung und Überwachung der Spurenstoffentfernung. Die Abschätzung der Spurenstoffentfernung über die einfach messbare Entfernung dieses Parameters ist sowohl für die Ozonung als auch die Adsorption an Aktivkohle aussagekräftig. Die Überwachung der Spurenstoffentfernung anhand von SAK₂₅₄-Messungen ist eine vielversprechende Option zur Kontrolle sowohl einer PAK-Stufe, als auch einer Ozonung jenseits von periodisch erfolgenden Spurenstoffmessungen. Darauf basierend wurde die Regelung der Ozonung mittels SAK₂₅₄ im Pilotmaßstab getestet. Dabei wird die Ozondosis so angepasst, dass sich stets eine konstante Verringerung des SAK₂₅₄ ergibt. Eine zusätzliche Zehrung durch Nitrit wird dabei automatisch berücksichtigt. Das Auftreten von Nitrit ist ein wichtiger Störfaktor für die Ozonung, da es regelmäßig im Ablauf von Klärwerken auftritt und sehr gut mit Ozon reagiert (Bedarf von 3,43 mg Ozon je 1 mg N). Wenn die Ozondosis durch die verwendete Regelung angepasst wird, kommt es bei Nitritspitzen nicht zu Unterdosierungen, welche andernfalls in einer reduzierten spezifischen Ozonzehrung und infolgedessen auch in einer schlechteren Spurenstoffentfernung sowie einer verminderten Desinfektionswirkung resultieren würden.

Die Pilotuntersuchungen mit Aktivkohle und Ozon wurden durch ein toxikologisches Monitoring begleitet, bei dem unterschiedliche, etablierte Untersuchungsmethoden eingesetzt wurden. Die Ergebnisse der eingesetzten in-vitro-Testsysteme deuten darauf hin, dass weder im Kläranlagenablauf noch durch die Behandlung mit Ozon oder Pulveraktivkohle gentoxische, neurotoxische oder hormonelle Gefährdungen bestehen. Darüber hinaus wurden in-vivo-Tests mit aquatischen Organismen durchgeführt, die teilweise leichte Schwankungen, aber keine Toxizität der untersuchten Proben zeigen. Die eingesetzten Testsysteme geben keine Hinweise auf humantoxikologische bzw. ökotoxikologische Risiken, auch nicht durch Oxidationsprodukte der Ozonung. Insgesamt erlauben die an den Berliner Standorten durchgeführten Messprogramme jedoch keine vollständige ökotoxikologische Bewertung, da die Methoden zur integralen (öko)toxikologischen Beurteilung der Qualität des behandelten Abwassers noch weiter entwickelt werden müssen.

Die Gesamtkosten einer weitergehenden Phosphorentfernung mit Flockungsfiltern erhöhen sich deutlich, wenn mittels Ozon oder Aktivkohle zusätzlich auch Spurenstoffe entfernt werden sollen. Die Betriebskosten sind wesentlich von der Dosierung von Ozon bzw. Aktivkohle abhängig. Aufgrund bislang fehlender legislativer Zielvorgaben wurden in dieser Studie in mehreren Szenarien Dosierungsspannen für Ozon und Pulveraktivkohle (bzw.

Standzeiten für GAK-Adsorber) betrachtet, die nach Einschätzung der Autoren realistische Bandbreiten darstellen, aber nicht direkt vergleichbar sind. Ausgehend von einer Berliner Gesamtabwassermenge von 230 Mio. m³/ Jahr ergeben sich zusätzliche Kosten in der Größenordnung von jährlich 6-14 € pro Einwohner. Die durchgeführte Ökobilanz hat gezeigt, dass die Integration der Spurenstoffentfernung im Zuge der weitergehenden Abwasserbehandlung neben höheren Kosten auch mit hohen zusätzlichen Umweltwirkungen verbunden ist. Im Vergleich zur bestehenden Kläranlage können sich diese Umweltwirkungen im schlechtesten Fall mehr als verdoppeln, was bei flächendeckender Umsetzung dieser Verfahren zu einem hohen zusätzlichen Aufwand der Abwasserreinigung führen kann. Daher ist bei einer Festlegung von Zielwerten und Vorgaben zur Spurenstoffelimination darauf zu achten, dass die Verhältnismäßigkeit von Aufwand und Nutzen auch aus ökologischer Sicht gewahrt bleibt.

Insgesamt ist für die Realisierung einer Aktivkohlestufe mit längeren Umsetzungszeiträumen zu rechnen und die betrieblichen Auswirkungen sind größer als im Vergleich zur Ozonung. Der Energieverbrauch der Kläranlage erhöht sich bei Erweiterung um eine Ozonung deutlich, während Aktivkohle keinen wesentlich höheren Energiebedarf, aber höhere Betriebskosten und globale Umweltauswirkungen verursacht, da die Herstellung sehr energieintensiv ist.

In Abbildung 10.1 sind die untersuchten Verfahrensalternativen und Dosis-Wirkungsbeziehungen für die Entfernung von Indikatorsubstanzen zusammen mit spezifischen Jahreskosten und Treibhauspotential dargestellt.

REF	Raumfilter + UV	g CO ₂ /m ³ Ablauf	Treibhauseffekt	Jahreskosten €-cent/m ³ Ablauf	Durchschnittlicher Eliminationsgrad [%]												
					ATS	GAB	IOP	ACE	PRI	BEZ	BTA	MET	SMX	FAA	DCF	CBZ	
		85	85	8,4													
1	Ozon + Raumfilter + UV	5,1 mg/L	171	11,9													
		9,0 mg/L	225	13,7													
		12,8 mg/L	281	15,6													
2	PAK + Raumfilter + UV	12,8 mg/L	278	11,7													
		32 mg/L	563	16,1													
		51,2 mg/L	844	20,4													
3	PAK-Stufe + Raumfilter + UV	12,8 mg/L	295	14,2													
		32 mg/L	577	18,3													
		51,2 mg/L	858	22,5													
4	Raumfilter + GAK- Ads. + UV	50 000 BV	148	15,6													
		20 000 BV	213	17,0													
		8 000 BV	377	20,4													
5	Raumfilter mit GAK-Schicht + UV	50 000 BV	135	9,0													
		20 000 BV	205	10,4													
		8 000 BV	381	13,8													

Entfernungsleistung: ≥ 80% ■ 40 - < 80% ■ 0 - < 40% ■

Abbildung 10.1: Untersuchte Verfahrensalternativen und Entfernung von Indikatorsubstanzen, spezifische Jahreskosten und Treibhauspotential (Legende Indikatorsubstanzen: ATS: Amidotrizoesäure, GAB: Gabapentin, IOP: Iopromid, ACE: Acesulfam, PRI: Primidon, BEZ: Bezafibrat; BTA: Benzotriazol, MET: Metoprolol, SMX: Sulfamethoxazol, FAA: Formylaminoantipyrin, DCF: Diclofenac, CBZ: Carbamazepin)

11 Literaturverzeichnis

Abegglen, C., Escher, B., Hollender, J., Koepke, S., Ort, C., Peter, A., Siegrist, H., von Gunten, U., Zimmermann, S., Koch, M., Niederhauser, P., Schärer, M., Braun, C., Gälli, R., Junghans, M., Brocler, S., Moser, R. & Rensch, D. (2009): Ozonung von gereinigtem Abwasser. Schlussbericht Pilotversuch Regensdorf

Alt, K., Heuner, F. & Barnscheidt, I. (2015): Energetische und wirtschaftliche Betrachtung der Spurenstoffelimination. *wasserwirtschaft wassertechnik wwt* 3 (2015): 8-15

Altmann, J., Ruhl, A. S., Zietzschmann, F. & Jekel, M. (2014): Direct comparison of ozonation and adsorption onto powdered activated carbon for micropollutant removal in advanced wastewater treatment. *Water research* 55: 185-193

BadegewR (2006): Richtlinie 2006/7/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 15. Februar 2006 über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung und zur Aufhebung der Richtlinie 76/160/EWG

BAFU (2012): Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser, Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen. Bundesamt für Umwelt (BAFU). Bern

Bahr, C., Ernst, M. & Jekel, M. (2007a): Pilotuntersuchungen zur kombinierten oxidativ-biologischen Behandlung von Klärwerksabläufen für die Entfernung von organischen Spuren- und Wirkstoffen und zur Desinfektion PILOTOX. p. 94. Schriftenreihe Kompetenzzentrum Wasser Berlin. Kompetenzzentrum Wasser Berlin

Bahr, C., Schumacher, J., Ernst, M., Luck, F., Heinzmann, B. & Jekel, M. (2007b): SUVA as control parameter for the effective ozonation of organic pollutants in secondary effluent. p. 267-274. *Water Science and Technology*

Bayer, P., Heuer, E., Karl, U. & Finkel, M. (2005): Economical and ecological comparison of granular activated carbon (GAC) adsorber refill strategies. *Water Research* 39 (9): 1719-1728

Buffle, M.-O., Schumacher, J., Meylan, S., Jekel, M. & von Gunten, U. (2006): Ozonation and Advanced Oxidation of Wastewater: Effect of O₃Dose, pH, DOM and HO•-Scavengers on Ozone Decomposition and HO•Generation. *Ozone: Science & Engineering* 28 (4): 247-259

BWB (2013): Klärwerk Ruhleben - Klärschlammverbrennungsanlage/Emissionsschutz (Broschüre). <http://www.bwb.de/content/language1/downloads/klaerwerk-ruhleben-emissionschutz-13.pdf> (Zugriff am 10/04/2015)

Criegee, R. (1975): Mechanismus der Ozonolyse. *Angewandte Chemie* 87 (21): 765-771

Donau Carbon (2015): Donau Carbon Philippines Corp. - Eigene Produktionsanlage zur Herstellung von hochwertigen Aktivkohlen auf Basis von Kokosnussschalen. <http://www.donau-carbon.com/getattachment/598d125c-3aed-43b9-b3a0-748f32af892f/DC-Produktionsanlage-Philippinen-2012.aspx> (Zugriff am 08/04/2015)

DVGW (2002): Technische Regel. Merkblatt W 225. Ozon in der Wasseraufbereitung

- DWA (2011): Arbeitsblatt DWA-A 202 Chemisch-physikalische Verfahren zur Elimination von Phosphor aus Abwasser (Technical worksheet A 202: physicochemical processes for the removal of phosphorus from wastewater), Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef.
- DWA (2012): Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen, 8. überarbeitete Auflage, ISBN 978-3-941897-55-7
- Eawag (2009): Ozonung von gereinigtem Abwasser, Schlussbericht Pilotversuch Regensdorf. Eawag aquatic research. Dübendorf
- EC (2000): Directive 2000/60/EC. Official Journal of the European Communities
- EC (2011): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 27. Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards
- Esser-Schmittmann, W. & Schmitz, S. (o.J.): Vergleichende Ökobilanzen für Adsorbentien zur Abgasreinigung.
<http://www.forschungsboerse.de/uploads/userfile/dca8c637de2b8618d36d5c0b33ff1c8f513dee23.pdf?forschungsboerse=83cd33cc2afccdc5751dc0121f750d2> (Zugriff am 27/10/2014)
- Eurostat (2015): Inländischer Bruttoenergieverbrauch nach Brennstofftyp (tsdcc320) & Demographische Veränderung - absoluter und relativer Bevölkerungsstand auf nationaler Ebene (demo_gind) <http://ec.europa.eu/eurostat/data/database> (Zugriff am 02/09/2015)
- Gerrity, D., Gamage, S., Jones, D., Korshin, G. V., Lee, Y., Pisarenko, A., Trenholm, R. A., von Gunten, U., Wert, E. C. & Snyder, S. A. (2012): Development of surrogate correlation models to predict trace organic contaminant oxidation and microbial inactivation during ozonation. *Water Research* 46 (19): 6257-6272
- Geyer, P., Barjenbruch, M., Sperlich, A., Gnirß, R. (2014) Abschlussbericht Forschungsprojekt Raumfiltration, Berliner Wasserbetriebe
- Goedkoop, M. J., Heijungs, R., Huijbregts, M. A. J., De Schryver, A., Struijs, J. & Van Zelm, R. (2009): ReCiPe 2008, A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level; First edition Report I: Characterization. <http://www.lcia-recipe.net>.
- Grontmij (2012): Einbindung einer Anlage zur Spurenstoffelimination mittels Aktivkohle in die Abwasserfiltration der Kläranlage Neuss Ost (Machbarkeitsstudie). InfraStruktur Neuss AöR
- Henning, K.-D. & von Kienle, H. (2000): Carbon, 5. Activated Carbon, Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA
- Hischier, R., Classen, M., Lehmann, M. & Scharnhorst, W. (2007): Life cycle inventories of Electric and Electronic Equipment: Production, Use and Disposal. ecoinvent report No. 18. Empa / Technology & Society Lab, Swiss Centre for Life Cycle Inventories. Dübendorf, Switzerland
- Hoigné, J., Bader, H., Haag, W. R. & Staehelin, J. (1985): Rate constants of reactions of ozone with organic and inorganic compounds in water—III. Inorganic compounds and radicals. *Water research* 19 (8): 993 - 1004

Huber, M. M., Canonica, S., Park, G.-Y. & von Gunten, U. (2003): Oxidation of pharmaceuticals during ozonation and advanced oxidation processes. *Environ Sci Technol* 37 (5): 1016-1024

Hunziker (2008): Maßnahmen in ARA zur weitergehenden Elimination von Mikroverunreinigungen - Kostenstudie. im Auftrag des Bundesamt für Umwelt BAFU. Wintherthur, Schweiz

IFEU (2002): Ökobilanzielle Betrachtung von Entsorgungsoptionen für Klärschlamm im Land Schleswig-Holstein (Life cycle assesment of disposal options for sewage sludge in Schleswig-Holstein). Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH, Heidelberg. Im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Natur und Forsten des Landes Schleswig-Holstein. Heidelberg, Germany

IFEU (2012): Maßnahmenplan zur Umsetzung einer vorbildhaften klimafreundlichen Abfallentsorgung im Land Berlin (Endbericht). ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH. Heidelberg

IFU & IFEU (2014): Umberto - Software für das betriebliche Stoffstrommanagement, Version Umberto NXT LCA (Umberto - software for operational substance flow management, version Umberto NXT LCA). Institut für Umweltinformatik GmbH und Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH

ISA (2011): ENVELOSO - Energiebedarf von Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen - Phase I, Abschlussbericht. Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen (IWA) im Auftrag von Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. Aachen

ISO (2006): DIN EN ISO 14044:2006-10, Umweltmanagement - Ökobilanz - Anforderung und Anleitungen. DIN Deutsches Institut für Normung e. V

ISO (2009): DIN EN ISO 14040:2009-11, Umweltmanagement - Ökobilanz - Grundsätze und Rahmenbedingungen. DIN Deutsches Institut für Normung e. V

Jekel, M., Baur, N., Böckelmann, U., Dünnbier, U., Eckhardt, A., Gnirß, R., Grummt, T., Hummelt, D., Lucke, T., Meinel, F., Miehe, U., Mutz, D., Pflugmacher Lima, S., Reemtsma, T., Remy, C., Schlittenbauer, L., Schulz, W., Seiwert, B., Sperlich, A., Stapf, M., van Baar, P., Wenzel, M., Zietzschmann, F., Ruhl, A. S. (2016): Anthropogene Spurenstoffe und Krankheitserreger im urbanen Wasserkreislauf: Bewertung, Barrieren und Risikokommunikation, Universitätsverlag der TU Berlin, Berlin, ISBN 978-3-7983-2814-3 (print), ISBN 978-3-7983-2815-0 (online), DOI 10.14279/depositonce-4979

Kaiser, H.-P., Köster, O., Gresch, M., Périsset, P. M. J., Jäggi, P., Salhi, E. & von Gunten, U. (2013): Process Control For Ozonation Systems: A Novel Real-Time Approach. *Ozone: Science & Engineering* 35 (3): 168 – 185

Klöpffer, W. & Grahl, B. (2009): Ökobilanz (LCA): Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf (Life Cycle Assessment: A guide for education and practice). Weinheim, Germany: Wiley-VCH

Korczak, J. (2014): Optimierung der Steuerung der Ozonung durch Einsatz von Differenzmessungen des Spektralen Absorptionskoeffizienten. Master thesis. TU Berlin

Kruse, G., Rongen, R., Vogt, A. & Wieland, A. (2015): Auswertung der CBD-Versuchsreihen für das Kompetenzzentrum Wasser Berlin. Xylem Wedeco.

