

# FilterAK+

Technische Erprobung des Aktivkohleeinsatzes  
zur Elimination von Spurenstoffen  
in Verbindung mit vorhandenen Filteranlagen



Abschlussbericht  
zum Forschungsvorhaben

Oktober 2015



**WUPPERVERBAND**  
für Wasser, Mensch und Umwelt

WiW<sub>mbh</sub> 

Hydro  Ingenieure



# Abschlussbericht

zum Forschungsvorhaben

## Technische Erprobung des Aktivkohleeinsatzes zur Elimination von Spurenstoffen in Verbindung mit vorhandenen Filteranlagen

# FilterAK+

**AZ:** 54.7.10.06-5271/12

**gerichtet an das**

Ministerium für Klimaschutz, Umwelt,  
Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz  
des Landes Nordrhein-Westfalen



**Zitiervorschlag:**

BORNEMANN, C.; ALT, K.; BÖHM, F.; HACHENBERG, M.; KOLISCH, G.; NAHRSTEDT, A.;  
TAUDIEN, Y. (2015): Technische Erprobung des Aktivkohleeinsatzes zur Elimination von  
Spurenstoffen in Verbindung mit vorhandenen Filteranlagen "Filter AK+", Abschlussbericht, gerichtet  
an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des  
Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV)

Wuppertal, den

Projektleiterin:

Dipl.-Biol. C. Bornemann  
Gruppenleiterin für Technische Innovation und  
Energie des Wupperverbandes

## Projektbearbeitung

Projektleitung		Bearbeiterinnen
 <p><b>WUPPERVERBAND</b> für Wasser, Mensch und Umwelt</p>	<p>Wupperverband Untere Lichtenplatzer Str. 100 42289 Wuppertal</p> <p>Tel.: 0202 583-0 Fax: 0202 583-317 E-mail: <a href="mailto:info@wupperverband.de">info@wupperverband.de</a> <a href="http://www.wupperverband.de">www.wupperverband.de</a></p>	<p>Dipl.-Biol. C. Bornemann, Dipl. Ing. (FH) M. Hachenberg</p>
Partner		Bearbeiter
	<p>Hydro-Ingenieure Planungsgesellschaft für Siedlungswasserwirtschaft mbH</p> <p>Stockkampstr. 10 40477 Düsseldorf</p> <p>Tel.: 0211 44 991 0 Fax: 0211 44 991 1055 E-Mail: <a href="mailto:klaus.alt@hydro-ingenieure.de">klaus.alt@hydro-ingenieure.de</a> <a href="http://www.hydro-ingenieure.de">www.hydro-ingenieure.de</a></p>	<p>Dipl.-Ing. K. Alt Dipl.-Ing. F. Böhm</p>
	<p>IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasser Beratungs- und Entwick-lungsgesellschaft mbH</p> <p>Moritzstr.26 45476 Mülheim an der Ruhr</p> <p>Tel.: 0208 40303 0 Fax: 0208 40303 80 Email: <a href="mailto:info@iww-online.de">info@iww-online.de</a> <a href="http://www.iww-online.de">www.iww-online.de</a></p>	<p>Dr.-Ing. A. Nahrstedt</p>
	<p>Wupperverbandsgesellschaft für integrale Wasserwirtschaft mbH</p> <p>Untere Lichtenplatzer Str. 100 42289 Wuppertal</p> <p>Tel.: 0202 583-292 Fax: 0202 583-317 Email: <a href="mailto:kol@wupperverband.de">kol@wupperverband.de</a> <a href="http://www.wiwmbh.de">www.wiwmbh.de</a></p>	<p>Dr.-Ing. G. Kolisch Dipl.-Ing. Y. Taudien</p>

# Inhaltsverzeichnis

<b>Projektbearbeitung</b> .....	<b>1</b>
<b>Inhaltsverzeichnis</b> .....	<b>1</b>
<b>Verzeichnis der Abkürzungen</b> .....	<b>3</b>
<b>1 Projektübersicht</b> .....	<b>2</b>
1.1 Hintergrund und Aufgabenstellung.....	2
1.2 Untersuchte Verfahrensansätze.....	3
1.3 Untersuchte Spurenstoffe .....	4
<b>2 Aktivkohle zur Spurenstoffelimination</b> .....	<b>5</b>
2.1 Allgemeines .....	5
2.2 Verfahren mit Pulverkohle (PAK) .....	6
2.3 Filtration über Kornkohle (GAK).....	9
<b>3 Planung, Bau und Inbetriebnahme</b> .....	<b>12</b>
3.1 Standort Wuppertal Buchenhofen .....	12
3.2 Aktivkohleauswahl .....	13
3.2.1 Kriterien und Vorgehen bei der Kohleauswahl .....	13
3.2.2 Auswahl auf Basis von Isothermen für den Parameter CSB.....	17
3.2.3 Adsorberverhalten auf der Basis von Isothermen für Spurenstoffe.....	20
3.3 GAK- und nGAK-Filter .....	28
3.3.1 GAK-Filterschüttung im Vergleich zum konventionellen Aufbau .....	28
3.3.2 Betrieblicher Aufwand des Materialwechsels .....	30
3.3.3 Beschickung des nachgeschalteten GAK-Filters.....	31
3.3.4 Anpassung des Spülprogramms .....	33
3.4 PAK-Zugabe in den Flockungsraum der Filtration.....	39
3.4.1 Technische Umrüstung zur PAK-Dosierung.....	39
3.5 Probenahme und Analytik.....	41
3.5.1 Mess- und Probenahmestellen.....	41
3.5.2 Messprogramm.....	42
3.5.3 Datenbasis für die Auswertungen .....	44
<b>4 Ergebnisse des Versuchsbetriebs</b> .....	<b>45</b>
4.1 Untersuchungen zum Filterbetrieb .....	45
4.1.1 Hydraulik und behandelte Wassermenge.....	46
4.1.2 Eingesetzte GAK im Vergleich zur PAK-Konzentration .....	51
4.1.3 Feststoffbelastung und AFS-Beladung der Filter .....	52
4.1.4 Druckverlust und Filterlaufzeiten .....	54
4.1.5 Feststoffrückhalt im Filterbett .....	55
4.1.6 Kontrolle der eingestellten PAK-Dosierung .....	58
4.1.7 Optimierung der PAK-Dosierung.....	60
4.2 Elimination von Standardabwasserparametern.....	64
4.2.1 Zulaufkonzentrationen zur Filtration .....	65
4.2.2 Elimination der Standardabwasserparameter in den Filtern .....	66
4.2.3 CSB-Beladung der Aktivkohle.....	68
4.2.4 Erreichte Ablaufkonzentrationen .....	71
4.3 Elimination von Spurenstoffen .....	72

---

4.3.1	Konzentration der Spurenstoffe im Zulauf zur Filtration.....	73
4.3.2	Elimination der Spurenstoffe in den Filtern.....	74
4.3.3	Beladung der Aktivkohle mit Spurenstoffen.....	78
4.3.4	Erreichbare Ablaufkonzentrationen .....	79
4.3.5	Elimination in Bezug auf den Zulauf der Kläranlage .....	80
4.3.6	Ausgleichsfunktion als Mittelwert der Elimination für die GAK-Filter.....	83
4.3.7	Parallelschaltung mehrerer GAK-Filter.....	87
4.3.8	Zusätzliche Entnahme von Spurenstoffen durch rückgeführte PAK .....	89
4.4	Analyse von GAK-Proben aus dem laufenden Betrieb.....	93
4.4.1	Probenahme aus dem GAK-Filterbett .....	93
4.4.2	Exemplarische Siebanalysen des nGAK-Filters .....	94
4.4.3	Thermische GAK-Analysen und Test-Reaktivierung .....	95
4.4.4	Neigung der Aktivkohle zur Ausbildung von Biofilmen.....	98
<b>5</b>	<b>Auslegungsszenarien und Ergebniszusammenfassung .....</b>	<b>100</b>
5.1	Auslegungsszenarien der Reinigungsleistung.....	100
5.2	Ergebniszusammenfassung je Verfahrensvariante .....	102
5.3	Grundvariante für den Vergleich.....	104
<b>6</b>	<b>Wirtschaftlichkeit am Beispiel der KA Buchenhofen.....</b>	<b>106</b>
6.1	Randbedingungen .....	106
6.1.1	Ausbaukonzepte .....	106
6.1.2	Kostenansätze .....	108
6.2	Kostenbetrachtung.....	109
6.2.1	Kosten PAK-Zugabe .....	109
6.2.2	Kosten GAK-Filtration .....	110
6.2.3	Kosten nachgeschaltete nGAK-Filtration.....	111
6.2.4	Kostenvergleich .....	112
6.3	Kostenanalyse .....	114
6.3.1	Sensitivitätsanalyse Energiekosten.....	114
6.3.2	Sensitivitätsanalyse Aktivkohlekosten .....	115
6.3.3	Sensitivitätsanalyse Eliminationsleistung und Kohleverbrauch.....	116
6.3.4	Auswirkungen aufgrund der Anlagengröße .....	117
6.3.5	Zusammenfassung und Kostenvergleich .....	119
<b>7</b>	<b>Übertragbarkeit und Planungshinweise .....</b>	<b>120</b>
7.1	Planungshinweise zur technischen Umsetzung .....	120
7.2	Übertragbarkeit auf andere Anlagen in NRW .....	122
7.3	Planungshinweise zur Aktivkohle-Auswahl .....	123
<b>8</b>	<b>Zusammenfassung und Gesamtbetrachtung.....</b>	<b>124</b>
	<b>Literaturverzeichnis .....</b>	<b>126</b>
	<b>Abbildungsverzeichnis .....</b>	<b>130</b>
	<b>Tabellenverzeichnis .....</b>	<b>134</b>
	<b>Anhang.....</b>	<b>136</b>

## Verzeichnis der Abkürzungen

Abkürzung	Erläuterung	Einheit
AFS	Abfiltrierbare Stoffe (entspricht TSS = engl.: total suspended solids)	[mg/l]
AK	Aktivkohle	
BB	Belebungsbecken	
BET	Adsorptionsisotherme nach Brunauer, Emmett und Teller	
BTA	Benzotriazol (Korrosionsschutzmittel)	[µg/l]
Bh / Bd	Stündliche Schmutzfracht / tägliche Schmutzfracht (engl.	[h]
BV	(engl. Bed volumes) = durchgesetzte Bettvolumina	
c	Konzentration	
CBZ	Carbamazepin (Antiepileptikum)	[µg/l]
CSB <sub>hom/filt./el.</sub>	Chemischer Sauerstoffbedarf homogenisiert/filtriert/eliminiert	[mg/l]
d <sub>k</sub>	Korndurchmesser	[mm]
d <sub>p</sub>	Partikeldurchmesser	[µm]
DCF	Diclofenac (Nichtopioid- Analgetikum / Nichtsteroidales Antirheumatikum)	[µg/l]
DOC	(engl.: dissolved organic carbon); Gelöster organischer Kohlenstoff	[mg/l]
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.	
EBCT	(engl.: Empty Bed Contact Time) = Leerrohrkontaktzeit	
EDTA	Ethylendiamintetraessigsäure (Komplexbildner)	[µg/l]
Fe	Eisen	
FF	Flockungsfilter/Flockungsfiltration	
FM	Fällmittel	[mg/l]
FNU	(engl.: formazine nephelometric units); in ISO 7027 vorgeschriebene Einheit für die Messung der Trübung unter 90°-Streulicht	[FNU]
FHM	Flockungshilfsmittel	[mg/l]
GAK	Granulierte Aktivkohle	[mg/l]
nGAK	Nachgeschaltete granulierte Aktivkohle	
ISV	(engl.: index of sludge volume); Schlammvolumenindex	
K	Freundlich-Koeffizient	
KA	Kläranlage	

k.A.	keine Angaben	
LC-MS	(engl.: liquid chromatography-mass spectrometry); Flüssigchromatographie-Massenspektrometrie	
LOQ	(engl.: limit of quantification); Bestimmungsgrenze	[µg/l]
MET	Metoprolol (Betablocker)	[µg/l]
Methyl-BTA	Methylierte Benzotriazolverbindungen	
MID	Magnetisch induktives Durchflussmessgerät	
MP	Mischprobe	
n	Freundlich-Exponent	
NK / NKB	Nachklärung / Nachklärbecken	
n.v.	nicht verfügbar	
N4-SMX	N4-Acetyl-Sulfamethoxazol (Hauptmetabolit von Sulfamethoxazol)	[µg/l]
PAK	Pulverisierte Aktivkohle	[mg/l]
PAK_1 PAK #1	PAK vom Typ Hydrffin ARP	
PAK_2 PAK #2	PAK vom Typ Carbopal AP	
PFOS	Perfluorooctansulfonsäure	
PFOA	Perfluorooctansäure	
P <sub>ges</sub>	Gesamter Phosphor	[mg/l]
PLS	Prozessleitsystem	
Δp <sub>v</sub>	Druckverlust	[mbar]
qSp	Qualifizierte Stichprobe	
RW	Regenwetter	
SAK	Spektraler Absorptionskoeffizient	[1/m]
SMX	Sulfamethoxazol (Antibiotikum)	[µg/l]
T CPP	Tris(2-chlorisopropyl)phosphat (Phosphororganische Verbindungen)	[µg/l]
t <sub>k</sub>	Kontaktzeit	
TN <sub>b</sub>	(engl. Total Nitrogen bound); Gesamter gebundener Stickstoff	[mg/l]
TOC	(engl.: total organic carbon); Gesamter organischer Kohlenstoff	[mg/l]
TW	Trockenwetter	

# 1 Projektübersicht

## 1.1 Hintergrund und Aufgabenstellung

In dem Forschungsvorhaben zur Elimination von Spurenstoffen „MIKROFlock“ wurden eine Dosierung von pulverisierter Aktivkohle (PAK) mit einem Korndurchmesser kleiner 0,045 mm in den Überstau einer Filterkammer auf der Kläranlage Buchenhofen sowie der Einsatz von granulierter Aktivkohle (GAK) mit einem Korndurchmesser zwischen 0,5 und 5,0 mm auf der Kläranlage Düren untersucht (Bornemann et al., 2012). Da es sich um zwei Kläranlagen mit sehr unterschiedlichen Abwasserzusammensetzungen handelt, war ein direkter Vergleich der beiden Verfahren jedoch nicht möglich.

Ein Nachteil dieser beiden Verfahrensansätze besteht darin, dass die Aufgabe der Partikelseparation mit der Elimination von gelösten Spurenstoffen überlagert wird. Während bei einer PAK-Dosierung in den Überstau die dosierte Aktivkohle eine zusätzliche Partikelbelastung des Filters bedeutet, reduziert bei einer GAK-Filtration die Partikelbelastung im Zulauf die Standzeit des Filterbettes. Es erscheint daher sinnvoll, die Verfahrensschritte der Partikelseparation und der Mikroschadstoff-Elimination voneinander zu trennen und in separaten Stufen zu optimieren.

In dem vom Land Nordrhein-Westfalen öffentlich geförderten Forschungsprojekt Filter AK+, das der Wupperverband zusammen mit der Hydro-Ingenieure GmbH, dem IWW-Mülheim und der WiW mbH durchgeführt hat, werden die vorstehenden Fragestellungen aufgegriffen und detailliert untersucht. Im direkten Vergleich werden hierzu in drei technischen Versuchsstellungen auf der Kläranlage Buchenhofen sowohl die PAK-Dosierung in den Filterüberstau und die direkte GAK-Filtration als auch eine zweistufige nachgeschaltete GAK-Filtration über einen Zeitraum von insgesamt 1,5 Jahren betrieben.

Die wesentlichen Zielstellungen des Vorhabens sind wie folgt:

- Der Nachweis eines stabilen Betriebs der Anlagen unter realen Bedingungen
- Die Bewertung der Mikroschadstoffelimination im Langzeitversuch
- Die Ableitung wirtschaftlicher Kennzahlen zum PAK-/GAK-Einsatz
- Die Übertragbarkeit auf andere Kläranlagen in Nordrhein-Westfalen

## 1.2 Untersuchte Verfahrensansätze

Auf der Kläranlage Wuppertal-Buchenhofen wurden erstmalig drei verschiedene Verfahrensansätze (Bild 1.1) parallel im großtechnischen Maßstab betrieben und hinsichtlich der erreichbaren Spurenstoffelimination sowie der verfahrenstechnischen Umsetzbarkeit untersucht. Hierbei handelte es sich um:

- eine PAK-Dosierung direkt in den Überstau einer Filterkammer,
- eine einstufige GAK-Filtration
- eine nachgeschaltete separate GAK-Filtration (nGAK)

Der entscheidende Vorteil dieses Vorgehens war, dass die Versuche mit einer identischen Abwassermatrix unter dynamischer Beschickung der Filter durchgeführt wurden. So ließen sich die erreichte Spurenstoffelimination, die Filterstandzeiten, der Kohleverbrauch, der betriebliche Aufwand sowie die Kosten der Ansätze abschließend objektiv vergleichen. In diesem Versuchsprojekt kamen zudem Kohlen des gleichen Ausgangsmaterials sowohl als PAK als auch als GAK zum Einsatz. Im der zweiten Versuchshälfte wurde für weitere Vergleiche noch ein weiteres Pulveraktivkohle-Produkt eingesetzt.

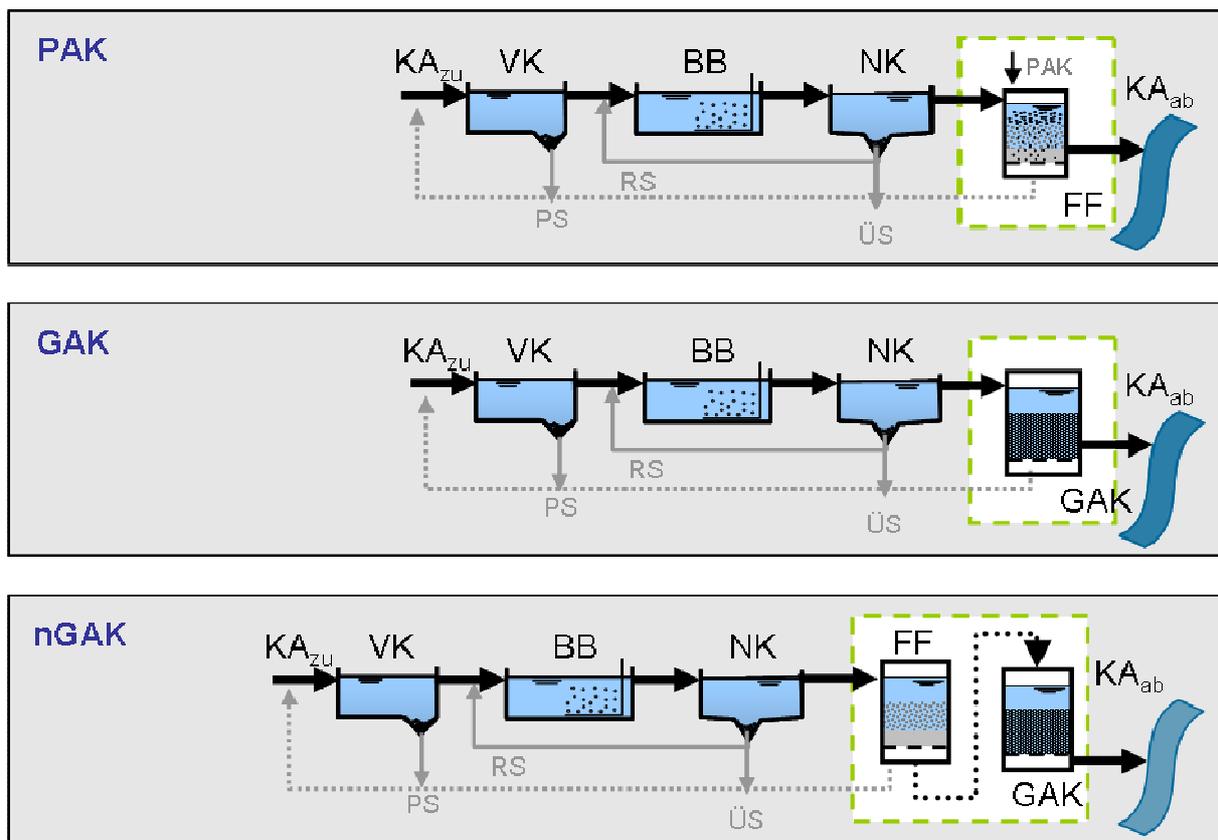


Bild 1.1: Prinzipskizze der drei untersuchten Verfahren

Obwohl es sich jeweils um eine Aktivkohleadsorption handelt, unterscheiden sich die Varianten technisch. Im Falle der PAK-Dosierung wird die pulverförmige Aktivkohle in den zu behandelnden Abwasserstrom dosiert, gleichmäßig verteilt, nach erfolgter Adsorption mittels Phasenseparation aus der wässrigen Phase entfernt und anschließend verbrannt. Die GAK wird dagegen als adsorptiv wirkendes Filtermaterial in den Filterbecken eingesetzt. Nach Beladung der GAK mit den Schadstoffen wird diese ausgebaut und kann thermisch reaktiviert werden, um anschließend erneut als Filtermaterial eingesetzt zu werden.

### 1.3 Untersuchte Spurenstoffe

Die Auswahl der innerhalb des Projektes zu analysierenden Spurenstoffe, erfolgte in Abstimmung mit dem LANUV NRW und dem Fördermittelgeber und orientierte sich an der im Förderschwerpunkt „Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen“ festgelegten Stoffliste. Dazu zählen pharmazeutische Wirkstoffe wie Diclofenac, Carbamazepin, Sulfamethoxazol oder Metoprolol.

Einige Stoffe wie z.B. Amidotrizoesäure, Bisphenol A, EDTA, Perfluoroctansulfonsäure (PFOS) und Perfluoroctansäure (PFOA) wurden wegen einer Zulauf-Konzentration unter der Nachweisgrenze oder einer aufgrund der speziellen Stoffeigenschaften nachweislich kaum vorhandenen Adsorption nicht weiter untersucht. Die ausgewählten Substanzen sind in Tabelle 1.1 aufgeführt.

Ergänzend zu der Analytik der Spurenstoffe wurde ein analytisches Begleitprogramm durchgeführt, um die Eliminationsleistung in Bezug auf weitere Abwasserparameter wie CSB, TOC und DOC zu ermitteln.

**Tabelle 1.1: Leitsubstanzen für die Spurenstoffanalytik**

Gruppe		Leitsubstanz	Abkürzung
Pharmaka	Antiepileptika	Carbamazepin	CBZ
	Nichtopioid-Analgetika	Diclofenac	DCF
	Betablocker	Metoprolol	MET
	Antibiotika	Sulfamethoxazol (und N4-Acetyl-Sulfamethoxazol) Ciprofloxacin Erythromycin Clarithromycin	SMX (N4 SMX)
Korrosionsschutzmittel		Benzotriazol 4-Methyl-Benzotriazol und 5-Methyl-Benzotriazol	BTA Methyl-BTA
Endokrin wirksame Chemikalien (EDCs)		Bisphenol-A	BPA
Phosphororganische Verbindungen		Tris(2-chlorisopropyl)-phosphat	TCPP

## 2 Aktivkohle zur Spurenstoffelimination

### 2.1 Allgemeines

Seit Mitte der zwanziger Jahre wird in der Wasseraufbereitung größtenteils Aktivkohle als Adsorptionsmittel eingesetzt, um gelöste organische Stoffe zu entfernen. Die adsorptive Eliminierung von Störstoffen funktioniert dabei umso besser, je unpolarer diese sind. Das liegt einerseits daran, dass die Aktivkohleoberfläche unpolare Eigenschaften besitzt und andererseits daran, dass Wasser ein stark polares Lösungsmittel ist. Organische Stoffe mit unpolarem Charakter haben deshalb das Bestreben, sich aus dem polaren Lösungsmittel Wasser heraus an der unpolaren Aktivkohleoberfläche anzureichern.

Im Bereich der Wassertechnik ist Aktivkohle etabliert bei der Trinkwasseraufbereitung, bei der Brauch- und Reinstwasseraufbereitung und bei der Aufbereitung von Schwimmbeckenwasser. Folgende Ziele werden dabei verfolgt:

- Entfernung von Geruchs-, Geschmacks- und Farbstoffen
- Entfernung natürlicher organischer Wasserinhaltsstoffe
- Entfernung organischer Stör- und Spurenstoffe (Chlorverbindungen, Pestizide und deren Metabolite, Pharmaka, Industriechemikalien)
- Zersetzung von Chlor, Ozon und Chloraminen (chemische und katalytische Wirkung)
- Trägermaterial für Mikroorganismen bei biologischen Abbauprozessen.

Aktivkohle ist zudem etabliert bei der Reinigung von Industrieabwasser (Kokereiabwasser, Galvanikabwasser, stark lösungsmittelhaltige Abwässer) und hält aktuell im Rahmen mehrere F&E-Vorhaben (in Deutschland, der Schweiz, den Niederlande und Australien) mehr und mehr Einzug in die weitergehende kommunale Abwasserreinigung als sog. 4. Reinigungsstufe.

Bei Auswahl des Verfahrens für die 4. Reinigungsstufe findet i. d. R. im Zuge einer Machbarkeitsstudie eine Analyse des Anlagenbestandes und eine Suche nach Optionen für die Integration oder Adaption von verfügbaren effektiven Technologien statt, um die entstehenden Kosten zu minimieren. Eine ganze Reihe von Kläranlagen, vor allem in NRW, verfügen über Filtrationsstufen, um per Flockungsfiltration Phosphat zu fällen und die Konzentration an AFS zu verringern.

Derartige Filtrationsstufen bieten mit ihrer üblicherweise hohen Anzahl an Filterkammern vor allem dann eine Option zur Umnutzung mehrerer Kammern als Adsorber (mit pulverförmiger oder granulierter Aktivkohle), wenn die Zahl der aktuell angeschlossenen Einwohnerwerte deutlich geringer ist als die Ausbaugröße und weiter abnimmt.

Während weltweit etwa 90 % aller Werke zur Trinkwasseraufbereitung, die Aktivkohle verwenden, diese als Pulver einsetzen, wird in Deutschland fast ausschließlich Kornkohle in Festbettfiltern eingesetzt. Bei Pulverkohle liegen die Partikeldurchmesser in der Regel zwischen 10 – und 80 µm (bei Verfahrenskombinationen mit Membranprozessen und deren gute Partikelabscheidung auch bis 1 µm oder noch feiner), granulierten Aktivkohlen haben dagegen einen Korndurchmesser mit einem Spektrum von etwa 0,6 - 3,0 mm.

Bei der weitergehenden Abwasserreinigung zeigt sich im Zuge der aktuellen F&E-Vorhaben, aber auch bei den ersten Anlagen im Routinebetrieb, noch kein klarer Trend weg oder hin zu pulverförmiger oder granulierter Aktivkohle.

## 2.2 Verfahren mit Pulverkohle (PAK)

### Verfahrensbeschreibung

Die Pulveraktivkohle (PAK) wird dem (Ab-)Wasser zugemischt und muss nach einer ausreichenden Kontaktzeit wieder abgetrennt werden. Für die technische Einbindung in eine Kläranlage stehen verschiedene Varianten zur Verfügung, die sich vorrangig darin unterscheiden, an welcher Stelle die PAK dosiert wird und wie die beladene Aktivkohle anschließend wieder abgetrennt wird.

Die PAK kann in das Belebungsbecken oder in den Ablauf der Nachklärung zugegeben werden. Die Abtrennung der PAK kann über Sedimentation bzw. Filtrationsstufen oder eine Membranfiltration erfolgen. Als Lösungsvarianten wurden bisher folgende Verfahren untersucht:

- Dosierung der PAK in einen nachgeschalteten Kontaktreaktor mit anschließender Abtrennung und Rückführung in den Kontaktreaktor, sowie anschließender Filtration
- Dosierung der PAK in den Überstand (Flockungsraum) eines Raumfilters
- Dosierung der PAK in die Belebungsstufe und Abscheidung in der Nachklärung

Bei allen Verfahren sind ein PAK-Lagersilo und eine Dosiereinrichtung erforderlich. Für die Dosierung stehen verschiedene Technologien zur Verfügung. Empfohlen wird eine gravimetrische Dosierung, bei der die PAK abgewogen, mittels Schneckendosierer einem Wasserstrahl zugeführt und anschließend als Suspension ins Abwasser dosiert wird (Firk und Barjenbruch, 2014).

**Variante Kontaktbecken:** Die Dosierung der PAK erfolgt hierbei in ein separates Adsorptionsbecken, wo sie mit dem Abwasser in Kontakt gebracht und anschließend über eine Sedimentation/Filtration wieder abgetrennt wird. Die PAK wird im Kreis geführt, so dass die Kontaktzeit von der hydraulischen Aufenthaltszeit getrennt ist. Für eine optimale Abtrennung müssen zusätzlich Fäll- und Flockungshilfsmittel in das Kontaktbecken dosiert werden. Die Überschussschleife wird dem Belebungsbecken zugeführt, wo sie zusätzlich beladen und dann mit dem Überschussschlamm abgezogen wird.

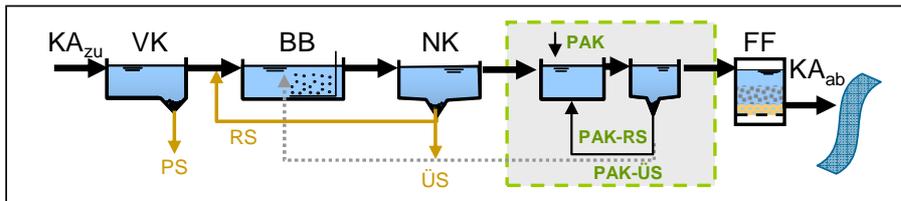


Bild 2.1: Verfahrensschema zur PAK-Zugabe in ein Kontaktbecken mit Rückführung

**Variante Filterüberstand:** Die PAK wird gemeinsam mit den Flockungsmitteln direkt in den Überstauraum eines Filters gegeben. Eine separate Adsorptionsstufe entfällt. Die mittlere Verweilzeit der Aktivkohle entspricht der Hälfte des Filterintervalls. Das Spülwasser kann in die biologische Stufe zurückgeleitet und so das Adsorptionspotenzial der Kohle vollständig ausgeschöpft werden. Hierbei ergibt sich jedoch ein negativer Einfluss auf das Schlammalter durch den Feststoffeintrag mit einer erhöhten Schlammproduktion.

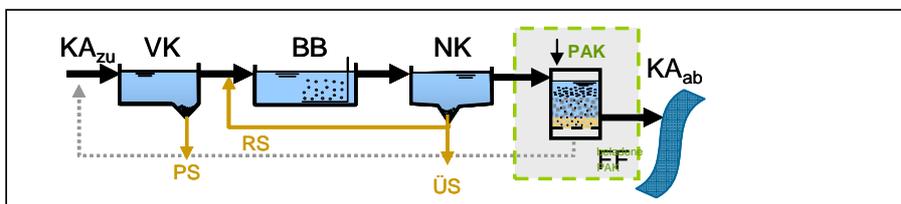


Bild 2.2: Verfahrensschema zur PAK-Zugabe im Zulauf eines Flockungsfilters

**Variante Biologie:** Das simultane Einbringen in die biologische Stufe bietet den Vorteil, dass kaum Baumaßnahmen notwendig sind. Es sind jedoch höhere Dosiermengen erforderlich, da die organische Hintergrundbelastung noch sehr hoch ist. Der Abzug der PAK erfolgt über den Schlammweg. Auch hier ergibt sich ein negativer Einfluss auf das Schlammalter durch den Feststoffeintrag mit einer erhöhten Schlammproduktion.