KWB (2012): LCA study of sludge treatment line in WWTP Berlin-Waßmannsdorf. Final report (www.kompetenzwasser.de/CoDiGreen.504.0.html). Kompetenzzentrum Wasser Berlin. Berlin, Germany

KWB (2013): Oxeram 2 - Optimization of flocculation for tertiary filtration processes and evaluation of sustainability of tertiary wastewater treatment. Research project 2010-2013, reports available online at <http://www.kompetenzwasser.de/Final-Reports-of-OXERAM-Project.572.0.html>, Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH. Berlin, Germany

Larsen, H. F., Hansen, P. A. & Boyer-Souchet, F. (2010): EU-NEPTUNE deliverable 4.3 - Decision support guideline based on LCA and cost-efficiency assessment. Technical University of Denmark (DTU). Lingby, Denmark

Laurent, A., Lautier, A., Rosenbaum, R. K., Olsen, S. I. & Hauschild, M. Z. (2011): Normalization references for Europe and North America for application with USEtox™ characterization factors. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 16 (8): 728-738

LAWA (2005): Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien) (Guidelines for dynamic calculation of cost comparison). Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. Berlin, Germany

Lee Y., Kovalova L., McArdeil C. S. & U., v. G. (2014): Prediction of micropollutant elimination during ozonation of a hospital wastewater effluent. *Water Research* 64: 134 - 148

Loegager, T. & Sehested, K. (1993): Formation and decay of peroxyntic acid: a pulse radiolysis study. *J. Phys. Chem.* 93: 10047 - 10052

Lutze, H. (2005): Ozonung von Benzotriazolen. In Duisburg, U. [ed.], Bachelor Thesis

Magdeburg, A., Stalter, D., Schlüsener, M., Ternes, T. and Oehlmann, J. (2014): Evaluating the efficiency of advanced wastewater treatment: Target analysis of organic contaminants and (geno-)toxicity assessment tell a different story. *Water Research* 50(0), 35-47

Margot, J., Kienle, C., Magnet, A., Weil, M., Rossi, L., de Alencastro, L.F., Abegglen, C., Thonney, D., Chèvre, N., Schäfer, M. and Barry, D.A. (2013): Treatment of micropollutants in municipal wastewater: Ozone or powdered activated carbon? *Science of The Total Environment* 461–462(0), 480-498

Meier, M. (1997): Eco-efficiency evaluation of waste gas purification systems in the chemical industry. ecomed publishers. Landsberg, Germany

Meyer, B. (1999): Umwandlung: Herstellung von Aktivkohle auf Basis von Braunkohle und Abfallprodukte (Bioproducte) - Bedeutung der Rohstoffeigenschaften für die Aktivkohlequalität. Technische Forschung Kohle. Europäische Kommission

Meyer, J. U. (1997): Entwicklung und Bilanzierung von Verfahrensketten zur Klärschlammbehandlung. Dissertation. Fakultät für Maschinenbau und Elektrotechnik, Technische Universität Carolo-Wilhelmina zu Braunschweig

- Miehe, U. (2010): Wirksamkeit technischer Barrieren zur Entfernung von anthropogenen Spurenstoffen-Kläranlagen und Raumfilter.
- Miehe, U., Stüber, J., Remy, C., Langer, M., Godehardt, M., Boulestreau, M. (2013): Abschlussbericht Oxeram [2,http://www.kompetenz-wasser.de/fileadmin/user_upload/pdf/forschung/OXERAM/OXERAM_Abschlussbericht.pdf](http://www.kompetenz-wasser.de/fileadmin/user_upload/pdf/forschung/OXERAM/OXERAM_Abschlussbericht.pdf)
- Muñoz, I. (2006): Life Cycle Assessment as a Tool for Green Chemistry: Application of Different Advanced Oxidation Processes for Wastewater Treatment. Dissertation. Universität Autonoma de Barcelona
- MURL (1999): Handbuch Energie in Kläranlagen. Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen (MURL)
- Mutz, D. (2013): Vergleichende Ökobilanz zu weitergehenden Stickstoffeliminierungsmaßnahmen in Großkläranlagen. Master-Thesis. Institut für Technischen Umweltschutz, TU Berlin
- Naik, D. B. & Moorthy, P. N. (1995): Studies on the transient species formed in the pulse radiolysis of benzotriazole. *Radiation Physics and Chemistry* 46 (3): 353 - 357
- Nanaboina, V. & Korshin, G. V. (2010): Evolution of absorbance spectra of ozonated wastewater and its relationship with the degradation of trace-level organic species. *Environ Sci Technol* 44 (16): 6130-6137
- Nendza, M. (2014a): EQS Datasheet: Environmental Quality Standard Metoprolol. <http://webetox.uba.de/webETOX/public/basics/literatur.do?id=24268> (Zugriff am 18/Mai/2015)
- Nendza, M. (2014b): EQS Datasheet: Environmental Quality Standard Sulfamethoxazol. <http://webetox.uba.de/webETOX/public/basics/literatur.do?id=24270> (Zugriff am 18/Mai/2015)
- Noijuntiraand, I.-s.& Kittisupakorn, P. (2010): Life Cycle Assessment for the Activated Carbon Production by Coconut Shells and Palm-Oil Shells. The 2nd RMUTP International Conference 2010 Green Technology and Productivity, Bangkok, Thailand
- Oberschelp, C. (2014): Sustainability assessment of micropollutant sequestration from pre-treated wastewater via hybrid ceramic membrane processing. Master Thesis. RWTH Aachen
- Pinnekamp, J., Letzel, M. & Palmowski, L. (2015): RiSKWa-Leitfaden. Begriffe und Definitionen zu ausgewählten Technologien zur Elimination von Spurenstoffen und Krankheitserregern aus Abwasser. Ergebnisse des Querschnittsthemas „Abwassertechnik“. Dechema e.V
- Pizzol, M., Christensen, P., Schmidt, J. & Thomsen, M. (2011a): Eco-toxicological impact of “metals” on the aquatic and terrestrial ecosystem: A comparison between eight different methodologies for Life Cycle Impact Assessment (LCIA). *Journal of Cleaner Production* 19 (6–7): 687-698
- Pizzol, M., Christensen, P., Schmidt, J. & Thomsen, M. (2011b): Impacts of “metals” on human health: a comparison between nine different methodologies for Life Cycle Impact Assessment (LCIA). *Journal of Cleaner Production* 19 (6–7): 646-656

- Platz, S. (2014): Charakterisierung, Abtrennung und Nachweis von Pulveraktivkohle in der Siedlungswasserwirtschaft. Gastvortrag an der TU Berlin, 19.09.2014. Universität Stuttgart, Institut für Siedlungswasserbau Wassergüte- und Abfallwirtschaft
- Remy, C. (2013): Life Cycle Assessment and Life Cycle Costing of tertiary treatment schemes. Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH (www.kompetenzwasser.de/Abschlussberichte-des-Projektes-OXE.572.0.html). Berlin, Germany
- Ried, A., Mielcke, J. & Wieland, A. (2009): The Potential Use of Ozone in Municipal Wastewater. *Ozone: Science & Engineering* 31 (6): 415-421
- Rosenbaum, R. K., Bachmann, T. M., Gold, L. S., Huijbregts, M. A. J., Jolliet, O., Juraske, R., Koehler, A., Larsen, H. F., MacLeod, M., Margni, M., McKone, T. E., Payet, J., Schuhmacher, M., van de Meent, D. & Hauschild, M. Z. (2008): USEtox-the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment* 13 (7): 532-546
- Ruhland, A. (2002): Klärschlammverbrennung. Modellierung einer Klärschlammmitverbrennung in einer Anlage zur Verbrennung von Hausmüll und hausmüllähnlichen Abfällen. Modelliert mit der Software Umberto 4
- Schaar, H. & Kreuzinger, N. (2011): KomOzon - Technische Umsetzung und Implementierung einer Ozonungsstufe für nach dem Stand der Technik gereinigtes kommunales Abwasser Heranführung an den Stand der Technik
- Schlesinger, M., Hofer, P., Kemmler, A., Kirchner, A., Strassburg, S., Lindenberger, D., Fürsch, M., Nagl, S., Paulus, M., Richter, J., Trüby, J., Lutz, C., Khorushun, O., Lehr, U. & Thobe, I. (2010): Energieszenarien für ein Energiekonzept der Bundesregierung. Prognos AG, EWI Energiewirtschaftliches Institut an der Universität zu Köln, GWS Gesellschaft für wirtschaftliche Strukturforchung. Basel, Köln, Osnabrück
- Schumacher, J. (2006): Ozonung zur weitergehenden Aufbereitung kommunaler Kläranlagenabläufe. Fakultät III – Prozesswissenschaften, Technischen Universität Berlin
- Schwentner, G. (2012): Erste Betriebserfahrungen mit einer Aktivkohleadsorptionsanlage zur Entfernung von Spurenstoffen auf der Kläranlage Böblingen-Sindelfingen, In 26. Karlsruher Flockungstage Karlsruhe
- SeaRates LP (2015): Routes Explorer & Sea Freight Exchange. <http://www.searates.com/de/services/routes-explorer/> (Zugriff am 08/04/2015)
- SenStadtUm/MLUL (2015): Reduzierung der Nährstoffbelastungen von Dahme, Spree und Havel in Berlin sowie der Unteren Havel in Brandenburg - Gemeinsames Handlungskonzept der Wasserwirtschaftsverwaltungen der Bundesländer Berlin und Brandenburg. Teil 3: Maßnahmen und Strategien zur Reduzierung der Nährstoffbelastungen. Berliner Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt (SenStadt), Brandenburgisches Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft (MLUL). Berlin/Potsdam
- Seyfried, C.F. and Barjenbruch, M. (1993): Grundlagen der Filtrationstechnik und Hinweise zur Bemessung von Raumfiltern. *Wasser+Boden* 5, 320-325

- Skaznik, M. (2014): Influence of an Advanced Oxidation Process on a UV254-differential ozonation control concept. Bachelor thesis. HZ University of Applied Sciences, Netherlands
- Sperlich, A., Geyer, P., Gnirss, R. and Barjenbruch, M. (2012): Pilot-scale coagulation/filtration of WWTP effluent to remove phosphorus, suspended solids and COD. Jekel, M. (ed), IWA, Berlin, Germany
- Triebkorn, R., Casper, H., Scheil, V. & Schwaiger, J. (2007): Ultrastructural effects of pharmaceuticals (carbamazepine, clofibrac acid, metoprolol, diclofenac) in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and common carp (*Cyprinus carpio*). *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 387: 1405-1416
- UBA (1997): Umweltverträglichkeit von Chemikalien zur Abwasserbehandlung (Environmental relevance of chemicals for wastewater treatment). Umweltbundesamt. Berlin, Germany
- UBA (2008): Steigerung der Energieeffizienz auf kommunalen Kläranlagen. Umweltbundesamt (UBA). Dessau-Roßlau
- Uttinger, W. (2013): Design und Ausführung einer Ozonanlage zur Elimination von Mikroverunreinigung am Beispiel ARA Neugut, In VSA/Swissmem-Fachtagung: Neue Produkte, Verfahren und Dienstleistungen im Bereich Abwasserreinigung und Schlammbehandlung
- VDI (2012): VDI-Richtlinie 4600: 2012-01: Kumulierter Energieaufwand - Begriffe, Berechnungsmethoden (VDI guideline 4600: 2012-01: Cumulative energy demand - Terms, definitions, methods of calculation). Beuth Verlag. Berlin, Germany
- Vel Leitner, N. K. & Roshani, B. (2010): Kinetic of benzotriazole oxidation by ozone and hydroxyl radical. *Water research* 44: 2058 - 2066
- Von Gunten, U. (2003a): Ozonation of drinking water: Part I. Oxidation kinetics and product formation. *Water Research* 37 (7): 1443-1467
- Von Gunten, U. (2003b): Ozonation of drinking water: Part II. Disinfection and by-product formation in presence of bromide, iodide or chlorine. *Water Research* 37 (7): 1469-1487
- Weidema, B., Bauer, C., Hischer, R., Mutel, C., Nemecek, T., Reinhard, J., Vadenbo, V. O. & Wernet, G. (2013): The ecoinvent database: Overview and methodology, Data quality guideline for the ecoinvent database version 3, www.ecoinvent.org
- Wert, E. C., Rosario-Ortiz, F. L. & Snyder, S. A. (2009): Using ultraviolet absorbance and color to assess pharmaceutical oxidation during ozonation of wastewater. *Environmental science & technology* 43: 4858-4863
- Zietzschmann, F., Altmann, J., Ruhl, A.S., Dünnebier, U., Dommisch, I., Sperlich, A., Meinel, F. and Jekel, M. (2014): Estimating organic micro-pollutant removal potential of activated carbons using UV absorption and carbon characteristics. *Water Research* 56, 48-55.
- Zimmermann, S. G., Wittenwiler, M., Hollender, J., Krauss, M., Ort, C., Siegrist, H. & von Gunten, U. (2011): Kinetic assessment and modeling of an ozonation step for full-scale municipal wastewater treatment: micropollutant oxidation, by-product formation and disinfection. *Water Res* 45 (2): 605-617

Zwickenpflug, B., Böhler, M., Sterkele, B., Joss, A., Siegrist, H., Traber, J., Gujer, W., Behl, M., Dorusch, F. and Hollender, J. (2010): Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser (Application of powdered activated carbon for micropollutant removal from municipal wastewater), EAWAG, Dübendorf

12 Anhang

12.1 Anhang Ozonung

12.1.1 Details zu der Berechnung der Betriebsparameter

Anhand des nachfolgenden Beispiels sollen die in Kapitel 3.1.3 beschriebenen Parameter verdeutlicht werden. Dieses Beispiel basiert auf dem Arbeitsblatt der Fachgruppe „Abwassertechnik“ (Pinnekamp et al. 2015). Es gilt $Q_{aq,zu} = Q_{aq,ab} = Q_{aq}$.

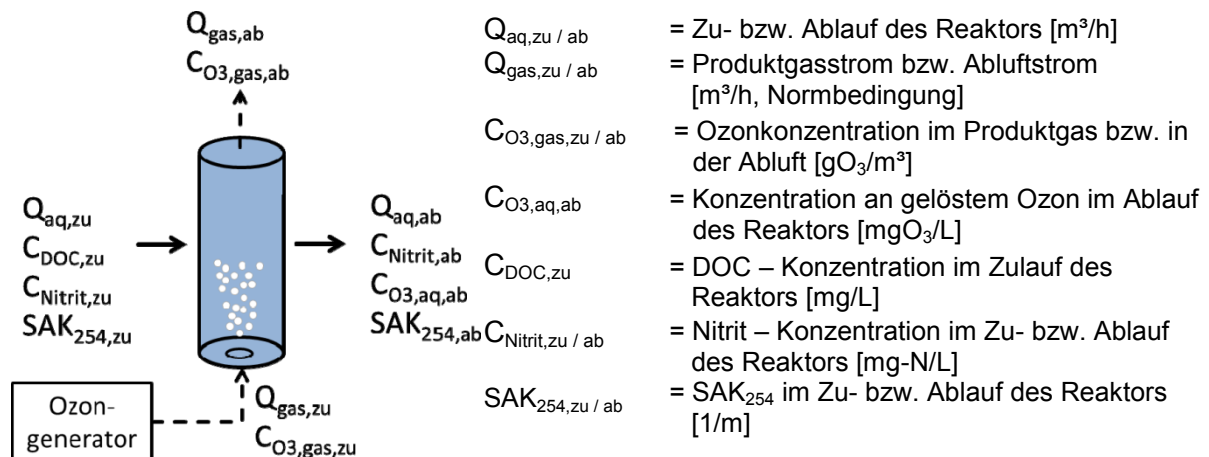


Abbildung 9.1: Beispielreaktor

Ozondosis

$$D = \frac{Q_{gas,zu} \cdot C_{O3,gas,zu}}{Q_{aq}} \left[\frac{mgO_3}{L} \right]$$

Ozoneintrag

$$E = D - \frac{Q_{gas,ab} \cdot C_{O3,gas,ab}}{Q_{aq}} \left[\frac{mgO_3}{L} \right]$$

Ozonzehrung

$$Z = E - C_{O3,aq,ab} \left[\frac{mgO_3}{L} \right]$$

Ozoneinbringungsgrad

$$\eta_{O_3} = \frac{E}{D} = 1 - \frac{Q_{gas,ab} \cdot C_{O3,gas,ab}}{Q_{gas,zu} \cdot C_{O3,gas,zu}} [-]$$

Hydraulische Verweilzeit

$$HRT = \frac{V_{Reaktor,eff}}{Q_{aq}} [\text{min}]$$

DOC spezifischer Ozoneintrag

$$E_{DOC} = \frac{E}{C_{DOC,zu}} \left[\frac{mgOzon}{mgDOC} \right]$$

Nitritkorrigierter E

$$E_{korr} = E - 3,43 \cdot (C_{Nitrit-N,zu} - C_{Nitrit-N,ab}) \left[\frac{mgO_3}{L} \right]$$

Nitritkorrigierter E_{DOC}

$$E_{DOC,korr} = E_{DOC} - 3,43 \cdot \left(\frac{C_{Nitrit-N,zu} - C_{Nitrit-N,ab}}{C_{DOC,zu}} \right) \left[\frac{mgOzon}{mgDOC} \right]$$

Relative SAK₂₅₄ – Reduzierung

$$\Delta SAK_{254} = \frac{SAK_{254,Zu} - SAK_{254,Ab}}{SAK_{254,Zu}} = 1 - \frac{SAK_{254,Ab}}{SAK_{254,Zu}}$$

12.1.2 Zusätzliche Abbildungen

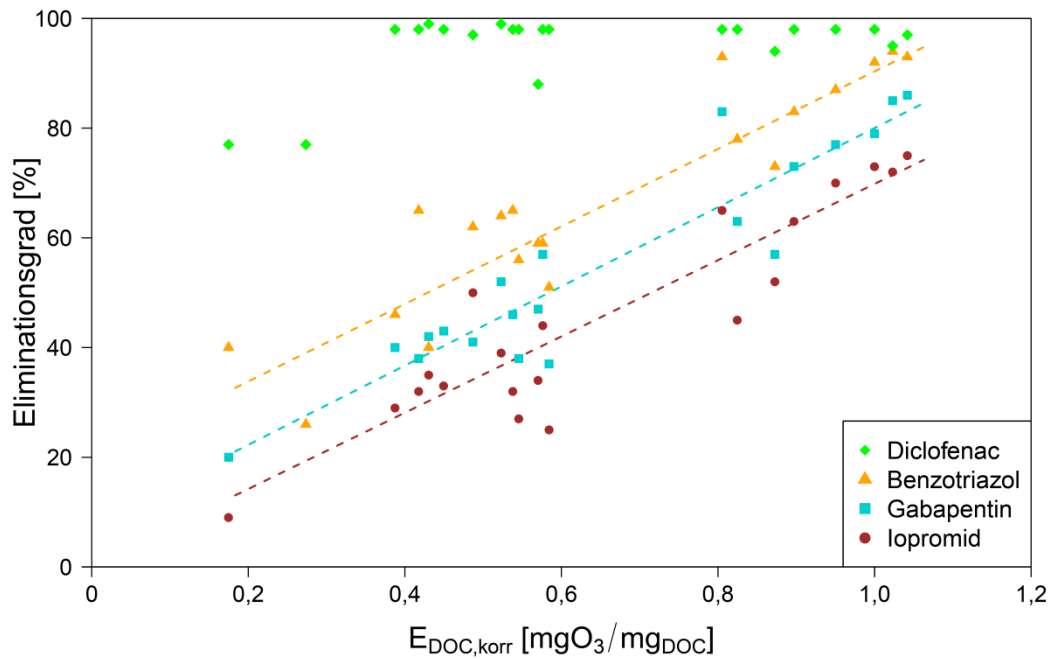


Abbildung 9.2: Spurenstoffelimination bezüglich des DOC spezifischen Ozoneintrags (22h-Mischprobe).