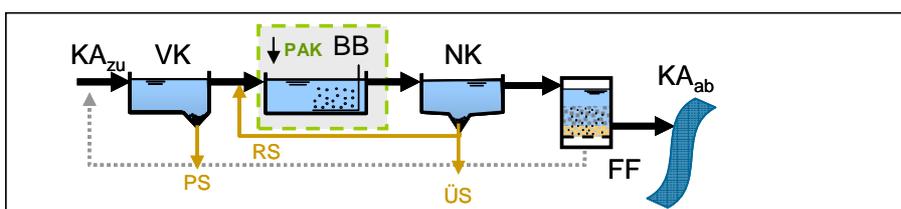


Bild 2.3: Verfahrensschema zur PAK-Zugabe in die Biologie

### Auslegungsparameter

Bisherige Untersuchungen zu Adsorptionsstufen mit Dosierung von Pulveraktivkohle berücksichtigen die in Tabelle 2.1 zusammengefassten Auslegungswerte, die je nach Ausführungsvariante und Abwasserzusammensetzung variieren können.

Bei hohen Filtergeschwindigkeiten von mehr als 8-9 m/h kann es zu einem Durchbruch von Kohlepartikeln kommen (Sontheimer et al., 1985). In der Literatur werden Dosiermengen für einen nachgeschalteten Filter zwischen 10 und 20 g/m<sup>3</sup> genannt (Bornemann et al., 2012).

Tabelle 2.1: Zusammenfassung der Auslegungsparameter einer PAK-Adsorptionsstufe

Auslegungsparameter	Abk.	Wert	Quelle
Kontaktzeit	$t_k$	30 min (bei Qt)	(Metzger,2010)
PAK-Dosierrate	$C_{PAK}$	10 – 20 g <sub>PAK</sub> /m <sup>3</sup>	(Firk und Barjenbruch, 2014)
Hilfsstoffe (Fällmittel, Flockungshilfsmittel)	$C_{FM}$	0,2 g <sub>Fe</sub> /g <sub>PAK</sub>	(Bornemann et al., 2012)
max. Filtergeschwindigkeit im Raumfilter	$v_{Filt}$	<= 9 m/h	(Sontheimer et al, 1985)
Regelungsparameter	FNU	Trübung	(Bornemann et al., 2012)
AFS im Zulauf	$C_{AFS,zu}$	< 15 mg/l	

### Kosten

Die in bisherigen Projekten ermittelten spezifischen Kosten liegen zwischen 0,05 bis 0,10 €/m<sup>3</sup> Abwasser. Die Kosten ergeben sich überwiegend aus den AK-Preisen und nur in geringem Umfang aus dem Energiebedarf (Arge "Envelos", 2011). Aufgrund des erhöhten Gehaltes an Spurenstoffen wird eine landwirtschaftliche Verwertung des Klärschlammes ausgeschlossen.

### Reinigungsleistung

Die Elimination in Bezug auf den Zulauf der Filtration beträgt bei gut adsorbierbaren Stoffen 80-90%, schlecht adsorbierende Stoffe werden allerdings z.T. nur zu 20-50% eliminiert (Bornemann et al., 2012). Im Belebungsbecken kann jedoch noch die restliche Adsorptionskapazität der Aktivkohle ausgenutzt werden, was je nach Substanz eine Verbesserung der Reinigungsleistung um etwa 10% bewirkt.

### Referenzprojekte

- KA Mannheim (725.000 E): separates Kontaktbecken im Teilstrom
- KA Böblingen-Sindelfingen (250.000 E): separates Kontaktbecken im Teilstrom
- KA Steinhäule, Neu-Ulm (445.000 E): separates Kontaktbecken im Teilstrom
- KA Wuppertal-Buchenhofen (600.000 E): Dosierung in Filterüberstand im Teilstrom
- KA Kloten/Opfikon(CH) (54.500 E): Dosierung in den Filterüberstand im Teilstrom

## 2.3 Filtration über Kornkohle (GAK)

### Verfahrensbeschreibung

Der Einsatz granulierter Aktivkohlen findet in Schütttschichtfiltern (Adsorbern in Kessel- oder Kammerbauweise) statt. Dabei lagert die Schüttung auf einem mit Düsen bestückten Filterboden. Die Schlitzweite der Düsen ist so zu bemessen, dass kein GAK-Korn hindurchtreten kann. Je nach Bauart findet die Filtration in Auf- oder Abstromrichtung statt. Um im Adsorber abgeschiedene AFS oder einen sich auf dem Korn gebildeten biologischen Rasen auszutragen und den damit einhergehenden Anstieg des Durchströmungswiderstandes zu verringern, muss der Adsorber nach Bedarf periodisch im Aufstrom gespült werden. Dabei soll die Schüttung auch vor partieller Verbackung geschützt werden.

Die Wirkungsweise des Adsorbers in Hinsicht auf die Qualität des durch die Schüttung strömenden Zulaufs beruht im Wesentlichen auf drei Effekten:

- Adsorption, d. h. Elimination gelöster organischer Wasserinhaltsstoffe durch deren Adsorption (Anlagerung) an der Oberfläche des Kapillarsystems im einzelnen Aktivkohlekorn,
- Tiefenfiltration, d. h. Abscheidung von AFS inklusive daran gebundener Wasserinhaltsstoffe am Einzelkorn und
- Biofiltration, d. h. mikrobiologischer Abbau von Wasserinhaltsstoffen, wie bspw. im Zuge einer Nitrifikation mit einhergehender Sauerstoffzehrung.

Mit der Filterlaufzeit bzw. dem dabei durchgesetzten Bettvolumen (Verhältnis von erzeugtem Filtratvolumen zum Bettvolumen) sinkt die ursprüngliche Adsorptionskapazität der GAK infolge einer Beladungszunahme an organischen Wasserinhaltsstoffen. Mit diesem Prozess geht eine stoffspezifische, langsame aber stetige Verminderung der Eliminationsleistung einher. Wird ein für den Aufbereitungsprozess kritisches Maß unterschritten, müssen die Aktivkohlen thermisch reaktiviert oder durch neue ersetzt werden. Im Falle des vollständigen Ersatzes stellt adsorptiv erschöpfte GAK oft noch ein Wirtschaftsgut dar, das von Dienstleistern nach einer Reaktivierung für andere Applikationen weiter vermarktet werden kann.

### Reaktivierung

Für den Ausbau der erschöpften GAK wird der Filterbetrieb unterbrochen, die GAK-Schüttung hydraulisch aus den Filtern in Silotransporter überführt und zu einem entsprechenden Dienstleister gebracht. Von diesem wird die GAK i. d. R. chargenrein gelagert, reaktiviert, gesiebt und zurückgeliefert. Beim Reaktivierungsprozess wird die GAK, i. d. R. ohne mechanische Vortrocknung durch einen Drehrohrofen (seltener: Etagenofen)

mit drei Zonen transportiert: die Korntrocknung bei geringer Temperatur, die Desorption von flüchtigen organischen Verbindungen und die Pyrolyse zwischen etwa 800 und 900°C, bei der auch Calcinierungseffekte für bestimmte anorganische Verbindungen auftreten.

Die Abluft des Ofens durchläuft die Verfahrensschritte Entstaubung (unter Rückgewinnung pulverförmiger Aktivkohle), Nachverbrennung, Quenche, Entschwefelung und Entstickung. Die GAK verlässt den Ofen über eine Kühlschnecke und wird der Siebung zugeführt, um Unterkorn abzutrennen (auch aus diesem wird pulverförmiger Aktivkohle gewonnen). Die im Gesamtprozess auftretenden Verluste (Abrieb, Abbrand und Siebdurchgang) an granulierter Aktivkohle, die etwa zwischen 10 und 20 % liegen, müssen durch frische GAK ersetzt werden. Diesen Anteil an GAK nennt man Make-up, da die Jodzahl des Reaktivats i. d. R. unter dem Wert für die frische Aktivkohle liegt und die Zumischung von Make-up eine Steigerung der mittleren Jodzahl bewirkt. Dieser Effekt sorgt im Zuge mehrerer Reaktivierungen langfristig dafür, dass hinsichtlich der Jodzahl keine endlose Abwärtsspirale einsetzt, sondern sich nach wenigen Reaktivierungen etwa konstante Werte einstellen.

Dazu ist ein zeitliches und logistisches Management der GAK-Reaktivierung mit den Einzelschritten Angebotseinholung/Vergabe, Ausbau, Transport, Reaktivierung, Ergänzung Make-up, Rücktransport und Einbau erforderlich.

### **Referenzprojekte**

Weitere F&E-Vorhaben mit granulierter Aktivkohle im großtechnischen Verfahrensmaßstab fanden und finden an den Kläranlagen Düren-Merken (BENSTÖM et al. 2014), Gütersloh-Putzhagen (NAHRSTEDT et al. 2013), Harsewinkel (NAHRSTEDT et al. 2015), Bad Oeynhausen, Detmold sowie in einer Reihe von Projekten der STOWA (Nr. 17, 24, 35 und 37) in den Niederlanden (KA Horstermeer, Oijen, Nieuwe Waterweg, Biest-Houtakker und Nijmegen) statt.

Entgegen ursprünglicher Befürchtungen seitens der Behörden oder KA-Betreiber wiesen die großtechnischen Adsorber einen absolut robusten und störungsfreien Alltagsbetrieb mit periodischen Filterspülungen auf. Der zumindest in kleinerem Umfang erwartete Austrag des relativ leichten Aktivkohlekorns mit dem aus dem Überstauraum eines Adsorbers abgeleiteten Spülabwasser blieb vollständig aus. Ein messbarer Kohleabrieb während der Filterspülung oder ein Durchtritt von GAK durch die Filterdüsen war bei mehreren Kontrollen und einem regelmäßigen Aufmaß des Bettvolumens nur in sehr geringem Umfang feststellbar. Der hydraulische Ein- und Ausbau der GAK in Filter mit 100 m<sup>3</sup> Füllvolumen dauert etwa 3 bis 5 Stunden je Filterkammer und ist bei ausreichendem Volumenstrom und Vordruck des benötigten Treibwassers (i. d. R. per Hydrant aus dem Betriebswassernetz der KA entnommen) komplikationslos.

---

Nach dem Befüllvorgang der Filter mit frischer oder reaktivierter GAK ist allerdings zu beachten, dass diese vor einer Filterspülung zunächst einige Tage mit dem Zulaufwasser der Stufe benetzt werden müssen, um eine ausreichend hohe „hydraulisch wirksame Korndichte“ zu erlangen. Im Rahmen der Versuche wurde festgestellt, dass sich bei einigen GAK-Produkten ein geringer Anteil der Aktivkohle auch nach mehreren Tagen nur unzureichend benetzen ließ und aufschwamm. Beim Start des Adsorberbetriebs muss der Verlust dieses Anteils im Zuge der ersten Spülung, z. B. nach drei bis fünf Tagen, für den Benetzungsprozess in Kauf genommen werden. Definiert man aber in den Angebotsanfragen und Lieferverträgen das volumetrische Aufmaß (Schütthöhe) nach der ersten Adsorberspülung als kaufmännisch bindend, liegt das finanzielle Risiko für den Verlust von „Schwimmkorn“ beim GAK-Anbieter. Das Spülprogramm und insbesondere der Volumenstrom des Wassers sind zuvor aber auf das jeweilige GAK-Produkt abzustimmen.

## 3 Planung, Bau und Inbetriebnahme

### 3.1 Standort Wuppertal Buchenhofen

Die Kläranlage Wuppertal-Buchenhofen ist mit einer Ausbaugröße von 600.000 EW die größte der 11 vom Wupperverband betriebenen Kläranlagen. Die Kläranlage ist als Belebungsstufe mit Vor- und Nachklärung ausgeführt und wurde bereits in den 1990er-Jahren um eine Flockungsfiltration ergänzt (Bild 3.1).

Bei der Flockungsfiltrationsanlage der KA Buchenhofen handelt es sich um 28 offene, abwärts durchströmte Mehrschichtfilter. Die Filterschichten bestehen aus Anthrazit mit einer Schichthöhe von 1,4 m und Quarzsand mit einer Schichthöhe von 0,4 m. Die wichtigsten Betriebsdaten können Tabelle 3.1 entnommen werden.



**Bild 3.1:** Kläranlage Buchenhofen mit Flockungsfiltration im Vordergrund

**Tabelle 3.1:** Kenndaten der Flockungsfiltration auf der Kläranlage Buchenhofen

<b>Anzahl Filterzellen insgesamt</b>	28
<b>Filterfläche insgesamt</b>	28 x 60 m <sup>2</sup> = 1.680 m <sup>2</sup>
<b>Überstauhöhe</b>	2,5 m
<b>Betriebsstunden je Zelle bis Rückspülung</b>	24 h (im Durchschnitt)
<b>Zufluss pro Filterzelle</b>	Q <sub>TW</sub> = 180 m <sup>3</sup> /h Q <sub>RW</sub> = 540 m <sup>3</sup> /h
<b>Filtrationsgeschwindigkeit</b>	v <sub>TW</sub> = 3,0 m/h v <sub>RW</sub> = 9 m/h

## 3.2 Aktivkohleauswahl

### 3.2.1 Kriterien und Vorgehen bei der Kohleauswahl

#### Aktivkohletypen

Wird neue Aktivkohle bei der Wasseraufbereitung eingesetzt, bietet sie mit ihrer inneren Oberfläche eine bestimmte Adsorptionskapazität zur Aufnahme gelöster organischer Wasserinhaltsstoffe. Diese ist zum einen abhängig vom Aktivkohletyp d. h.

- von seinem Rohstoff (Stein- und Braunkohle, Kokosnussschale, Holzkohle, Torf, synthetische Polymere u. v. m.),
- von der Art und Weise, wie dieser Rohstoff bei der Produktion zunächst thermisch verkocht wurde (möglichst weitgehende Entfernung von allem außer Kohlenstoff), und
- von der anschließenden thermischen Aktivierung (gezielter Abbrand von Kohlenstoff zur Vergrößerung der inneren Oberfläche).

All diese Faktoren beeinflussen die innere Kornstruktur sowie die Größe und die chemophysikalischen Eigenschaften der inneren Oberfläche bestehend aus inhomogenen mikrokristallinen Grafitschichten und deren Oberflächenoxide.

Zum anderen ist die Adsorptionskapazität ganz wesentlich abhängig von den individuellen Eigenschaften eines Spurenstoffs, d. h. von seiner chemo-physikalischen Wechselwirkung mit der Adsorptionsoberfläche im Unterschied zu der Wechselwirkung im Zustand der Lösung mit der Dipolmatrix der Wassermoleküle.

#### Innere Struktur und Porensystem

Um die Adsorptionskapazität einer GAK und ihr Adsorptionsverhalten für einen bestimmten Stoff in Filterschüttungen korrelieren zu können, ermittelt man in einem ersten Schritt Kenngrößen für die äußere und innere Korngometrie. Äußere Abmessungen (z. B. maximaler und minimaler Durchmesser, äußere Kornoberfläche, hydraulisch wirksamer Durchmesser) erhält man mittels Analysensiebung. Aus den Dichten des Kornes im getrockneten Zustand (Kornrohddichte) und nach Sättigung mit Wasser (Kornnassdichte) kann die innere Kornporosität und die Feststoffdichte (reines Kohlenstoffgerüst) berechnet werden. Die innere Kornstruktur des Aktivkohlekorns wird allgemein als Netzwerk gewundener und z. T. miteinander verbundener Kapillaren verstanden. Aufschluss über das Füllvolumen der Kapillaren in Abhängigkeit ihrer Durchmesser liefern Messverfahren der Porosimetrie. Mit deren Ergebnis kann man das Kapillarsystem in Makro- ( $\geq 25$  nm) und Mesoporen (25 nm bis 1 nm), jedoch nicht bis in den Mikroporenbereich ( $\leq 1$  nm)

untergliedern. Das Volumen der Mikroporen wird durch Adsorptionsversuche (z. B. mittels Benzoldampfisotherme) ermittelt.

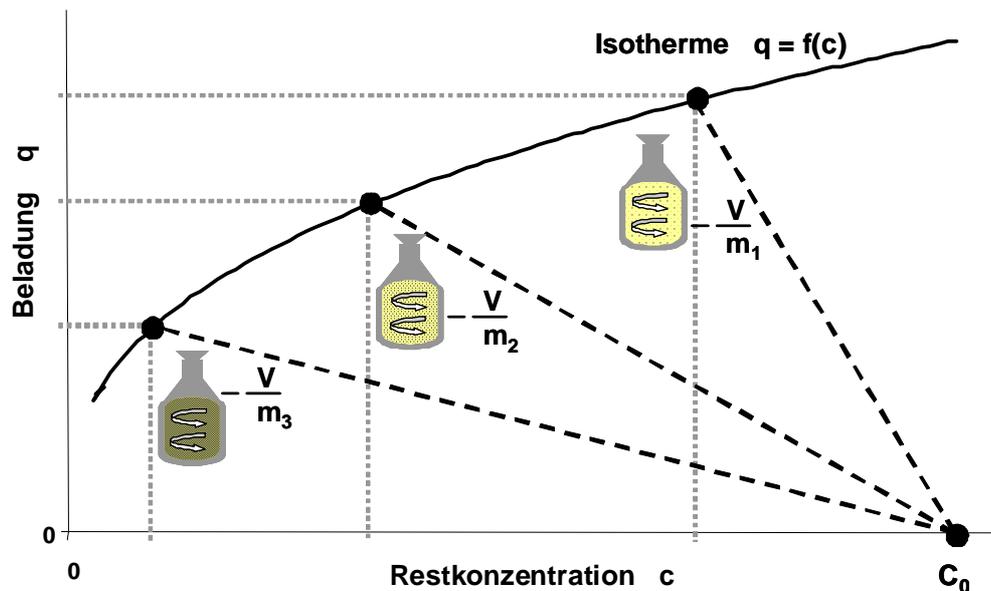
Auch die gesamte innere Oberfläche wird über eine adsorptiv arbeitende Messmethode (BET-Isotherme) bestimmt. Hierbei wird das Korn bei definierten Partialdrücken mit Stickstoff beaufschlagt, um auch die Oberflächen in kleinsten Kapillaren zu erreichen. Die monomolekulare Belegung der Oberfläche mit Stickstoff ist ein indirektes Maß für die Oberfläche und wird i. d. R. auf allen Produktdatenblättern für Aktivkohle in  $\text{m}^2/\text{g}$  angegeben.

### **Schüttdichte**

Ein zweiter Parametersatz dient der Beschreibung von GAK-Schüttungen, z. B. in lockerer, vermischter und trockener Form (Schüttdichte) oder nach mechanischer Verdichtung (Rütteldichte), welche für die trockene Lagerung und den Transport (Verwiegen der LKW) von GAK maßgeblich ist. Der aus betriebswirtschaftlicher Sicht wichtigste Parameter zur Beschreibung von GAK-Schüttungen ist jedoch die Dichte der Schüttung mit vollständig benetztem Porensystem (sowohl Porenvolumen im Einzelkorn als in der Kornschüttung) und nach Wasserspülung, d. h. nach leichter Kornklassierung und nach Austrag von Kohlestaub. Dazu werden die eingefüllte, trockene GAK-Masse (Masse aus dem Verwiegen der Silotransporte) und das Aufmaß des Filterbetts nach der Spülung angesetzt. Dieser Parameter ist als Bezugsgröße für Angebote und Vergabe kostenrelevant, denn die Kosten der GAK für das Bettvolumen einer Filterfüllung werden aus massenspezifischen GAK-Preisen berechnet. Für einen bestimmten GAK-Typ sollte dessen Anbieter daher einen definierten Wert garantieren, um eine Abrechnung nach Aufmaß zu ermöglichen.

### **Bestimmung des Adsorptionsvermögens**

Ein dritter Satz an Parametern beschreibt als eine Art Leistungstest das Adsorptionsvermögen einer GAK gegenüber etablierten und zum Teil genormten Lösungen mit Indikatorsubstanzen wie Jod, Methylenblau und Nitrobenzol, wenn sie in reinen wässrigen Lösungen vorliegen. Diese Parameter werden mittels Isotherme im Rahmen von teilweise standardisierten/genormten Adsorptionstests ermittelt: Definierte Massen an pulverisierter GAK werden in Lösungen mit definierter Ausgangskonzentration für die Indikatorsubstanz gegeben und nach 24 h abfiltriert (siehe Flaschen in Bild 3.2). Nach dieser Zeit wird mehr oder weniger zutreffend postuliert, dass sich ein Verteilungsgleichgewicht für den im Wasser gelösten und den auf der Aktivkohle adsorbierten Anteil einer Testsubstanz eingestellt hat.



**Bild 3.2:** Schematischer Verlauf des Adsorptionsprozesses (bei  $c_0$  startende gestrichelte Linien) beim Ansatz von Isothermen und Ermittlung der Gleichgewichtskurve mittels der aus den jeweiligen Gleichgewichtskonzentrationen  $c$  bilanzierten Gleichgewichtsbeladungen  $q$  (Endpunkte)

Die Differenz aus Anfangs- und Endkonzentration erlaubt eine Bilanzierung der Aktivkohlebeladung. Die Leistungsfähigkeit der Aktivkohle wird auf zwei unterschiedliche Weisen angegeben:

- als die bei einer definierten Endkonzentration erzielte Beladung als Masse an Indikatorsubstanz je Masse Aktivkohle, wie z. B. bei der am meisten etablierten Jodzahl und bei zwei unterschiedlichen (!) Methoden für die Methyleneblauzahl, oder
- als Aktivkohlemasse je Volumen der Lösung, um von einer definierten Anfangskonzentration startend eine definierte Endkonzentration zu unterschreiten (Melassezahl, Nitrobenzolzahl).

„Hausinterne“ Indikatorsubstanzen wie Melasse sind zwar ebenfalls etabliert, ihre Zusammensetzung variiert aber je nach Bezugsquelle der Melasse und das Ergebnis ist zudem stark abhängig von der jeweils gewählten Methodik.

Bei den genormten Methoden wird das Adsorptionsverhalten der Indikatorsubstanz in reiner Lösung d. h. unter Ausschluss einer Konkurrenz durch weitere Stoffe ermittelt. In Realsystemen zur Abwasserbehandlung aber auch bei der Trinkwasseraufbereitung treten die zu eliminierenden Spurenstoffe aber in Wässern auf, in denen viele weitere organische Verbindungen in Konzentrationen vorliegen, die auch mehrere Zehnerpotenzen höher sein können. Durch die hohe Konzentration und auch durch ihre stofflichen Eigenschaften kann eine beachtliche Konkurrenz um die verfügbaren Adsorptionsplätze auftreten. Daher sind Testverfahren zur Ermittlung von Isothermen mit realen Wässern wie z. B.

Kläranlagenabläufen sinnvoll, um die Stoffkonkurrenz für Aufbereitungsverfahren mit Pulveraktivkohle und ansatzweise auch mit GAK bewerten zu können. Für die Bewertung der Leistungsfähigkeit von Aktivkohlen bei der Abwasserbehandlung wurden in einer Reihe von Forschungsvorhaben derartige Testmethoden auf der Basis relevanter Spurenstoffe entwickelt, denen eine Indikatorfunktion und Aussagekraft für die Adsorption zugesprochen werden kann. Zu nennen sind Diclofenac, Carbamazepin, Sulfamethoxazol und Benzotriazol.

#### **Adsorptionstests mit granulierter Aktivkohle**

Für die GAK tritt hier jedoch der Effekt auf, dass auch diese vor Testbeginn pulverisiert werden muss, damit der Test in einer vertretbaren Zeitspanne durchführbar ist. Die ursprüngliche Kornstruktur mit ihren Pfaden für den Stofftransport in das Innere eines Kornes geht damit aber verloren. Ihr Einfluss schlägt sich im Testergebnis nicht nieder. Das erklärt, weshalb z. B. die Jodzahl als Maß für das Adsorptionsvermögen von Jod zwar ein etabliertes Qualitätskriterium für GAK darstellt, ihre Indikatorfunktion für das Verhalten anderer Stoffe jedoch stark eingeschränkt gegeben ist. Zudem wird trotz des Einsatzes der originären Kläranlagenwässer die Stoffkonkurrenz bei der Bettdurchströmung einer GAK-Schüttung nur unzureichend berücksichtigt.

#### **Ergebnis der Laboruntersuchungen zur Kohleauswahl**

Als Ergebnis der Labortests erhält man Leistungskenngrößen, die eine Masse an entfernten Indikatorstoffen oder an Volumen seiner Lösung in Bezug zur Masse der dazu jeweils notwendigen Aktivkohle bringt. Zu beachten ist aber, dass in realen Prozessen in Kesseln oder Betonfilterkammern definierte Schüttvolumina an Aktivkohle benötigt werden. Erst die Umrechnung der Leistungskenngrößen mittels Schüttdichte (lockere Schüttdichte nach einer Filterspülung) vom Massenbezug auf einen Volumenbezug erbringt einen Zusammenhang mit der installierten Adsorptionskapazität und den Kosten für die eingefüllte Aktivkohle.

Zur verlässlichen Bewertung des Leistungsvermögens einer GAK gegenüber bestimmten Spurenstoffen sind Versuche unter großtechnischen Randbedingungen mit der Konkurrenz weiterer Inhaltstoffe des originären Wassers erforderlich. Ein solcher Ansatz wurde mit den Betriebsversuchen an der KA in Buchenhofen verfolgt.

### 3.2.2 Auswahl auf Basis von Isothermen für den Parameter CSB

#### Vorauswahl durch Vergleich der Herstellerangaben

Bei der Auswahl der GAK wurden folgende Kriterien herangezogen:

- Leistungsfähigkeit (CSB-Gleichgewichtsbeladung),
- Wirtschaftlichkeit (Bezugskosten für Frischkohle bzw. Reaktivat)
- Vergleichbarkeit

Zu Beginn des Projektes wurden fünf namhafte Hersteller von GAK (siehe Tabelle 3.2) kontaktiert, um:

- den geplanten Einsatz auf der KA Buchenhofen im Projektrahmen zu beschreiben,
- eine Empfehlung der Hersteller für geeignete GAK aus eigener Fertigung zu erhalten,
- ihnen mitzuteilen, dass mit ihrem Produkt und dem originären Ablauf der Nachklärung Isothermen für den Parameter CSB angesetzt werden, und
- ihnen mitzuteilen, dass die Auswahl des Produktes auf der Basis minimaler spezifischer Kosten erfolgen würde, wobei das Letztere als Maximum für die CSB-Beladung aus der Isotherme in Bild 3.3 in Bezug auf den Preis für die Füllung einer Filterkammer definiert wurde.

Die in Tabelle 3.2 aufgeführten GAK waren auf der Basis der Rohstoffe Stein-/Braunkohle sowie Lignite (Vorstufe von Braunkohle) hergestellt, wiesen eine innere Oberfläche (gemäß BET-Methode) von 1.000 bis 1.150 m<sup>2</sup>/g GAK mit Jodzahlen zwischen 950 und 1.100 mg/g GAK auf und besaßen eine Schüttdichte von 400 bis 500 kg/m<sup>3</sup>.

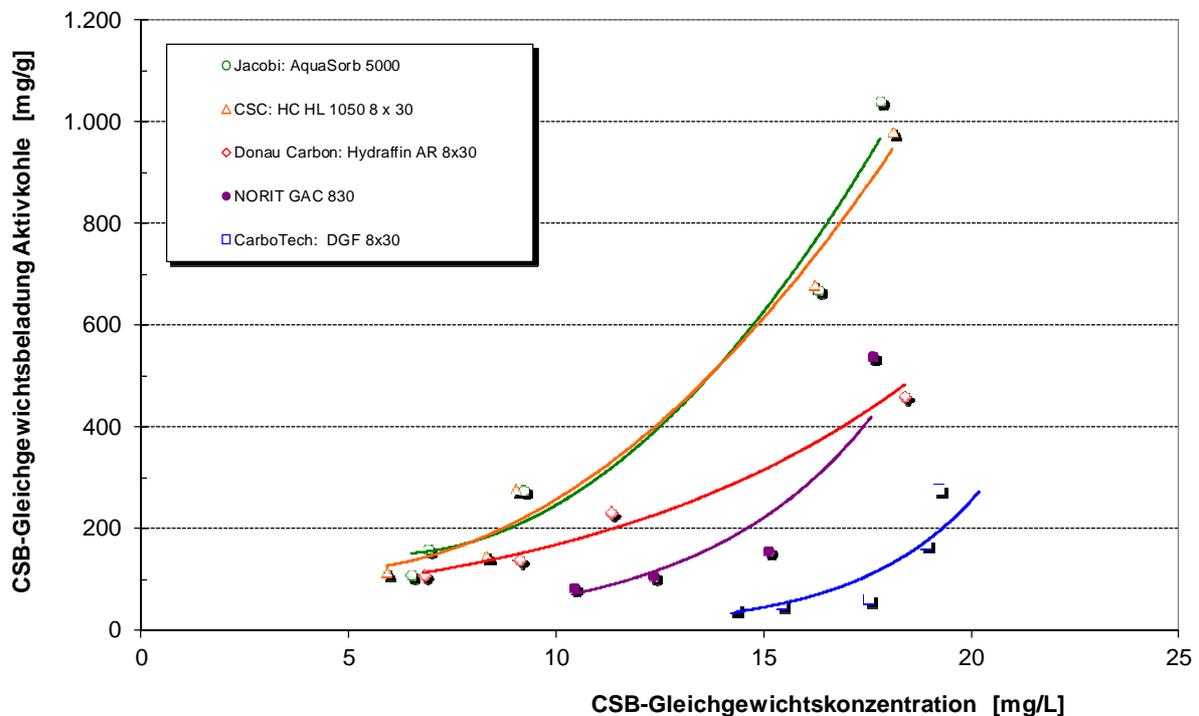
**Tabelle 3.2: Spezifischen Daten der von den Herstellern empfohlenen GAK**

Lieferant :	CarboTech	Donau Carbon	Jacobi	CSC	Norit
Produkt :	CarboTech DGF 8x30	Hydraffin AR 8 x 30	AquaSorb 5000 8 x 30	HC HL 1050 8 x 30	GAC 830
Friskohle (F) / Reaktivat (R)	F	F	F	F	F
Rohstoffbasis der Aktivkohle :	Steinkohle	Braun- u. Steinkohle	Lignite	k.A.	Steinkohle
Rütteldichte in kg/m <sup>3</sup> :	450 kg/m <sup>3</sup>				
Schüttdichte in kg/m <sup>3</sup> :	486 kg/m <sup>3</sup>	400 kg/m <sup>3</sup>	280 kg/m <sup>3</sup>	400 kg/m <sup>3</sup>	500 kg/m <sup>3</sup>
Wassergehalt in Gew.-% :	< 5 %	< 5 %	< 5%	< 5%	< 2%
Aschegehalt in Gew.-% :	< 10 %	< 15 %	< 12 %	< 10 %	< 8 %
Korndurchmesser in mm :	0,6 - 2,36	0,425 - 2,36	0,6 - 2,36	0,6 - 2,5	0,6 - 2,6
Härte BP in %:	98	90			97
Iodzahl (Datenblatt) in mg/g :	950 mg/g	1.100 mg/g	1.100 mg/g	1.050 mg/g	1.000 mg/g
Innere B.E.T.-Oberfläche in m <sup>2</sup> /g :	1.000 m <sup>2</sup> /g	1.100 m <sup>2</sup> /g	1.150 m <sup>2</sup> /g	1.050 m <sup>2</sup> /g	1.100 m <sup>2</sup> /g

\* B.E.T.-Oberfläche der GAK bestimmt durch Gasadsorption von Stickstoff nach Brunauer, Emmet und Teller

### Auswertung der CSB-Isothermen

Die Ergebnisse der Isothermenversuche zeigt Bild 3.3: Während die GAK "HC HL 1050" in der Körnung 8 x 30 und die „AquaSorb 5000“ in der Körnung 8 x 30 nahezu identische Kurvenverläufe für die CSB-Isothermen mit Maximalbelastungen bis zu 1.000 mg CSB/g GAK ergaben, lag die „Hydraffin AR“ in der Körnung 8 x 30 mit Maximalwerten von 400 mg CSB/g GAK deutlich darunter. Ähnlich Spitzenwerte aber einen insgesamt tieferen Verlauf wurde für die „GAC 830“ ermittelt, während die „DGF“ in der Körnung 8 x 30 noch geringere CSB-Gleichgewichtsbelastungen aufwies. Dieses Ergebnis für die „DGF“ steht im Einklang mit ihrer im gesamten GAK-Feld geringsten inneren Oberfläche und Jodzahl. Die weitergehende Auswertung der Daten in Bezug auf ein zu erwartenden Kosten-Nutzen-Verhältnis wurde nur noch mit den eingangs genannten besten drei GAK durchgeführt.



**Bild 3.3:** CSB-Isothermen für den Ablauf der Nachklärung ( $c_0 = 23 \text{ mg/l}$ ) und für 5 verschiedene GAK

Während die GAK-Beladung in der Isotherme wie auch der Preis massenspezifisch definiert ist, was einen direkten Bezug beider Größen aufeinander ermöglicht, gilt es für eine Filterkammer zusätzlich zu berücksichtigen, dass sie ein definiertes Füllvolumen von  $240 \text{ m}^3$  anstelle einer konstanten Masse vorgibt. Die Masse variierte GAK-spezifisch je nach Schüttdichte der Produkte. Die Werte in Tabelle 3.3 folgen dem Rechenweg: Die einzufüllenden GAK-Massen für beide Filterkammern variieren zwischen 89.302 und 99.120 kg (ein Filter: 44.651 bis 49.560  $\text{m}^3$ ). Mit einem Wasserdurchsatz innerhalb eines geplanten Betriebszeitraumes von 9 Monaten werden diese GAK mit einem gesamten Wasservolumen

von 1,178 Mio m<sup>3</sup> beschickt, was einem spezifischen GAK-Einsatz (Kehrwert des sogenannten l/m-Verhältnis) von 38 bis 42 mg GAK/l Wasser entspricht.

**Tabelle 3.3: Ermittlung der spezifischen Kosten für die GAK**

		Hydrffin AR (Donau Carbon)	AquaSorb 5000 (Jacobi)	HC HL 1050 (CSC)
<b>GAK-Dosierung</b>	<b>Material benötigt für 2 Filter</b> 2 * 60 m <sup>2</sup> * 2m * Schüttdichte	99.120 kg	89.302 kg	96.000 kg
	<b>zu behandelnde Wassermenge (9 Monate)</b> 180 m <sup>3</sup> /h * 9 mon * 4,33 w/mon * 7 d/w * 24 h/d	1.178.453 m <sup>3</sup>		
	<b>spez. GAK-Dosierung bez. auf Filterkammer mit 120 m<sup>3</sup> GAK Füllung</b>	42 mg GAK/l	38 mg GAK/l	41 mg GAK/l
<b>Reinig.-leistung</b>	<b>Maximale CSB-Beladung bei entsprechend spezifischer Dosierung (Labortest, Batch)</b>	225 mg/g GAK	295 mg/g GAK	281 mg/g GAK
<b>Spezifische Kosten</b>	<b>spezifische Kosten für Frischkohle</b>	4,57 €/kg CSB <sub>elim</sub>	5,82 €/kg CSB <sub>elim</sub>	7,31 €/kg CSB <sub>elim</sub>
	<b>spezifische Kosten für Reaktiv</b>	3,79 €/kg CSB <sub>elim</sub>	3,83 €/kg CSB <sub>elim</sub>	6,42 €/kg CSB <sub>elim</sub>

### Kostenauswertung auf Basis der Isothermen

Auf der Basis der Isothermen in Bild 3.3 lassen sich nun rein rechnerische Batchversuche durchführen, wobei im Folgenden als Startpunkt die gemessenen Anfangskonzentration für den CSB des Wassers von  $c_0 = 23$  mg/l und eine unbeladene frische GAK mit 0 mg CSB/g GAK zu Grunde gelegt wird. Batchprozesse bewegen sich dann von hieraus startend auf verschiedenen Bilanzgeraden für den Stoffaustausch mit den GAK, deren Steigung durch das jeweilige l/m-Verhältnis (Masse Wasser zu Masse GAK) vorgegeben ist. Im Schnittpunkt mit den Kurven für die Isothermen liegen die jeweils im Gleichgewicht erzielbaren maximale CSB-Beladungen, die in Tabelle 3.3 mit 225 bis 295 mg/g GAK ausgewiesen sind.

Auf Basis der Werte dieser Schnittpunkte wurden dann die beladungsspezifischen Kosten, bezogen auf den Parameter CSB, in €/kg CSB<sub>elim</sub> ermittelt. Dieser Parameter mit Werten zwischen 4,57 €/kg CSB<sub>elim</sub> und 7,31 €/kg CSB<sub>elim</sub> bildet das Kosten/Nutzen-Verhältnis des jeweiligen Produktes für den geplanten Prozess ab, wenn die GAK-Filtration aufgrund von Bettdurchmischungseffekten eher einem Batchprozess gleichen sollte. Bei dieser Auswertung schnitt die Hydrffin AR von Donau Carbon am besten ab und wurde für die

Versuche ausgewählt. Obwohl die maximale CSB-Beladung der Hydriffin AR bei entsprechend filterspezifischer Dosierung mit 225 mg/g GAK den geringsten aller drei gelisteten Werte aufweist, bedingen die hohe GAK-Masse in dem Filter (hohe Schüttdichte) und der geringe Preis das beste Kosten/Nutzen-Verhältnis von 4,57 €/kg CSB<sub>elim</sub>.

Um bei dem Vergleich zwischen der GAK-Filtration mit der PAK-Dosierung den Einfluss der Kohleprodukte zu vermeiden, wurde für die PAK-Dosierung das gleiche Produkt in aufgemahlener Form eingesetzt. Es firmiert unter dem Handelsnamen Hydriffin ARP. Im zweiten Teil der PAK-Versuche wurde das Produkt Carbopal AP, ebenfalls vom Hersteller Donau Carbon, eingesetzt. Diese Auswahl liegt im besten Abschneiden dieses Produktes bei der PAK-Bewertung aus dem vorangegangenen Projekt MIKROFlock (Bornemann et al., 2012) begründet.

Können Durchmischungseffekte für das GAK-Bett z. B. infolge größerer Spülintervalle und sanfter Spülprozesse weitgehend ausgeschlossen werden, so muss für die Berechnungen anstelle des Batchprozesses ein Gegenstromprozess (als Relativbewegung des Wasser zum GAK-Bett) unterstellt und die Rechnung etwas modifiziert werden. Im Anströmbereich des GAK-Betts können dabei höhere Maximalbeladungen erreicht werden. Die GAK-Beladung steht hier nach einer entsprechend langen Adsorberlaufzeit im Gleichgewicht zur CSB-Zulaufkonzentration  $c_0$  (damit kann rechnerisch ein starker Wasserüberschuss und unendlich großes l/m-Verhältnis unterstellt werden), während die Situation im Filterbett nahe der Filtratseite (im Abstrombetrieb unteres Bett) je nach Länge der einer aktiven Adsorptionsfront rechnerisch unklar ist. Daher wurde für die hier ausgewiesene Berechnung der konservative Bezug auf den Batchprozess gewählt.

### 3.2.3 Adsorberverhalten auf der Basis von Isothermen für Spurenstoffe

Mit deutlich mehr Aufwand ist eine analoge Vorgehensweise bei Isothermenversuchen für ausgewählte Spurenstoffe verbunden. Im Vergleich zu der Ermittlung einer CSB-Beladung ist der Zeitbedarf für den Ansatz der Isothermen sowie für die Spurenstoffanalytik deutlich höher. Dennoch wurden nach Befüllung der Adsorber mit GAK und deren Betriebsstart im Rahmen einer Bachelorarbeit (Details siehe Krampe 2015) Isothermen für Spurenstoffe aufgenommen. Dabei wurden u. a. auch die großtechnisch eingesetzten PAK (SAE Super und Carbopal AP) mit einbezogen. Neben der frischen GAK Hydriffin AR wurde zudem eine bereits eingesetzte und danach reaktivierte Kohle untersucht. Insgesamt umfassten die Versuche sechs Aktivkohlen von zwei Herstellern, wie die Übersicht in der Tabelle 3.4 zeigt.

**Tabelle 3.4: Übersicht der Aktivkohlen für weitergehende Isothermenversuche**

Produktbezeichnung	Hersteller	Rohstoff	Form	Schüttdichte [kg/m <sup>3</sup> ]	BET-Oberfl.* [m <sup>2</sup> /g]	Preis [€/t]
Norit SAE Super	Norit Deutschland GmbH	Diverse, Torf u. a.	PAK	425**	1.150	1.670
Carbopal AP	Donau Carbon GmbH & Co. KG	Braunkohle	PAK	411**	1.250	1.500
Hydr Raffin CC 8x30 plus	Donau Carbon GmbH & Co. KG	Kokoskohle	GAK	480 ± 30	1.160	1.850
Hydr Raffin A 8x30	Donau Carbon GmbH & Co. KG	Braunkohle	GAK	330 ± 30	1.250	1.800
Hydr Raffin AR frisch 8x40	Donau Carbon GmbH & Co. KG	Braun- und Steinkohle	GAK	400 ± 30	1.100	1.150
Hydr Raffin AR reaktiviert	Donau Carbon GmbH & Co. KG	Braun- und Steinkohle	GAK	400	1.100	875

\* Oberfläche der AK bestimmt durch Gasadsorption von Stickstoff nach Brunauer, Emmet und Teller

\*\* Angabe für PAK: Rütteldichte

Genau wie bei den CSB-Versuchen wurde die Aktivkohle als Suspension zu den Proben des originäre Kläranlagenablaufs (nach Filtrierung) mit den Spurenstoffen für eine Sollkonzentration von jeweils  $c_{\text{Soll,Spurenstoff}} = 2 \mu\text{g/l}$  dotiert. Nach dem Ansetzen der Proben für die Spurenstoffisothermen wurden alle Flaschen verschlossen und 24 Stunden lang auf der Horizontal-Schüttelmaschine geschüttelt.

In Bild 3.4 und Bild 3.5 sind die gemessenen Gleichgewichtskonzentrationen für DCF und CBZ mit ihren berechneten Beladungen als Datenpunkte eingetragen. Bei DCF zeigt sich ein mittlerer Konzentrationsbereich zwischen etwa 400 und 1.800 ng DCF/l, in welchem je nach Aktivkohle ein fast konstanter Beladungszustand zwischen ca. 200 und 400 mg DCF/kg vorliegt (höchster Wert für Hydr Raffin A, fast identisch gefolgt von NORIT SAE Super und Hydr Raffin AR (frisch)). Bei höheren Konzentrationen spreizt sich dann der Wertebereich für die Beladungen auf mit Maximalwerten bei der NORIT SAE Super von ca. 1.050 mg DCF/kg und Hydr Raffin AR (frisch) von 850 mg DCF/kg. Diese Datenpunkte weisen versuchstechnisch bedingt infolge minimaler Aktivkohledosiermengen und kleiner Differenzen der Konzentrationen am Anfang und Ende allerdings die größten Fehler auf.

Bei CBZ (Bild 3.5) liegen die Werte mit steigender Gleichgewichtskonzentration weiter auseinander. NORIT SAE Super, Carbopal AP sowie Hydr Raffin AR zeigen im unteren bis mittleren Konzentrationsbereich ein ähnliches Verhalten. Die höchste Beladung weisen die Aktivkohlen Hydr Raffin A (bis 450 mg CBZ/kg) und Hydr Raffin CC (bis 400 mg CBZ/kg) auf.

Von allen AK wird bei hohen AK-Konzentrationen eine geringere CBZ-Restkonzentration erzielt als für DCF. Insgesamt kann CBZ also besser adsorbiert werden als DCF. Dies geht

auch aus einem Schlussbericht zur Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen hervor (Grünebaum, 2011; Meersmann, 2011).

An diese Kurvenverläufe wurden jeweils die beiden Parameter  $K_F$  und  $n$  für Freundlich-Isothermen angepasst:

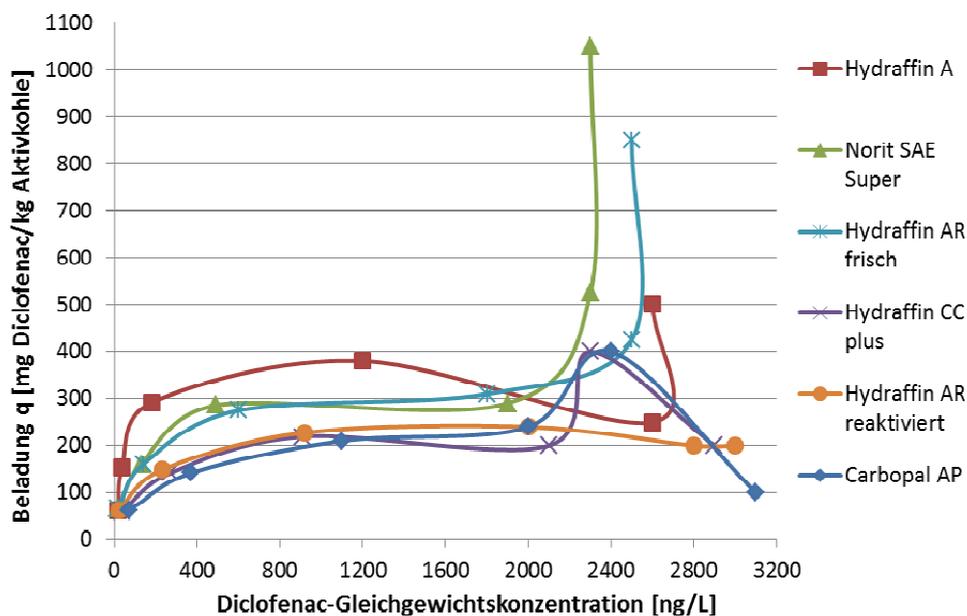
$$q = K_F \cdot c^n$$

mit:  $q$  : Beladung der AK im Gleichgewicht in [g/kg]

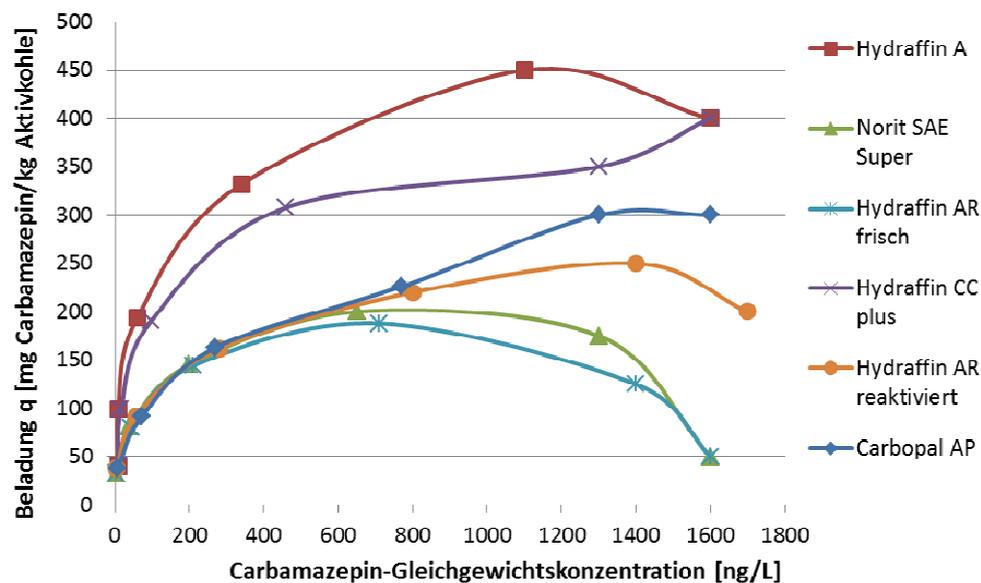
$K_F$  : Freundlich-Konstante in [g/kg]/[mg/L]<sup>n</sup>

$c$  : Restkonzentration des Sorptivs in der Lösg. im Gleichgewicht in [mg/L]

$n$  : Freundlich-Exponent [ - ]



**Bild 3.4:** Diclofenac-Adsorptionsisothermen der sechs untersuchten Aktivkohlen



**Bild 3.5:** Carbamazepin – Adsorptionsisothermen der untersuchten Aktivkohlen

Die angepassten Werte sind in Tabelle 3.5 und Tabelle 3.6 aufgelistet. Die Darstellung der Freundlich-Gleichungen in einem doppelt logarithmischen Diagramm führt zu Geraden die in Bild 3.6 dargestellt sind und sich besser vergleichen lassen. Auffällig sind die Isothermen von NORIT SAE Super sowie Hydriffin AR frisch beim Vergleich der Verläufe für beide Spurenstoffe. Liegen beide DCF-Isothermen oberhalb aller anderen, ist dies bei den CBZ-Isothermen umgekehrt. Hier erzielen beide AK mit Ausnahme des geringen Restkonzentrationsbereichs die geringste Beladung.

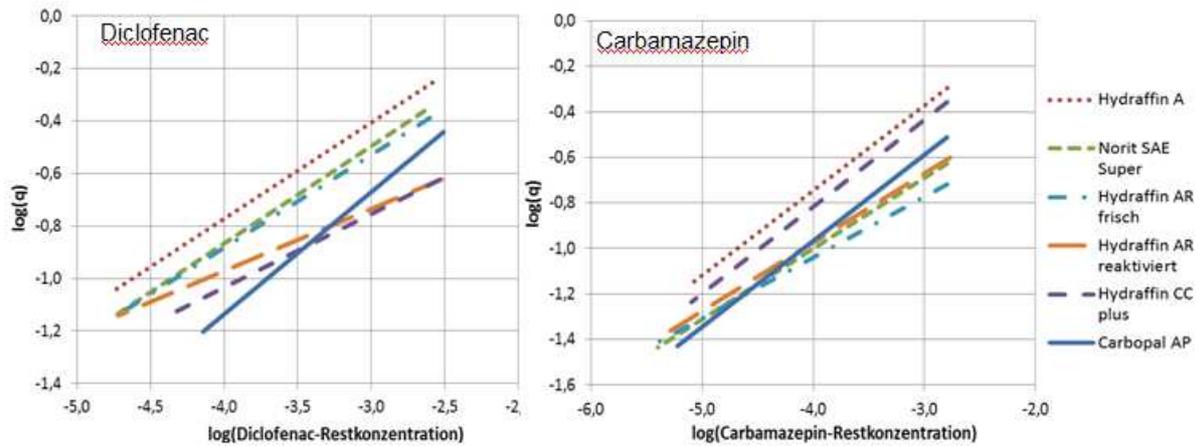
Ebenfalls auffällig sind die Isothermen der AK Hydriffin CC plus. Während der DCF-Verlauf mit Ausnahme der Kreuzung mit der Carbopal AP-Isotherme die tiefste Lage aufweist, so erzielt sie den zweithöchsten CBZ-Kurvenverlauf.

**Tabelle 3.5: Angepasste Freundlich-Parameter für die Diclofenac-Daten; Fehlerangabe der Durchbruchkurvenberechnungen**

Aktivkohlen	Diclofenac-Parameter		
	K	n	Fehler [%]
Norit SAE Super	4,14	0,3708	5,3
Hydriffin AR frisch	3,40	0,3536	5,1
Hydriffin A	4,93	0,3662	1,0
Hydriffin CC plus	1,22	0,2801	1,2
Hydriffin AR reaktiviert	0,94	0,2362	0,6
Carbopal AP	5,33	0,4657	0,0

**Tabelle 3.6: Angepasste Freundlich-Parameter für die Carbamazepin-Daten; Fehlerangabe der Durchbruchkurvenberechnungen**

Aktivkohlen	Carbamazepin-Parameter		
	K	n	Fehler [%]
Norit SAE Super	1,74	0,3105	13,2
Hydriffin AR frisch	1,06	0,2667	0,9
Hydriffin A	5,58	0,3730	15,8
Hydriffin CC plus	5,13	0,3816	0,1
Hydriffin AR reaktiviert	1,72	0,3022	5,9
Carbopal AP	3,51	0,3779	11,6



**Bild 3.6:** Freundlich-Isothermen der sechs untersuchten Aktivkohlen für Diclofenac und Carbamazepin

Die theoretischen Berechnungen der Spurenstoff-Durchbruchskurven der Adsorber wurden mit dem Softwareprogramm LDF (Linear Driving Force, Version 2.6, entwickelt von Prof. Dr. Eckhard Worch) durchgeführt. Die Berechnungen der Filterdurchbruchskurven mit dem Programm LDF erfolgen auf Basis folgender Daten:

#### Freundlich-Parameter

- gemäß Tabelle 3.5 und
- Tabelle 3.6

#### Datensatz zur Berechnung der äußeren Filmdiffusion ( $k_F \cdot a_V$ ):

- Strömungsgeschwindigkeit  $v_F$ : 3,2 m/h (Ø-Wert)
- Diffusionskoeffizient  $D_L$ : 5,154E-10 m<sup>2</sup>/s für DCF;  
5,812E-10 m<sup>2</sup>/s für CBZ

berechnet aus:

- Temperatur  $\vartheta$ : 20 °C
- Molekulargewicht DCF: 296 g/mol
- Molekulargewicht CBZ: 236 g/mol
- Bettporosität  $\epsilon$ : 0,4 (Erfahrungswert von Dr. Hobby)
- Mittlerer Korndurchmesser  $d_p$ : 2 mm
- Temperatur  $\vartheta$ : 20 °C
- Berechnung nach: Gnielinski

### Datensatz zur Berechnung der inneren Korndiffusion ( $k_s \cdot a_v$ micropollutants) für die DCF- und CBZ-Durchbruchskurven:

- DCF-Startkonzentration  $c_0$ : 0,0027 mg/L (Ø-Wert auf der KA: 2,750 µg/L)
- CBZ-Startkonzentration  $c_0$ : 0,0005 mg/L (Ø-Wert auf der KA: 0,460 µg/L)
- Freundlich-Konstante K: Excel-Wert gemäß Trendlinienfunktion
- Freundlich-Exponent n: Excel-Wert gemäß Trendlinienfunktion
- Diffusionskoeffizient  $D_L$ : vgl.  $D_L$  der äußeren Filmdiffusion
- Mittlerer Korndurchmesser  $d_p$ : 2 mm

#### Schüttdichten:

- Hydriffin A: 330 kg/m<sup>3</sup>
- Hyriffin CC plus: 480 kg/m<sup>3</sup>
- Hydriffin AR frisch: 400 kg/m<sup>3</sup>
- Hydriffin AR reaktiviert 400 kg/m<sup>3</sup>

#### Rütteldichten (bei PAK):

- Carbopal AP: 411 kg/m<sup>3</sup>
- Norit SAE Super: 425 kg/m<sup>3</sup>

Volumenstrom: 190 m<sup>3</sup>/h (Ø-Wert)

### Datenbasis zur Berechnung der GAK-Masse im Filter bzw. Adsorber ( $m_A$ ):

- Filterfläche: 60 m<sup>2</sup>
- Höhe Filterbett: 2 m
- Schüttdichte/Rütteldichte: s. o.

Für die PAK-Produkte wurde willkürlich unterstellt, dass sie entgegen der Vorgehensweise beim Laborversuch ebenfalls aus GAK hergestellt und daher für ihre hypothetische GAK ebenfalls ein mittlerer Korndurchmesser von 2 mm verwendet werden kann, um sie in die Spurenstoff-Durchbruchsberechnungen für Filter einbeziehen zu können.

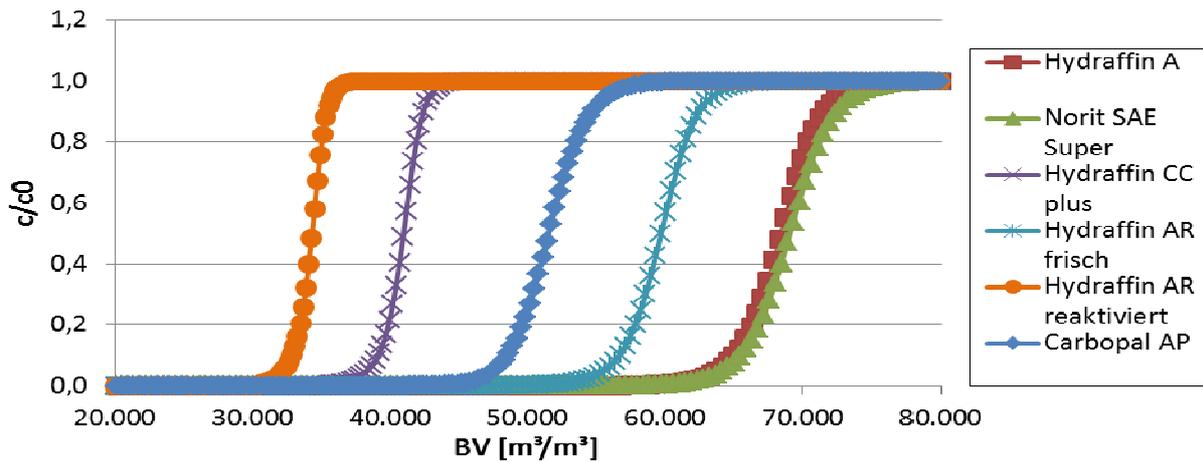
Die so berechneten Durchbruchskurven entsprechen mit durchgesetzten Bettvolumina oberhalb von 30.000 BVT und Laufzeiten von bis zu 4,5 Jahren (siehe Krampe 2015) bis zu einem Durchbruchbeginn nicht den praktischen Erfahrungen, was eine Folge der Vernachlässigung konkurrierender Adsorptionsvorgänge wie bspw. mit dem DOC, der Konzentrationen aufweist, die drei bis vier Zehnerpotenzen über denjenigen der Spurenstoffe liegt. Im Bereich der Trinkwasseraufbereitung wird durch die zum Teil sogar irreversiblen Konkurrenzeffekte die Adsorptionskapazität von AK um bis zu 90 % reduziert (Erfahrungswert IWW).

Dennoch soll das berechnete Durchbruchverhalten kurz exemplarisch vorgestellt werden. Die in Bild 3.7 dargestellten DCF-Durchbruchskurven passen sehr gut zu den dazugehörigen Ausgleichs- oder auch Freundlich-Isothermen. Die Durchbrüche erfolgen - mit nur einer Ausnahme – in der gleichen Reihenfolge wie die Höhenlage der Ausgleichsisothermen in Bild 3.12. Gut zu erkennen sind die unterschiedlichen Adsorptionsfähigkeiten der GAK Hydriffin AR in frischem und reaktiviertem Zustand: Die reaktivierte GAK kann DCF nur in deutlich kleineren Bettvolumina (Durchbruchbeginn ab etwa 30.000 BV) und daher zeitlich deutlich kürzer adsorbieren als ihre Frischkohle.

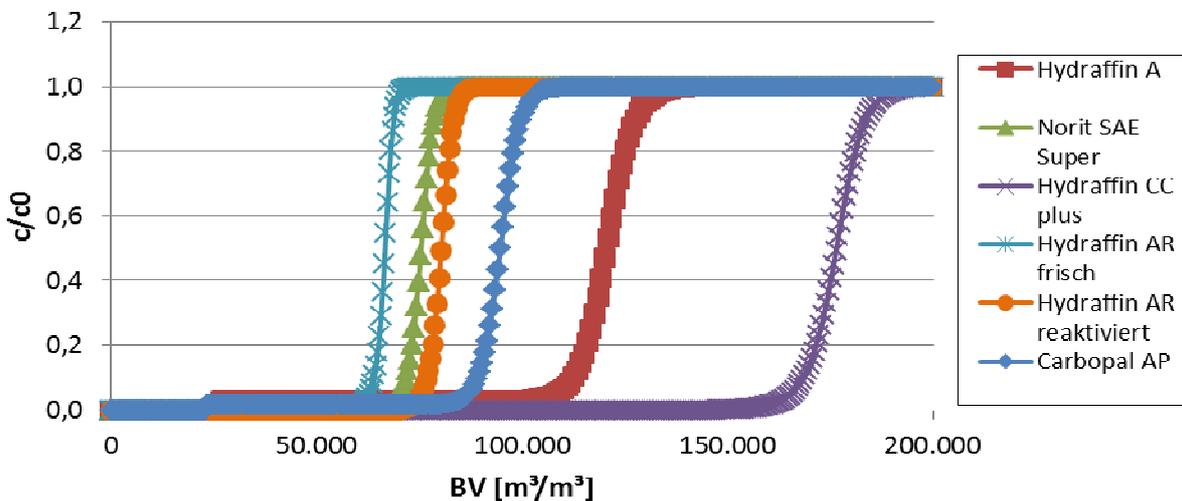
Die AK Hydriffin CC plus besitzt nach der AK Hydriffin AR (reaktiviert) den zweitgeringsten  $K_F$ -Wert und ihr DCF-Durchbruch erfolgt als Zweites. Die AK Carbopal AP besitzt zwar den höchsten  $K_F$ -Wert, allerdings weist sie nicht den spätesten DCF-Durchbruch ab etwa 47.000 BV auf. Dies ist in den Ausgleichsisothermen zu erkennen, denn die Steigung dieser Isotherme ist am größten mit der Konsequenz eines großen Freundlich-Exponenten. Das hat zur Folge, dass bei kleinen Konzentrationen nur recht niedrige Beladungen erreicht werden können. Dadurch bedingt kann der Durchbruch im Ablauf des AK Filters entsprechend früher erfolgen.