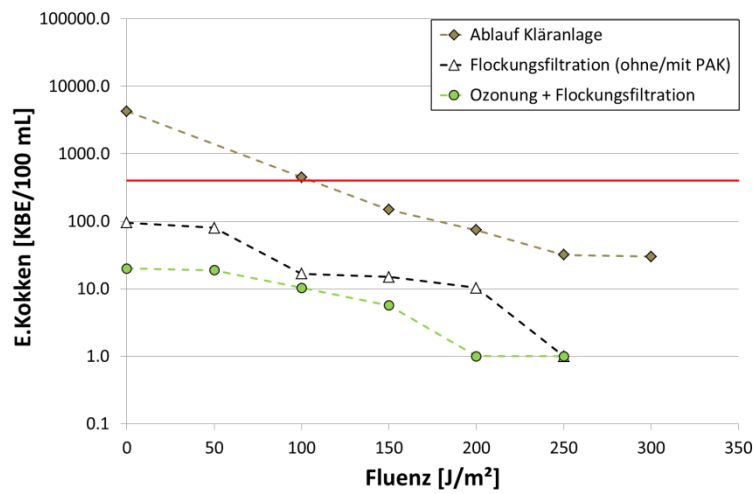


Abbildung 9.3: Zusammengefasste Ergebnisse der Bestrahlungsversuche mittels CBD für den Parameter intestinalen Enterokokken (E.Kokken). Die rote Linie entspricht den Anforderungen an eine „gute Badegewässerqualität“ nach der EU Badegewässerrichtlinie.

12.1.3 Zusätzliche Tabellen

Tabelle 9.1: Übersicht der analysierten Parameter und der verwendeten Analysemethoden

Parameter	Stichprobe	Mischprobe	Analysemethode	Labor
Bromat	-	✓	HPLC-MS/MS	TU-Berlin
Nitrit	✓	✓	LCK 341 / 342 ¹	Vor Ort, BWB
DOC	✓	✓	DIN EN 1484	BWB
SAK₂₅₄, Transmission	✓	✓	CADAS 200 (Dr. Lange)	Vor Ort
CSB	-	✓	LCK 414 ¹	Vor Ort, BWB
Susp. Stoffe	-	✓	DIN EN 872	BWB
Phosphor_{gesamt}	-	✓	DIN EN ISO 11885	BWB
Eisen	-	✓	DIN EN ISO 11885	BWB
pH	✓	-	Multi 3420 Set G ²	Vor Ort
Sauerstoff	✓	-	Multi 3420 Set G(O ₂ < 10 mg/L) ² nach Winkler (O ₂ > 10 mg/L) ³	Vor Ort
Temperatur	✓	-	Multi 3420 Set G ²	Vor Ort
Trübung	✓	-	AL 250-IR ⁴	Vor Ort
E.Kokken	✓	-	DIN EN ISO 7899-1	BWB
E.Coli	✓	-	DIN EN ISO 9308-3	BWB

¹ Hach-Lange (Küvettestest); ² WTW; ³ iodometrisches Verfahren nach EN 25 813:1992; ⁴ AQUA LYTIC

Tabelle 9.2: Einfluss der verschiedenen Behandlungsstufen auf Transmission und Feststoffgehalt

Parameter	Versuchstag	Ablauf Klärwerk	Ablauf Klärwerk + (PAK) + Filter	Ablauf Klärwerk + Ozonung + Filter
Transmission [%]	1	58,5	63,0	74,8
	2	54,4	69,3	75,5
	3	54,8	64,8	78,2
Feststoffe [mg/L]	1	5,4	0,34	< 0,1
	2	4,5	0,25	0,17
	3	6,5	0,15	< 0,1

12.2 Anhang Ökobilanz

12.2.1 Modellierung der Monoverbrennung

Im Referenzzustand wird an der OWA Tegel zu großem Teil anorganischer Schlamm aus der Fällung produziert. Dieser wird auf die Kläranlage Ruhleben in die Belebung geleitet und folglich in der Klärschlammmonoverbrennungsanlage (KSVA) entsorgt. Weiterhin werden in dieser Ökobilanz Szenarien betrachtet, bei denen die Schlammmenge und Schlammart, insbesondere bei PAK-Dosierungen, verglichen mit dem Referenzzustand verändert wird.

Die KSVA wurde bereits in vorangegangenen Studien berücksichtigt und in Ökobilanzen modelliert (KWB 2012; Mutz 2013). Darauf aufbauend wurde das Modell angepasst, um die Effekte des mehrheitlich anorganischen Schlamms in der Verbrennung darzustellen und die zusätzlichen Frachten der anderen Szenarien zu berücksichtigen. Die grundlegend berücksichtigten Stoffströme sind in Abbildung 12.1 dargestellt.

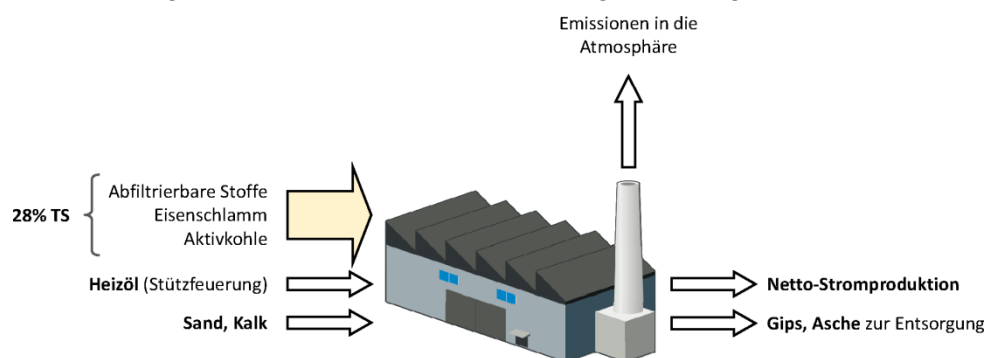


Abbildung 12.1: Stoffströme der Monoverbrennungsanlage

Tabelle 12.1: Spezifischer Bedarf an Betriebsmitteln und spezifischer Anfall an Reststoff bei der KSVA (Ruhland 2002)

	Einheit	Menge	Material in ecoinvent v3.1
Kalk	$\text{g (kg}_{\text{TS}})^{-1}$	15	lime production, hydrated, loose weight [RoW]
Sand	$\text{g (kg}_{\text{TS}})^{-1}$	10	silica sand production [DE]
Gips	$\text{g (kg}_{\text{TS}})^{-1}$	42	treatment of waste gypsum, inert material landfill [CH]
Asche	$\text{g (kg}_{\text{TS}})^{-1}$	192	treatment of hazardous waste, underground deposit [DE]
Heizöl	eigene Berechnung		market for light fuel oil [Europe without Switzerland]

Betriebsmittel und Reststoffe

Die Betriebsmittel Kalk und Sand sowie die entstandenen Reststoffe Gips und Asche sind in Tabelle 12.1 angegeben und aus Ruhland (2002) entnommen. Diese Stoffe haben nur einen geringen Einfluss auf die potentiellen Umweltauswirkungen der betrachteten Wirkungskategorien. Daher werden keine Veränderungen deren spezifischen Mengen angenommen. Die Asche, die mit etwa 19,2 % TS_{in} anfällt, wird als Sondermüll in einer Untertagedeponie gelagert. Der Gips wird als inertes Material auf einer Bauschuttdeponie gelagert.

Abgasemissionen nach 17. BImSchV

Emissionen in die Atmosphäre werden, wie in Tabelle 12.2 angegeben nach Messungen gemäß 17. BImSchV aus BWB (2013) entnommen. Diese Konzentrationsangaben beziehen

sich auf die Abgasmenge in $[m^3]$, so dass über einen Umrechnungsfaktor von $10\,950\,m^3\,(t_{TS,in})^{-1}$ aus ifeu (2012) die Abgasemissionen auf die eingehenden Stoffströme in $[t\,TS]$ abgebildet werden können. Die in Tabelle 12.2 abgebildeten Emissionen werden proportional zur eingehenden Gesamtschlammmenge M_{total} abgeschätzt.

Bei den Quecksilber-Emissionen wird ein direkter Zusammenhang zwischen der eingehenden Schwermetallfracht aus dem Klärschlamm und der emittierten Quecksilberfrachten angenommen, daher wird hier die Quecksilberemission nicht auf die Gesamtschlammmenge modelliert, sondern über eine Entfernungsleistung aus der Rauchgasreinigung von 92 % bezogen auf die eingehende Hg-Fracht. Diese Reinigungsleistung ist entnommen aus ifeu (2012) und entspricht der bisherigen Modellierung aus Mutz (2013). Andere Schwermetalle sind nach Meyer (1997) nicht im Abgas einer Monoverbrennung zu messen, so dass angenommen wird, dass die anderen im Klärschlamm vorkommenden Schwermetalle in der Asche eingelagert und deponiert werden.

Tabelle 12.2: Emissionswerte der KSVA Ruhleben nach 17. BImSchV

Stoff	Abk.	Einheit	Menge	Quelle
Abgasmenge		$m^3\,(t_{TS,in})^{-1}$	10 950	ifeu 2012
Schwefeldioxid	SO ₂	mg m ⁻³	27	BWB 2013
Stickoxide	NO _x	mg m ⁻³	57	BWB 2013
Kohlenstoffmonoxid	CO	mg m ⁻³	2,2	BWB 2013
Chlorwasserstoff	HCl	mg m ⁻³	2	BWB 2013
Staub		mg m ⁻³	0,6	BWB 2013
Quecksilber	Hg	%	92	ifeu 2012

Emissionen von Kohlenstoffdioxid und Lachgas

Der zusätzlich zu behandelnde Schlamm besteht in der Trockensubstanz aus den Fraktionen Eisenhydroxidschlamm (bzw. Fällschlamm), abfiltrierte Stoffe und Pulveraktivkohle. Es wird angenommen, dass die abfiltrierten Stoffe organischen Ursprungs sind und bei deren Verbrennung Asche und regeneratives CO₂ entsteht, das keine Auswirkungen auf das Treibhauspotential hat. Der Fällschlamm ist anorganischer Natur, so dass dieser keine Quelle für CO₂-Emissionen in der KSVA darstellt. Die Pulveraktivkohle auf Steinkohlebasis wird vereinfacht in ihren CO₂-Emissionen über deren Kohlenstoffgehalt (90%) und der stöchiometrischen Umrechnung abgeschätzt.

Zusätzlich entstehen fossile CO₂-Emissionen aus der Verbrennung des zugeführten Heizöls. Die Emissionen sind nach Weidema et al. (2013) mit einem Faktor von 3,15 kg CO₂ pro kg Heizöl berechnet worden.

Für die Lachgas wurden die spezifischen Emissionen mit 1 460 mg/kg_{TS} nach ifeu (2012) für die Fraktion der Trockensubstanz abgeschätzt, die sich aus den zusätzlich abfiltrierten Stoffen (exklusive Fällschlamm, Eisenhydroxid) zusammensetzen: $M_{TS,Schlamm} = M_{TS,Zulauf} - M_{TS,Ablauf}$. Da der Gehalt an Stickstoffverbindungen im Fällschlamm und in der Aktivkohle als gering eingeschätzt wird, werden keine Lachgasemissionen aus der Verbrennung dieser Schlammfraktionen angenommen.

Heizwertberechnung, Bedarf an Heizöl als Stützfeuerung und Nettostromerzeugung

Der Bedarf an Heizöl für die Stützfeuerung wird über die Summe der spezifischen Heizwerte und Massenanteile berechnet:

$$H_{U,total} = \frac{\sum H_{U,i} \cdot M_i}{\sum M_i} \quad (1)$$

$$\Leftrightarrow M_{\text{Heizöl}}(M_{AK}) = \frac{H_{U,oTS} \cdot M_{oTS} + H_{U,AK} \cdot M_{AK} + H_{H2O} \cdot M_{H2O} - H_{U,total} \cdot \sum M_i}{H_{U,total} - H_{U,\text{öl}}} \quad (2)$$

Aus Formel (2) wird ersichtlich, dass die Menge an Heizöl abhängig von der zugeführten Menge an Aktivkohle in das System „Monoverbrennung“ ist. Die Menge an Aktivkohle M_{AK} beeinflusst ebenfalls die Menge an Wasser M_{H2O} , da die Entwässerungsleistung mit 28% TS konstant angenommen wird, und somit auch die Gesamtmenge an Schlamm M_i inklusive des Wassergehalts. Sollte $M_{\text{Heizöl}}(M_{AK}) < 0$, so wird angenommen, dass keine Stützfeuerung notwendig ist ($M_{\text{Heizöl}} = 0 \text{ kg}$).

Die Nettostromproduktion wird über die gesamte Energie im System nach Formel (3) mit dem Wirkungsgrad η_{elek} für die Nettostromproduktion berechnet:

$$E_{\text{elek}} = \eta_{\text{elek}} \cdot \frac{\sum H_{U,i} \cdot M_i}{3600 \text{ [MJ/kWh]}} \quad (3)$$

Tabelle 12.3: Annahmen für die spezifischen Heizwerte der einzelnen Schlammfraktionen

Stoff	Abk.	Wert	Einheit	Quelle
Heizöl	$H_{U,\text{öl}}$	42,6	MJ kg^{-1}	Weidema et al. (2013)
Aktivkohle (Steinkohle)	$H_{U,AK}$	31,4	MJ kg^{-1}	Weidema et al. (2013)
Frischschlamm (inkl. Wasser)	$H_{U,FS}$	2,94	MJ kg^{-1}	berechnet mit 29 % TS und 78% oTS Gehalt des Schlamms (Ist-Zustand KSWA Ruhleben)
Organische Trockensubstanz	$H_{U,oTS}$	22	MJ kg^{-1}	IFEU (2002)
Energiebedarf für Verdampfung von Wasser	H_{H2O}	-2,59	MJ kg^{-1}	berechnet nach Formel (4)
Heizwert des Frischschlamms inklusive Heizöl (Heizwert zur selbsttätigen Verbrennung)	$H_{U,total}$	0,9 = 3,24	kWh kg^{-1} MJ kg^{-1}	ifeu (2012)

Berechnung des spezifischen Energiebedarfs für die Verdampfung von Wasser mit einer angenommenen Temperatur von 20°C (=293,15K):

$$H_{H2O} = -c_{H2O} \cdot \Delta T - H_{V,H2O} = \underline{-2,59 \text{ MJ/kg}} \quad (4)$$

mit:

$$c_{H2O} = 4,19 \text{ kJ/(kg} \cdot \text{K)} \quad (4a)$$

$$\Delta T = 373,15\text{K} - 293,15\text{K} = 80 \text{ K} \quad (4b)$$

$$H_{V,H2O} = 2,257 \text{ MJ/kg} \quad (4c)$$

12.2.2 Ozonung, Betriebsmittel

In dieser Studie wurde die Spurenstoffelimination mittels Ozonung mit einer Pilotanlage untersucht. Jedoch weichen die Betriebsmittel im großtechnischen Maßstab von einer Pilotierung ab: Bei der Pilotanlage wurde zur Ozonbildung Luftsauerstoff verwendet, in großtechnischen Anlagen wird technischer Sauerstoff genutzt (Abbildung 12.2). Daher wurde für die Ökobilanz sowohl Strombedarf als auch der Bedarf an Flüssigsauerstoff über verschiedene Quellen (wissenschaftliche Veröffentlichungen und Berichte zu großtechnischen Anlagen) abgeschätzt.

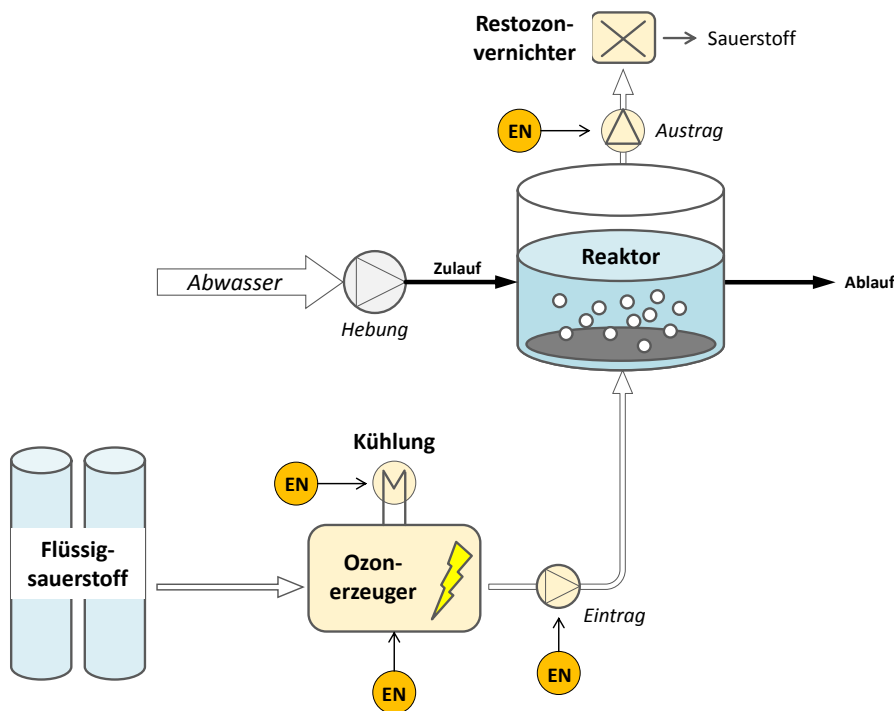


Abbildung 12.2: Darstellung der Komponenten für die Betriebsmittel bei der Ozonung, EN = Bedarf an elektrischer Energie

Basierend auf den Veröffentlichungen (Tabelle 12.4) wird angenommen, dass der Strombedarf der Ozonung bei **13 kWh pro kg produziertem Ozon** liegt, einschließlich der Ozonherstellung, der Kühlaggregate und der Abluftbehandlung sowie dem Ozoneintrag ins System. Der Bedarf an Flüssigsauerstoff wird mit **10 kg Sauerstoff pro kg produziertem Ozon** angenommen.