Die spätesten Durchbrüche von DCF bei den höchsten Bettvolumina von etwa 60.000 BV ergeben sich für die AK NORIT SAE Super und Hydriffin A. Beide besitzen hohe  $K_F$ - und hohe  $n$ -Werte. Auch die Fehler bei der Berechnung sind vergleichsweise gering (siehe Tabelle 3.5). Entgegen der Lage der Isothermen erfolgt der Durchbruch bei NORIT SAE Super geringfügig später als bei Hydriffin A, obwohl die Isotherme unterhalb der von der AK Hydriffin A verläuft. Für die bestmögliche Adsorption von DCF wäre auf der Basis dieser Modellrechnung also die Aktivkohle NORIT SAE Super zu empfehlen. Direkt danach würde sich Hydriffin A anschließen.

Bei Carbamazepin in Bild 3.8 sind die im Vergleich zu Diclofenac wesentlich späteren Durchbrüche bei den GAK Hydriffin A und Hydriffin CC plus auffällig. Im Feld der CBZ-Ausgleichsisothermen in Bild 3.5 liegen beide Isothermen am höchsten, was die Berechnung der späteren Durchbrüche stützt. Dass aber der Durchbruch bei Hydriffin CC plus sehr viel später erfolgt als bei Hydriffin A, obwohl die Ausgleichsisotherme von Hydriffin CC plus unterhalb der von Hydriffin A verläuft und eine Plausibilitätsprüfung mittels einfachem stöchiometrischem CBZ-Durchbruch ebenfalls zur gegenteiligen Annahme führt, erscheint in jedoch nicht schlüssig.



**Bild 3.7:** Diclofenac- Durchbruchskurven ( $c/c_0$  über BV) der sechs untersuchten Aktivkohlen



**Bild 3.8:** Carbamazepin-Durchbruchskurven ( $c/c_0$  über BV) der sechs untersuchten Aktivkohlen

Dass die Durchbruchskurven für Hydraffin AR frisch, NORIT SAE Super und Hydraffin AR reaktiviert näherungsweise im Bereich gleicher durchgesetzter Bettvolumina (60.000 bis 70.000 BV) erfolgt, passt zu den ermittelten  $K_F$ -Werten. Diese liegen bei allen drei Aktivkohlen im Wertebereich zwischen 1,06 und 1,74. Der Durchbruch bei der AK Hydraffin AR reaktiviert erfolgt dabei überraschender Weise mit 70.000 BV später als bei ihrer Frischkohle. Dieses Ergebnis ist auch an den Lagen der Ausgleichsisothermen erkennbar und kann damit zusammenhängen, dass die reaktivierte GAK eine veränderte Porenradienverteilung mit größeren Poren besitzt, was sich in diesem Fall positiv auf das Durchbruchverhalten von CBZ auswirkt.

Für die bestmögliche Adsorberlaufzeit bei CBZ wird die Hydraffin A mit ca. 170.000 BV empfohlen. Danach folgt die AK Hydraffin CC plus mit 110.000 BV. Die hier berechneten Durchbruchskurven wären mit Laufzeiten der Filter von bis zu ca. 8 Jahren verbunden.

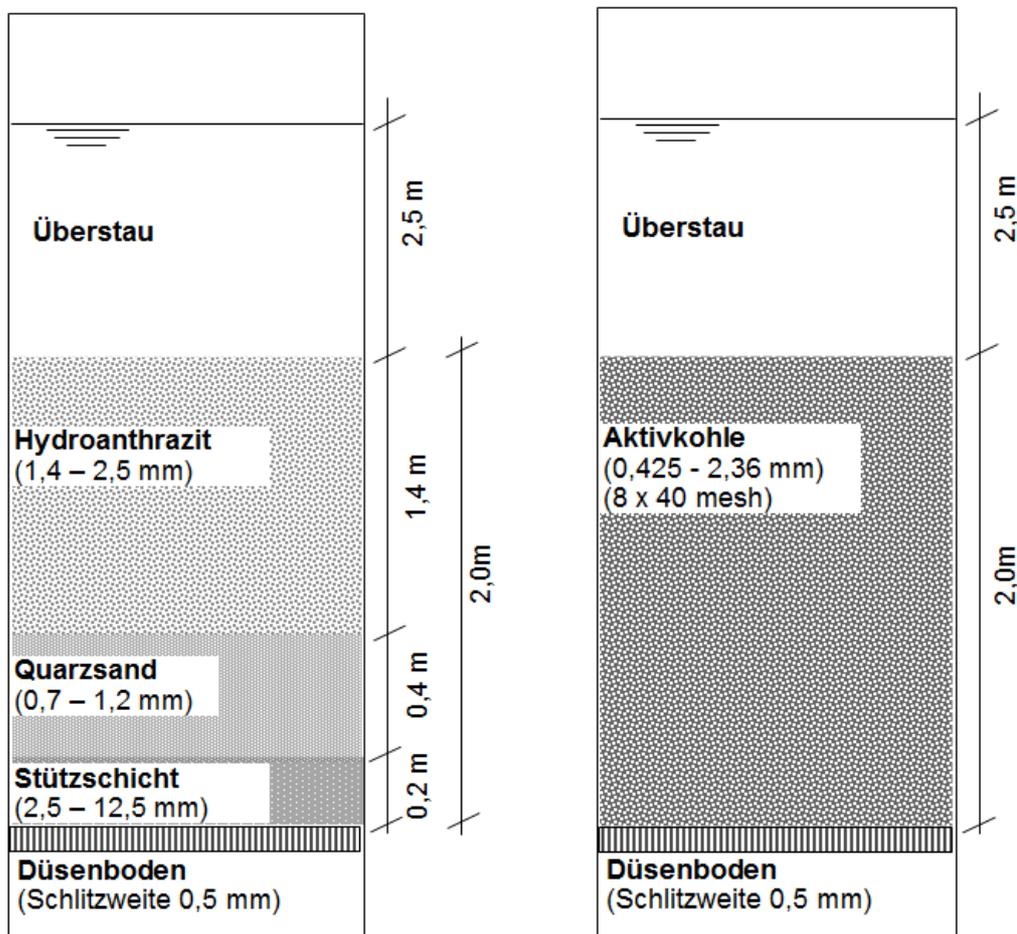
### 3.3 GAK- und nGAK-Filter

#### 3.3.1 GAK-Filterschüttung im Vergleich zum konventionellen Aufbau

Für die großtechnische Anwendung wurden zwei der 28 Filterkammern von einem Mehrschichtfilter auf einen Einschichtfilter umgerüstet. Dafür wurden die bestehenden Filterschichten aus Anthrazit und Quarzsand ausgebaut und gegen eine Filterschicht aus granulierter Aktivkohle (GAK) ausgetauscht. Das nachfolgende Bild 3.9 zeigt dazu die konventionelle Filterschüttung der vorhandenen Filter im Vergleich zu der neuen Filterschüttung aus granulierter Aktivkohle.

**Ausgangszustand: Zweischichtfilter**

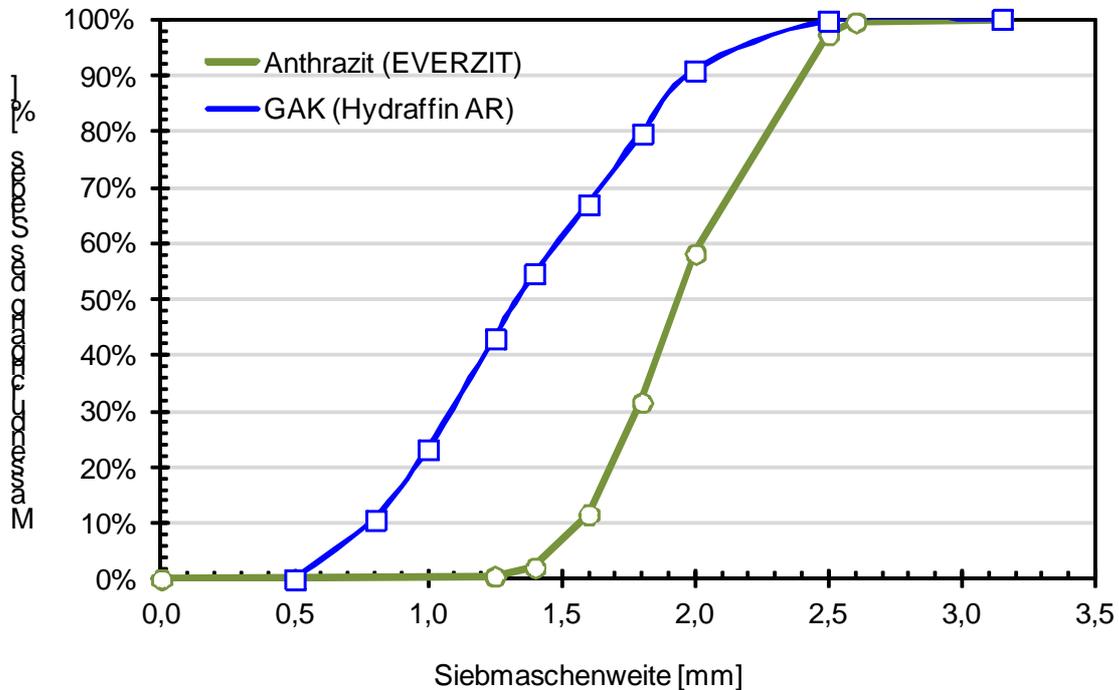
**Ausbauzustand: Einschichtfilter mit GAK**



**Bild 3.9: Schema zur Filterschüttung, links Referenzfilter (Ausgangszustand) und rechts neue Schüttung im GAK- und nGAK-Filter**

Die maximale Korngröße der Aktivkohle entspricht mit 2,36 mm etwa der des Anthrazits (2,5 mm). Die minimale Korngröße wird vom Hersteller mit 0,425 mm angegeben und ist damit sogar feiner als der zuvor eingebaute Quarzsand. Durchgeführte Siebanalysen zeigten

jedoch, dass dieser Feinanteil nur einen sehr kleinen Anteil ausmacht und damit zu vernachlässigen ist. Die entsprechende Siebanalyse ist in Bild 3.10 dargestellt. Sie entspricht dem Zustand direkt nach Einbau des Materials.



**Bild 3.10: Siebanalyse der frisch eingebauten GAK im Vergleich zu Anthrazit**

Auf Basis der Siebanalyse konnte ein Durchbruch der GAK durch den Düsenboden zunächst ausgeschlossen werden. Am Ende der Versuchszeit (1,5 Jahre) wurde jedoch ein Feinanteil auf dem Boden der Druckkammer beobachtet, der für einen Austrag von Abrieb spricht (vgl. Kapitel 4.1.5).

Ebenfalls in Bild 3.10 dargestellt ist ein Vergleich mit einer Siebanalyse des herkömmlichen Anthrazits (1,4 - 2,5mm). Es wird deutlich, dass die gewählte Aktivkohle ein breiteres Körnungsband mit höherem Feinkornanteil aufweist.

### 3.3.2 Betrieblicher Aufwand des Materialwechsels

Für die technische Umsetzung einer GAK-Filtration ist insbesondere der betriebliche Aufwand für den Austausch des Filtermaterials von Bedeutung. In Bild 3.11 ist zu sehen, wie die verschiedenen Schichten des ursprünglichen Filtermaterials mit Hilfe eines Saugfahrzeugs ausgebaut werden (linkes Bild) und die angelieferte GAK nachfolgend mit Wasser eingespült wird (rechtes Bild). Der Zeitbedarf für den Ausbau betrug entgegen vorheriger Erfahrungen aus anderen Projekten je Filter 3 Tage. Der Einbau der GAK dauerte einen Tag je Filterkammer

Für das Einspülen der Kohle aus dem Tankfahrzeug wurde zunächst Betriebswasser in das Fahrzeug gepumpt, um die Kohle fließfähig zu machen. Das Wasser-Kohle-Gemisch im Silotank wurde dann mit Druckluft beaufschlagt und mit etwas Treibwasser in die Filterkammern überführt. Bis zur vollständigen Entleerung des Tanks musste dieser Vorgang mehrere Male wiederholt werden, da der vorhandene Wasserdruck nicht ausreichte, um genügend Wasser in den Tank zu spülen und die Kohle in einem Zug abzulassen. Dies führte zu dem vergleichsweise hohen zeitlichen Aufwand für die Befüllung der Filterkammer.

Im Anschluss wurde die Kohle für eine optimale Benetzung der Oberfläche zwei Wochen gewässert und belüftet. In dieser Zeit fanden außerdem einige Spülungen statt, um vorhandenen Kohlestaub aus dem System auszutragen.

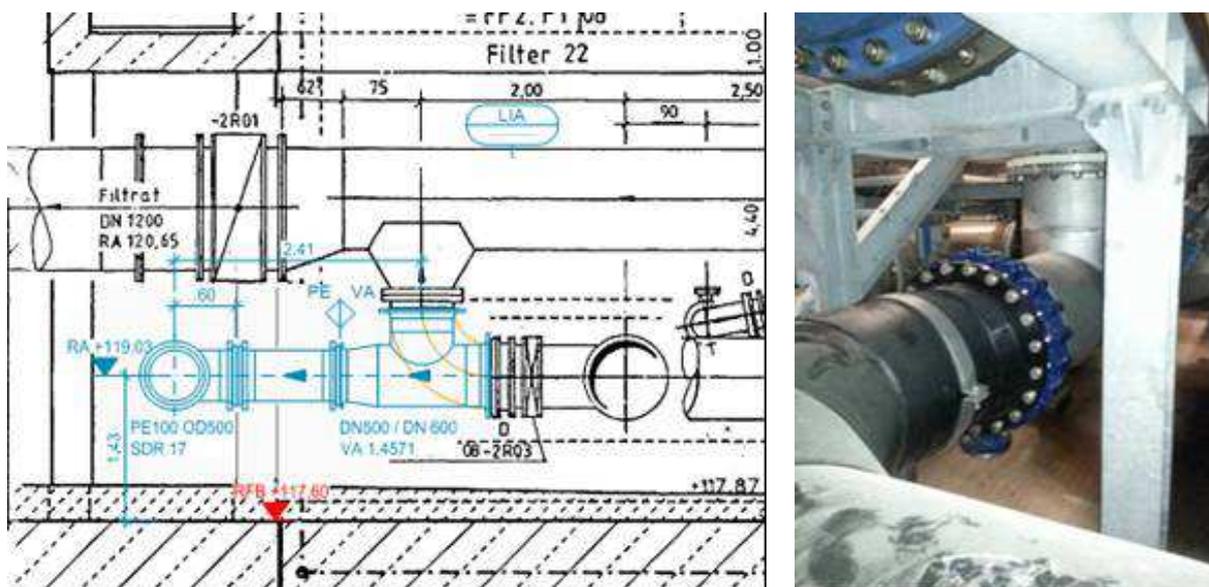


**Bild 3.11: Entleerung und Neubefüllung einer Filterkammer: altes Filtermaterial wird abgesaugt (links), GAK mit Wasser eingespült (rechts)**

### 3.3.3 Beschickung des nachgeschalteten GAK-Filters

Die hydraulische Beschickung des GAK-Filters erfolgte über die übliche Zulauftrinne. Für die zweistufige Filtration mit GAK (nGAK-Filter) wurde der Zulauf zur Versuchsfilterzelle vom Zulauf der anderen Filterzellen abgetrennt. Für die Umrüstung eines Filters in einen nGAK-Filter mussten somit einige anlagentechnische Veränderungen vorgenommen werden.

Die Beschickung des nGAK-Filters erfolgt geregelt über Pumpen mit Filtrat der übrigen Filterkammern. Der Anschluss an die bestehenden Rohrleitungen konnte bei Trockenwetter im laufenden Betrieb erfolgen. Da die Filteranlage aus mehreren Filtergruppen besteht, musste für den Anschluss nur ein Teil der Filterfläche für kurze Zeit außer Betrieb genommen werden. An den Filtrat Ablauf eines Filterblockes (bestehend aus 7 Filtern), welcher aus konventionellen Filtern (ohne Aktivkohle) besteht, wurde dazu ein Stutzen für die Entnahme eines Teilstromes angebaut. Der Anschluss an die bestehenden Rohrleitungen (vgl. Bild 3.12) erfolgte bei Trockenwetter im laufenden Betrieb.



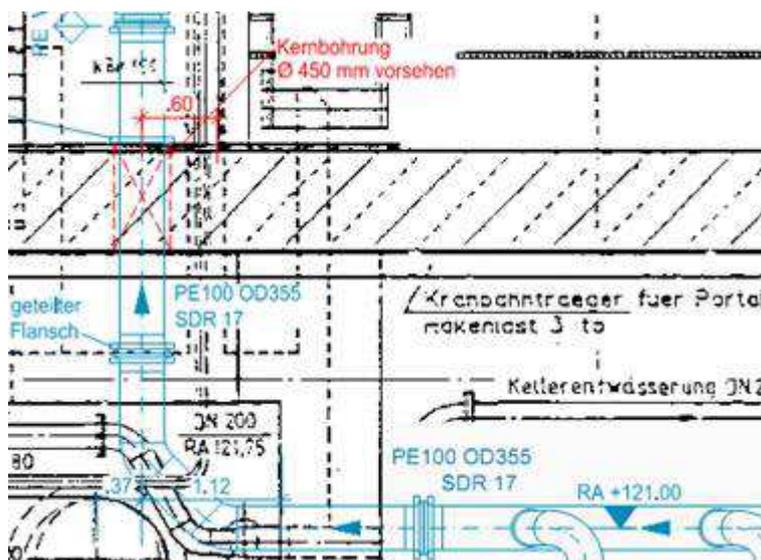
**Bild 3.12: Rohrleitungen für die Beschickung des nachgeschalteten GAK-Filters mit Anschluss an bestehende Filtratleitung**

Der so verfügbare Teilstrom wurde mittels eines neu installierten Pumpwerkes in die Einlaufkammer des nGAK-Filters gefördert. Die in Bild 3.2 gezeigten beiden Pumpen werden so geregelt, dass der nGAK-Filter mit einem zum Gesamtvolumenstrom anteiligen Teilstrom beschickt wird. Der Förderbereich von 120 m<sup>3</sup>/h bis 300 m<sup>3</sup>/h wird dabei von einer Pumpe abgedeckt. Bei höheren Fördermengen bis maximal 600 m<sup>3</sup>/h wird die zweite Pumpe zugeschaltet.



**Bild 3.13: Installierte Kreiselpumpen zur Beschickung des nGAK-Filters**

Nach dem Anschluss an die bestehende Filtratleitung und der Integration der Förderpumpen musste noch die Beschickungsleitung zum Filter gelegt werden. Da die Pumpen in die bestehende Filtrationsanlage integriert wurden, musste ein Deckendurchbruch ausgeführt werden, durch den die Leitung von den Filtratleitungen nach oben in den Zulauf des Filters geführt wurde.



**Bild 3.14: Deckendurchführung der Beschickungsleitung zum nGAK-Filter**

### 3.3.4 Anpassung des Spülprogramms

#### Allgemeiner Zweck einer Filterspülung

Die Filterspülung dient den in Tabelle 3.7 beschriebenen Zwecken. Alle aufgezählten Punkte sind auch bei GAK-Filtern relevant, wobei eine die Schüttung ordnende Wirkung anfänglich gewünscht ist und im laufenden Betrieb nur minimal erfolgen sollte, um Mischeffekte innerhalb des Bettes so gering wie möglich zu halten.

**Tabelle 3.7: Zweck der Filterspülung (nach W213-3 und FIGAWA-Mitteilung Nr. 8)**

Bereich	Beschreibung
Stoffaustrag	Entfernen von eingelagerten und/oder angelagerten Stoffen
Materialauflockerung	Auflockern des Filtermaterials zur Wiederherstellung einer günstigen Lagerungsdichte und eines ausreichenden Kornzwischenraumvolumens für die Durchströmung
Verbackungen	Verhindern und Beseitigen von Verbackungen und Verklebungen des Filtermaterials
Gase	Beseitigen von Gasen und Lufteinschlüssen, wie sie z. B. nach der Luftspülung bzw. kombinierten Luft-/Wasserspülungen vorliegen
Schichtung	Ordnen der einzelnen Schichtungen in Mehrschichtfiltern, Glätten der Bettoberfläche nach Verwerfungen oder Auskolkungen
Feinkornaustrag	Austragen von Feinkornanteilen (Unterkorn, Filtermaterialabrieb) bspw. im Rahmen einer Füllung oder Nachfüllung mit neuem Filtermaterial

#### Vorgänge im Filter zum Austrag der angelagerten Stoffe

Die Entfernung von im Filterbett ein- und/oder angelagerten Stoffen beruht hierbei im Wesentlichen auf zwei Teilschritten (Gimbel und Nahrstedt 2000):

- Ablösung der abgeschiedenen Trübstoffe von den Filterkornoberflächen
- Abtransport der abgelösten Stoffe aus der Filterschicht und dem Filterüberstauraum

Diese Vorgänge werden dadurch eingeleitet, dass der Filter im Aufstrom mit Spülwasser und/oder Spülluft durchströmt wird. Bei der mit ausreichender Spülwassergeschwindigkeit (definiert als Leerrohrgeschwindigkeit) auftretenden Expansion des Filterbettes (Fluidisierung) erreichen die Kollektoren einen deutlichen Beweglichkeitsgrad, bei dem die abgelösten Trübstoffe mit dem Spülwasserstrom abtransportiert werden können. Die Spülung des Filterbettes mit einer Spülgeschwindigkeit oberhalb der Lockerungsgeschwindigkeit für das Bett wird in den meisten Arbeiten als Voraussetzung für eine

erfolgreiche Reinigung und Wiederherstellung der Filterwirksamkeit angesehen (Kludig 1971; Kludig und Schürmann 1965; Kawamura 1975; Cleasby et al. 1977).

Die Scherbeanspruchung der Kornoberfläche sorgt dabei für die Trübstoffablösung. Mit dem im Filterbett und Filterüberstauraum aufsteigenden Spülwasser werden abgelöste Trübstoffe über entsprechende Rinnen, Trichter (sog. Tulpen) oder Klappen abgeleitet. Die Interaktionen, die bei der *reinen* Wasserspülung direkt zwischen den Filterkörnern stattfinden (Stossen, Reiben), werden hingegen von mehreren Autoren als vernachlässigbar für den Reinigungseffekt abgeschätzt. Ein Vergleich der am Filterkorn angreifenden Scherkräfte mit den Haftkräften (primär die van-der-Waals-Kraft) der unmittelbar an der Filterkornoberfläche abgelagerten Trübstoffe lässt den Schluss zu, dass eine absolute Reinigung des einzelnen Filterkorns selbst unter idealen Randbedingungen nicht möglich ist. Oft ist dies bei biologisch aktiven Filtern wegen eines notwendigen Biofilms auf dem Korn auch wenig zweckdienlich.

Moll (1978) forderte zunächst für die reine Wasserspülung das Erreichen einer "hinreichenden Spülgeschwindigkeit", bei welcher sich das Filterbett mit über 10 % Bettexpansion bereits in dem Zustand der Fluidisierung befindet. Später (Moll, 1988) gibt er dann als Optimum für eine maximale Scherbeanspruchung des Korns etwa 90 % Bettexpansion an, weist aber gleichzeitig darauf hin, dass mit 25 % Betausdehnung immerhin noch etwa 93 % der maximal möglichen Scherbeanspruchung erzielt wird. Die Normenreihe für Schwimmbäder (DIN 19643-ff.) empfiehlt >10 % Betausdehnung, DVGW Arbeitsblatt W213-2 den Bereich 10-25 %. Hohe Spülgeschwindigkeiten sind i. d. R. von Vorteil, da sie bei entsprechend kürzeren Spülzeiten den Wasserverbrauch verringern. Bei saisonalen Temperaturschwankungen muss die Spülgeschwindigkeit entsprechend angepasst werden, da die dynamische Viskosität des Wassers mit steigender Temperatur abnimmt. Der Einfluss der Dichteänderung auf den Prozess ist im Vergleich sehr gering und kann vernachlässigt werden.

Die reine Wasserspülung ist vor allem in den USA weit verbreitet. Sie hat aber den Nachteil, dass Verbackungen des Filtermaterials in der obersten Filterschicht u. U. nicht vollständig aufgebrochen werden können. Um dies zu vermeiden, wird dann oft zusätzlich eine Oberflächenspülung mit starken Wasserstrahlen aus Düsen durchgeführt.

Das in Europa meist bevorzugte Verfahren zur Bewältigung von Verbackungsproblemen und zur Erreichung einer intensiven Filterkornreinigung besteht in der zusätzlichen Verwendung von Luft als Spülmedium (Air Scour). Dabei wird in einer ersten Phase der Wasserspiegel im Filter abgesenkt und die knapp überstaute Filterschicht nur mit Luft aufgewirbelt, was eine Zerkleinerung eventueller Filterkornverbackungen bewirkt. Nach dem Einsatz von Spülluft muss grundsätzlich eine Klarspülung mit Wasser erfolgen, um abgelöste Trübstoffe und die im Bett verbliebene Spülluft aus dem Filter auszutragen.

Bei Einschichtfiltern kann man die Luftspülung mit simultaner Wasserspülung bei geringer Geschwindigkeit unterstützen. Bei Mehrschichtfiltern wird jedoch - bis auf Sonderfälle - auf eine simultane Luft-Wasser-Spülung verzichtet, da dies eine intensive Durchmischung der einzelnen Filterschichten mit unterschiedlichen Filtermaterialien hervorrufen würde. Auch bei GAK-Schüttungen sollte auf eine simultane Luft-Wasser-Spülung verzichtet werden, da hier starke Korn-Korn-Interaktionen stattfinden, die zu vermehrtem Kornabrieb und daher Kornzerkleinerung führen können.

### **Anpassung des GAK-Spülprogramms**

Die zuvor genannten Kriterien machen deutlich, dass ein abgestimmtes Spülprogramm in Form einzelner Spülschritte mit definierten Zeitintervallen z. B. für die Luft- oder Wasserspülung und mit definierten Spülgeschwindigkeiten erforderlich ist (Bäcker et al. 2009). Dazu gehören auch definierte Ruhezeiten für eine Entlüftung des Luftpolsters unter dem Düsenboden, für ein Absenken des Wasserniveaus vor einer Luftspülung oder für die Stellzeiten von Schieben oder Klappen.

Die speicherprogrammierbare Steuerung (SPS) für die Spülung der Stufe zur Flockungsfiltration in Buchenhofen war in zwei Hierarchieebenen aufgebaut mit

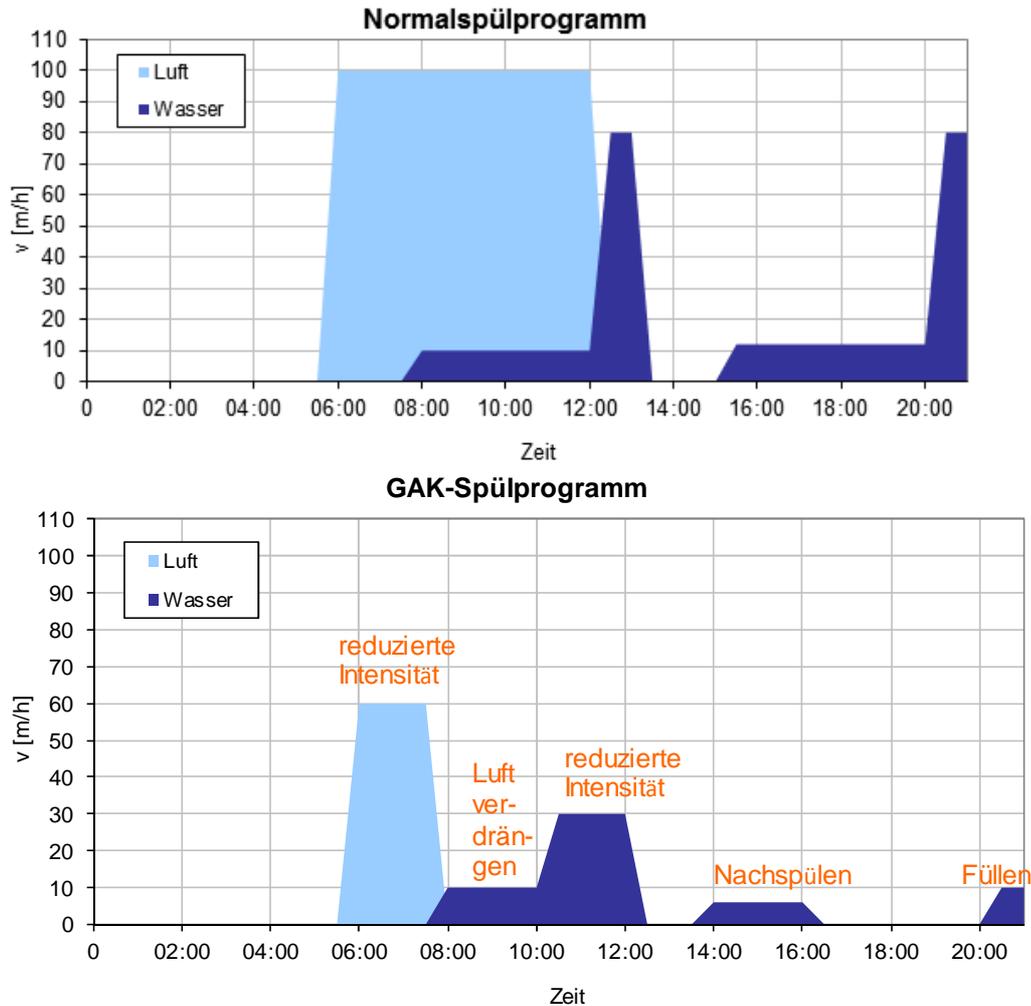
- den zentral für alle Filterkammern relevanten und mit Werten belegten Variablen in der obersten Ebene und
- den Schrittketten mit diesen Parametern, mit denen drei verschiedene Spülvarianten vorhanden waren (Normal-, Schnell- und Direktspülung) in der unteren Ebene, die 14 Mal für jeweils zwei nebeneinander liegende Filterkammern separat programmiert war.

Das Schrittkettenprogramm (siehe Tabelle 3.8) der beiden zu GAK-Adsorbern umgenutzten Filterkammern wurde unter Nutzung der global angelegten Parameter modifiziert. Von besonderer Bedeutung war hierbei das Design der Filterkammern, das einen sogenannten „Aufstau“-Spülprozess vorgibt. Im Gegensatz zur „Durchlauf“-Spülung mit Spülwasser-austrag mittels Tulpe oder Rinne findet der Austrag des Spülwassers nicht gleichzeitig mit dessen Eintrag statt. Die Klappe für den Spülwasserablauf ist während der Wasserspülphase geschlossen, um Filtermaterialaustritt aus der Kammer zu unterbinden. Das mit Trübstoff beladene Spülwasser staut daher in der Filterkammer auf. Erreicht das Wasserniveau einen maximalen Füllstand, müssen die Spülwasserpumpen gestoppt und es muss eine kurze Zeit gewartet werden, damit sich das fluidisierte Filterbett setzen kann. Erst danach sollte das schrittweise Öffnen der Ablaufklappe erfolgen. Durch die Überstauung der Klappe strömt das Wasser dann mit Druck aus der Filterkammer und übt auf das GAK-Korn nahe der Bettoberfläche eine Schleppwirkung aus. Die Öffnung der Klappe muss daher wohl dosiert erfolgen.