Der spezifische Ozoneintrag (E_{DOC}) bezieht sich auf die im Abwasser enthaltene DOC-Konzentration. Nitrit besitzt mit Ozon eine sehr hohe Reaktionsgeschwindigkeit, so dass beim Auftreten von Nitrit eine erhöhte Reaktivität mit Ozon eine Konkurrenzsituation entsteht. Es muss also eine Korrektur um die vom Nitrit-Stickstoff ($\text{NO}_2\text{-N}$) gezehrte Ozonmenge zu kompensieren. Der Korrekturfaktor wird mit $3,43 \text{ kg O}_3 (\text{kg NO}_2\text{-N})^{-1}$ berechnet. Hieraus entsteht dann eine erhöhte tatsächlich eingetragene Menge an Ozon in das System (siehe Abschnitt 8.3.2).

Neben dem Strombedarf vor Ort (Netzstrom aus deutschem Energiemix, Mittelspannung) und dem Flüssigsauerstoff als Betriebsmittel ist der Transport von Flüssigsauerstoff vom Herstellungsort zum Klärwerk bzw. zur OWA Tegel mit pauschal 300 km Entfernung angenommen. Die Materialien sind aus Weidema et al. (2013) entnommen und in Tabelle 12.5 dargestellt.

Tabelle 12.4: Aufstellung des Strom- und Sauerstoffverbrauchs der Ozonung aus verschiedenen Quellen

	[1]	[2]	[3]	[4]	[5]	[6]
Stromverbrauch [kWh/kg O₃]						
O₃-Erzeugung	10,0	9,0	-	-	-	7,6 - 9,7
Ein- und Austrag	1,0	k.A.	-	-	-	k.A.
Kühlung	3,0	3,1	-	-	-	k.A.
Abluftbehandlung	0,4	0,9	-	-	-	<0,2
Gesamtverbrauch	14,4	14,0	11,8	12,5	ca. 15	> 7,8-9,9
Sauerstoffverbrauch [kg O₂/kg O₃]						
O₂-Verbrauch	10 / 14,6 [#]	8 ⁺	10			18 [§]

[1] ISA (2011)

[2] Eawag (2009)

[3] Ried et al. (2009)

[4] BAFU (2012)

[5] Grontmij (2012)

[6] Uttinger (2013)

recherchierte Literaturangaben

+ *Verweis auf Hunziker (2008)*

§ *Auslegung/Dimensionierung der Sauerstoffmenge*

Tabelle 12.5: Basismaterialien aus ecoinvent v3.1 (Weidema et al. 2013) für die Betriebsmittel der Ozonung

Material	ecoinvent v3.1
Flüssigsauerstoff	market for oxygen, liquid [RoW]
Transport	transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 [RER]
Strom	market for electricity, medium voltage [DE]

12.2.3 Aktivkohleherstellung und Reaktivierung

Aktivkohle ist aufgrund der energieintensiven Herstellung und Reaktivierung für die potentiellen Umweltauswirkungen der wesentliche Parameter für die Szenarien mit Aktivkohleeinsatz. Pulveraktivkohle besteht aus frischer Aktivkohle und kann aufgrund der geringen Korndurchmesser nicht weiter reaktiviert werden. Für granuliert Aktivkohle mit größeren Korndurchmessern wird für die erste Beladung frische Aktivkohle genutzt, die jedoch reaktiviert werden kann. Es müssen lediglich Verluste in der Reaktivierung durch Frischkohle ersetzt werden.

12.2.3.1 Herstellung von frischer Aktivkohle

Für die Herstellung frischer Aktivkohle können zwei Aktivierungsmöglichkeiten genutzt werden: eine chemische und eine Dampfaktivierung. Die Dampfaktivierung wird im industriellen Maßstab vorwiegend genutzt, so dass diese in der Ökobilanzierung modelliert wird und die chemische Aktivierung keine Berücksichtigung findet. Zudem können über die

Dampfaktivierung im Drehrohrofen eine große Spanne an Korndurchmessern von Pulver- bis granuliert Aktivkohle erzielt werden. (Henning & von Kienle 2000)

Die wesentlichen Betriebsmittel für eine Dampfaktivierung sind neben dem kohlenstoffhaltigen Rohstoff Dampf, Erdgas und Strom (Abbildung 12.3). Der Transport der Aktivkohle nach der Herstellung zum Verwendungsort (= Kläranlage) ist ebenfalls berücksichtigt. Die Infrastruktur zur Aktivierung wurde nicht modelliert aufgrund von fehlenden Daten und der Annahme, dass die Infrastruktur neben den hohen stofflichen und energetischen Aufwendungen vernachlässigbar ist.

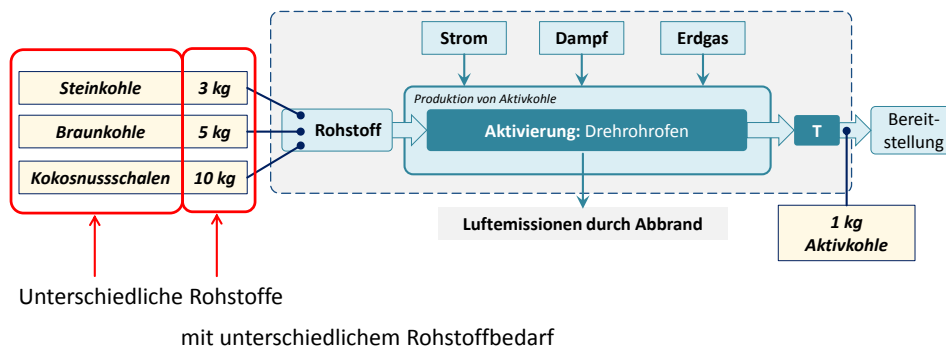


Abbildung 12.3: Systemgrenzen und berücksichtigte Rohstoffe für die Aktivierung der Aktivkohle

Für die Aktivkohleherstellung wird auf Daten von Bayer et al. (2005) zurückgegriffen, in der eine Aktivkohleherstellung aus Steinkohle dargestellt wird. Es werden zusätzlich Anpassungen im Transport und im Erdgasbedarf gemacht: Der Transport in Bayer et al. (2005) wird mit 400 km angegeben, da von einer Produktionsstätte innerhalb Europas ausgegangen wird. Nach ISA (2011) und Esser-Schmittmann & Schmitz (o.J.) liegt der Schwerpunkt der Aktivkohleherstellung im südostasiatischen Raum, daher wird hier mit einer mittleren Transportdistanz von 19.000 km Schiffftransport und 300 km Landtransport (LKW) modelliert. Die Distanz für den Schiffftransport wurde aus den Entfernungen Port Tianjin (CN) – Port Hamburg (DE) mit 21.000 km und Port Bangkok (TH) – Port Hamburg (DE) mit 17.000 km ermittelt (SeaRates LP 2015). Für den Erdgasbedarf wurde der von Norit aktualisierte Werte aus Oberschelp (2014), basierend auf Bayer et al. (2005) für diese Modellierung übernommen.

Die eigenen Annahmen sowie die verschiedenen Quellen zur Aktivkohleherstellung sind in Tabelle 12.6 dargestellt. Hierbei ist anzumerken, dass in Esser-Schmittmann & Schmitz (o.J.) der verwendete Rohstoff nicht explizit genannt wird, aber durch den angegebenen Kohlenstoffanteil des Rohstoffs und dessen Bedarf pro kg Aktivkohle auf Braunkohle geschlossen werden kann. In Oberschelp (2014) wurden von Norit aktualisierte Daten basierend auf Bayer et al. (2005) angegeben, worin auch der Rohstoffbedarf auf 4 kg korrigiert worden ist. Nach Platz (2014) besteht die betrachtete Aktivkohle Norit Super SAE zum großen Teil aus Braunkohle, so dass hier für die Angaben in Oberschelp (2014) Braunkohle als Ausgangsstoff angenommen wird.

Tabelle 12.6: Zusammenfassung veröffentlichter Daten zur Aktivkohleherstellung pro Tonne produzierter Aktivkohle

	Einheit	Meier (1997)	Esser-Schmittmann & Schmitz (o.J.)	Bayer et al.(2005)	Oberschelp (2014)	eigene Annahmen
Steinkohle	t	2		3		3
Braunkohle	t		5		4	
Dampf	t	3	3,5	12	12	12
Erdgas	m ³	4.900	k.A.	330	280	280
Strom	kWh	21,3	2.702	1.600	1.600	1.600
Transport	km	600	k.A.	400	0,2-0,3 t CO ₂ -eq	19.000 + 300

In dieser Studie wird im Ausgangsszenario Steinkohle als Rohstoff betrachtet. Jedoch werden auf dem derzeitigen Markt Aktivkohlen aus unterschiedlichen Rohstoffen angeboten (Platz 2014). Daher werden ebenfalls Braunkohle und Kokosnussschalen als Ausgangsmaterial für eine Sensitivitätsanalyse untersucht. Hierbei variiert aufgrund des unterschiedlichen Kohlenstoffgehalts die benötigte Menge des Rohstoffs (Tabelle 12.7). Für die Herstellung von Aktivkohle werden 5 kg Braunkohle (Meyer 1999) bzw. 10 kg Kokosnussschalen (Meyer 1999; Noijuntiraand & Kittisupakorn 2010) benötigt. Die Kokosnussschalen müssen vor der Aktivierung zu sogenanntem „Biochar“ verkocht werden. Bei diesem Verkokungsprozess (Pyrolyse) wird in etwa 3,33 kg Kokosnussschalen zu 1 kg Biochar verkocht (Weidema et al. 2013). Das Biochar wird dann mit einem Ertrag von 3 kg Biochar zu 1 kg Aktivkohle modelliert, so dass insgesamt ein Ertrag von 10 kg Kokosnussschalen zu 1 kg Aktivkohle besteht.

Da die Kokosnussschalen auf Plantagen in Südostasien vorwiegend als Abfallprodukt entstehen und unter anderem der Hersteller Donau Carbon (2015) eine Produktionsstätte auf den Philippinen betreiben, kann der gleiche Transportweg angenommen werden.

Tabelle 12.7: Unterschiede im Rohstoffbedarf für verschiedene Aktivkohlen

	Einheit	Steinkohle	Braunkohle	Kokosnussschalen
Rohstoff	t	3	5	10 t Kokosnussschalen = 3 t Char
Dampf	t	12		
Erdgas	m ³	280		
Strom	kWh	1.600		
Transport	km	19.000 (Schiff) + 300 (LKW)		

Der Abbrand aus der Aktivierung wird in ihren Luftemissionen entsprechend des verwendeten Rohstoffs modelliert. Der Abbrand von Steinkohle entspricht den Emissionen aus der industriellen Steinkohlefeuerung, analog dazu werden die Emissionen aus Braunkohlefeuerung bzw. Feuerung von Holz als Äquivalent der regenerativen Ressource Kokosnussschalen berücksichtigt. Die verwendeten Materialien aus ecoinvent v3.1 (Weidema et al. 2013) zur Aktivkohleherstellung sind in Tabelle 12.5 dargestellt.

Tabelle 12.8: Genutzte Basismaterialien aus ecoinvent v3.1 zur Aktivkohleherstellung

Material	ecoinvent v3.1
Steinkohle	hard coal briquettes production [RoW]
Kokosnussschalen	charcoal production [GLO]
Braunkohle	market for lignite briquettes [GLO]
Dampf	steam production, in chemical industry [RoW]
Erdgas	heat production, natural gas, at industrial furnace low-NO _x > 100kW [RoW]
Strom	electricity, high voltage, production mix [CN] bzw. electricity, high voltage, production mix [UCTE]
Aktivierung, Emissionen durch Abbrand (Steinkohle)	heat production, at hard coal industrial furnace 1-10MW [RoW]
Aktivierung, Emissionen durch Abbrand (Kokosnuss)	heat production, hardwood chips from forest, at furnace 1000kW [RoW]
Aktivierung, Emissionen durch Abbrand (Braunkohle)	heat production, lignite briquette, at stove 5-15kW [RoW]
Transport, Schiff	transport, freight, sea, transoceanic ship [GLO]
Transport, LKW	transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 [RER]

Der Abbrand aus der Aktivierung wird in ihren Luftemissionen entsprechend des verwendeten Rohstoffs modelliert. Der Abbrand von Steinkohle entspricht den Emissionen aus der industriellen Steinkohlefeuerung, analog dazu werden die Emissionen aus Braunkohlefeuerung bzw. Feuerung von Holz als Äquivalent der regenerativen Ressource Kokosnussschalen berücksichtigt. Die verwendeten Materialien aus ecoinvent v3.1 (Weidema et al. 2013) zur Aktivkohleherstellung sind in Tabelle 12.5 dargestellt.

Tabelle 12.9: Genutzte Basismaterialien aus ecoinvent v3.1 zur Aktivkohleherstellung

Material	ecoinvent v3.1
Steinkohle	hard coal briquettes production [RoW]
Kokosnussschalen	charcoal production [GLO]
Braunkohle	market for lignite briquettes [GLO]
Dampf	steam production, in chemical industry [RoW]
Erdgas	heat production, natural gas, at industrial furnace low-NO _x > 100kW [RoW]
Strom	electricity, high voltage, production mix [CN] bzw. electricity, high voltage, production mix [UCTE]
Aktivierung, Emissionen durch Abbrand (Steinkohle)	heat production, at hard coal industrial furnace 1-10MW [RoW]
Aktivierung, Emissionen durch Abbrand (Kokosnuss)	heat production, hardwood chips from forest, at furnace 1000kW [RoW]

Aktivierung, Emissionen durch heat production, lignite briquette, at stove 5-15kW [RoW]
Abbrand (Braunkohle)

Transport, Schiff transport, freight, sea, transoceanic ship [GLO]

Transport, LKW transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 [RER]

12.2.3.2 Reaktivierung von Aktivkohle

Granulierte Aktivkohle kann nach dessen Beladung aus der Filtration regeneriert und wiederverwendet werden. Für die Szenarien mit granulierten Aktivkohlefiltern ist daher die Reaktivierung von Aktivkohle berücksichtigt worden.

Hierbei wurde wie in Bayer et al. (2005) die Annahme getroffen, dass die energetischen Aufwendungen der Reaktivierung gleich denen der Aktivierung im Drehrohrofen sind. Folglich werden für die Reaktivierung die gleichen spezifischen Verbräuche an Strom, Dampf und Erdgas angenommen Abbildung 12.4. Die Unterschiede zur Aktivierung frischer Aktivkohle sind wie folgt:

- Der Transport der verbrauchten Aktivkohle zum Reaktivierungsstandort und wieder zurück zum Einsatzort (Kläranlage) beträgt je 300 km, da der Standort der Reaktivierung in Mitteleuropa angenommen wird.
- Der Verlust an Aktivkohle durch Abbrand beträgt etwa 10%, so dass die Emissionen in die Luft den 10% Verlust durch Abbrand entsprechen.
- Der Verlust durch Abbrand wird durch 0,1 kg frischer Aktivkohle pro kg verbrauchter Aktivkohle ersetzt. Diese Frischkohle wird analog der oben dargestellten Modellierung berücksichtigt.

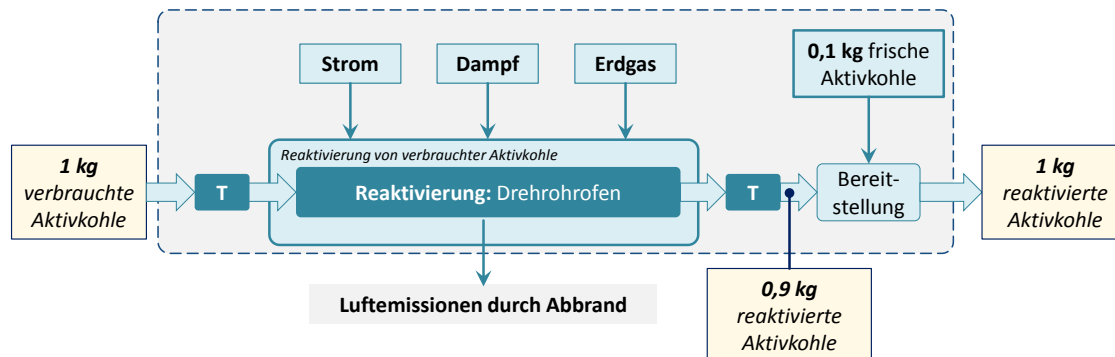


Abbildung 12.4: Reaktivierung von beladener Aktivkohle

Die Verluste durch Abbrand bei der Reaktivierung entstehen durch die Verringerung des Durchmessers der Kornkohle. Der Verlust der verbrauchten Aktivkohle wird mit 10% angegeben (Bayer et al. 2005; Esser-Schmittmann & Schmitz o.J.; Meier 1997; Muñoz 2006) und muss durch frische Aktivkohle ersetzt werden. In Tabelle 12.10 sind die Aufwendungen unterschiedlicher Veröffentlichungen zur Reaktivierung von Aktivkohle dargestellt. Für die Modellierung der Aktivkohlenreaktivierung wird in dieser Studie auf die Daten von Bayer et al. (2005) zurückgegriffen, da Meier (1997) und Hutchins (1975) veraltet erscheinen und Esser-Schmittmann (o.J.) keine Angaben zum Dampfverbrauch macht und somit die Daten unvollständig erscheinen. Zusätzlich zu den Annahmen bezogen auf Bayer et al. (2005) wird ein Transportweg von je 300 km Hin- und Rücktransport zur Kläranlage mitberücksichtigt. Die verwendeten Basismaterialien aus ecoinvent v3.1 entsprechen denen der Aktivkohleherstellung (Tabelle 12.5).