**Tabelle 3.8: Schrittkettenprogramm für die Spülung der GAK-Adsorber**

Programmschritt		Bedingungs- kriterium	Aktor	Stellwert	Dauer	Legende
Nr.	Phase					
1	Abfiltrieren		Rohwasserschieber	zu	150s	
2			Zeit Abfiltrieren starten		150s	
3			Filtratschieber	auf		
4			Filtratschieber	zu		L2 = 1,9 m
5	Absenken		Schlammwasserklappe	ST1	150s	ST1 = ca. 30 ° Neigung
6			Schlammwasserklappe	ST2	60s	ST2 = ca. 90 ° Neigung
7			Schlammwasserklappe	zu		L3 = 0,7 m
8	Luftspülung		Spülluftarmatur	auf	2s	
9			Gebälse	DZ1	120s	DZ1 = ca. 60 m/h
10			Gebälse	aus		
11			Spülluftarmatur	zu	10s	
12	Wasserspülung		Spülwasserschieber	gedrosselt	10s	
13			Spülwasserpumpe	N_min		
14			Spülwasserschieber	auf	10s	
15			Spülwasserpumpe	Q1	120s	Q1 = 10 m/h
16			Spülwasserpumpe	Q4		Q4 = 30 m/h
17	Nachspülung	h = H_max	Spülwasserpumpe	Q3	120s	Q3 = 6 m/h
18			Schlammwasserklappe	ST1		ST1 = ca. 30 ° Neigung
19		h < L3	Spülwasserpumpe	aus		
20			Schlammwasserklappe	ST2	300s	ST2 = ca. 90 ° Neigung
21			Schlammwasserklappe	zu		
22	Füllen		Spülwasserschieber	gedrosselt	10s	
23			Spülwasserpumpe	N_min		
24			Spülwasserschieber	auf	10s	
25			Spülwasserpumpe	Q1		Q1 = 10 m/h
26		h = 2,4 m	Spülwasserpumpe	aus		mit Spülwasser Füllen
27			Spülwasserschieber	zu	30s	
28			Freigabe Filtration			

Bei der Feinabstimmung des neuen Spülprogramms wurde mit einem langstieligen Sieb (siehe Bild 3.19) der GAK-Austrag an der Ablaufklappe beobachtet und die Klappenöffnung bzw. die Wartezeit entsprechend angepasst. Die Wartezeiten dürfen aber nicht zu lang gewählt werden, da die Trübstoffe im Filterüberstau sonst wieder zurück auf die Bettoberfläche sedimentieren und nicht ausgetragen werden. Einer Sedimentation wurde zusätzlich dadurch entgegengewirkt, dass die Wasserspülung auf eine Geschwindigkeit von 6 m/h gedrosselt, jedoch nicht eingestellt wurde. Den Aufbau des gesamten Spülprogramms mit seinen Phasen und Einzelschritten zeigt Tabelle 3.8, der zeitliche Ablauf mit den gewählten Spülgeschwindigkeiten im Vergleich zum Normalprogramm der Flockungsfiltration ist in Bild 3.15 dargestellt.



**Bild 3.15: Anpassungen des Spülprogramms: Spülphasen mit den dabei gewählten Spülgeschwindigkeiten (oben: Normalprogramm für Filter der Flockungsfiltration; unten: Spülprogramm der GAK-Adsorber)**

Zusätzlich zu den aufeinander abgestimmten Zeiten und Geschwindigkeiten für den Wasser- und Lufteintrag müssen optimale Randbedingungen für die Gleichverteilung der Spülmedien über dem Filterquerschnitt vorliegen (Stetter et al. 2012). Das betrifft vorrangig:

- Geeignete Kanal- oder Rohrmündungen am Eintritt der Spülmedien in den Raum unter dem Filterboden, im Idealfall Führungssystem für die Spülluft bis unmittelbar unter den Düsenboden durch Ring- oder Spinnenverteiler.
- einen absolut horizontal ausgerichteten Düsenboden
- eine geeignete Wahl der Schlitzweite für die Filterdüsen, die in Zusammenhang mit der Anzahl der Schlitze je Düse und der Anzahl der Düse je Quadratmeter Filterfläche die Einstellung des notwendigen Druckverlustes bei den gewünschten Wasserspülgeschwindigkeiten erlaubt
- die Auswahl von Luftpolsterdüsen, falls eine Luftspülung ermöglicht werden soll.

Eine Sichtkontrolle der leeren Filterkammern vor Einbau der GAK und des Spülbildes (vor allem bei der Luftspülung) stellen sicher, dass die Spülmedien das Bett gut verteilt durchströmen. Die Spülbilder verschiedener Spülphasen zeigen Bild 3.16 bis Bild 3.19.



**Bild 3.16: Luftspülung**



**Bild 3.17: Aufstauspülung**



**Bild 3.18: Nachspülung (voll geöffnete Schlammwasserklappe)**



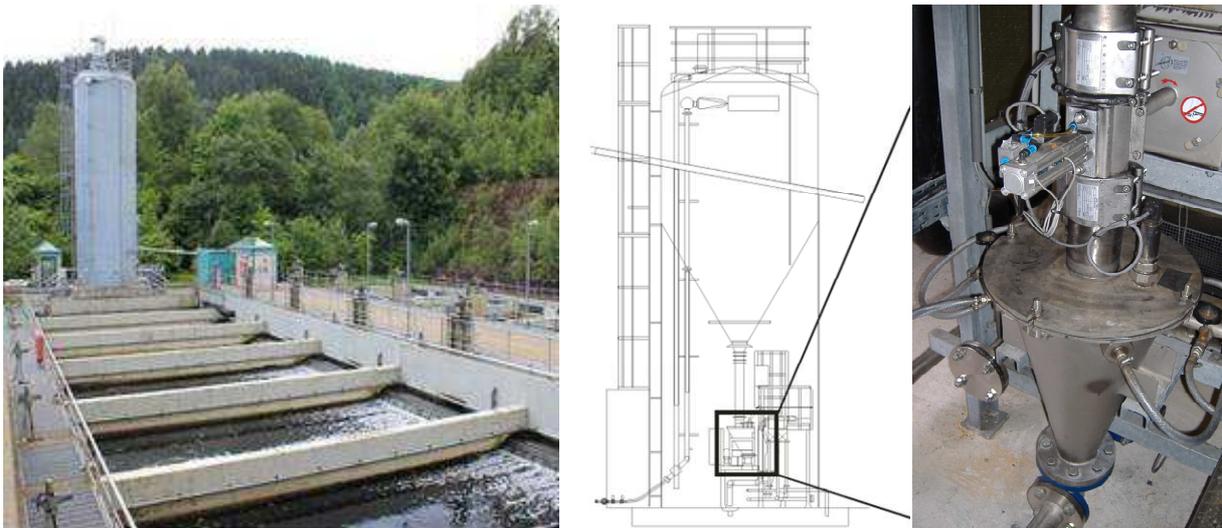
**Bild 3.19: Kontrolle des Materialverlustes über Schlammwasserklappe während der Nachspülung**

### 3.4 PAK-Zugabe in den Flockungsraum der Filtration

#### 3.4.1 Technische Umrüstung zur PAK-Dosierung

Für die großtechnische Dosierung von Pulveraktivkohle in den Überstand eines Filters wurde eine der 28 Filterkammern umgerüstet. Hierzu wurde der Zulauf dieser Filterkammer vom Zulauf der übrigen Kammern abgetrennt und die Beschickung über zwei Tauchmotorpumpen realisiert. Diese Pumpen sind so geregelt, dass immer 1/27 des Gesamtzuflusses der Filterkammer zugeleitet wird.

Die PAK-Dosierung erfolgt aus einem 75 m<sup>3</sup> großen Lagersilo über eine Förderschnecke, welche die trockene pulverförmige Kohle in das Vortex-Gefäß fördert, in dem die Kohle zu einer Suspension mit Wasser vermischt und über eine Treibwasserstrahlpumpe weiter zum Filter transportiert wird. Die Dosierung erfolgt dabei proportional zur Wassermenge, so dass eine konstante PAK-Konzentration (z.B. 20 mg/l) erreicht wird.

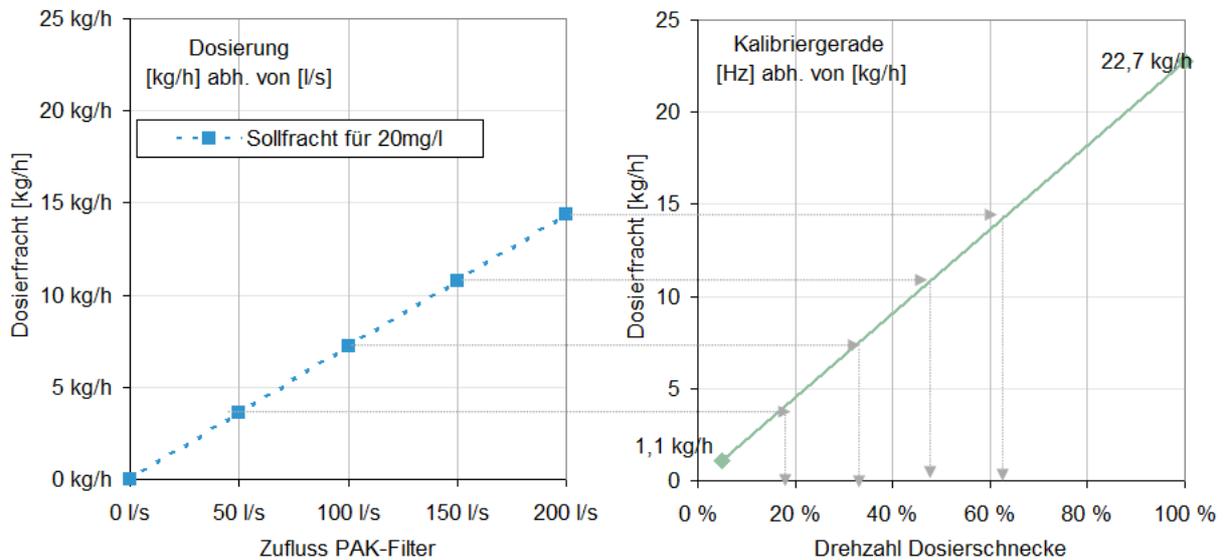


**Bild 3.20: Flockungsfiltration der KA Buchenhofen mit PAK-Lagersilo und Dosiereinrichtung**

Für die zulaufproportionale Zugabe der Pulverkohle wurde eine volumetrische Dosierung verwendet. Hierbei muss die Dosierung auf das verwendete Produkt, bzw. dessen Dichte kalibriert werden, damit immer die richtige Menge gefördert wird. In Abhängigkeit der Wassermenge wird dazu die Drehzahl der Dosierschnecke gesteuert. Die Schnecke wird zuvor mit der maximalen und minimalen Wassermenge kalibriert. Die für die erste Pulverkohle erstellte Kalibriergerade ist beispielhaft in Bild 3.21 dargestellt (rechts).

Die PAK wird anschließend in einen Filtratwasserteilstrom eingespült und dem Filterkammerzulauf druckseitig beigemischt. Die Kohle gelangt somit direkt in den Zulauf zum Filter und der Überstand des Filters dient mit einem Volumen von rund 150 m<sup>3</sup>

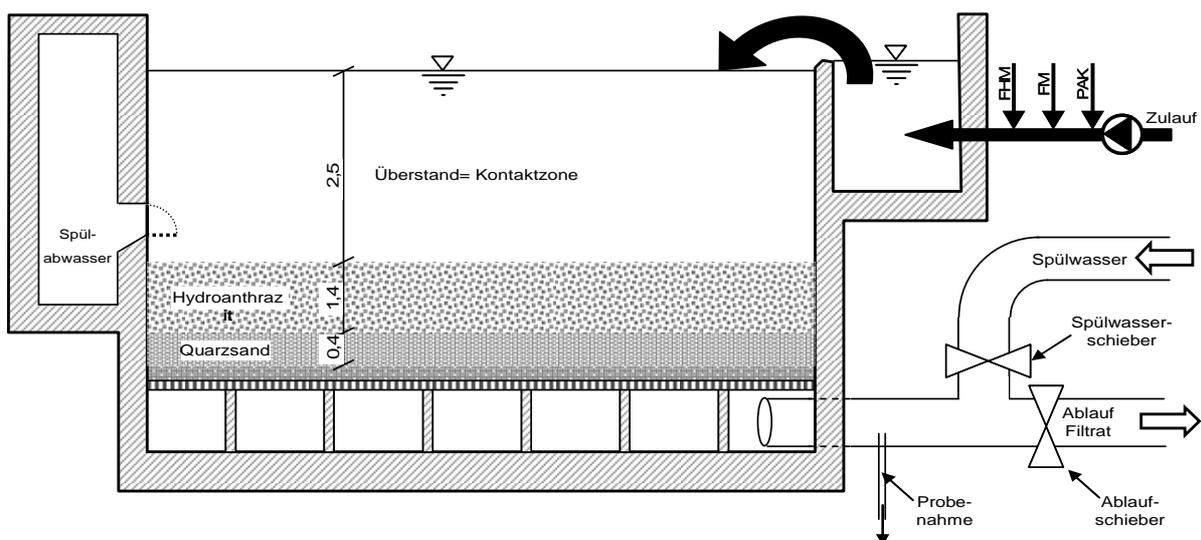
(2,5 m x 60 m<sup>2</sup>) als Kontaktzone. Je nach Zulaufwassermenge stellt sich eine Kontaktzeit zwischen 12,5 und 50 Minuten ein. Der Filteraufbau ist in Bild 3.22 dargestellt.



**Bild 3.21: Steuerung der PAK-Dosierung. Links: Dosierte Fracht in Abhängigkeit der Wassermenge; Rechts: Kalibriergerade der Dosierschnecke mit Drehzahl in Abhängigkeit der Dosierfracht.**

Die PAK gelangt mit dem Wasserstrom in das Filterbett und wird dort eingelagert, bis sie bei der Filterspülung aus der Filterkammer ausgetragen wird.

Neben der Pulveraktivkohle besteht die Möglichkeit, Fällmittel in Form von Eisen-III-Chlorid-Sulfat und Flockungshilfsmittel in den Zulauf zu dosieren, um den Rückhalt der Aktivkohle im Filter zu verbessern.

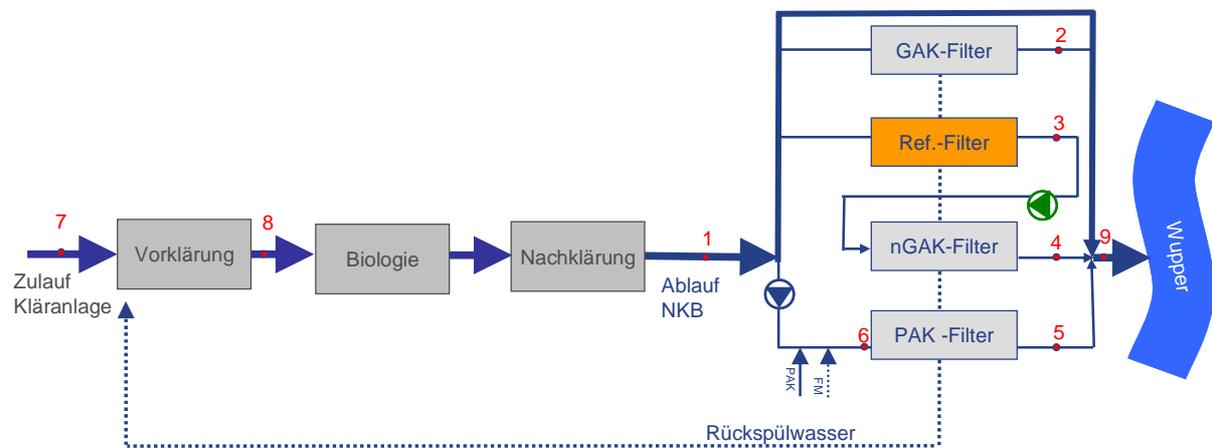


**Bild 3.22: Skizze zur PAK-Dosierung in den Filterüberstand**

### 3.5 Probenahme und Analytik

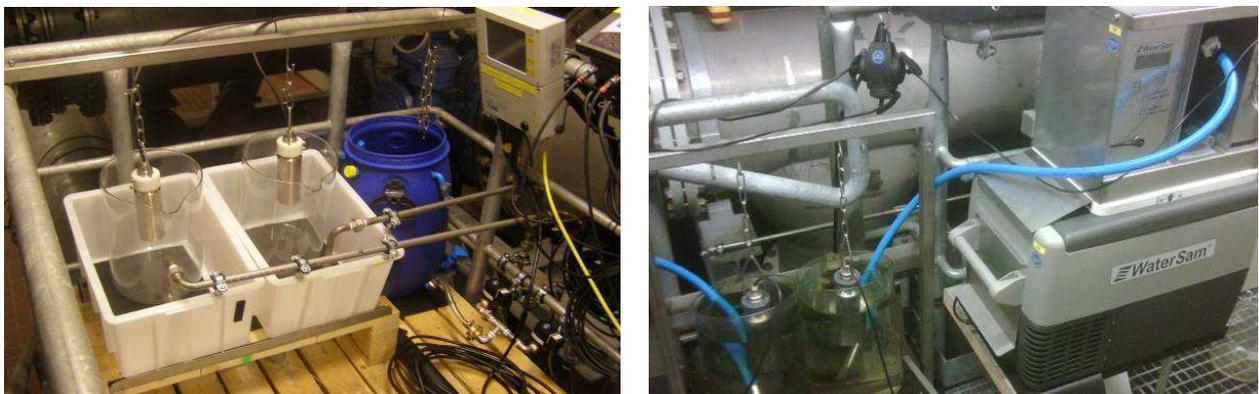
#### 3.5.1 Mess- und Probenahmestellen

Für die Durchführung des Messprogramms wurden der Zulauf der Flockungsfiltration (1), sowie die Abläufe der Versuchsfilter (2, 4, 5) und des Referenzfilters (3) mit automatischen Probennehmern ausgerüstet (vgl. Bild 3.23). Mit den dort entnommenen Proben kann die Elimination im Filter ermittelt werden. Zur Bestimmung der Gesamtelimination an Spurenstoffen im Verlauf der Kläranlagenpassage wurden zusätzlich die vorhandenen Probennehmer im Zulauf (7) und im Ablauf der Vorklärung (8) genutzt.



**Bild 3.23: Fließbild mit Probenahme- und Messstellen**

Für die Überwachung und Feststellung von Kohledurchbrüchen durch die Filter wurden an allen Filterabläufen (2 bis 5) und im Zulauf des PAK-Filters (6) online-Trübungssonden installiert. Um den Verlauf der CSB-Elimination im nGAK-Filter zu kontrollieren wurden im Ablauf der Nachklärung (1), im Ablauf des nGAK-Filters (4) und im Gesamtablauf des Klärwerks (9) zusätzlich online-CSB-Messungen installiert.



**Bild 3.24: Mess- und Probenahmestellen im Ablauf der Versuchsfilter. (links: Trübungs- und UV-Vis-Sonden; rechts Probennehmer)**

### 3.5.2 Messprogramm

#### Analytik

Die im Versuchszeitraum durchgeführte chemische Analytik ist in Tabelle 3.9 aufgelistet. Dabei waren folgende Einrichtungen/Labore mit den genannten Hauptgebieten beteiligt:

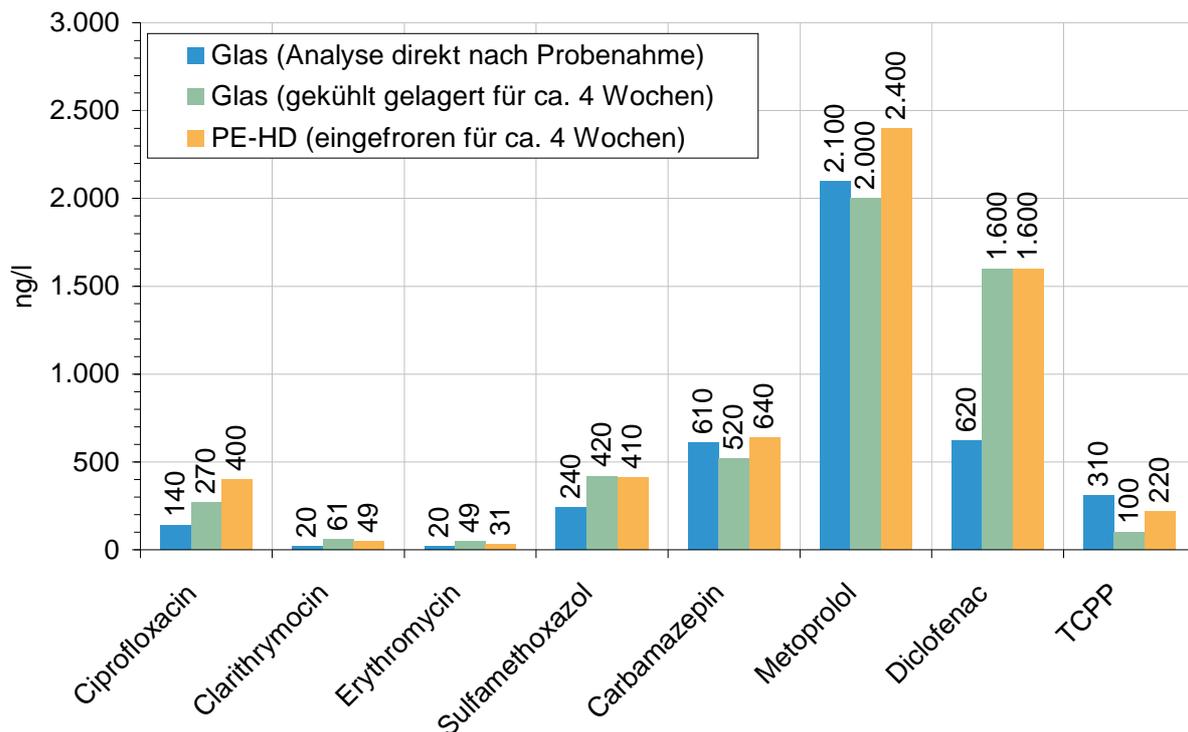
- Bergisches Wasser- und Umweltlabor (bwl)
  - Spurenstoffe
- Abwasserlabor Wupperverband (AWL)
  - Standardabwasserparameter (CSB, DOC, TOC etc.)
  - Feststoffe
- Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasser (IWW)
  - Siebanalysen
  - Regenerierungsversuche für GAK

**Tabelle 3.9: Analysenprogramm**

Parameter	Prüfverfahren	Methode/Gerät	Häufigkeit
CSB	DIN ISO 15705-H45	Küvette	24h-MP 3 x wöchentlich
DOC	DIN EN 1484-H3	Hochtemperatur-aufschluss	24h-MP 3 x wöchentlich
N <sub>ges</sub>	DIN EN 12260 – 2003 H 34	Hochtemperatur-aufschluss	24h-MP 3 x wöchentlich
NH <sub>4</sub> -N	DIN EN ISO 11732 E23	Photometrisch	24h-MP 3 x wöchentlich
PO <sub>4</sub> -P	DIN 38405-D11	Photometrisch	24h-MP 3 x wöchentlich
Koloniebildende Einheiten bei 22°C	TrinkwV 01 (11) Anl. 5 Teil d) bb)	---	24h-MP 2 x monatlich
Koloniebildende Einheiten bei 36°C	DIN EN ISO 6222 (K5)	---	24h-MP 2 x monatlich
Summe aus 4-/5-MethylBTA, BTA	Hausverfahren	LC-MS/MS	24h-MP 2 x monatlich
T CPP	Hausverfahren	GC-MS	24h-MP 2 x monatlich
Alle weiteren Spurenstoffe	Analog EPA Methode 1694		24h-MP 2 x monatlich
CSB Äquivalente	keine	UV-Vis	kontinuierlich
Trübung	DIN EN ISO 7027	Nephelometrisch	kontinuierlich

### Lagerung und Konservierung

Vor Beginn des Messprogramms wurden Konservierungsversuche durchgeführt, bei denen die Proben (1) frisch, (2) nach 4 Wochen in Glasflaschen gekühlt und dunkel gelagert sowie (3) über 4 Wochen eingefroren und wieder aufgetaut analysiert wurden. Die Ergebnisse dazu zeigt Bild 3.25. Auf Grund der uneinheitlichen Ergebnisse und teilweise erheblichen Differenzen der Ergebnisse zwischen den verschiedenen Lagerungen wurde in Abstimmung mit dem LANUV vereinbart, die Proben grundsätzlich frisch zu analysieren und Lagerzeiten zu vermeiden.



**Bild 3.25: Ergebnisse des Konservierungstests (Probenvergleich)**

### Probenahmestrategie zur Ermittlung der Gesamtelimination

Für die Ermittlung der Gesamtelimination des Klärwerks wurden in der Versuchslaufzeit an insgesamt sechs Zeitpunkten 72h-Mischproben an allen in Kap. 3.5.1 dargestellten Probenahmestellen genommen und auf die in Tabelle 3.9 aufgelisteten Inhaltsstoffe analysiert. Nach verschiedenen aktuellen Untersuchungen bietet eine 72h-MP den genauesten Querschnitt. So kann es bei einem Vergleich von Zu- und Ablaufkonzentrationen zur Ermittlung der Eliminationsrate über den gesamten Kläranlagenprozess je nach gewählter Probenahmestrategie zu erheblichen Minder- oder Mehrbefunden kommen. Die Wiederfindungsrate im Ablauf, bezogen auf die Zulaufkonzentration, liegt jedoch auch bei 72h-Mischproben nicht zwangsweise bei 100% (Böckmann, 2013).

### 3.5.3 Datenbasis für die Auswertungen

#### Untersuchungszeitraum

Der Versuchsbetrieb wurde in der letzten Oktoberwoche 2013 gestartet und endete nach 18 Monaten im Mai 2015. Insgesamt wurden Daten vom 01.11.2013 bis zum 01.05.2015 ausgewertet. Die GAK-Filter und der Referenzfilter waren in dieser Zeit durchgängig in Betrieb (546 Tage, bzw. 1,5 Jahre). Der PAK-Filter wurde mit zwei verschiedenen Aktivkohlen betrieben, insgesamt wurde im Untersuchungszeitraum an 390 Tagen Kohle dosiert.

#### Messdaten

In dem vorgenannten Zeitraum wurden die in Tabelle 1.1 (Spurenstoffe) und Tabelle 3.9 (Analysenprogramm) gelisteten Parameter regelmäßig überwacht. Die Standardabwasserparameter wurden dabei 3x wöchentlich, die Spurenstoffe 2x monatlich analysiert. Insgesamt wurde die in Tabelle 3.10 dargestellte Anzahl an Messungen durchgeführt.

In manchen Fällen lag das Ergebnis der Spurenstoffanalyse unter der Bestimmungsgrenze (BG), so dass zwar ein positiver Befund festgestellt wurde, aber keine genaue Quantifizierung möglich war. In diesen Fällen wurde für die Spurenstoffe als Messwert die halbe Bestimmungsgrenze angesetzt.

**Tabelle 3.10: Zusammenfassung der Messstellen, Parameter und Anzahl der Daten**

Messstellen		Anzahl Messwerte im Untersuchungszeitraum				
		CSB/CSBfilt		Fe/AFS Überstand	Spurenstoffe	
		24h-MP	online 15min	Stichprobe	24h-MP	72h-MP
Zulauf Kläranlage	KA <sub>zu</sub>			-	-	6
Zulauf Biologie	BB <sub>zu</sub>			-	-	6
Zulauf Filtration	FF <sub>zu</sub>	194	57.756	38	23	6
Abl. Referenz-Filter	Filter 14	193	60.178	-	23	6
Abl. PAK-Filter (PAK_1)	Filter 7	89	-	-	5	3
Abl. PAK-Filter (PAK_2)	Filter 7	34	-	-	5	3
Abl. GAK-Filter	Filter 2	190	-	-	23	6
Abl. nGAK-Filter	Filter 1	193	59.637	-	23	6

## 4 Ergebnisse des Versuchsbetriebs

### 4.1 Untersuchungen zum Filterbetrieb

Mit der Erweiterung der Flockungsfiltration zu einer vierten Reinigungsstufe zur Elimination von Spurenstoffen, muss dennoch ein stabiler Filterbetrieb gewährleistet bleiben. Entsprechende Betriebsparameter wurden daher im Rahmen des Versuchsbetriebs kontinuierlich überwacht und ausgewertet. Dazu gehören unter anderem Druck, Durchfluss, Standzeiten und Feststoffrückhalt. Die Ergebnisse werden nachfolgend vorgestellt. Dabei werden jeweils alle Versuchsfilter miteinander verglichen und dem Referenzfilter gegenübergestellt.

Untersuchte Parameter zum Betrieb der Filter	
<b>Hydraulik</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Beschickungsmengen (<math>Q_{\text{Filter}}</math>)</li> <li>• Filtergeschwindigkeiten (<math>v_F</math>)</li> <li>• Kontaktzeiten (<math>t_F</math>)</li> <li>• Bettvolumina (BV)</li> </ul>
<b>Eingesetzte Aktivkohle-Menge</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Pulverkohle-Dosiermenge (<math>C_{\text{PAK}}</math>)</li> <li>• Äquivalente GAK-Konzentration (<math>C_{\text{GAK}}</math>)</li> </ul>
<b>Genauigkeit und Einfluss der PAK-Dosierung</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Trübung und Feststoffe im Filterüberstand</li> <li>• Druckverlust durch zusätzliche Feststoffzugabe</li> </ul>
<b>Feststoffrückhalt der Filter</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Spez. Feststoffbeladung (<math>\text{kg}_{\text{AFS}}/\text{m}^3_{\text{Filtermaterial}}</math>)</li> <li>• Feststoffe / Trübung im Filtrat</li> </ul>
<b>Druckverlust / Standzeiten</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Kriterien zur Filterstandzeit (Spülkriterien)</li> <li>• Auswirkungen auf Filterstandzeit</li> <li>• Druckverlust über Filterlaufzeit</li> </ul>
<b>Einflüsse auf die Kläranlage</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Auswirkung einer Rückführung teilbeladener PAK in die biologische Stufe</li> </ul>

### 4.1.1 Hydraulik und behandelte Wassermenge

#### Gleiche dynamische Beschickung bei allen Filtern

Ziel des Vorhabens ist der Vergleich mehrerer Verfahrensansätze zur Elimination von Spurenstoffen bei ansonsten gleichen betrieblichen Randbedingungen. Hierzu gehört auch eine vergleichbare hydraulische Belastung der untersuchten Filter, da dieser Parameter Einfluss auf die Abscheideleistung eines Raumfilters hat. Aus diesem Grund wurden alle Filter in gleichem Maße dynamisch beschickt, d.h. die Filtergeschwindigkeiten variierten im Versuchszeitraum, die Varianz war jedoch für alle Filter ähnlich.