Tabelle 12.10: Zusammenfassung veröffentlichter Daten zur Reaktivierung von Aktivkohle pro Tonne reaktivierte Aktivkohle

	Einheit	Meier (1997)	Esser-Schmittmann & Schmitz (o.J.)	Bayer et al.(2005)	Hutchins (1975) aus: Muñoz (2006)	eigene Annahmen
Frischkohle	t	0,1	0,11	0,05-0,15	0,1	0,1
Dampf	t	0,3		12	0,6	12
Erdgas	m ³	2.700	80	330	300	280
Strom	kWh	1	11,01	1.600	30	1.600
Transport	km					2 * 300

12.2.3.3 Wirkungsabschätzung der Aktivkohleherstellung und Reaktivierung

Frische Aktivkohle

In Abbildung 12.5 sind der kumulierte Energieaufwand fossiler und nuklearer Ressourcen (KEA) sowie das Treibhauspotential (THP) für die Herstellung frischer Aktivkohle abgebildet. Hierbei ist zu erkennen, dass das Material des Rohstoffs und der Rohstoffbedarf einen hohen Einfluss auf den KEA und das THP haben. Es ergibt sich eine Schwankung von 93 MJ/kg_{AK} bis 208 MJ/kg_{AK}; dies entspricht eine Veränderung des KEA im Vergleich zur Aktivkohle auf Basis der Steinkohle mit 151 MJ/kg_{AK} von -38,5 % (Kokosnussschalen) bis +37,7 % (Braunkohle).

Ähnlich dem KEA hat die Wahl des Rohstoffs einen hohen Einfluss auf das THP der Aktivkohleherstellung. Das THP frischer Aktivkohle basierend auf Steinkohle liegt bei 13,8 kg CO₂-eq/kg_{AK}. Kokosnussschalen als regenerative Ressource kann das THP um -28,5 % auf 9,9 kg CO₂-eq/kg_{AK} verringern, Braunkohle erhöht das THP um +35,8 % auf 18,7 kg CO₂-eq/kg_{AK}. Bei den fossilen Rohstoffen ist das THP für die Gewinnung relativ gering im Vergleich zum Biochar, jedoch sind die Treibhausgasemissionen bei der Aktivierung sehr hoch. Das THP des Biochars liegt in der Herstellung durch Pyrolyse und somit den erhöhten Emissionen von Methan im Prozess. Die Emissionen in der Aktivierung sind aber sehr gering, so dass die deutliche Reduktion des THP durch Kokosnussschalen als Rohstoff möglich ist.

Ebenfalls sind in den Diagrammen in Abbildung 12.5 die potentiellen Umweltauswirkungen dargestellt, die aus den Daten der aufgeführten Veröffentlichungen entstehen. Meier (1997) hat dabei im Vergleich deutlich höhere Auswirkungen auf den KEA bzw. auf das THP, so dass zu vermuten ist, dass die Daten zur Herstellung aus Meier (1997) veraltet sein könnten und sich im Vergleich zu Bayer et al. (2005) eine Verbesserung der verfahrenstechnischen Prozesse wie verbesserte Wärmerückführung o.ä. zu vermuten sind. Vergleicht man die Daten von Esser-Schmittmann & Schmitz (o.J.) vom Hersteller CSC Carbon, so liegen der KEA und das THP um -15 % bzw. -9 % geringer als die hiesige Modellierung mit Braunkohle als Rohstoff. Es muss jedoch beachtet werden, dass Esser-Schmittmann & Schmitz (o.J.) keine Angaben zum Bedarf an Erdgas machen.

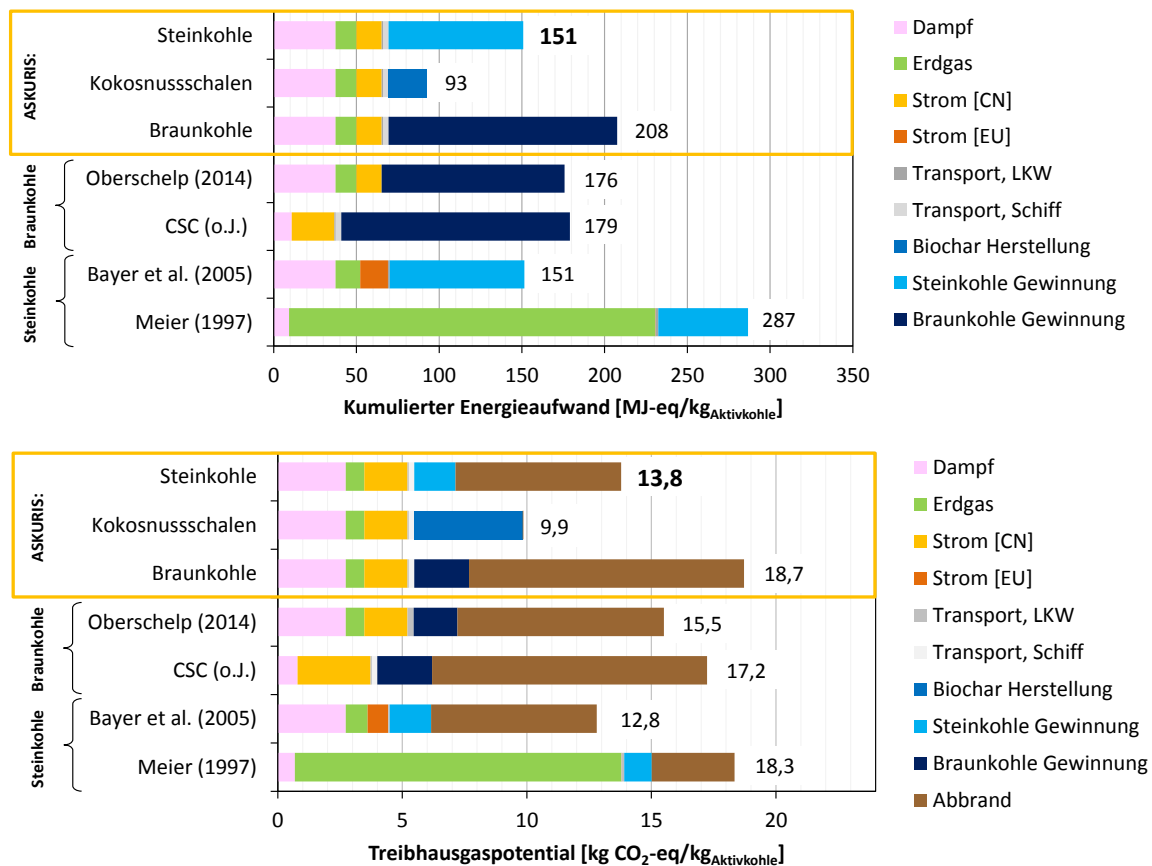


Abbildung 12.5: Potentielle Umweltwirkungen der Aktivkohleherstellung auf den KEA und auf das THP

Reaktivierung von granulierter Aktivkohle

Die potentiellen Umweltauswirkungen im KEA und dem THP für die Reaktivierung granulierter Aktivkohle sind in Abbildung 12.6 dargestellt. Durch den wesentlich geringeren Bedarf an frischer Aktivkohle und den im Vergleich zur Aktivierung geringeren Emissionen durch den Abbrand sieht zum einen, dass die Umweltauswirkungen mit 96,5 MJ/kg_{AK} und 6,4 kg CO₂-eq/kg_{AK} geringer sind als die bei der Herstellung frische Aktivkohle. Zum anderen ist die Schwankung durch die Wahl eines anderen Rohstoffs deutlich geringer. Das THP schwankt zwischen -6,2 % (Kokosnussschale: 5,8 kg CO₂-eq) und +5,7 % (Braunkohle: 6,9 kg CO₂-eq), der KEA zwischen -9,8 % (Kokosnussschale: 91 MJ) und +8,2 % (Braunkohle: 102 MJ).

Die potentiellen Umweltauswirkungen aus den Daten der anderen Veröffentlichungen (Abbildung 12.6) schwanken sehr stark. Ebenfalls wird bei den hohen Umweltauswirkungen von Meier (1997) mit 163 MJ/kg_{AK} bzw. 9,8 kg CO₂-eq/kg_{AK} vermutet, dass die Daten zur Reaktivierung aufgrund nun wohlmöglich modernisierter Prozesse veraltet sind. Hutchins (1975) aus Muñoz (2006) scheint ebenfalls eine veraltete Quelle zu sein. In Esser-Schmittmann & Schmitz (o.J.) wird kein Bedarf an Dampf für die Reaktivierung angegeben, so dass eine hier unvollständige Datenbasis für diese Studie vermutet wird.

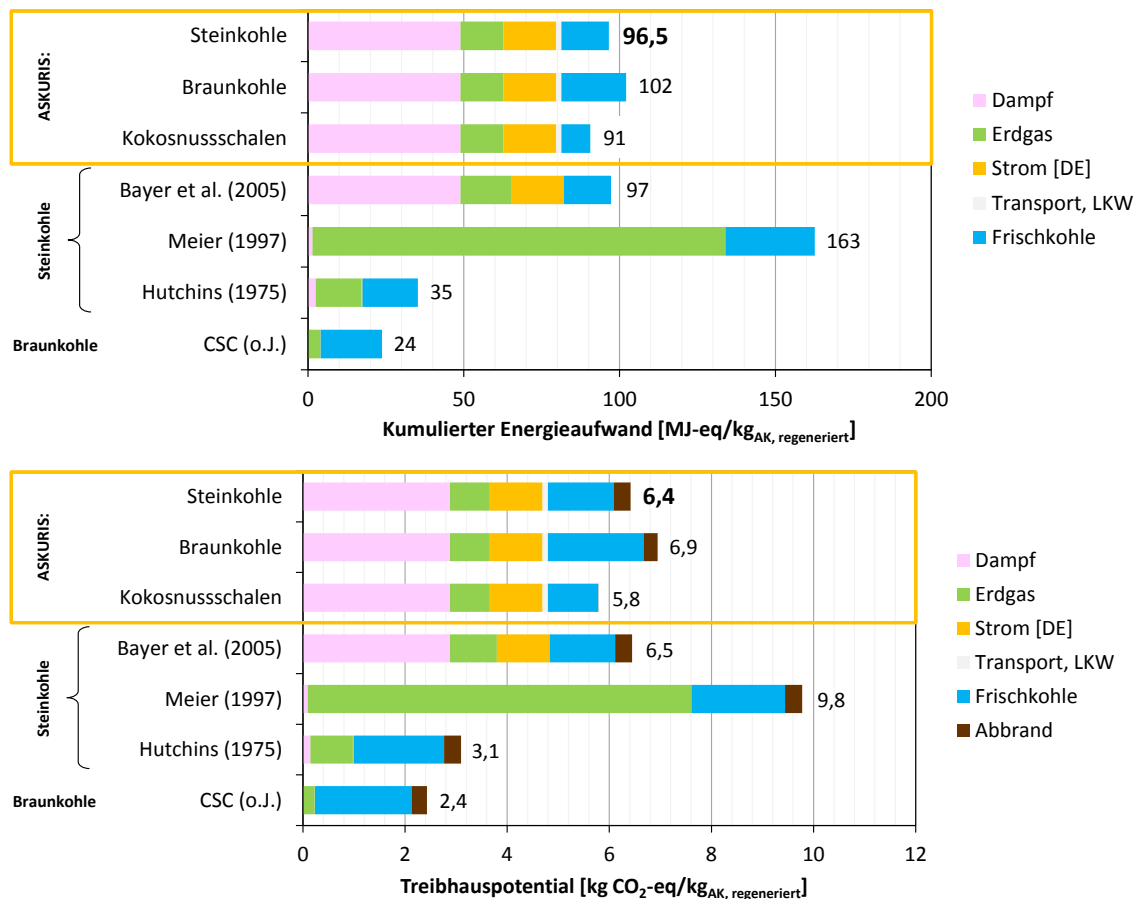


Abbildung 12.6: Potentielle Umweltauswirkungen der Reaktivierung von granulierter Aktivkohle auf den KEA

12.2.4 UV-Desinfektion: Abschätzung des Stromverbrauchs

Eine Randbedingung der durchgeführten Verfahrensbewertung ist die Desinfektion des gereinigten Abwassers, so dass die „gute Badewasserqualität“ nach der europäischen Badegewässerrichtlinie (2006/7/EG) (EG 2006) bereits im Ablauf der Kläranlage während der Badesaison (April-September = 6 Monate) eingehalten werden soll.

Die Desinfektion findet primär über die bestehende UV Anlage statt. Jedoch haben die vorgeschalteten Verfahren einen Einfluss auf wesentliche Parameter (Feststoffgehalt, Transmission und Keimreduktion), die den Betrieb der UV Bestrahlung beeinflussen (Tabelle 12.11). Da in jedem betrachteten Szenario eine Flockungsfiltration eingesetzt wird, liegt die Feststoffkonzentration vor der UV-Bestrahlung bei $< 2 \text{ mg l}^{-1}$ (Kruse et al. 2015), so dass die Feststoffe keinen weiteren Einfluss auf den Energiebedarf der UV-Bestrahlung besitzen. Daher wird dieser Parameter in der Abschätzung des Stromverbrauchs nicht weiter verfolgt.

Die Annahmen zur Flockungsfiltration bzw. weitergehenden P-Entfernung sind aus der vorangegangenen Ökobilanzstudie des UEP-Projekts OXERAM 2 entnommen (Remy 2013). Für die Ozonung und PAK-Direktdosierung wurden für den Kläranlagenablauf aus dem KW Münchehofe Laborversuche zur Desinfektion vom UV-Anlagenhersteller Xylem Wedeco durchgeführt (Kruse et al. 2015). Über diese Versuche konnten die UV-Dosis und die dazugehörigen spezifischen Stromverbräuche in Abhängigkeit der Transmission, der Feststoffkonzentration und der Keimreduktion aus Filtration und Ozonung ermittelt werden. In Tabelle 12.12 sind die wesentlichen Parameter und der spezifische Stromverbrauch zusammenfassend dargestellt. Die dafür benötigten Berechnungsgrundlagen und Annahmen

sind nachfolgend genauer erläutert. Der berechnete jährliche Stromverbrauch der UV Anlage für die jeweiligen Szenarien ist in Tabelle 12.15 dargestellt.

Für eine sichere Erreichung der „guten Badegewässerqualität“ nach (2006/7/EG) sind folgende grundlegende Annahmen getroffen worden:

- Der in (2006/7/EG) vorgegebene 95-Perzentil-Wert für *Intestinale Enterokokken* mit 400 KBE/100 ml ist im Vergleich zu *Escherichia Coli* (1000 KBE/100 ml, 95-Perzentil) schwerer zu erreichen und somit der „Leitparameter“ (siehe Kruse et al. (2015))
- Die durchschnittliche Ausgangskonzentration im Ablauf der Nachklärung liegt bei **10⁵ KBE/100 ml für die Enterokokken** angesetzt.
- Der hier betrachtete Zielwert liegt bei **40 KBE/100 ml für die Enterokokken** (um 1 log-Stufe geringer als in (2006/7/EG) vorgegeben), um die 95-Perzentil sicher einzuhalten.

Tabelle 12.11: Einfluss der Verfahren auf die wesentlichen Parameter zur UV-Desinfektion

	Erhöhung der Transmission?	Reduktion von Keimen?
Flockungsfiltration	✓	✓
Ozonung	✓	✓
PAK Dosierung	✓	✗
GAK-Filter	✓	✗
UV Bestrahlung		✓

Tabelle 12.12: Spezifischer Stromverbrauch für die UV Desinfektion für die Szenarien unterteilt in Trocken- und Regenwetterfälle

Szenario	Durchfluss	Feststoffe	Dosierung E [g/g _{DOC}]	Reduktion der Enterokokken		UV Dosis [J/m ²]	Transmission [%]	spez. Stromverbrauch [Wh/m ³]
				ZSF (+Ozon)	SOLL für UV			
Referenz: ZSF + UV ①	TW + RW	< 2 mg/l	-	-1 log	-2,5 log	250 *	50	35
1) Ozon + ZSF + UV = (6) Ozon + GAK-Schicht in ZSF + UV	TW: Q ≤ 4,5 m ³ /s	< 2 mg/l	0,4	-2,5 log	-1 log	<120	55	10
			0,7	-3,5 log	0	0	60	0
			1,0	-3,5 log	0	0	65	0
	RW: Q _{RW} = 7,4 m ³ /s	< 2 mg/l	0,4	-1,6 log	-1,9 log	120	53	16
			0,7	-1,7 log	-1,8 log	120	56	12
			1,0	-1,7 log	-1,8 log	120	59	12
2) PAK + ZSF + UV = (7) Ozon/PAK + ZSF + UV	TW: Q ≤ 4,5 m ³ /s	< 2 mg/l	1,0	-1 log	-2,5 log	250	56	30
			2,5				66	19
			4,0				69	16
	RW: Q _{RW} = 7,4 m ³ /s	< 2 mg/l	1,0	-1 log	-2,5 log	250	54	33
			2,5				60	25
			4,0				62	23

Tabelle 2 (Fortsetzung): Spezifischer Stromverbrauch für die UV Desinfektion für die Szenarien unterteilt in Trocken- und Regenwetterfälle

Szenario	Durchfluss	Feststoffe	Dosierung E [g/g _{DOC}]	Reduktion der Enterokokken		UV Dosis [J/m ²]	Transmission [%]	spez. Stromverbrauch [Wh/m ³]
				ZSF (+Ozon)	SOLL für UV			
3) PAK Kreislauf + ZSF + UV	TW: Q ≤ 4,5 m ³ /s	< 2 mg/l	1,0	-1 log	-2,5 log	250	69	16
			2,5				70	16
			4,0				71	15
	RW: Q _{RW} = 7,4 m ³ /s	< 2 mg/l	1,0	-1 log	-2,5 log	250	62	23
			2,5				62	22
			4,0				63	22
4) ZSF + GAK-Filter + UV = (5) GAK-Schicht in ZSF + UV	TW: Q ≤ 4,5 m ³ /s	< 2 mg/l	50.000 BV	-1 log	-2,5 log	250	58	27
			20.000 BV				62	23
			8.000 BV				68	17
	RW: Q _{RW} = 7,4 m ³ /s	< 2 mg/l	50.000 BV	-1 log	-2,5 log	250	55	31
			20.000 BV				57	29
			8.000 BV				61	24

* UV Dosis: Angabe nach Kruse et al. (2015) für eine Bestrahlung nach einer Flockungsfiltration

TW = Trockenwetter, RW = Regenwetterereignis mit Q > 4,5 m³/s mit der Berechnungsgrundlage Q_{RW} als „worst case“-Annahme

Trockenwetterspitze: Q_{TW} = 4,5 m³/s

Regenwetterspitze: Q_{RW} = 7,4 m³/s

12.2.4.1 Berechnungsgrundlagen für den spezifischen Stromverbrauch

1) Flockungsfiltration (Referenzszenario basierend auf OXERAM 2)

In der vorangegangenen Ökobilanzstudie im Rahmen des UEP-Projektes OXERAM 2 (Remy 2013) wurden bereits folgende Annahmen hinsichtlich der Desinfektion getroffen:

- Die Konzentration der *Escherichia Coli* und der *Intestinale Enterokokken* wird um jeweils eine log-Stufe im Durchschnitt durch die Flockungsfiltration reduziert.
- Die Transmission erhöht sich durch die Filtration um $\Delta T = +5\%$ von $T_{A,NK} = 45\%$ auf $T_{A,FF} = 50\%$.
- Der Stromverbrauch für die UV Bestrahlung im Referenzszenario „ZSF + UV“ ist mit 35 Wh m^{-3} aus Remy (2013) entnommen.

2) Betrachtung des Durchflusses (Trockenwetter vs. Regenwetter)

Im Falle von Durchflüssen bis zur Trockenwetterspitze $Q \leq 4,5 \text{ m}^3/\text{s}$ wird das Abwasser über die Spurenstoffentfernung und der weitergehenden P-Entfernung im Flockungsfilter komplett behandelt. Für die Reduktion der Enterokokken und E. Coli sowie für die Transmissionserhöhung kann folglich mit der durchschnittlichen Reinigungsleistung gerechnet werden.

Bei Regenwetterereignissen mit Durchflüssen von $Q > 4,5 \text{ m}^3/\text{s}$ wird für die Berechnung der Reduktion der Enterokokken und der Veränderung in der Transmission eine konservative Annahme mit $Q = 7,4 \text{ m}^3/\text{s}$ (=Regenwetterspitze) getroffen. So werden eine minimale Reduktion von Enterokokken und eine minimale Transmissionserhöhung durch die Teilbehandlung und somit der „worst case“ ermittelt. Damit soll stets eine ausreichende UV-Desinfektion gesichert sein. Bei der Regenwetterspitze werden 40 % des Volumenstroms über den Bypass um die Spurenstoffeliminationsverfahren geleitet (siehe Abbildung 12.7).

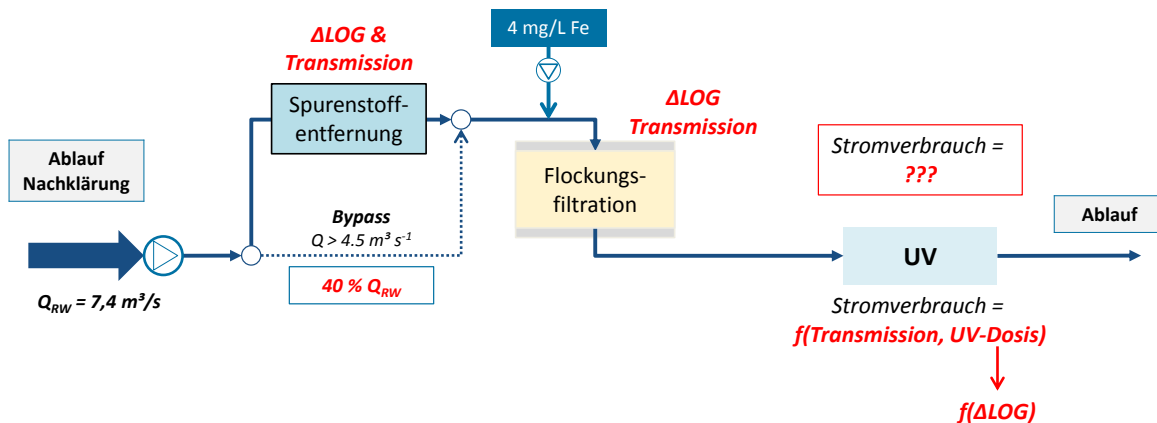


Abbildung 12.7: Berechnung des spezifischen Stromverbrauchs für die UV-Desinfektion im Regenwetterfall mit der konservativen Annahme Volumenstrom im Regenwetterfall $Q = 7,4 \text{ m}^3/\text{s}$

3) Reduktion der Enterokokken

Nach den Laboruntersuchungen aus Kruse et al. (2015) sind die Enterokokken im Vergleich zu den E. Coli die Spezies, bei denen ein höherer Aufwand betrieben werden muss, um die gute Badegewässerqualität nach (2006/7/EG) zu erreichen. Daher wird nachfolgend die Reduktion der Enterokokken betrachtet. Folgende Annahmen wurden getroffen:

² $T_{A,NK}$ = Transmission im Ablauf der Nachklärung; $T_{A,FF}$ = Transmission im Ablauf der Flockungsfiltration

- Die Konzentration der **Enterokokken liegt im Ablauf der Nachklärung bei 10^5 KBE/100ml**
- Für die „gute Badegewässerqualität“ ist eine Konzentration von 400 KBE/100ml ($=10^{2,6}$ KBE/100ml) als 95-Perzentil-Wert notwendig.
- Um die gute Badegewässerqualität sicher einhalten zu können wird in dieser Studie eine Zielvorgabe von 40 KBE/100 ml = 1 log-Stufe unter der guten Badegewässerqualität angesetzt: **Ziel = $10^{1,6}$ KBE/100ml.**
- Als **Soll-Wert** für eine minimale Reduktion sind somit insgesamt **3,5 log-Stufen** nach dem Ablauf der Nachklärung zusätzlich nötig.
- Da die **Flockungsfiltration** bis zur Regenwetterspitze Q_{RW} dimensioniert ist, wird konstant eine Reduktion von **-1 log-Stufe** für alle Durchflüsse angenommen.
- Die Ozonung hat durch ihre oxidative Wirkung ebenfalls eine desinfizierende Wirkung. Je nach Dosierung werden nach Jekel et al. (2015) bei einem spezifischen Ozoneintrag von $E_{DOC} = 0,4 \text{ g}_{O_3}/\text{g}_{DOC}$ eine Reduktion von Enterokokken von -1,5 log-Stufen sicher erreicht. Bei $E_{DOC} \geq 0,7 \text{ g}_{O_3}/\text{g}_{DOC}$ werden mindestens -2,5 log-Stufen reduziert, so dass im Trockenwetterfall für $E = 0,7$ und $E = 1,0$ zusätzlich mit der Flockungsfiltration keine UV-Desinfektion notwendig sein wird.
- Im Regenwetterfall wurde die Konzentration von Enterokokken nach der Ozonung über eine Mischkalkulation (60 % ozoniert, 40 % unbehandelt) berechnet. Daher muss im Regenwetterfall eine UV-Desinfektion auch bei höheren Ozoneinträgen stattfinden.

4) UV Dosis

Die benötigte UV Dosis, angegeben in $[\text{J}/\text{m}^3]$, ist aus Kruse et al. (2015) entnommen. Diese steht im direkten Zusammenhang zur zu entfernenden Keimzahl. Für eine UV-Desinfektion nach einer Flockungsfiltration und den Aktivkohleszenarien wird somit eine Entfernung von 2,5 log-Stufen benötigt. Für die 2,5 log-Stufen wird eine UV-Dosis von $250 \text{ J}/\text{m}^2$ benötigt.

Für die UV-Desinfektion nach einer Behandlung mittels Ozonung im Regenwetterfall wird nach Kruse et al. (2015) eine Reduktion von 1,8 log-Stufen notwendig sein. Dies entspricht eine UV Dosis von $120 \text{ J}/\text{m}^2$. Die niedrige Ozondosierung mit $E_{DOC} = 0,4$ wird in Kruse et al. (2015) nicht betrachtet. Dadurch, dass lediglich eine berechnete Reduktion um -1 log/100 ml notwendig ist, wird von einer geringeren UV Dosis ausgegangen. Angaben zu spezifischen Stromverbräuchen für $<120 \text{ J}/\text{m}^2$ sind leider nicht bekannt. Weitere Annahmen hierzu: siehe Punkt (6).

5) Transmission

Die Änderung der Transmission durch die Behandlung des Abwassers mittels Ozonung, Pulveraktivkohle und GAK-Filter wurden aus den Pilotierungsanlagen entnommen. Zum Teil wurde statt der Transmission der SAK gemessen. Über folgende Formel wurde der SAK in Transmission ungerechnet:

$$T [\%] = 10^{\left(\frac{SAK}{100}\right)} \cdot 100 \quad (1)$$

mit: $SAK = [m^{-1}]$

In Tabelle 12.13 sind die ermittelten basierend auf den Pilotierungsergebnissen dargestellt. Bei der Ozonung wurde die Transmission direkt gemessen, so dass die Transmissionserhöhung ΔT direkt ermittelt werden konnte. Bei den Aktivkohleverfahren wurde das ΔT über die Veränderung des SAK ermittelt. Beim GAK-Filter wurde die unterschiedliche SAK-Reduktion in Abhängigkeit der Bettvolumina (BV) grafisch aufgetragen und über eine vereinfachte Interpolation mathematisch basierend auf der Langmuir-Adsorptionsisotherme abgeschätzt (Abbildung 12.8). Um eine gemittelte SAK-Reduktion zu

berechnen, wurde angenommen, dass großtechnisch ca. 11 Filtereinheiten vorhanden sind, die eine gleichmäßige Verteilung hinsichtlich des „GAK-Alters“ bzw. der Bettvolumina besitzen (Tabelle 12.14).

Tabelle 12.13: Ermittlung der Transmissionserhöhung durch die eingesetzten Verfahren

Verfahren	Dosierung	SAK [m^{-1}]	ΔT [%]
Flockungsfiltration	-	-	+5 %
Ozonung	0,4	-	+5 %
	0,7	-	+10 %
	1,0	-	+15 %
PAK Direktdosierung	10 mg/l	Zulauf: 25,8 // Ablauf: 21,4	+6 %
	35 mg/l	Zulauf: 25,8 // Ablauf: 14,5	+16 %
	50 mg/l	Zulauf: 25,8 // Ablauf: 12,9	+19 %
PAK Rezirkulation	10 mg/l	Zulauf: 24,7 // Ablauf: 12,2	+19 %
	20 mg/l	Zulauf: 24,3 // Ablauf: 11,1	+20 %
	30 mg/l	Zulauf: 25,2 // Ablauf: 11,4	+21 %
GAK Filtration	50.000 BV	Zulauf: 30,1 (T=50%) // $\Delta SAK = 23,48$	+8 %
	20.000 BV	Zulauf: 30,1 (T=50%) // $\Delta SAK = 20,77$	+12 %
	8.000 BV	Zulauf: 30,1 (T=50%) // $\Delta SAK = 16,55$	+18 %

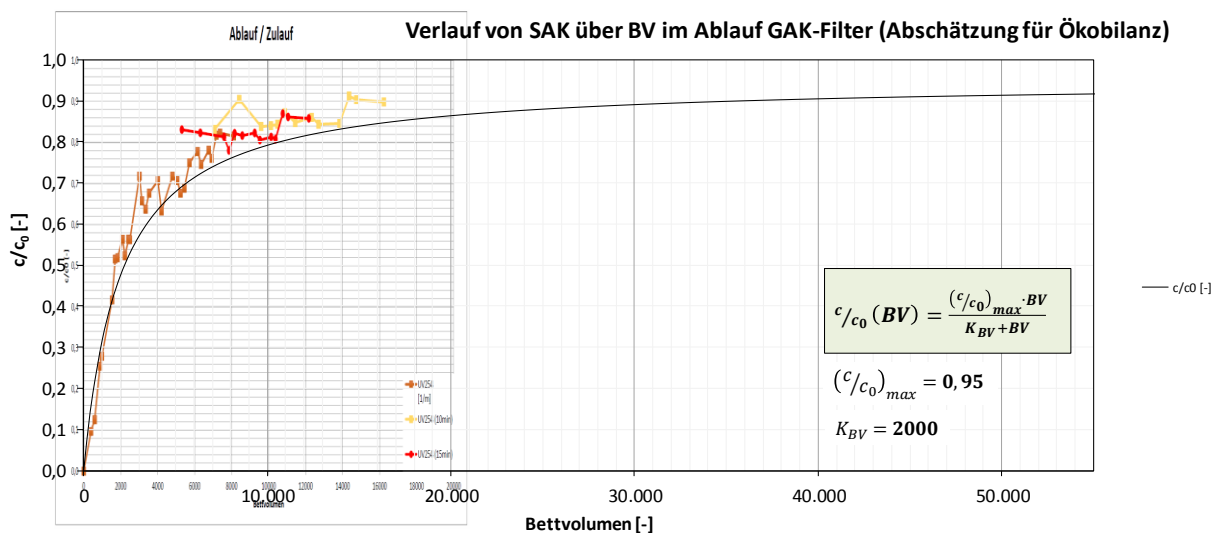


Abbildung 12.8: Abschätzung des Verlaufs der SAK-Reduktion im Ablauf der GAK-Filter über die Bettvolumina: Annahme eines ähnlichen Zusammenhangs nach der Langmuir-Adsorptionsisotherme mit den eingestellten Parametern $K_{BV} = 2000$, $(c/c_0)_{max} = 0,95$

Tabelle 12.14: Relative SAK-Reduktion der jeweiligen Filtereinheiten mit der Annahme einer Gleichverteilung bei einer maximalen Filteranzahl von n = 11

	BV (max) = 8.000		BV (max) = 20.000		BV (max) = 50.000	
	BV im Filter	SAK/SAK0	BV im Filter	SAK/SAK0	BV im Filter	SAK/SAK0
Filter 1	0	0,00	0	0,00	0	0,00
Filter 2	800	0,27	2000	0,48	5000	0,68
Filter 3	1600	0,42	4000	0,63	10000	0,79
Filter 4	2400	0,52	6000	0,71	15000	0,84
Filter 5	3200	0,58	8000	0,76	20000	0,86
Filter 6	4000	0,63	10000	0,79	25000	0,88
Filter 7	4800	0,67	12000	0,81	30000	0,89
Filter 8	5600	0,70	14000	0,83	35000	0,90
Filter 9	6400	0,72	16000	0,84	40000	0,90
Filter 10	7200	0,74	18000	0,86	45000	0,91
Filter 11	8000	0,76	20000	0,86	50000	0,91
	MITTELWERT	0,55	MITTELWERT	0,69	MITTELWERT	0,78

6) Ermittlung des spezifischen Stromverbrauchs

Basierend auf den vorliegenden obigen Annahmen ist nun der spezifische Stromverbrauch anhand der vorliegenden Ergebnisse aus Kruse et al. (2015) ermittelt worden:

- Für die Ozonung wurden während der Regenwetterereignisse mit der UV Dosis von min. 120 J/m² die entsprechenden spezifischen Stromverbräuche direkt aus Kruse et al. (2015) entsprechend der Transmission im Zulauf zur UV-Anlage entnommen.
- Für die Ozonung bei Trockenwetter mit E_{DOC} = 0,4 wurden 10 Wh/m³ angenommen. Dies entspricht dem am geringsten in Kruse et al. (2015) angegebenen spez. Strombedarf bei einer UV Dosis von 120 J/m² und einer Transmission von T = 67 %. Da die UV Dosis wahrscheinlich geringer sein kann, basiert der hier angenommene Wert eher einer konservativen Schätzung.
- Für die benötigte UV Dosis von 250 J/m², die für alle Szenarien ohne Ozonung benötigt werden, wurden alle ermittelten spezifischen Stromverbräuche über die Transmission aus Kruse et al. (2015) aufgetragen (Abbildung 12.9). Hierüber wurde interpoliert, so dass man den spez. Stromverbrauch in Abhängigkeit der hier ermittelten Transmissionen berechnen zu können (Gleichung 2):

$$E_{elek}(T) = 393,3 \cdot \exp(-0,046 \cdot T), \text{ in [Wh/m}^3\text{]}$$

(2)

mit: T in [%]

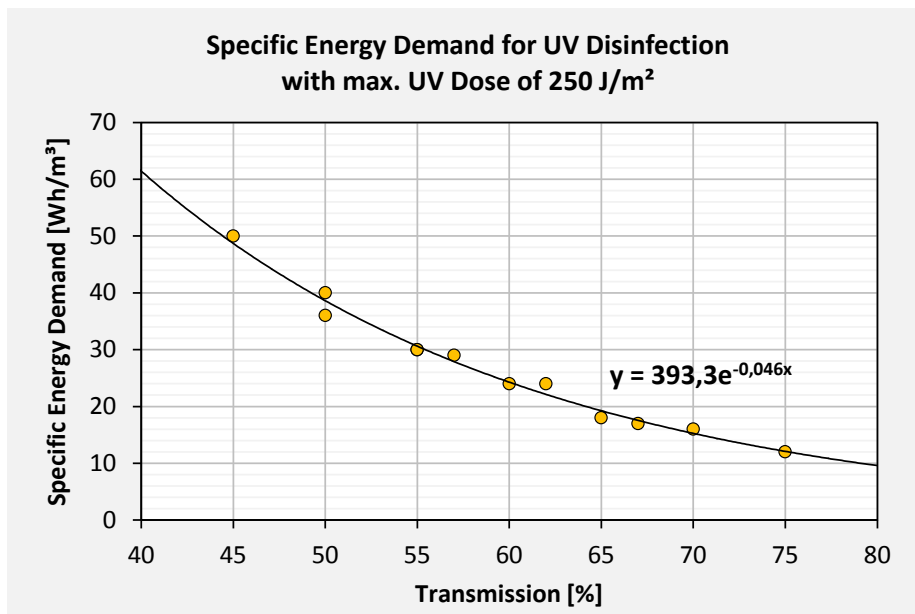


Abbildung 12.9: Interpolation des spezifischen Stromverbrauchs in Abhängigkeit der Transmission bei einer UV Dosis von 250 J/m², Werte aus Kruse et al. (2015)

12.2.4.2 Berechnung des jährlichen Stromverbrauchs

Für die Ermittlung des jährlichen Stromverbrauchs der UV Anlage wird für die Regenereignisse mit $Q > 4,5 \text{ m}^3/\text{s}$ der jährliche Durchschnitt, der über den Bypass behandelt wird, betrachtet (2,7 % Q_a über den Bypass + 10,7 % Q_a behandelt = 13,4 % Q_a) und zusätzlich die Dauer der UV Behandlung in der Badesaison (50% Q_a) berücksichtigt. Hieraus ergibt sich, dass insgesamt 6,7 % des jährlichen Volumenstroms als Regenwetterereignis berücksichtigt werden und 43,3 % des jährlichen Volumenstroms ohne Bypass um die Spurenstoffelimination (= Trockenwetter) behandelt werden (Abbildung 12.10). In Tabelle 12.15 sind die jährlichen Stromverbräuche der UV Anlage für die jeweiligen Szenarien dargestellt.