Die Wassermenge wird bei den konventionellen Filtern über das Zulaufgerinne hydraulisch auf die einzelnen Filterkammern aufgeteilt. Der nGAK-Filter und der PAK-Filter wurden dagegen hydraulisch entkoppelt und mit Pumpen beschickt (vgl. auch Kapitel 3.3.3). Die Regelung der Pumpen erfolgte in Abhängigkeit der gemessenen Wassermenge, so dass auch hier, analog zu den konventionellen Filtern eine dynamische Beschickung erfolgte.

#### Messung der Wassermenge an den Filtratleitungen

An 3 der 4 Versuchsfilter liegen eigene magnetisch induktive Durchflussmessungen (MIDs) vor. Lediglich der GAK-Filter verfügte nicht über eine eigene Messeinrichtung. Aus diesem Grund wurde temporär ein mobiles Ultraschall-Durchflussmessgerät an der Filtratsammelleitung eingesetzt (vgl. Bild 4.1). Mittels Differenzmessung vor und nach dem Filtratzulauf des GAK-Filters konnte die Durchflussmenge dieser Filterzelle bestimmt werden.

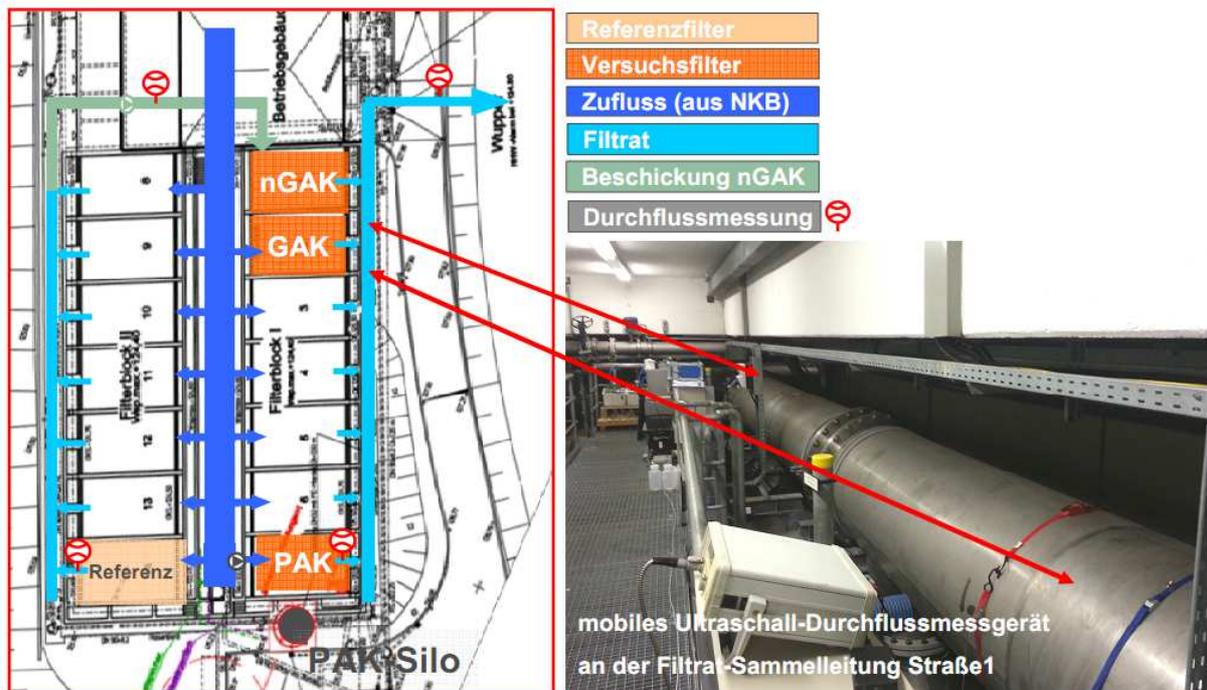
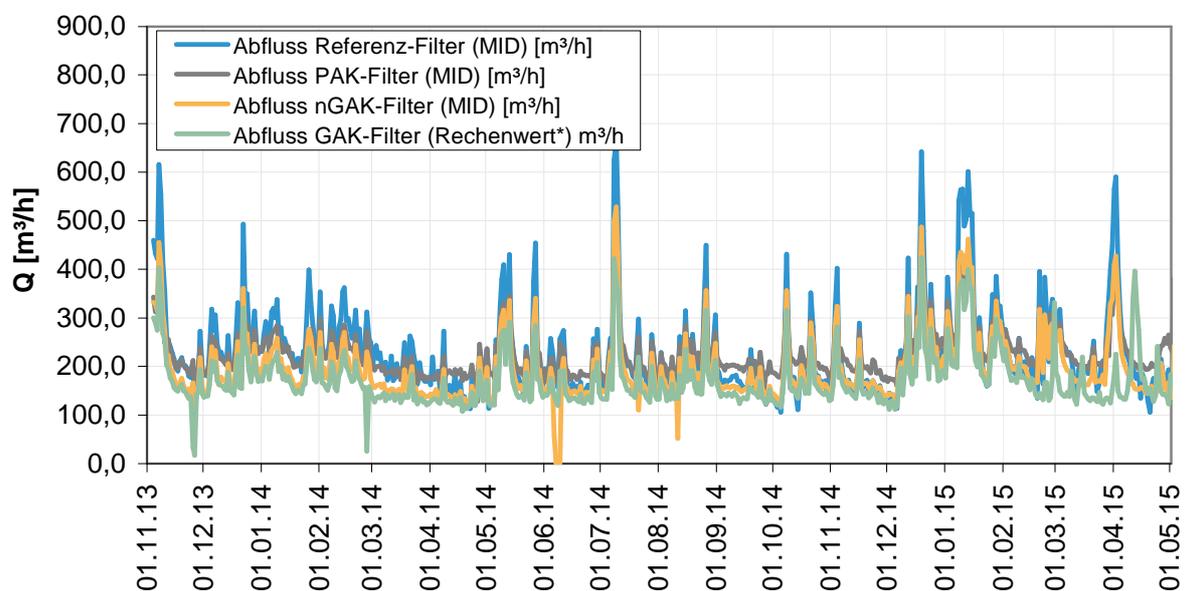


Bild 4.1: Schema und Foto der temporär installierten Durchflussmessung

### Vergleich der Filterbeschickung

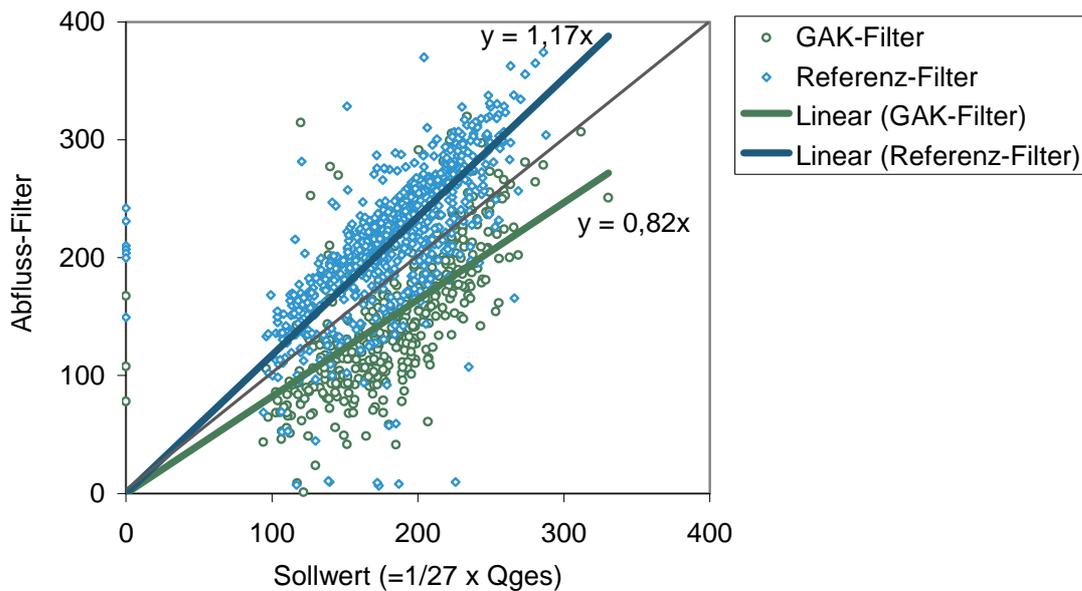
Die gemessenen Durchflussmengen der VersuchsfILTER weichen zum Teil voneinander ab. So hat der Referenzfilter die höchste hydraulische Belastung, während für den GAK-Filter die niedrigste Durchflussmenge ermittelt wurde. Ausschlaggebend ist hierbei vermutlich die Lage der Filterkammern entlang des Zulaufgerinnes. Während es sich bei dem Referenzfilter um einen Eckfilter am Ende des Gerinnes handelt, liegt die GAK-Filterzelle weiter vorne. Es wird angenommen, dass ein Einstau vorzugsweise bei hoher Wassermenge die Überfallhöhe bei den letzten Filterzellen vergrößert und damit die Wassermenge ungleich verteilt wird.

Das nachfolgende Bild 4.2 zeigt hierzu die jeweilige Durchflussmenge pro Filter (dargestellt als Tagesmittel). Es wird deutlich, dass die Dynamik im Jahrgang bei allen Filtern vergleichbar ist, allerdings liegen insbesondere die Wassermengen des Referenzfilters auf einem etwas höheren Niveau.



**Bild 4.2: Vergleich der Beschickungswassermengen der untersuchten Filterzellen**

Da die beschriebene Differenzmessung der Durchflussmenge des GAK-Filters nur temporär erfolgte, wurde für die restliche Versuchszeit ein Faktor in Abhängigkeit der Sollmenge (bei 27 Filtern,  $Q_{\text{Soll}} = Q_{\text{gesamt}}/27$ ) hergeleitet. In Bild 4.3 ist hierzu das Verhältnis der gemessenen Durchflussmenge zur Sollmenge aufgetragen. Im Mittel ergibt sich demnach ein Faktor in Höhe von  $Q_{\text{GAK-Filter}} = 0,82 \times Q_{\text{Soll}}$ . Dieser Faktor wurde konstant für die restliche Versuchsdauer angenommen.



**Bild 4.3: Sollwert und messtechnisch ermittelter Abfluss je Filter**

### Filtergeschwindigkeiten im Vergleich

Die Filtergeschwindigkeiten ( $v_F$ ) der Filter ergeben sich aus den zuvor dargestellten Durchflussmengen bezogen auf 60 m<sup>2</sup> Fläche pro Filter. Die Geschwindigkeiten lagen im Untersuchungszeitraum zwischen 1,5 m/h und 11,0 m/h jeweils im Tagesmittel. Damit ergibt sich eine deutliche Schwankungsbreite, die sich jedoch für alle untersuchten Filter gleichermaßen ergibt.

Im Mittel resultieren die in Tabelle 4.1 genannten Filtergeschwindigkeiten für die untersuchten Filter. Analog zu der Wassermenge zeigt sich auch hier, dass der Referenzfilter als Eckfilter höher hydraulisch belastet wird und die höchsten Spitzen bei der Filtergeschwindigkeit (11 m/h) aufweist. Dagegen haben die anderen Filter maximale Geschwindigkeiten von 7 – 9 m/h.

**Tabelle 4.1: Filtergeschwindigkeiten im Untersuchungszeitraum (1.11.13 – 1.5.15)**

	Min	Mittel	Max
	[m/h]	[m/h]	[m/h]
Referenzfilter	1,54	3,81	11,09
PAK-Filter	2,13	3,80	8,53
GAK-Filter	1,80	2,87	7,07
nGAK-Filter	1,83	3,27	8,80

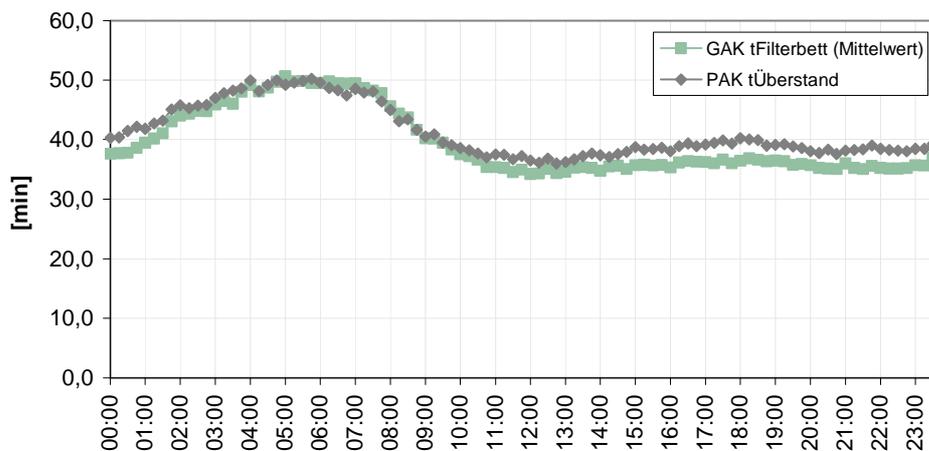
### Kontaktzeiten im Filterbett und Überstand

Die hydraulische Kontaktzeit im Filterbett (EBCT = Empty Bed Contact Time) und die Zeit im Filterüberstand ergeben sich aus der Filtergeschwindigkeit ( $v_F$ ) und der Filterbetthöhe ( $t_F$ ) bzw. der Überstandhöhe ( $t_U$ ).

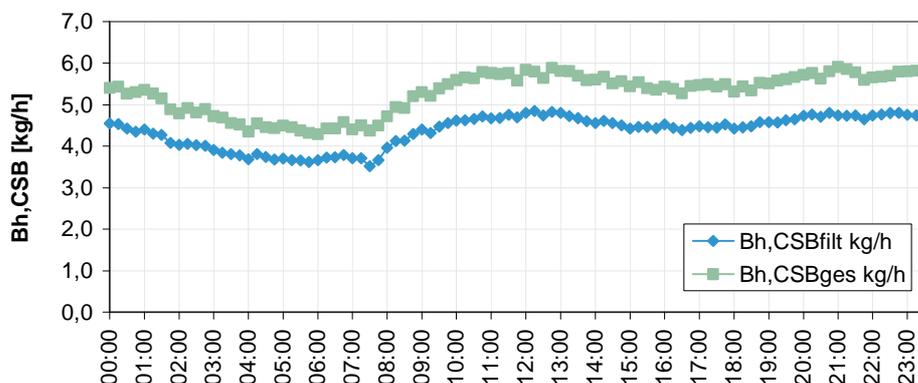
$$\text{EBCT} = \frac{\text{Filterbetthöhe [m]}}{\text{Filtergeschwindigkeit [m/h]}} \cdot 60 [\text{min}]$$

Dieser Zeitraum, in welchem das Adsorbens (Aktivkohle) mit dem Adsorbat (gelöste Schmutzstoffe) in Kontakt kommt, steht für die Kinetik des Adsorptionsvorgangs zur Verfügung. Geringe Kontaktzeiten führen insbesondere bei schwer zu adsorbierenden Stoffen (hydrophil oder große Moleküle) zu einer geringeren Adsorption.

Neben jahreszeitlichen Schwankungen ist insbesondere auch der Tagesgang in der Zulaufhydraulik für die resultierende Kontaktzeit von Bedeutung. Wie das nachfolgende Bild 4.4 zeigt, kommt es in den Nachtstunden mit niedriger Zulaufwassermenge zu einer deutlich höheren Kontaktzeit. Gleichzeitig ist anzunehmen, dass die Konzentrationen der zu adsorbierenden Spurenstoffe in den Nachtstunden am niedrigsten sind.



**Bild 4.4:** Tagesgang der hydraulischen Kontaktzeit (Mittelwert über Versuchsdauer)

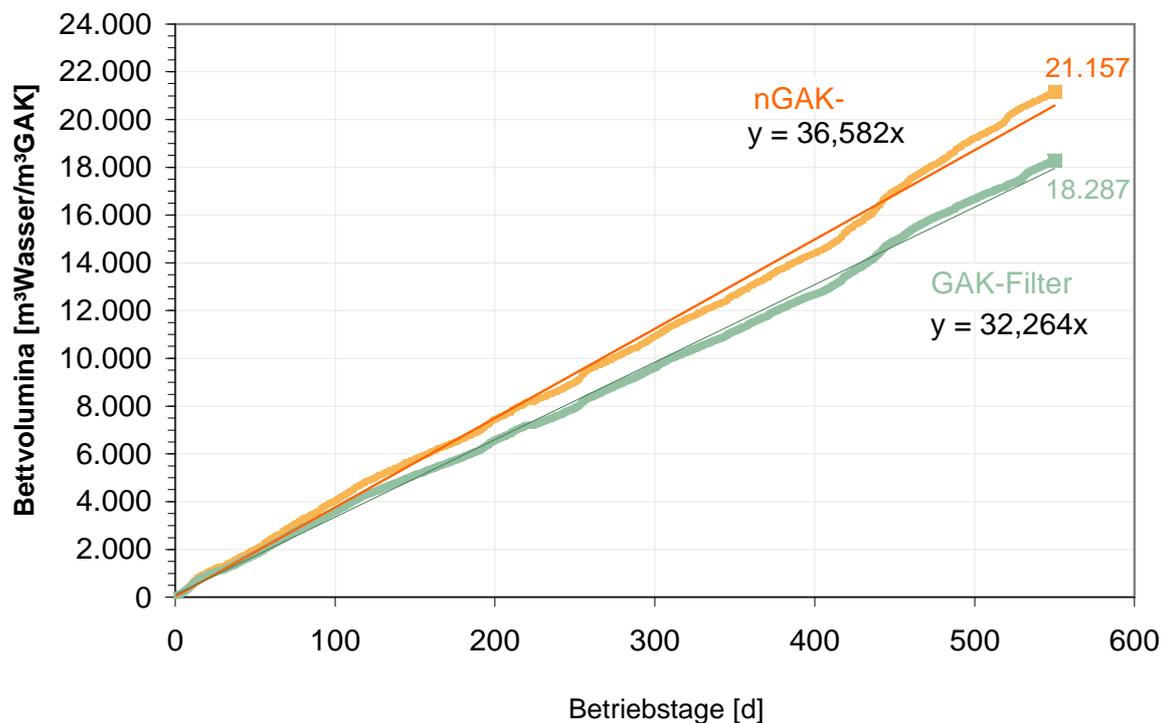


**Bild 4.5:** Tagesgang der CSB-Zulaufkraft (Mittelwert über Versuchsdauer)

### Behandelte Wassermenge (Bettvolumina)

Als Bettvolumina (BV) wird das Verhältnis von behandelter Wassermenge bezogen auf das GAK-Volumen bezeichnet ( $BV = V_{\text{Wasser}} / V_{\text{Filtermaterial}}$  in  $\text{m}^3/\text{m}^3$ ). Der Wert dient damit als Kennwert für eine spezifische hydraulische Beschickung, um das „Alter“ der GAK-Schüttung im Filterbett zu beschreiben.

In Abhängigkeit von der Durchflusswassermenge stieg die Zahl der Bettvolumina im Untersuchungszeitraum mit der Laufzeit kontinuierlich an und erreichte bis zum Versucheende einen Wert von 21.167 BV für den nGAK-Filter bzw. 18.287 BV für den GAK-Filter (vgl. Bild 4.6).

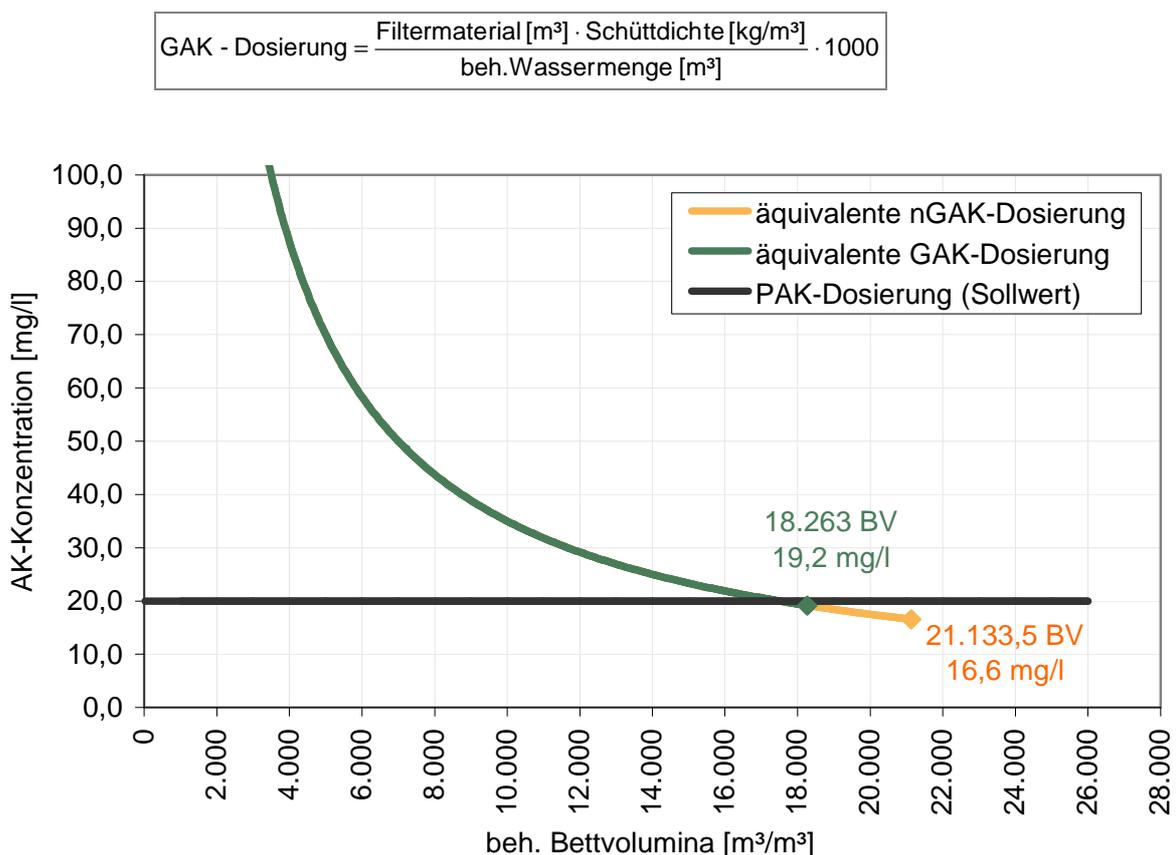


**Bild 4.6:** Anstieg der behandelten Bettvolumina während des Untersuchungszeitraums

### 4.1.2 Eingesetzte GAK im Vergleich zur PAK-Konzentration

Während die Pulveraktivkohle (PAK) durch eine durchflussproportionale Zugabe in einer konstanten Konzentration zudosiert wurde (hier: 20 mg/l), ergibt sich bei den GAK-Filtern aufgrund der kontinuierlichen Beschickung eine rechnerisch abnehmende Konzentration an Frischkohle in Bezug zur Wassermenge. Zur Berechnung dieser „äquivalenten GAK-Dosierung“ wird das Schüttvolumen der GAK [m<sup>3</sup>] mit einer Schüttdichte von 350 kg/m<sup>3</sup> multipliziert und auf die behandelte Wassermenge bezogen. Es ergibt sich der in Bild 4.7 gezeigte Konzentrationsverlauf im Vergleich zur PAK-Dosierung.

Erst bei ca. 18.000 BV wurde rechnerisch eine „genutzte“ GAK-Konzentration im Bereich der kontinuierlich erfolgten PAK-Dosierung erreicht. Bis ca. 8.000 BV liegt die Dosiermenge sogar um mindestens den Faktor 2 über der der PAK-Dosierung. Dies ist bei der Interpretation der Reinigungsleistung zu berücksichtigen.



**Bild 4.7:** Berechnete Aktivkohle-Konzentrationen für GAK/nGAK-Filter im Vergleich zur gewählten PAK-Dosierung

### 4.1.3 Feststoffbelastung und AFS-Beladung der Filter

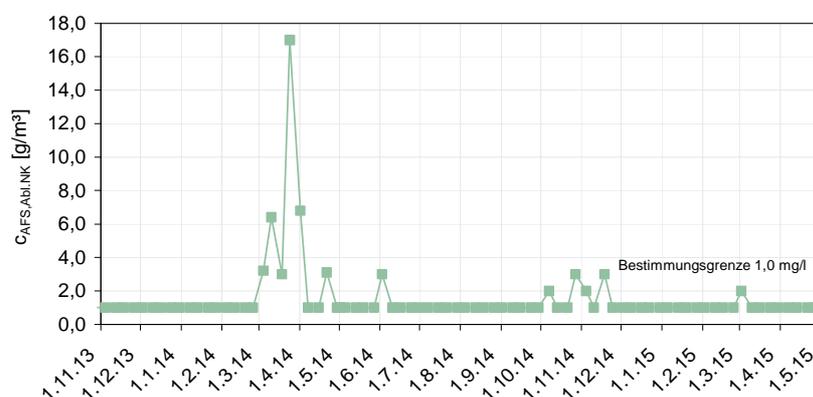
Mit Ausnahme des nGAK-Filters ergibt sich die Feststoffbelastung ( $\text{kg}_{\text{AFS}}/\text{h}$ ) der Filter aus der AFS-Konzentration im Ablauf der Nachklärung. Im Falle des PAK-Filters kommt zusätzlich auch der Massenstrom an Feststoffen durch die PAK-Zugabe hinzu. Die Filterbeladung ( $\text{kg}_{\text{AFS}}/\text{m}^3_{\text{Filterbett}}$ ) berechnet sich aus den über die Filterlaufzeit seit der letzten Spülung im Filterbett zurückgehaltenen Feststoffen bezogen auf das vorhandene Filterbettvolumen. Um die zurückgehaltene Fracht zu erhalten müssen die Feststoffbelastungen der Filtrate bestimmt oder über die Abscheideleistung abgeschätzt und subtrahiert werden. Es ergibt sich die nachfolgende Gleichung:

$$Y = \frac{(B_{d,\text{AFS},\text{zu}} + B_{d,\text{PAK}}) - B_{d,\text{AFS},\text{ab}}}{V_{\text{Filter}}} \text{ [kg/m}^3\text{]}$$

mit:  $Y$  = spezifische Feststoffbelastung des Raumfilters [ $\text{kg}/\text{m}^3$ ]  
 $B_{d,\text{AFS},\text{zu}}$  = Feststoff-Fracht im Ablauf der Nachklärung [kg]  
 $B_{d,\text{PAK}}$  = Feststoff-Fracht durch PAK-Dosierung [kg]  
 $B_{d,\text{AFS},\text{ab}}$  = Feststoff-Fracht im Filtrat [kg]  
 $V_{\text{Filter}}$  = Volumen des Filtermaterials [ $\text{m}^3$ ] (=2,0m x 60m<sup>2</sup> = 120 m<sup>3</sup>)

Die Auslegungskennwerte der Filterbeladung liegen bei konventionellen Filterstufen im Trockenwetterfall im Bereich von 3 – 4  $\text{kg}/\text{m}^3$ . Mit zusätzlicher Flockung wird eine geringere nutzbare Beladung von ca. 2,5  $\text{kg}/\text{m}^3$  angegeben (EAWAG, 2010). In dem Vorprojekt MIKROFlock konnte eine maximale Beladung von ca. 2,0  $\text{kg}/\text{m}^3$  bei Dosierung von Pulverkohle mit gleichzeitiger Fällmittelzugabe ermittelt werden (Bornemann et al. 2012).

Die im Untersuchungszeitraum gemessene AFS-Konzentration im Ablauf der Nachklärung ist in Bild 4.8 dargestellt. Bis auf wenige Ausnahmen lag die Feststoffkonzentration im Ablauf der Nachklärung demnach bei  $C_{\text{AFS},\text{Abi.NK}} \leq 1,0 \text{ mg/l}$ , also in einem sehr geringen, nicht mehr messbaren Bereich. Für die Abschätzung der Filterbeladung wird dennoch ein Mittelwert in Höhe von 1,5  $\text{mg}_{\text{AFS}}/\text{l}$  über den gesamten Versuchszeitraum angesetzt, da für die Analysen unter der Bestimmungsgrenze (BG) ein Wert in Höhe von 1,0  $\text{mg/l}$  angesetzt wird.



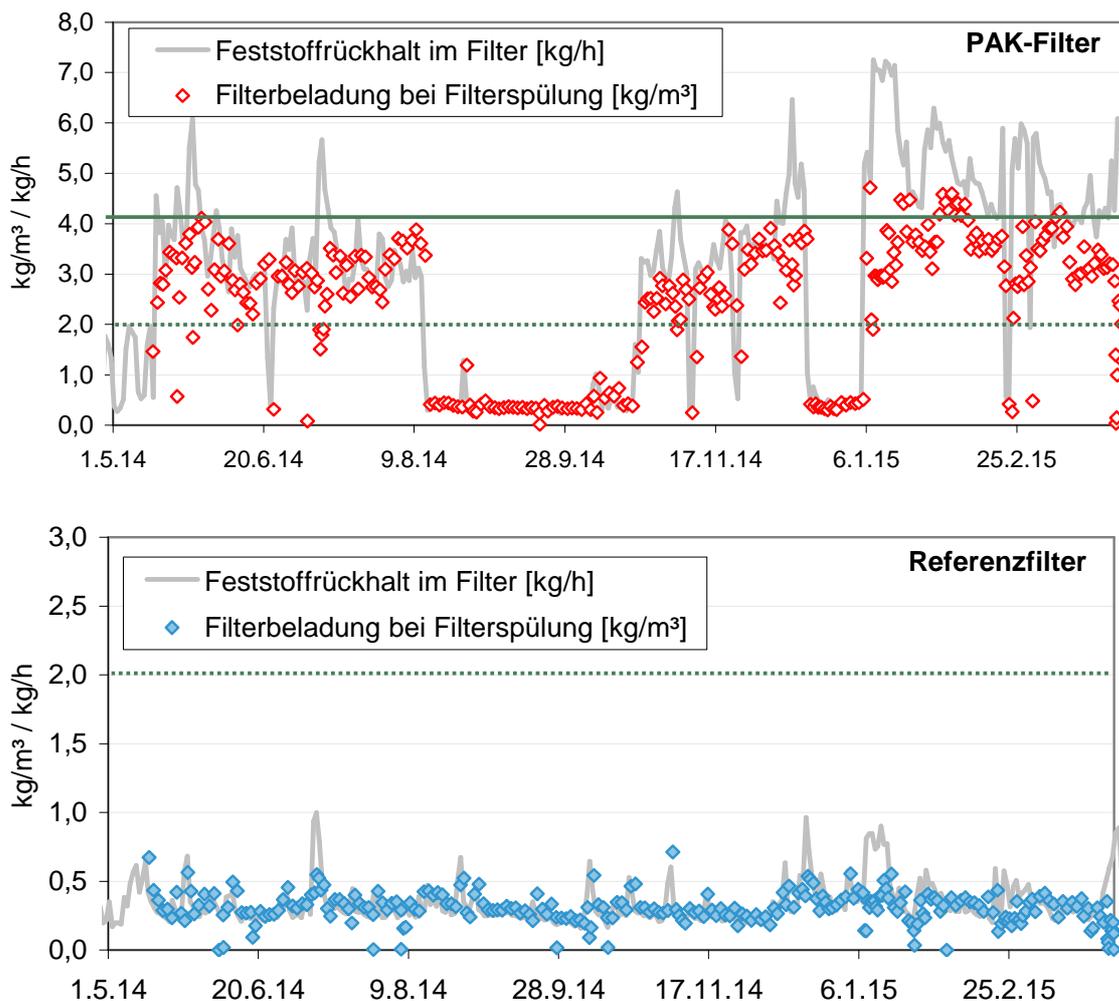
**Bild 4.8:** Gemessene Feststoff-Konzentrationen im Ablauf der Nachklärung

Diese geringe Feststoffbelastung aus dem Ablauf der Nachklärung führt dazu, dass auch mit einer zusätzlichen Feststoffzugabe von 20 mg/l durch die PAK die maximale Filterbelastung nicht vor Erreichen des gewünschten Spülzyklus von 24 h erreicht wird.

Nicht alle Feststoffe können im Filterbett zurückgehalten werden. Für den PAK-Filter wurde anhand einer Massenbilanzierung ein Feststoffrückhalt in Höhe von 96 % ermittelt, d.h. 4 % der Feststoffe im Zulauf finden sich im Filtrat wieder (Bornemann et al., 2012). Weiteres zur Kontrolle des Feststoffrückhaltes findet sich in Kapitel 4.1.5.

Im Ergebnis kann für jeden Filtrationszyklus eine Filterbelastung in Abhängigkeit der Wassermenge und den oben genannten Feststoffkonzentrationen bzw. Abscheideleistungen abgeschätzt werden. Das folgende Bild 4.9 zeigt die erreichte Beladung ( $\text{kg}/\text{m}^3$ ) kurz vor der Filterspülung. Dabei kann die Spülung nach einer vorgewählten Zeit oder aufgrund des Druckverlustes eingeleitet worden sein (vgl. dazu 4.1.4).

Die Endbelastung inklusive der PAK liegt mit 2 bis 4  $\text{kg}/\text{m}^3$  in einem plausiblen Bereich, der sich für Raumfilter auch in den Auslegungskennwerten wiederfindet.



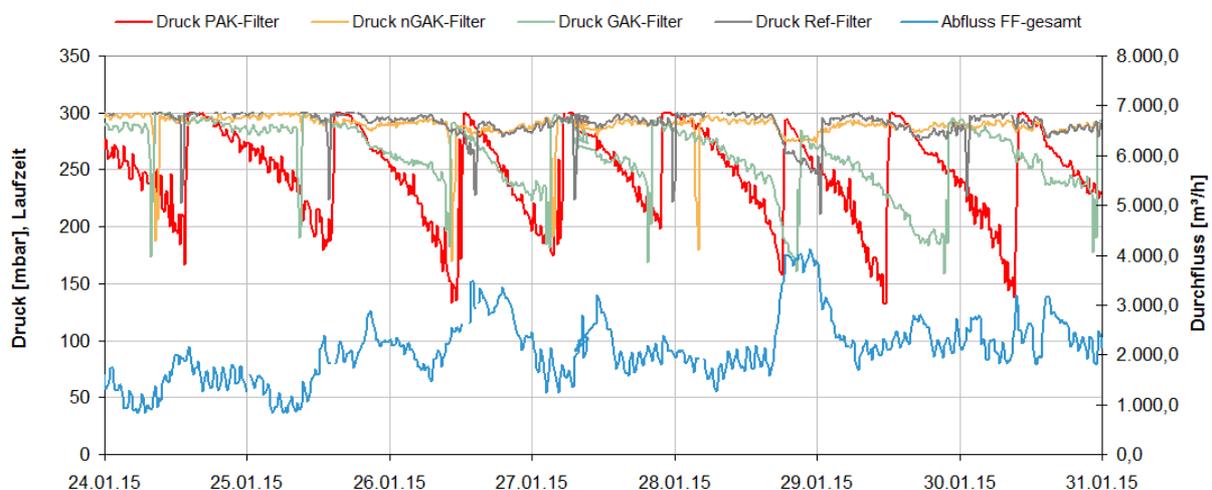
**Bild 4.9: Mittlere Feststoffbelastung und Filterbelastung bei Filterspülung im PAK-Filter und zum Vergleich im Referenzfilter**

#### 4.1.4 Druckverlust und Filterlaufzeiten

Wie aus dem vorherigen Kapitel hervorgeht, werden die konventionellen Filter bis zum Zeitpunkt der Rückspülung mit maximal  $0,5 \text{ kg}_{\text{AFS}}/\text{m}^3_{\text{Filterbett}}$  beladen, wohingegen der PAK-Filter mit  $2 - 4 \text{ kg}_{\text{AFS}}/\text{m}^3_{\text{Filterbett}}$  beladen wird (vgl. Kapitel 4.1.3). Die im Filter abgeschiedenen Partikel führen dabei zu einer Verkleinerung der durchströmbaren Zwischenräume (Interstitialvolumen) im Filterbett. Dadurch kommt es innerhalb eines Zyklus zwischen zwei Spülvorgängen zu einem Anstieg des hydraulischen Widerstandes, der sich als Druckverlust messen lässt. Der Druck wird standardmäßig in der Druckkammer unter dem Filterboden gemessen. Der Startwert nach einer Spülung, d. h. nach dem Auffüllen des Filterüberstauraumes bis zu einer definierter Höhe des Wasserspiegels und ruhendem Filtrationsbetrieb, beträgt an dieser Stelle 300 mbar und dient als Referenzwert zur näherungsweise Ermittlung des Druckverlustes.

Die Standzeiten der Filter bis zum Einleiten der Filterspülungen werden also teilweise direkt (24 h Standzeit als Maximum) vorgegeben oder bereits zuvor von einem maximal zulässigen Druckverlust limitiert, der zur Anlagensteuerung nur qualitativ erfasst wird: Nach Filtrationsstart zunächst über den zunehmenden Öffnungsgrad der Ablaufarmatur bis dieser 100 % erreicht und danach durch einen Anstieg des Wasserspiegels im Überstauraum des Filters bis zum Erreichen einer maximalen Überstauhöhe, die den Filtrationsbetrieb stoppt. In der Regel werden die Filter einmal täglich d. h. im 24-h-Modus gespült. Für den nGAK-Filter wurde die tägliche Spülung ausgesetzt und die maximale Laufzeit auf eine Woche begrenzt.

In dem nachfolgenden Bild 4.10 ist exemplarisch ein Wochengang mit unterschiedlichen hydraulischen Belastungen der Filter dargestellt. Der Vergleich des gemessenen Drucks zeigt deutlich, dass der PAK-Filter durch die zusätzliche Beladung mit Feststoffen eine schnellere Feststoffbeladung und somit einen schneller anwachsenden Druckverlust erfährt.



**Bild 4.10: Wochengang des Druckverlustes aller untersuchten Filter im Vergleich zur gesamten Durchflusswassermenge**

### 4.1.5 Feststoffrückhalt im Filterbett

#### Rückhalt der Pulverkohle

Ein wichtiges Erfolgskriterium ist der vollständige Rückhalt der (teil-)beladenen PAK zusammen mit den übrigen Feststoffen im Filterbett. Bei einem Durchbruch würde einerseits die ausgetragene Kohle zur Steigerung der Trübung im Ablauf und damit zu einer Verschlechterung der Überwachungswerte führen, zum anderen würde die mit Spurenstoffen beladene Kohle in das Gewässer eingetragen.

Während die Partikelgröße der PAK bei  $< 0,045$  mm liegt, hat das Filterbett eine Körnung von  $> 0,7$  mm. Dieser Größenunterschied ist bei einer Tiefenfiltration zwar erwünscht, um eine Raumwirkung für die Trübstoffeinlagerung zu erreichen, führt aber dazu, dass ein guter Abscheidegrad für die PAK nicht erreicht werden kann. Aus diesem Grund wird der Rückhalt durch die Dosierung von Fällmittel, hier Eisen(III)-Chloridsulfat, unterstützt. Durch den Hilfsstoff wird die Oberflächenladung der Partikel entstabilisiert und es kommt teilweise zu einer Agglomeration der Partikel, wodurch ein nahezu vollständiger Rückhalt erreicht wird.

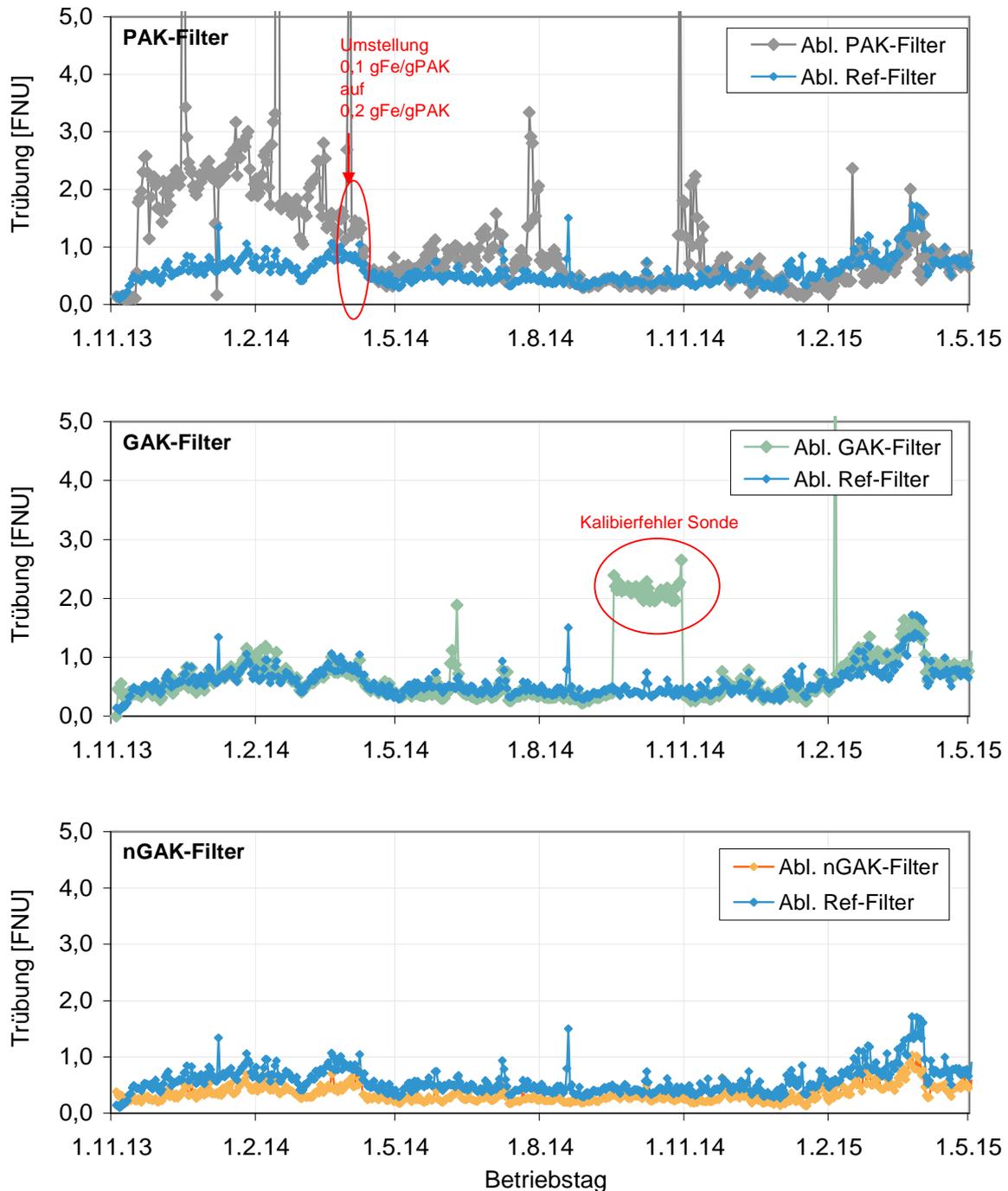
Mehrere Massenbilanzen um die Filterzelle bestätigten einen mittleren Feststoffrückhalt von über 96 % auch bei Dosierung von Pulverkohle (Bornemann et al., 2012). Sowohl für die Kontrolle der Dosierung als auch für die Ablaufkontrolle erwiesen sich Trübungsmessungen als geeignet. Obwohl eine direkte Korrelation der Trübungsmessung zur Feststoffkonzentration vor allem in geringen Konzentrationsbereichen nicht gegeben ist, kann durch eine online-Messung der Trübung sowohl ein Ausfall der Dosierung als auch ein Kohledurchbruch im Ablauf sicher festgestellt werden.

#### Kontrolle der Feststoffe im Filtrat über Trübungsmessung

Sowohl die dosierte Pulverkohle als auch ein möglicher Abrieb der eingebauten GAK sollten nicht in das Filtrat gelangen. Die Kontrolle des Feststoffrückhaltes kann über eine Feststoffmessung im Ablauf erfolgen. Schneller und einfacher ist jedoch eine online-Trübungsmessung im Filtrat. Dabei ist je nach Abwasser eine Trübung von 0,5 – 1,0 FNU als Referenzwert anzusetzen. Hierzu zeigt folgende Abbildung (Bild 4.11) die Trübung im Tagesmittel der Versuchsfilter im Vergleich zum Referenzfilter.

Entgegen der in Bornemann et al. (2012) verwendeten Eisen(III)-Dosiermenge in Höhe von  $c_{\text{Fe}} = 2,0$  mg/l (=  $0,1$  g<sub>Fe</sub>/g<sub>PAK</sub>) musste im Falle der hier verwendeten PAK die Fe-Dosierung auf 4,0 mg/l erhöht werden. Nur mit der erhöhten Dosierung konnte für das Filtrat des PAK-Filters die gleiche Trübung ermittelt werden wie im Referenzfilter. Die Umstellung von 0,1 auf 0,2 g<sub>Fe</sub>/g<sub>PAK</sub> und die damit verbundenen Auswirkungen sind in Bild 4.11 deutlich an den niedrigeren Trübungswerten zu erkennen.

Neben dem Einfluss der Hilfsmittel spielt auch die Genauigkeit der Trübungssonden eine Rolle. Diese sollten regelmäßig mit entsprechenden Formazin-Lösungen kalibriert werden um Einflüsse von Messfehlern zu vermeiden (vgl. Bild 4.11, GAK-Filter).



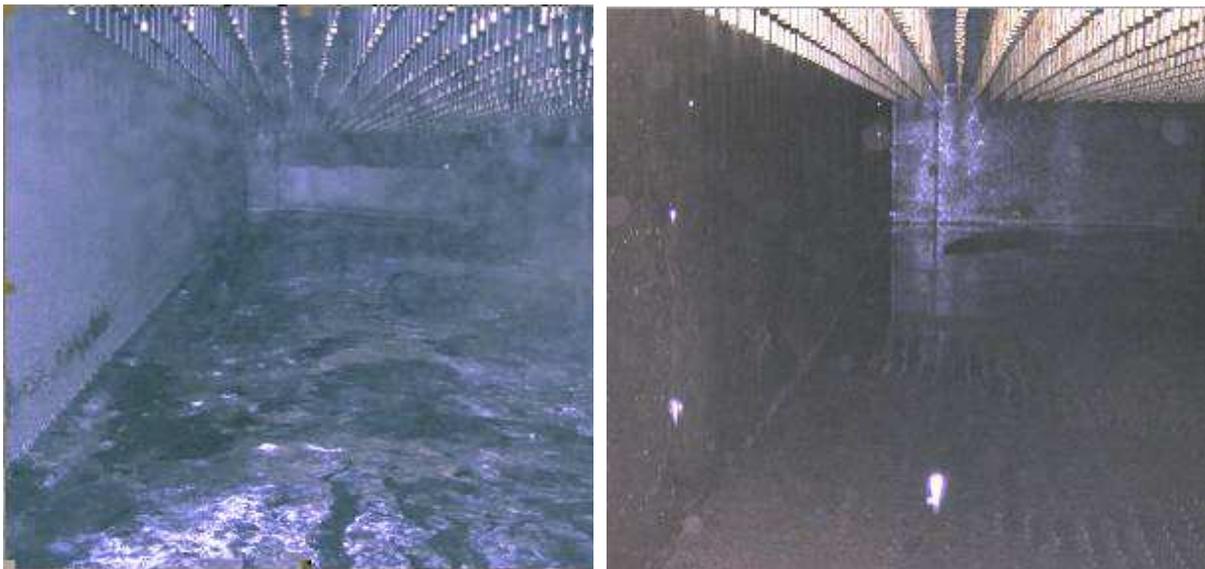
**Bild 4.11:** Trübung im Filtrat als Kontrolle des Feststoffrückhaltes, jeweils PAK-, GAK- und nGAK-Filtrat im Vergleich zum Referenzfilter

### **Feststoffe unterhalb des Düsenbodens**

Die für den Rückspülvorgang der Filterzellen im Düsenboden verbauten Filterdüsen weisen eine Schlitzweite von 0,5 mm auf. Damit ergibt sich die Gefahr, dass feine Partikel der Aktivkohle in die Filtratkammer unterhalb des Bodens gelangen. Neben der feinen Pulverkohle die zusammen mit dem Wasser durch den Filter gedrückt wird, kann es sich hierbei auch um den Feinstkornanteil oder Abrieb der granulierten Aktivkohle handeln.

Zur Kontrolle ob es Abrieb oder durchbrechende PAK gibt, wurde nach Ende der 1,5 jährigen Versuchsdauer eine optische Untersuchung der Filtratkammern durchgeführt. Es zeigten sich geringe Ablagerungen unterhalb der GAK-Filter. Die Kammer unterhalb des PAK Filters ist dagegen leer (vgl. Bild 4.12).

Die unterhalb des Düsensbodens festgestellten geringfügigen Ablagerungen werden auf einen Abrieb der granulierten Aktivkohle zurückgeführt. Eine genaue Ursachenanalyse ist jedoch nicht möglich. Denkbar wäre auch, dass es sich um den Feinstkornanteil der Frischkohle handelt.



**Bild 4.12: Filtratkammern unterhalb des Düsenbodens, links: nGAK-Filter, rechts: PAK-Filter**

### 4.1.6 Kontrolle der eingestellten PAK-Dosierung

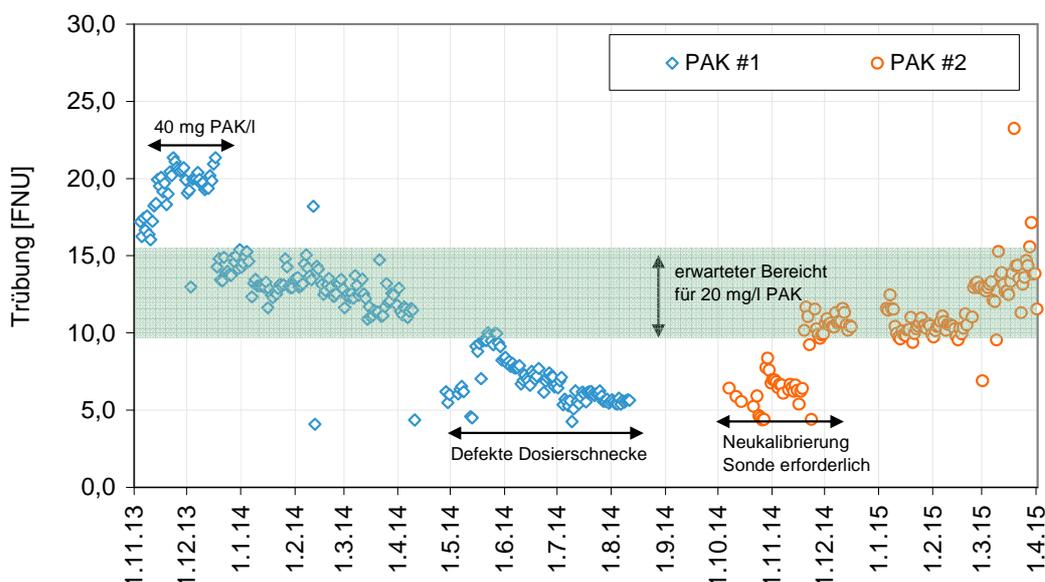
#### Einflüsse auf die Genauigkeit der Dosierung

Die Wirksamkeit und Genauigkeit der PAK-Zugabe sollte kontinuierlich bzw. regelmäßig überwacht werden. Kohle-Anlagerungen in den Leitungen der Dosiertechnik oder Schäden an den Antriebsmotoren oder der Dosierschnecke können zu kurzfristigen Ausfällen oder Schwankungen in der dosierten Fracht führen, was die in diesem Projekt durchgeführten Kontrollen bestätigt haben. Zudem ist davon auszugehen, dass sich mit Änderung der Füllhöhe im Lagersilo auch die Schüttdichte des Schüttgutes (hier: Pulverkohle) verändert. Ohne eine kontinuierliche Neukalibrierung, wie sie z.B. durch Wägung bei einer gravimetrischen Dosiereinheit erfolgt, kann es zu hohen Abweichungen kommen. Zur Kontrolle der Dosierung wurden daher im Rahmen der Versuchsbetriebs folgende Maßnahmen ergriffen:

- Kalibrierung / Auswiegen der Dosiereinheit
- Messung der Trübung im Zulauf zum Filter
- Messung der Feststoffe im Überstand des Filters
- Messung des Druckverlustes im Filter

#### Trübung im Überstau als Kontrollwert

Eine eindeutige Korrelation zwischen Feststoffkonzentration im Überstand und Trübung konnte nicht festgestellt werden (Der Trübungswert reagiert insbesondere bei sehr kleinen Partikeln empfindlich, die Gravimetrie hingegen nicht). Dennoch kann eine Trübung von 9,0 bis 16,0 FNU als plausibler Wertebereich für eine 20 mg/l PAK-Dosierung abgeschätzt werden. Abweichungen deuten auf oben genannte Probleme der Dosierung hin. Das nachfolgende Bild zeigt die Tagesmittelwerte der gemessenen Trübung im Zulauf.



**Bild 4.13: Gemessene Trübung im Zulauf/Überstand des PAK-Filterers**

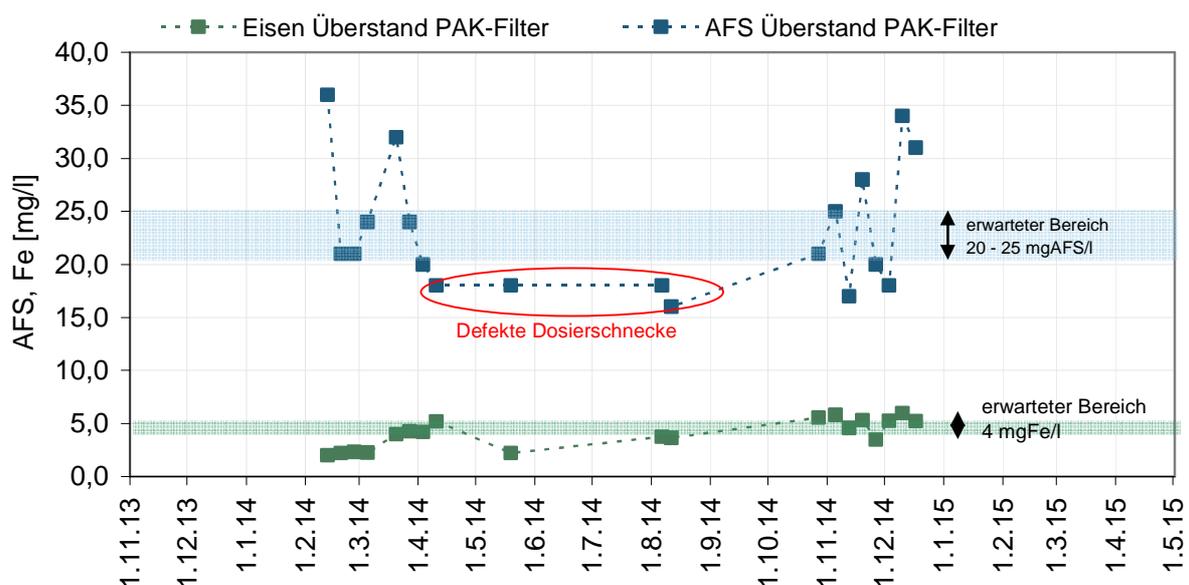
Neben der erhöhten Dosierung im Einfahrbetrieb ist ein deutlicher Abfall der Trübung ab April/Mai 2014 zu erkennen. Da die Dosierschnecke im eingebauten Zustand nicht einsehbar ist, wurde zunächst eine Messungenauigkeit vermutet. Ein Auswiegen der Dosiermenge ergab jedoch eine um 20-30%ige Abweichung der Solldosierung, weswegen die Schnecke schließlich ausgebaut und ausgetauscht wurde. Als Ursache des Rückgangs in der Trübung wurde ein Abriss der Wendel an der Dosierschnecke ermittelt (vgl. Bild 4.14).



**Bild 4.14: Defekte Dosierschnecke im ausgebauten Zustand**

#### Feststoffmessung (AFS) im Überstand

Im Überstand des PAK-Filters sollte sich eine zur PAK-Dosierkonzentration vergleichbare Konzentration an Feststoffen wiederfinden. Gleiches gilt für die zudosierten Hilfsmittel in Form von Eisen(III) als Wirksubstanz. Anhand von Stichproben wurden beide Werte analytisch erfasst. Aus Bild 4.15 geht hervor, dass die eingestellte PAK-Dosierung (20 mg/l) unter Einbezug der Messungenauigkeiten und unter Berücksichtigung der sonstigen Feststoffe, in einem ausreichend genauen Maß wiedergefunden werden konnte. Der Zeitraum der defekten Dosierschnecke ist in der Auswertung gut zu erkennen.



**Bild 4.15: Gemessene AFS- und Fe-Konzentration im Überstand des PAK-Filters**

### 4.1.7 Optimierung der PAK-Dosierung

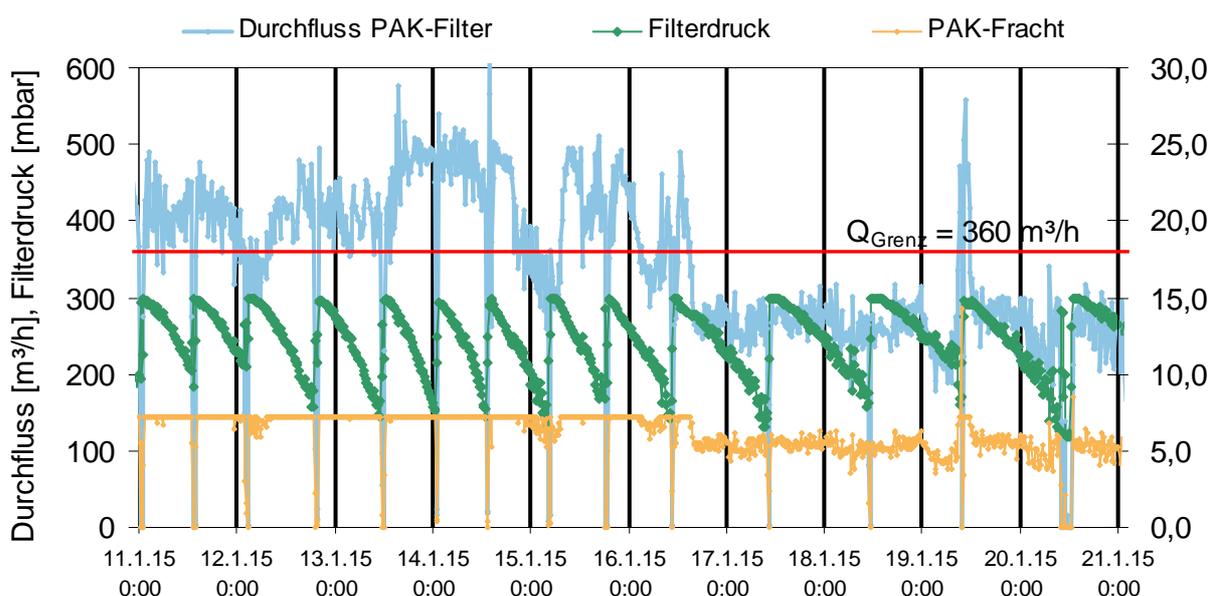
Zur Optimierung der Dosierung wurden nachfolgende Maßnahmen untersucht:

- **Regulierung bei Regenwetter:** Einfrieren der Dosiermenge ab  $Q_{\text{Grenz}}$
- **Intervalldosierung:** Gleiche Dosierfracht in kürzerer Zeit
- **Vergleich PAK-Produkt:** Versuchsbetrieb mit zwei PAK-Produkten
- **Einfluss Rückführkohle:** Rückführung in Zulauf KA / Zulauf BB (Simulation)

#### Regulierung der Dosierung bei Regenwetter

Um den Verdünnungseffekt im Mischwasserfall zu berücksichtigen, wurde eine Begrenzung der dosierten Aktivkohlemenge bei erhöhter Wassermenge integriert. Dazu wurde eine Grenzwassermenge in Höhe von  $Q_{\text{Grenz}} = 100 \text{ l/s} = 360 \text{ m}^3/\text{h}$  in der Dosiersteuerung hinterlegt. Bei Überschreitung von  $Q_{\text{Grenz}}$  wird die Dosierfracht eingefroren und nicht weiter an die Wassermenge angepasst. Somit ergibt sich im Mischwasserfall eine Verdünnung der PAK-Konzentration analog zu der Verdünnung der Wasserinhaltsstoffe.

Neben einem verringerten PAK-Verbrauch und damit niedrigeren Verbrauchskosten liegt der Vorteil dieser Begrenzung auch in dem besseren Filterverhalten (längere Standzeiten) durch reduzierte Feststoffbelastung. Das nachfolgende Bild 4.16 zeigt hierzu einen längeren Zeitraum mit Mischwasser und Übergang zu Trockenwetter am 17.01.2015. Bei erhöhter Wassermenge wird durch die Begrenzung maximal  $7,2 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{h}$  dosiert und es sind Filterlaufzeiten von 12 h erreichbar, die für den Mischwasserfall als ausreichend angesehen werden.