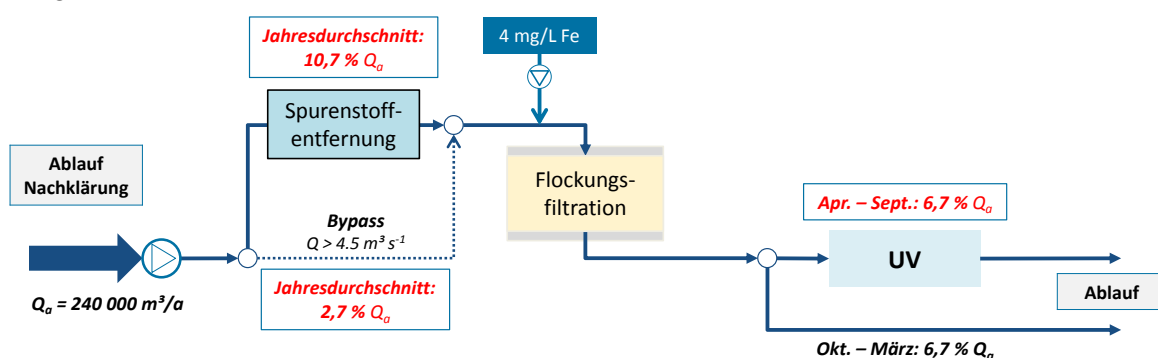


Abbildung 12.10: Abschätzung der zu behandelnden Regenwassermenge durch die UV-Bestrahlung im Jahresdurchschnitt

Tabelle 12.15. Modellierter jährlicher Stromverbrauch der UV Anlage

$Q_a = 87\,600\,000\,m^3/a$	jährlicher Stromverbrauch [MWh/a]		
	niedrig	mittel	hoch
Referenz: ZSF + UV	1 530		
1) Ozon + ZSF + UV	470	70	70
2) PAK + ZSF + UV	1 330	870	740
3) PAK Kreislauf + ZSF + UV	740	735	700
4) ZSF + GAK-Filter + UV	1 210	1 040	790
5) GAK-Schicht in ZSF + UV	1 210	1 040	790
6) Ozon + GAK-Schicht in ZSF + UV	470	70	70
7) Ozon/PAK + ZSF + UV	1 330	870	740

12.2.5 Infrastruktur

Nachfolgend sind in Tabelle 12.16 die verwendeten Basismaterialien aus der Ökobilanz-Datenbank ecoinvent v3.1 (Weidema et al. 2013) für den Bau der Verfahren aufgeführt. In Tabelle 12.17 sind die entsprechenden Entsorgungswege aufgeführt. Neben der Entsorgung von PE, PVC und Epoxydharz in einer Müllverbrennungsanlage (MVA) wird der Stahlbeton in der Aufbereitung bis zur Sortieranlage berücksichtigt. Metalle werden aufgrund der Wieder- bzw. Weiterverwendung („closed-loop-recycling“) in ihrer Aufbereitung nicht weiter betrachtet. Für die UV-Lampen werden nach Weidema et al. (2013) ein Rückbau und Recycling verwendeter Materialien berücksichtigt, siehe hierzu Hirsch et al. (2007).

In Tabelle 8.6 sind die jährlichen Bauaufwendungen je Szenario dargestellt. Die Lebenszeiten der einzelnen Komponenten sind an LAWA (2005) angelehnt mit 30 Jahren für Bauwerke, 12 Jahre für Maschinenteile und 10 Jahre für EMSR-Technik. Die UV-Lampen werden mit einer Lebensdauer von durchschnittlich 3 Jahren berücksichtigt.

Tabelle 12.16: Materialien und Transportwege für die Infrastruktur

Material	Material aus LCA-Datenbank: ecoinvent v3.1	Region	Transport [km]	
			LKW	Schiene
Beton	concrete production, for de-icing salt contact	RoW	50	-
Bewehrungsstahl	reinforcing steel production	RER	100	200
Edelstahl	steel production, chromium steel 18/8	RER	100	200
Gusseisen	cast iron production	RER	100	200
Stahl, niedrig legiert	steel production, low-alloyed, hot-rolled	RER	100	200
Kupfer	copper production, primary	RER	100	200
Mangan	manganese production	RER	100	200
Aluminium	market for aluminium, wrought alloy	GLO	100	200
Epoxydharz	epoxy resin production, liquid	RER	100	200

Material	Material aus LCA-Datenbank: ecoinvent v3.1	Region	Transport [km]	
			LKW	Schiene
PVC-U	polyvinylchloride production, ... <ul style="list-style-type: none"> ... bulk polymerisation (5%) ... emulsion polymerisation (10%) ... suspension polymerisation (85%) 	RER RER RER	100	200
HD-PE	polyethylene production, high density, granulate +extrusion production, plastic pipes	RER RER	100	200
Perlit	market for expanded perlite	GLO	100	200
Anthrazit	market for hard coal	WEU	50	-
Sand	silica sand production	DE	50	-
Aushub	excavation, hydraulic digger	RER	-	-
UV-Lampen (4 kg/Stk.)	<ul style="list-style-type: none"> 3,84 kg: flat glass production, uncoated 0,08 kg: steel production, low-alloyed, hot rolled 0,08 kg: copper production, primary 120 mg: market for mercury 	RER RER RER GLO	100	200
Transport				
LKW	transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO 5	RER	X	
Schiene	transport, freight, train	RER		X

Tabelle 12.17: Entsorgungswege der Materialien

Entsorgungsart	Entsorgung aus Datenbank: econinvent v3.1	Region	Materialien
Deponierung, inert Deponie	treatment of inert waste, inert material landfill	RoW	Perlit
Recycling, Stahlbeton	treatment of waste reinforced concrete, sorting plant	CH	Beton, Bewehrungsstahl
Entsorgung, MVA	treatment of waste polyethylene, municipal incineration	CH	HD-PE
Entsorgung, MVA	treatment of waste polyvinylchloride, municipal incineration	CH	PVC-U, Epoxydharz
Entsorgung UV-Lampen	treatment of used fluorescent lamp	GLO	UV-Lampen (4 kg/Stk)
Closed-loop recycling	-	-	Metalle und Filtermaterialien

Tabelle 12.18: Materialbedarf für die Umsetzung der Szenarien dargestellt in [Einheit/a]

	Einheit	ZSF + UV §	Ozon + ZSF + UV	PAK + ZSF + UV	PAK-Kreislauf + ZSF + UV	ZSF + GAK-Filter + UV	GAK in ZSF + UV	Ozon + GAK in ZSF + UV	Ozon / PAK + ZSF + UV
Aushub #	m³	1 250	1 620	1 260	1 980	2 420	1 250	1 620	1 530
Beton #	m³	650	780	660	990	1 550	650	780	785
Bewehrung #	t	117	133	117	163	297	117	133	133
Sand +	m³	23	23	23	23	23	23	23	23
Anthrazit +	m³	35	35	35	35	35	35	35	35
Stahl, niedrig leg.*	kg	1 200	7 000	6 000	1 200	1 200	1 200	7 000	1 200
Edelstahl *	kg	9 000	15 500	11 500	9 000	9 000	9 000	15 500	9 000
Gusseisen *	kg	1 250	1 250	1 250	1 250	1 250	1 250	1 250	1 250
Kupfer *	kg	220	285	290	220	220	220	285	220
Aluminium *	kg	-	1 810	-	-	-	-	1 810	905
PE *	kg	330	340	650	330	330	330	340	330
PVC *	kg	-	7	100	-	-	-	7	4
Epoxydharz *	kg	-	14	-	-	-	-	14	7
Perlit *	kg	-	620	-	-	-	-	620	310
Mangan *	kg	-	30	-	-	-	-	30	15
UV Lampen §	Stk.	1 119	1 119	1 119	1 119	1 119	1 119	1 119	1 119

Planungsdaten der Berliner Wasserbetriebe (BWB-AE 2014); Angaben für Aushub, Beton und Bewehrung für die Dimensionierung mit mittlerer Dosierung

§ Referenzszenario: Daten aus REMY (2013)

+ eigene Berechnungen des Filtermaterials über Dimensionierungsdaten aus BWB-AE (2014)

* Skalierung der Infrastrukturdaten aus EU FP6-Projekt NEPTUNE (Larsen et al. 2010)

12.2.6 USEtox™ Wirkungskategorien Humantoxizitäts- und Ökotoxizitätspotential

Nachfolgend sind in Tabelle 12.19 die Charakterisierungsfaktoren (CF) der Emissionen von Schwermetallen und organischen Spurenstoffen ins Gewässer (Süßwasser) für die globalen Toxizitätsmodelle zu Human- und Ökotoxizität von USEtox™ dargestellt.

Die CF für die Schwermetalle ins Gewässer sind aus der ecoinvent v3.1 Datenbank (Weidema et al. 2013) entnommen. Hierzu ist jedoch anzumerken, dass durch das komplexe Umweltverhalten und die Persistenz von Schwermetallen in der Umwelt diese postulierten CF bisher als „interim“, das heißt als vorläufig zu verwendende CF, eingestuft sind. Die Unsicherheiten dieser CF für Schwermetalle in die Umwelt sind in Pizzol et al. (2011b) für das Humantoxizitätspotential und in Pizzol et al. (2011a) für das Ökotoxizitätspotential beschrieben.

Die CF für die aufgeführten organischen Spurenstoffe sind durch Quantis im EU-FP7 Projekt DEMEAU (<http://demeau-fp7.eu/>) berechnet worden. Die Grundlage für die CF für das globale USEtox Modell sind unter anderem stoffspezifische Verteilungskoeffizienten und Öko- und Humantoxizitätswerte nach der Technischen Richtlinie zur Ableitung von Umweltqualitätsnormen (EC 2011). Die in DEMEAU ermittelten Werte für die organischen Spurenstoffe wurden bisher nicht validiert.

Tabelle 12.19: Charakterisierungsfaktoren direkter Emissionen von Schwermetallen (Weidema et al. 2013) und organischer Spurenstoffe (DEMEAU EU-FP7) ins Gewässer

Stoff	<i>ecoinvent v3.1</i>	<i>Medium</i>	ETP [CTU _e]	HTP _{carcinogenic} [CTU _h]	HTP _{non-carc.} [CTU _h]
Cadmium	<i>Cadmium, ion</i>	<i>surface water</i>	9 712,0	15,9E-07	4 266,0E-07
Chrom	<i>Chromium, ion</i>	<i>surface water</i>	1 295,0	0	0,03E-07
Kupfer	<i>Copper, ion</i>	<i>surface water</i>	55 250,0	0	8,6E-07
Quecksilber	<i>Mercury</i>	<i>surface water</i>	22 090,0	1 201,0E-07	142 100,0E-07
Blei	<i>Lead</i>	<i>surface water</i>	374,7	3,4E-07	1 198,0E-07
Nickel	<i>Nickel, ion</i>	<i>surface water</i>	14 880,0	382,7E-07	21,5E-07
Zink	<i>Zinc, ion</i>	<i>surface water</i>	38 580,0	0	12 810,0E-07
Benzotriazol	-	<i>freshwater</i>	300,9	0	8,4E-07
Bezafibrat	-	<i>freshwater</i>	1 270,9	0	182,6E-07
Carbamazepin	-	<i>freshwater</i>	762,8	0	22,2E-07
Diclofenac	-	<i>freshwater</i>	1 912,7	0	1 863,3E-07
Iopromid	-	<i>freshwater</i>	24,0	0	2,3E-07
Metoprolol	-	<i>freshwater</i>	4 489,3	0	6,3E-07
Sulfamethoxazol	-	<i>freshwater</i>	4 680,9	0	4,6E-07

Auffällig bei den CF für die Ökotoxizität ist der hohe Wert für Metoprolol (4 489 CTU_e/kg) im Vergleich zu Sulfamethoxazol (4 681 CTU_e/kg) mit einem ähnlichen CF. Vergleicht man die vorgeschlagenen Umweltqualitätsnormen (UQN) miteinander so wird aktuell für Sulfamethoxazol ein UQN-Wert von 0,6 µg/l gefordert (Nendza 2014b), der deutlich geringer ist als der vorgeschlagene UQN-Wert für Metoprolol mit 43 µg/l (Nendza 2014a). Diese Ursache

liegt in der Berücksichtigung von chronischen Ökotoxizitätstests. In der Berechnung der CF für Metoprolol im Projekt DEMEAU wird der in Triebkorn et al. (2007) ermittelte und im Vergleich zu anderen Tests sehr niedrige NOEC von 5 µg/l (Organismus: Fisch, Endpunkt: Zytopathologische Veränderung in den Kiemen; Zeitraum: 28 d) berücksichtigt, in Nendza (2014a) wird dieser Wert für die Ableitung der vorgeschlagenen UQN nicht berücksichtigt, da „[...] die Populationsrelevanz dieser Endpunkte für Fische noch nicht abschließend geklärt ist [...]“ (Nendza 2014a). Wird nun dieser NOEC von 5 µg/l im USEtox Modell nicht mit berücksichtigt, so würde sich der CF für Metoprolol auf 1 283 CTU_e/kg (= 71,4 % geringeres Ökotoxizitätspotential) verändern.

12.2.7 Wirkungsabschätzung Versauerungspotential

In der nachfolgenden Abbildung 12.11 ist das Versauerungspotential der betrachteten Szenarien dargestellt. Erläuterungen zu den Ergebnissen sind in Abschnitt 8.4.1.3 zu finden.

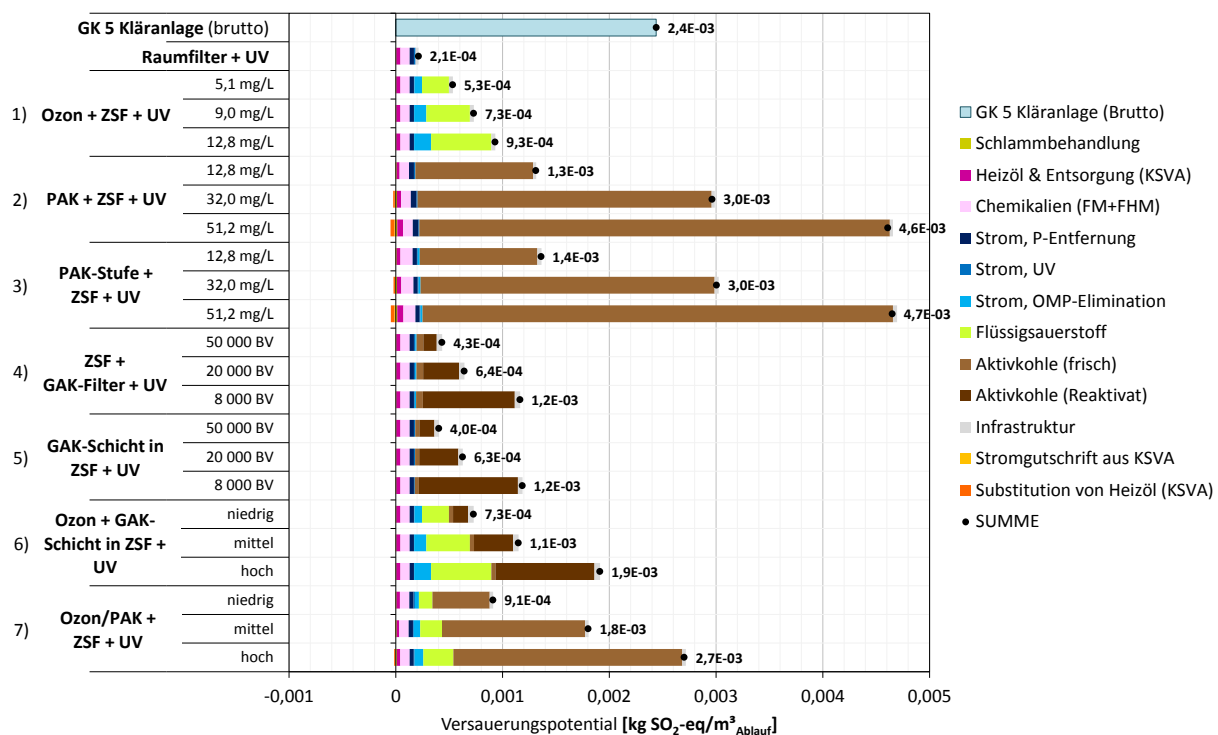


Abbildung 12.11: Zusätzliches Versauerungspotential der Szenarien

12.2.8 Sensitivitätsanalyse: Ergebnisse für den KEA

Nachfolgend sind die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse für den kumulierten Energieaufwand fossiler und nuklearer Ressourcen dargestellt. Erläuterungen zu den Ergebnissen sind in Abschnitt 8.4.4 zu finden.

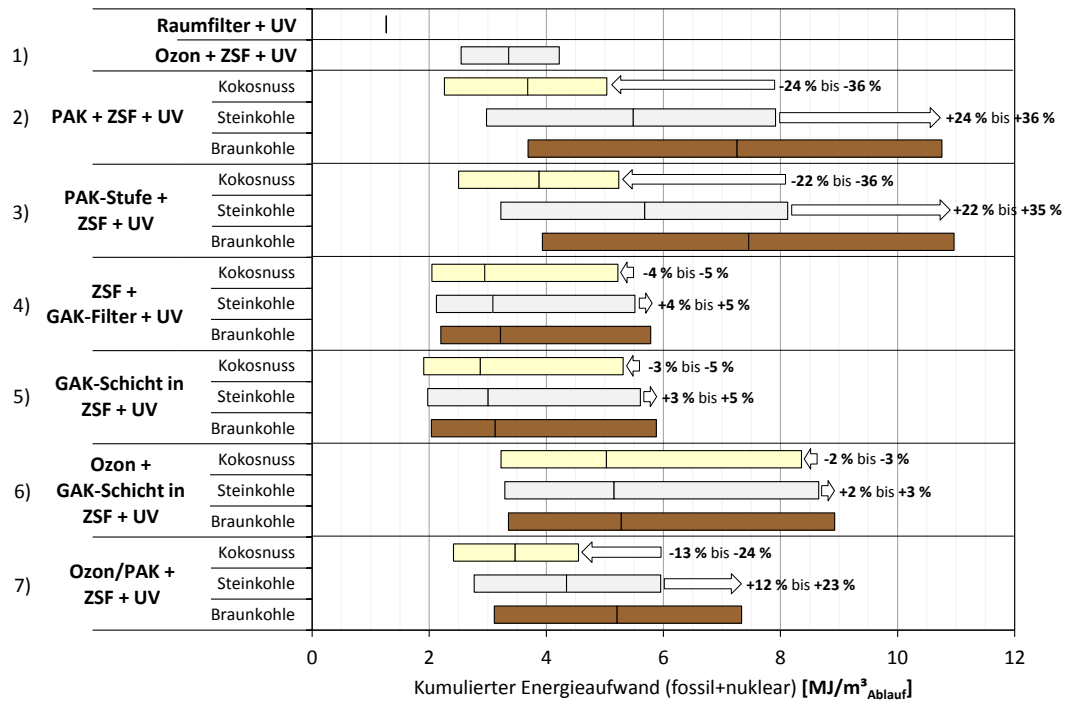


Abbildung 12.12: Kumulierter Energieaufwand (fossil & nuklear), Sensitivitätsanalyse: Variation des Rohstoffs in der Aktivkohleherstellung

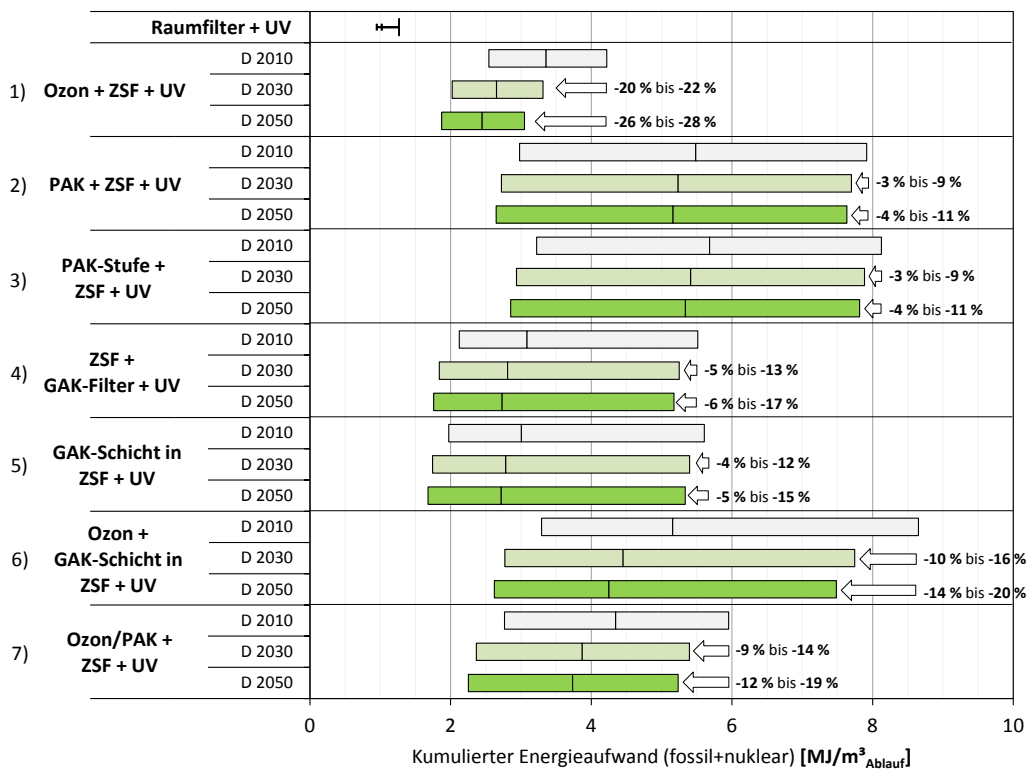


Abbildung 12.13: Kumulierter Energieaufwand (fossil & nuklear), Sensitivitätsanalyse: Änderung des deutschen Strommix 2030 und 2050

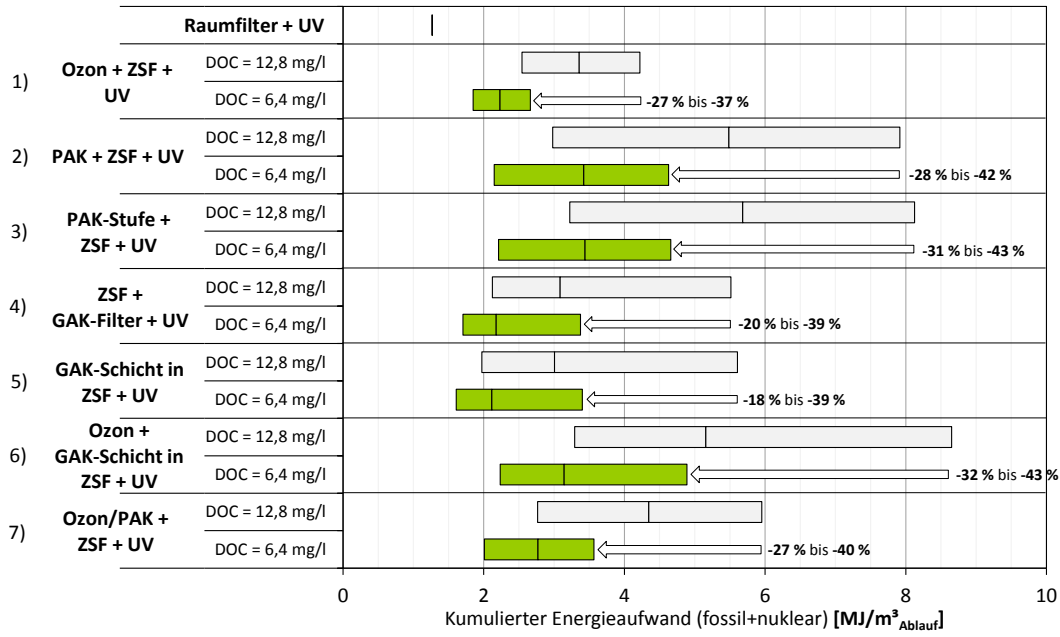
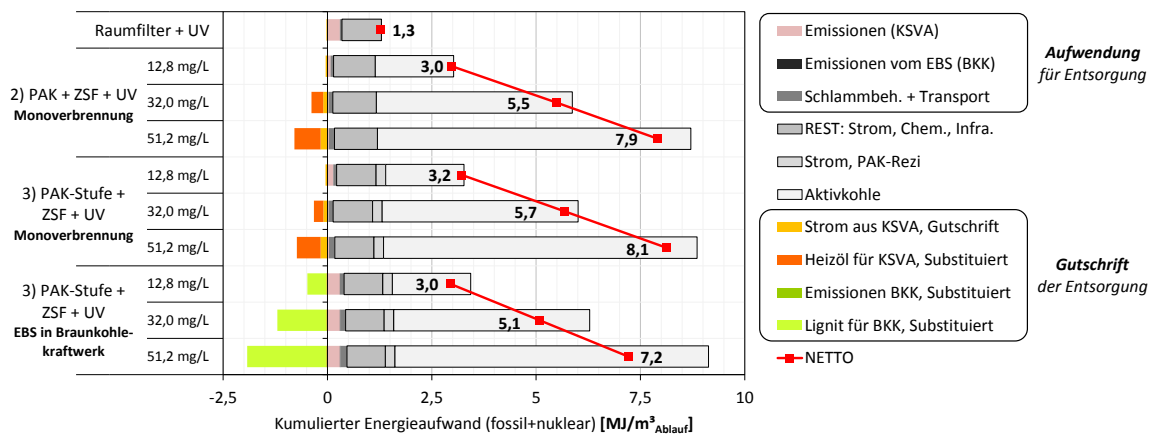


Abbildung 12.14: Kumulierter Energieaufwand (fossil & nuklear), Sensitivitätsanalyse: reduzierte DOC-Konzentration im Kläranlagenablauf



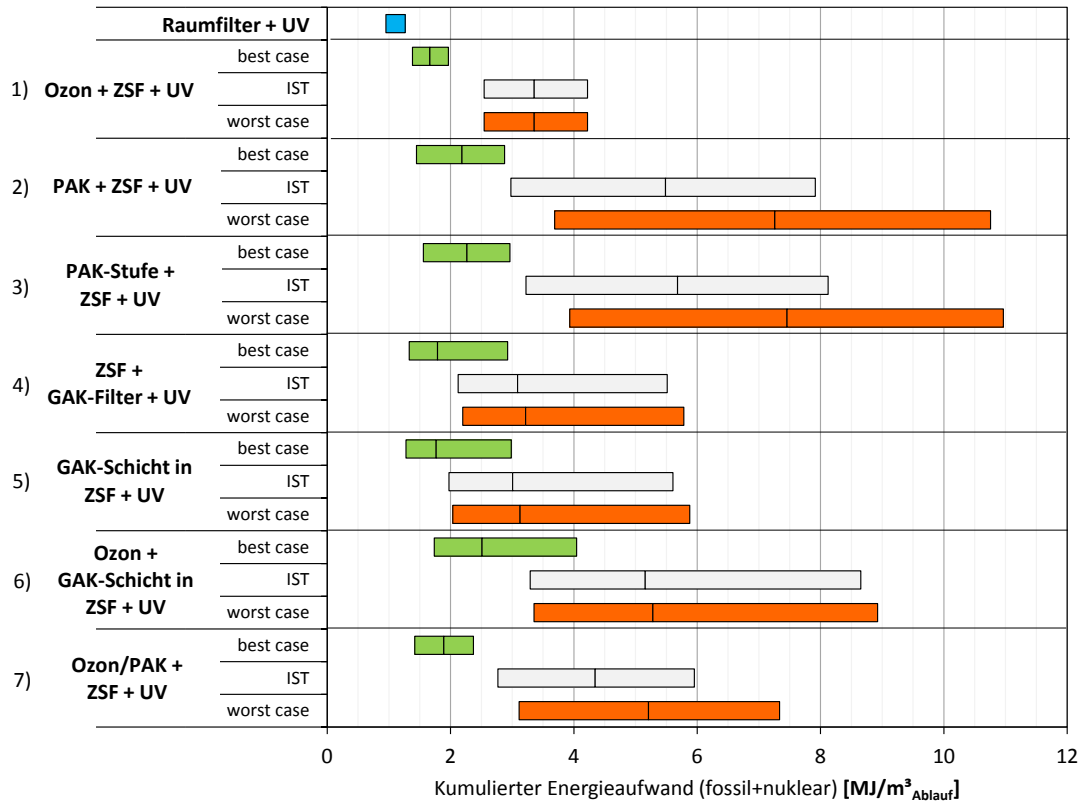


Abbildung 12.15: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse für den KEA zum „best case“ (= 6,4 mg/l DOC, Strommix D 2050, Aktivkohle aus Kokosnussschalen; grün) und zum „worst case“ (= 12,8 mg/l DOC, Strommix D 2010, Aktivkohle aus Braunkohle; orange) im Vergleich zum Istzustand („IST“, grau)

Tabelle 12.20: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse für den kumulierten Energieaufwand in [MJ/m³]

			①	②	③	④	⑤		
		IST	Aktivkohle		Strom		DOC	best	worst
			Kokosn.	BrK	D 2030	D 2050	6,4 mg/l	①+④+⑤	②
ZSF + UV		1,27	-	-	1,02	0,95	-	0,95	1,27
Ozon + ZSF + UV	n	2,54	-	-	2,02	1,87	1,85	1,38	2,54
	m	3,36	-	-	2,65	2,45	2,23	1,66	3,36
	h	4,22	-	-	3,31	3,05	2,66	1,96	4,22
PAK + ZSF + UV	n	2,98	2,26	3,69	2,72	2,65	2,15	1,45	3,69
	m	5,48	3,68	7,26	5,24	5,16	3,42	2,18	7,26
	h	7,92	5,03	10,76	7,70	7,64	4,63	2,87	10,76
PAK-Stufe + ZSF + UV	n	3,22	2,50	3,93	2,94	2,85	2,21	1,56	3,93
	m	5,68	3,88	7,46	5,41	5,34	3,44	2,27	7,46
	h	8,12	5,24	10,96	7,88	7,81	4,66	2,96	10,96
ZSF + GAK-Filter + UV	n	2,12	2,05	2,20	1,84	1,76	1,71	1,33	2,20
	m	3,09	2,95	3,22	2,81	2,73	2,18	1,79	3,22
	h	5,51	5,22	5,78	5,25	5,17	3,37	2,92	5,78
GAK in ZSF + UV	n	1,97	1,91	2,04	1,74	1,68	1,61	1,28	2,04
	m	3,01	2,87	3,13	2,78	2,72	2,12	1,77	3,13
	h	5,61	5,31	5,88	5,40	5,34	3,40	2,98	5,88
Ozon + GAK in ZSF + UV	n	3,29	3,23	3,35	2,77	2,62	2,23	1,73	3,35
	m	5,16	5,03	5,28	4,45	4,25	3,14	2,51	5,28
	h	8,65	8,36	8,92	7,75	7,48	4,89	4,05	8,92
Ozon/PAK + ZSF + UV	n	2,77	2,42	3,11	2,37	2,25	2,01	1,42	3,11
	m	4,35	3,47	5,21	3,87	3,74	2,77	1,89	5,21
	h	5,95	4,55	7,33	5,40	5,23	3,57	2,37	7,33

n = niedrige Dosierung

m = mittlere Dosierung

h = hohe Dosierung

Kokosn. = Aktivkohle auf Basis von Kokosnussschalen

BrK = Aktivkohle auf Basis von Braunkohle

Universitätsverlag der TU Berlin

Gefördert von:



EUROPÄISCHE UNION
Europäischer Fonds für
regionale Entwicklung
Investition in Ihre Zukunft



Partner:



Integration der Spurenstoffentfernung in Technologieansätze der 4. Reinigungsstufe bei Klärwerken

Der vorliegende Abschlussbericht fasst die Ergebnisse des Forschungsvorhabens IST4R (Integration der Spurenstoffentfernung in Technologieansätze der 4. Reinigungsstufe) zusammen. Es wurden verschiedene Verfahrenskombination mit Aktivkohle und Ozonung zur Entfernung von anthropogenen Spurenstoffen als weitergehende Abwasserreinigung untersucht. Dabei stand insbesondere die Integration dieser Verfahren in die Flockungsfiltration zur weitestgehenden Entfernung von Phosphor und abfiltrierbaren Stoffen im Fokus. Die mittels Pilotversuchen gewonnenen Ergebnisse verdeutlichen, dass sowohl Ozonung als auch Aktivkohle sinnvoll mit der Flockungsfiltration kombiniert werden können. Alle untersuchten Verfahrensvarianten sind geeignet, Spurenstoffeinträge durch kommunale Kläranlagen signifikant zu verringern und gleichzeitig die Zielwerte für die suspendierten Stoffe und Gesamtphosphor sicher einzuhalten. Die Entfernung der einzelnen Spurenstoffe ist stoffspezifisch und außerdem abhängig von der Konzentration des im Wasser gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) und der Dosis von Aktivkohle bzw. Ozon. Der spezifische Absorptionskoeffizient bei 254 nm (SAK_{254}) ist eine geeignete Größe zur Regelung und Überwachung der Spurenstoffentfernung und sowohl für die Ozonung als auch die Adsorption an Aktivkohle aussagekräftig. Die Pilotuntersuchungen wurden darüber hinaus durch ein toxikologisches Monitoring begleitet, bei dem unterschiedliche, etablierte Untersuchungsmethoden eingesetzt, aber keine Hinweise auf humantoxikologische bzw. ökotoxikologische Risiken aufgezeigt wurden, auch nicht durch Oxidationsprodukte der Ozonung. Neben den verfahrenstechnischen Untersuchungen wurden für die Verfahrensvarianten Kostenschätzungen und Ökobilanzen erstellt. Sowohl die Gesamtkosten als auch die Umweltwirkungen einer weitergehenden Phosphorentfernung mit Flockungsfiltrern erhöhen sich deutlich, wenn mittels Ozon oder Aktivkohle zusätzlich auch Spurenstoffe entfernt werden sollen.

ISBN 978-3-7983-2806-8 (online)



ISBN 978-3-7983-2806-8



<http://verlag.tu-berlin.de>