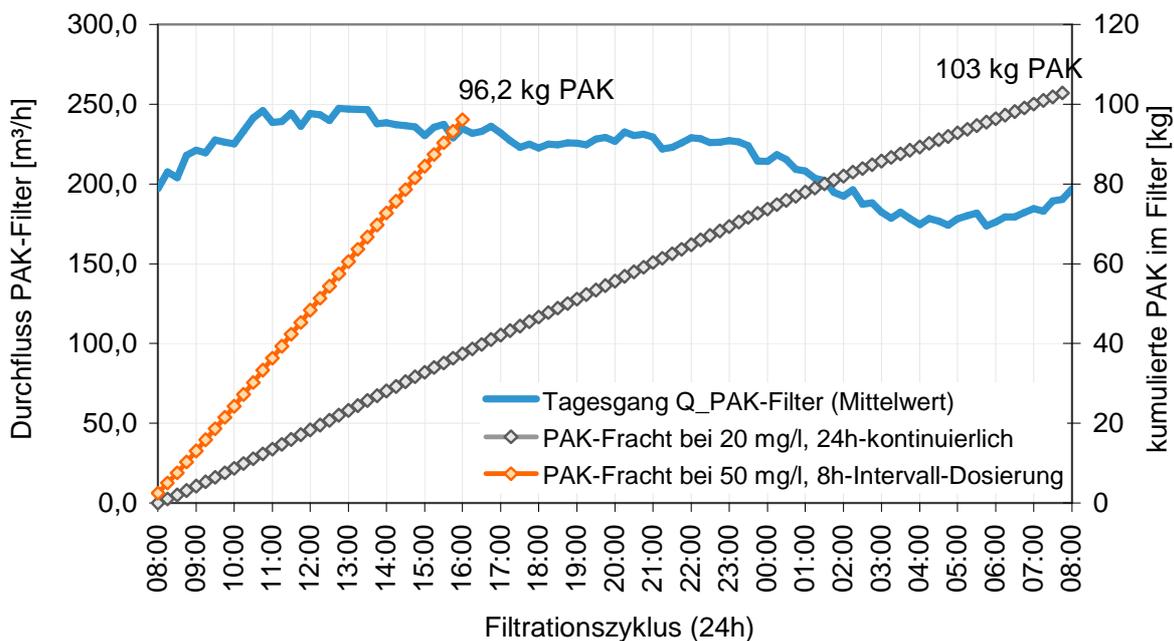


**Bild 4.16: Filterverhalten bei Mischwasser und Trockenwetter**

### Intervalldosierung

Bei der Intervalldosierung handelt es sich um eine diskontinuierliche Zugabe über mehrere Stunden statt einer gleich verteilten kontinuierlichen Zugabe über den Tag. Bei gleicher Fracht kann dadurch die mittlere Kontaktzeit der PAK im Filterbett erhöht werden. So wird bei der normalen konstanten PAK-Dosierung auch zum Ende der Filterlaufzeit noch Frischkohle zugegeben obwohl diese kurz darauf bereits über die Filterspülung wieder ausgetragen wird. Dadurch ergibt sich bei einer Filterstandzeit von 24 h eine mittlere Aufenthaltszeit der PAK von nur 12 h. Zur besseren Ausnutzung der Kohle wurde daher eine Zugabe der PAK-Fracht in nur 8 statt 24 h geprüft. Die Kohle verbleibt nach den 8 Stunden weiter bis zur Spülung im Filterbett, somit erhöht sich die mittlere Aufenthaltszeit von 12 h auf 20 h (bei 24 h Filterstandzeit).

Unter Annahme einer mittleren stündlichen Wassermenge von etwa  $Q_{MW,a} = 215 \text{ m}^3/\text{h}$  ergibt sich bei einer Dosierung von  $c_{PAK} = 20 \text{ mg/l}$  eine PAK-Tagesfracht von  $B_{d,PAK} = 103 \text{ kg/d}$ . Sofern nur die ersten 8 Stunden eine erhöhte Dosiermenge von  $c_{PAK} = 50 \text{ mg/l}$  dosiert wird, ergibt sich unter Berücksichtigung des Tagesganges eine vergleichbare Tagesfracht von  $96,2 \text{ kg/d}$  (vgl. Bild 4.17).

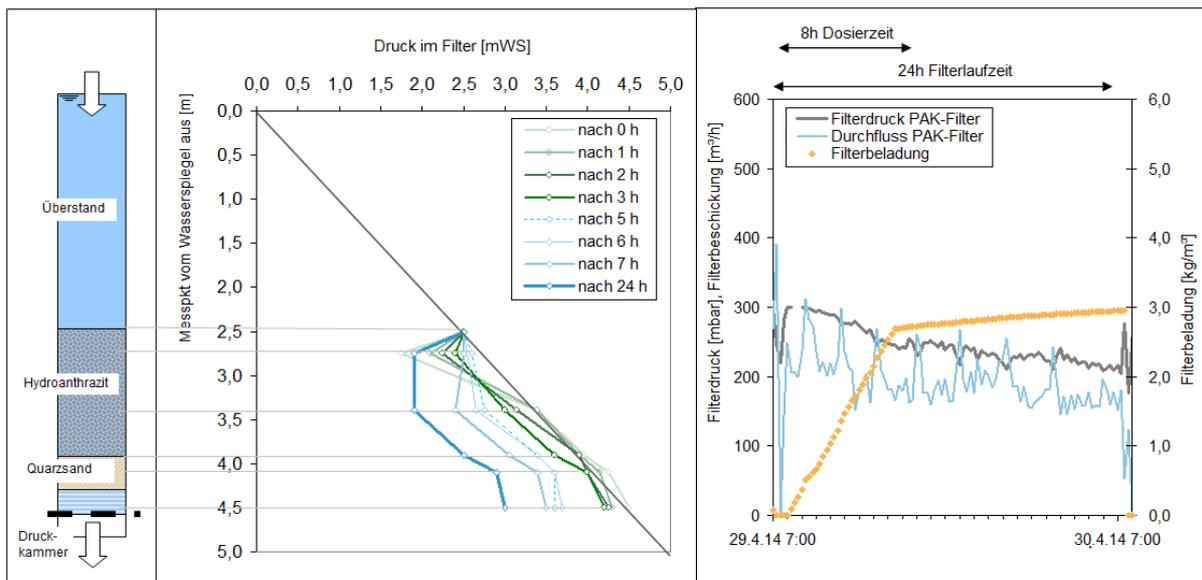


**Bild 4.17: Prinzip der Intervalldosierung, gleiche Fracht in kürzerer Zeit**

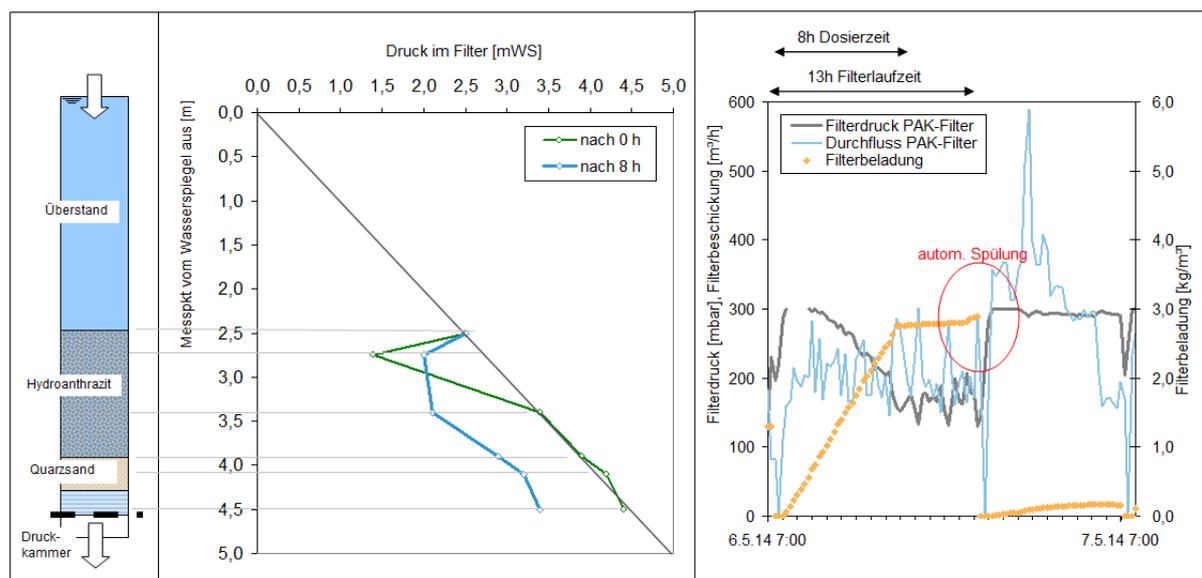
Im Versuchsbetrieb wurde die betriebliche Durchführbarkeit der Intervalldosierung geprüft. Dazu wurde das Einlagerungsverhalten der PAK im Filterbett durch Druckmessung in verschiedenen Filterhöhen überprüft. Aus diesen Druckmessungen wurden Mischeau-Diagramme erzeugt, welche längs der Betthöhe den resultierenden Druck im Vergleich zur rein hydrostatischen berechneten Druckhöhe zeigen. Die folgenden Abbildungen stellen

daneben auch die nach Kapitel 4.1.3 berechnete AFS-Filterbeladung und die Filterbeschickung (Zulaufvolumenstrom) dar.

Bild 4.18 zeigt eine 8 h-Dosierung mit einer PAK-Massenfracht von 100 kg PAK und anschließender Filterlaufzeit ohne Dosierung bis zur automatischen Spülung nach 24 h Standzeit. Aus dem Micheau-Diagramm wird das Einlagerungsverhalten der PAK ersichtlich. In den ersten 3 Stunden lagern sich die Partikel zunächst in dem oberen Bereich des Filterbettes an, nach 5 bis 7 Stunden sind die Feststoffe jedoch bereits in das gesamte Filterbett bis hin zur Sandschicht eingedrungen.



**Bild 4.18: Filterverhalten bei Intervalldosierung, links: Micheaudiagramm, rechts: berechnete Filterbeladung**



**Bild 4.19: Filterverhalten bei Intervalldosierung mit automatischer Spülung bereits nach 12h, links: Micheaudiagramm, rechts: berechnete Filterbeladung**

Das beobachtete zeitliche Einlagerungsverhalten zeigt, dass der Filter bei der gewählten erhöhten Dosierung nach 8 Stunden bereits vollständig durch die PAK beladen ist und seine Kapazitätsgrenze (ca. 3 kg/m<sup>3</sup>) erreicht hat. Ein weiterer Anstieg der Beladung durch eine erhöhte Wassermenge führt daher zu einem der beiden Kriterien für die Spülung, da der Druckverlust zu hoch ist. Dies wird in Bild 4.19 deutlich, das einen Versuchsdurchgang mit nur 13 h Filterstandzeit zeigt. Die Intervалldosierung ist demnach aus Sicht eines stabilen optimierten Filterbetriebes unter den hier auftretenden Randbedingungen nicht zu empfehlen.

Des Weiteren ist die Umsetzung der Intervалldosierung bei einem Ausbau der PAK-Dosierung für alle Filterzellen technisch kaum zu realisieren. Der Filterzyklus bzw. zeitliche Reifestatus der einzelnen Filterzellen weicht zwangsweise voneinander ab, da immer nur ein Filter pro Filterblock gespült werden kann. Mit einer einzelnen Dosierstation, die alle Filter homogen mit Pulverkohle versorgt, wäre daher eine zeitlich geregelte und an die Filterlaufzeit angepasste Steuerung der Dosierung nur unter großem technischem Aufwand umsetzbar.

### **PAK-Produkt**

Die Wahl des Aktivkohle-Produktes hat einen großen Einfluss auf die erreichbare Reinigungsleistung. Faktoren wie Porenradienverteilung (Anteil Mikro- und Makroporen), Mahlfinheit, Oberflächeneigenschaften und das Ausgangsmaterial bestimmen dabei die für die entsprechende Wassermatrix erreichbare Adsorption (vgl. Kapitel 3.2.1). Zum Vergleich verschiedener Aktivkohlen wurde daher neben der Hydrffin ARP (im Folgenden PAK\_1 genannt) auch die Carbopal AP (im Folgenden PAK\_2 genannt) eingesetzt. Zur Auswahl der Aktivkohle wird an dieser Stelle auf Kapitel 3.2 verwiesen, zudem werden in Kapitel 7.3 weitere Hinweise zur Qualitätssicherung gegeben. In den nachfolgenden Kapiteln werden die Betriebsergebnisse für beide Aktivkohlen separat aufgeführt und verglichen.

### **Dosierstelle der Rückführkohle und Dosiermenge**

Um die eingesetzte PAK besser auszunutzen, ist es möglich sie nach der Ausspülung aus dem Filterbett zur „Nachbeladung“ in die biologische Stufe zurückzuführen. Zu den Auswirkungen der rückgeführten PAK und der dabei verwendeten Dosierstelle auf die Elimination von Spurenstoffen wird auf Kapitel 4.3.84.3.8 verwiesen. Dort werden die anhand eines dynamischen Simulationsmodells erarbeiteten Erkenntnisse beschrieben. Im Versuchsbetrieb konnte der Einfluss nicht nachgewiesen werden, da nur in eine von 28 Filterzellen PAK dosiert wurde und der Anteil der rückgeführten Kohle daher zu gering war.

## 4.2 Elimination von Standardabwasserparametern

In diesem Kapitel wird die Reinigungsleistung der vier untersuchten Filter (Referenz-, PAK-, GAK-, nGAK-Filter) in Bezug auf die Standardabwasserparameter (DOC, CSB, etc.) untersucht. Dabei werden neben der erreichten Reinigungsleistung der Filter auch die spezifische Beladung der Aktivkohle, sowie die erreichten Ablaufkonzentrationen vorgestellt. Somit ergeben sich folgende Untersuchungsschwerpunkte:

### Elimination der Standardabwasserparameter

- |                              |   |
|------------------------------|---|
| <b>Zulaufkonzentration</b>   | <ul style="list-style-type: none"><li>• Mittlere Konzentrationen im Zulauf zur Filtration</li></ul>   |
| <b>Elimination im Filter</b> | <ul style="list-style-type: none"><li>• Mittlere Elimination nach 18 Monaten [%]</li><li>• Zeitlicher Verlauf der Elimination [%]</li></ul>   |
| <b>CSB-Beladung der AK</b>   | <ul style="list-style-type: none"><li>• Berechnung der Beladung in [g/kg]</li><li>• Mittlere Beladung über kumulierte Fracht</li><li>• Vergleich mit Gleichgewichtsbeladung (Labor)</li></ul> |
| <b>Ablaufkonzentrationen</b> | <ul style="list-style-type: none"><li>• Konzentrationen im Ablauf der Kläranlage</li></ul>  |

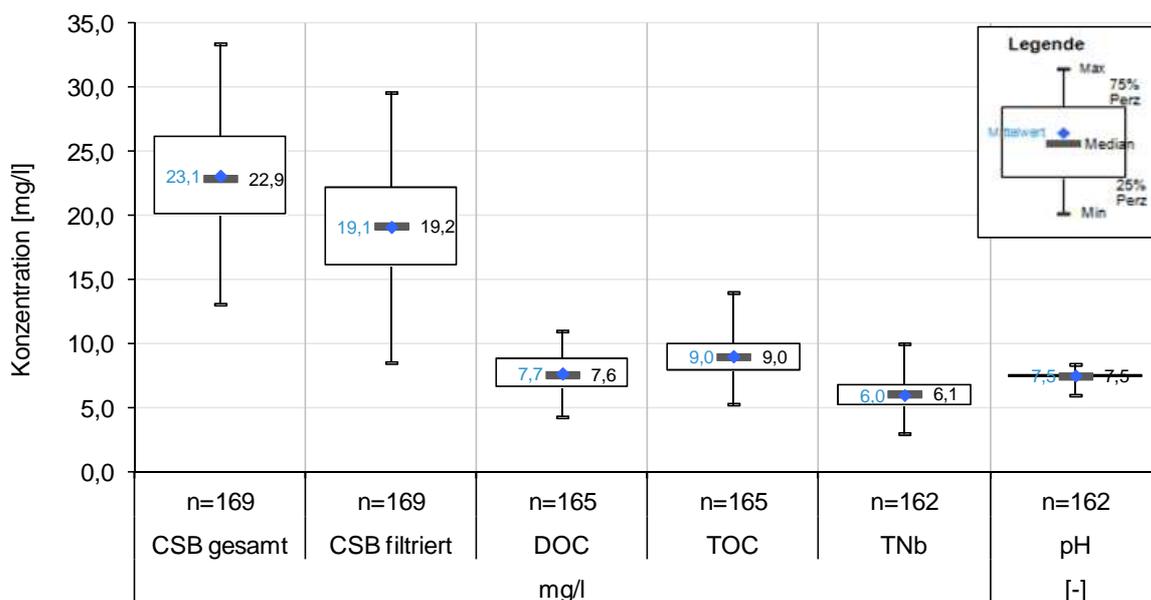
### 4.2.1 Zulaufkonzentrationen zur Filtration

Die Vorbelastung des Zulaufwassers einer Adsorptionsstufe als 4. Reinigungsstufe bzw. die Effizienz der biologisch mechanischen Vorreinigung ist von Bedeutung. Sowohl Feststoffe (AFS) als auch die organische Hintergrundbelastung (DOC/CSB) haben einen Einfluss auf den Betrieb einer Adsorptionsstufe. So kann ein hoher AFS im Zulauf die Standzeit bis zu den Filterspülungen negativ beeinflussen und eine hohe Hintergrundbelastung mit organischen Stoffen konkurriert bei der Adsorption mit den Spurenstoffen.

Tabelle 3.1 und Bild 3.14 geben einen Überblick über die mittleren gemessenen Konzentrationen im Zulauf zur Adsorptionsstufe. Die mittlere CSB-Konzentration im Ablauf der Nachklärung der KA Buchenhofen beträgt  $c_{\text{CSB}} = 23,1 \text{ mg/l}$  ( $c_{\text{DOC}} = 7,7 \text{ mg/l}$ ). Damit ist die Reinigungsleistung der vorgelagerten biologischen Stufe als sehr gut zu bewerten und es ergeben sich günstige Voraussetzungen für die Adsorption.

**Tabelle 4.2: Belastung im Zulauf zur Filtration mit Standardabwasserparametern**

Parameter	Anzahl	Einheit	Mittelwert	Minimum	25% Perzentil	50% Perzentil	75% Perzentil	Maximum
CSB gesamt	n=169	[mg/l]	23,1	13,1	20,1	22,9	26,2	33,4
CSB filtriert	n=169	[mg/l]	19,1	8,5	16,1	19,2	22,2	29,6
DOC	n=165	[mg/l]	7,7	4,3	6,7	7,6	8,8	11,0
TOC	n=165	[mg/l]	9,0	5,3	8,0	9,0	10,0	14,0
TNb	n=162	[mg/l]	6,0	3,0	5,3	6,1	6,8	10,0
pH	n=162	[-]	7,5	6,0	7,4	7,5	7,6	8,4
Leitfähigkeit	n=162	[ $\mu\text{S/cm}$ ]	811,5	12,9	726,0	819,0	899,8	1.290,0



**Bild 4.20: Statistische Auswertung der Zulaufbelastung zur Flockungsfiltration**

## 4.2.2 Elimination der Standardabwasserparameter in den Filtern

### Bezugswert zur Bilanzierung der Reinigungsleistung

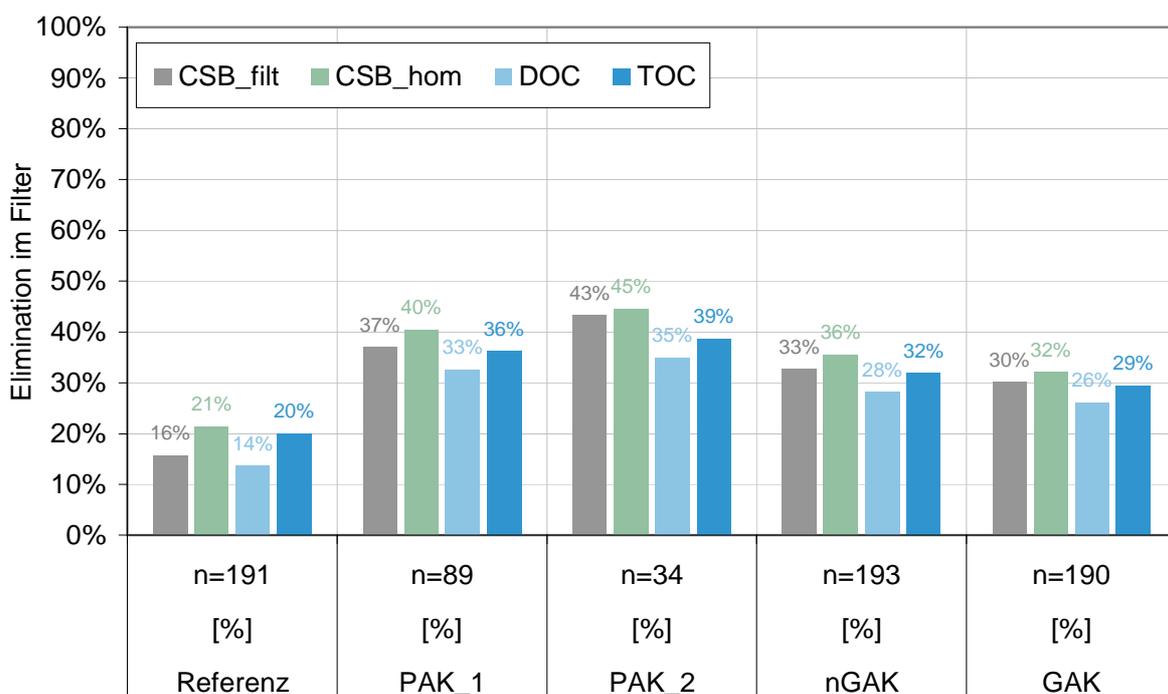
Die Reinigungsleistung wird nachfolgend für die einzelnen Filter ausgewertet, d.h. die erreichte Ablaufkonzentration in den jeweiligen Filtraten wird in Bezug zu der Zulaufkonzentration zur Filtration gesetzt. Bei Letztere handelt es sich um mechanisch-biologisch vorgereinigtes Abwasser mit einem niedrigen Feststoffgehalt.

### Mittlere Elimination nach 18 Monaten Betrieb

Für die untersuchten Filter zeigt Bild 4.21 den Mittelwert der Reinigungsleistungen nach 1,5 Jahren Betrieb. Dargestellt ist die Elimination im Filter für die Standardabwasserparameter  $CSB_{\text{filt}}$ ,  $CSB_{\text{ges}}$ , DOC und TOC.

Im Vergleich zum konventionell betriebenen Referenzfilter, der im Mittel eine CSB-Elimination in Höhe von 21% erreicht, zeigen alle Aktivkohle-Filter eine deutlich höhere Reinigungsleistung von 30 - 43% in Bezug auf den Ablauf der Nachklärung. Die Reihenfolge der Elimination der Versuchsfilter liegt damit wie folgt bei: PAK\_2 (45%), PAK\_1 (40%), nGAK (36%) und GAK (32%). Hierbei muss jedoch die lange Standzeit der GAK-Filter berücksichtigt werden.

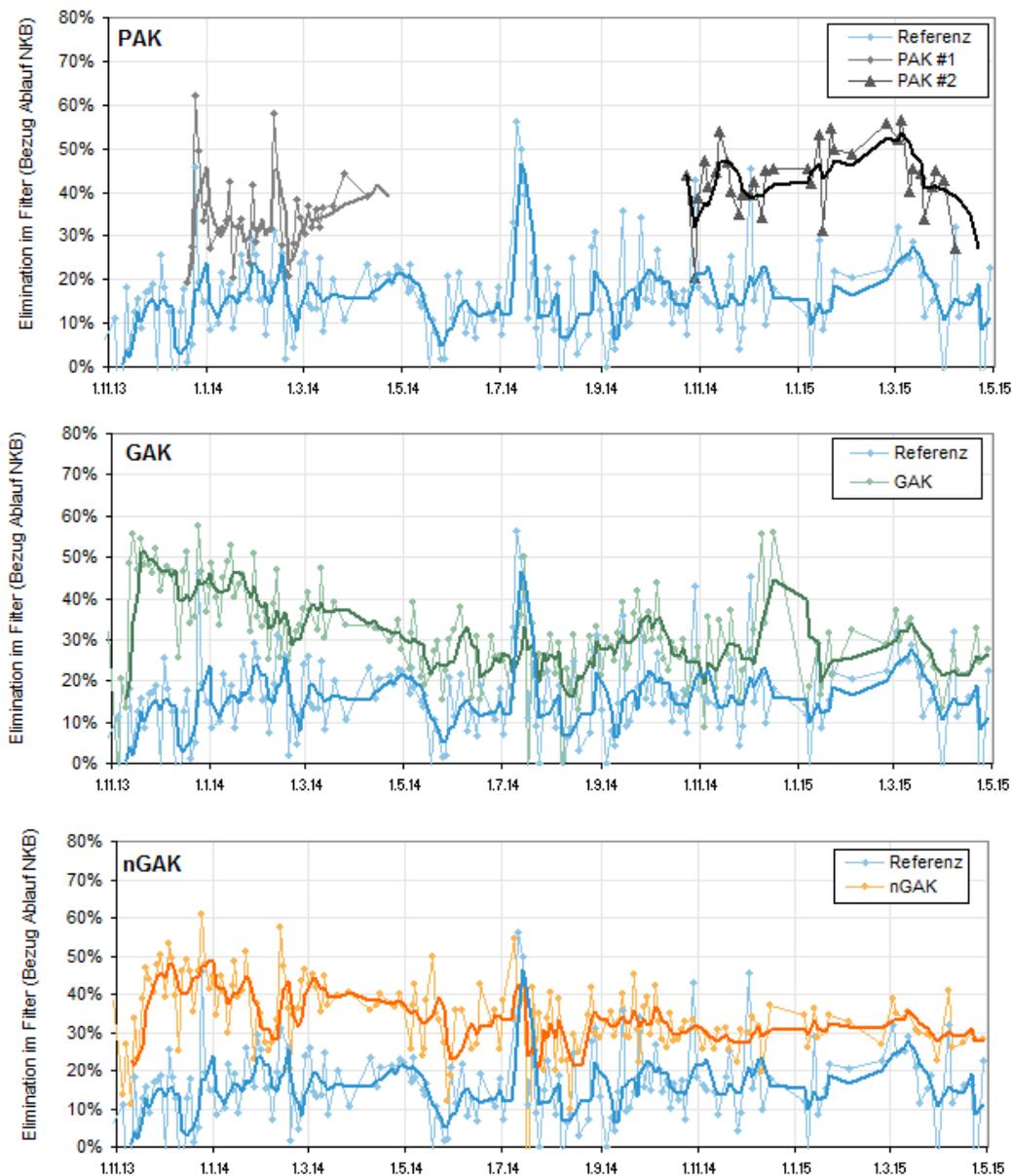
Im Ergebnis kann die DOC/CSB-Elimination in den Adsorptionsfiltern im Vergleich zu dem konventionellen Referenzfilter deutlich gesteigert werden. Für die Pulverkohle ist zudem eine Elimination des hier nicht aufgeführten Parameters Phosphor bekannt.



**Bild 4.21: Mittlere Reinigungsleistung der Filter in Bezug auf die Standardparameter**

### Zeitlicher Verlauf der Elimination in den Filtern

Der zeitliche Verlauf der Elimination in den Filtern unterliegt deutlichen Schwankungen. Hierzu zeigt Bild 4.22 den Verlauf der Elimination des filtrierte CSB in den Versuchsfiltern. Die Einzelmesswerte (24h-MP) sind zur besseren Visualisierung zusätzlich als gleitendes Mittel aus 4 Proben dargestellt (entspricht etwa einem 2-Wochen-Mittel). Die deutlichen Abweichungen von diesem Mittel zeigen die große Schwankungsbreite der Reinigungsleistung. Die Elimination der GAK-Filter nimmt innerhalb von 2-3 Monaten von über 50 % zu Beginn bis auf 20 – 30 % ab. Bis zum Versuchsende verläuft die Elimination bei diesen Filtern danach weitgehend auf einem konstanten Niveau und übersteigt allerdings die des Referenzfilters weiterhin deutlich. Die stets frische Kohle der PAK-Dosierung zeigt im gesamten Zeitraum die höchsten und nahezu unveränderten Eliminationswerte.



**Bild 4.22: Filtrierter CSB, zeitlicher Verlauf der Elimination (durchgezogene Linie = gleitender Mittelwert aus n=4 Werten)**

### 4.2.3 CSB-Beladung der Aktivkohle

#### Berechnung der Beladung aus den Betriebsdaten

Als Vergleichswert für die Leistungsfähigkeit bzw. erreichte Ausnutzung der Aktivkohle dient die spezifische Beladung ( $q$  in g/kg). Dieser Wert gibt die adsorptiv aus der Lösung entfernte Masse eines Stoffes, bezogen auf die Masse des Adsorbens (hier: Aktivkohle) an und kann folgendermaßen bestimmt werden (nach Sontheimer et al 1985):

$$q = \frac{V_1}{m} \cdot (c_0 - c)$$

mit:  $q$  = Beladung der Aktivkohle [g/kg]  
 $V_1$  = Flüssigkeitsvolumen [m<sup>3</sup>]  
 $m$  = Masse an Aktivkohle [kg]  
 $c_0$  = Ausgangskonzentration (Zulaufkonzentration) [g/m<sup>3</sup>]  
 $c$  = Restkonzentration (Ablaufkonzentration) [g/m<sup>3</sup>]

Aus den Betriebsdaten der Versuchsfilters wird nachfolgend die CSB-Beladung der Aktivkohle ausgewertet. Dabei sind folgende Randbedingungen bei der Berechnung zu berücksichtigen:

- nur der gelöste CSB ( $CSB_{\text{filt}}$ ) wird betrachtet, da die partikulären Anteile über die normale Raumfilterwirkung zurückgehalten und bei der Spülung entfernt werden.
- Um bei der adsorptiven Beladung keinen biologischen Abbau zu berücksichtigen, wird die Differenz zum Referenzfilter herangezogen ( $C_{CSB_{\text{filt, Referenzfilter}}} - C_{CSB_{\text{filt, Aktivkohle-Filter}}}$ )
- Die Aktivkohlemasse (kg) wird aus der behandelten Wassermenge ( $Q_{AK\text{-Filter}}$ ) und der AK-Konzentration ( $c_{AK}$ ) ermittelt. Für die GAK wird dazu die äquivalente Konzentration bezogen auf eine Schüttdichte von 350 kg/m<sup>3</sup> verwendet.

Die Beladung wird damit nach folgendem Schema berechnet:

**Berechnungsschema Beladung**

adsorbierte CSB-Fracht [g/d]

Differenz zum Referenzfilter [g<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>]      beh. Wassermenge [m<sup>3</sup>/d]

$$q = \frac{(C_{\text{Filtrat, FF}} - C_{\text{Filtrat, AK-Filter}}) \cdot Q_{\text{AK-Filter}}}{c_{\text{AK}} \cdot Q_{\text{AK-Filter}}} \quad [\text{g./kg}]$$

Aktivkohlemasse pro Tag [kg/d]

### Mittlere Beladung über kumulierte Messdaten

Die Berechnung der CSB-Beladung für jeden Messwert zum Zeitpunkt  $t_N$  ergibt eine hohe Schwankungsbreite, da sich die ausgeprägten Konzentrationsschwankungen im Zulauf und Messungenauigkeiten bemerkbar machen. Eine gemittelte Beladung erfolgt nachfolgend mit folgenden Annahmen:

- Die gemessenen Konzentrationen werden interpoliert (Füllen der Datenlücken)
- Die adsorptiv entnommene CSB-Fracht wird über die Filterlaufzeit kumuliert
- Die kumulierte entnommene CSB-Fracht wird auf die gesamte GAK-Masse bezogen

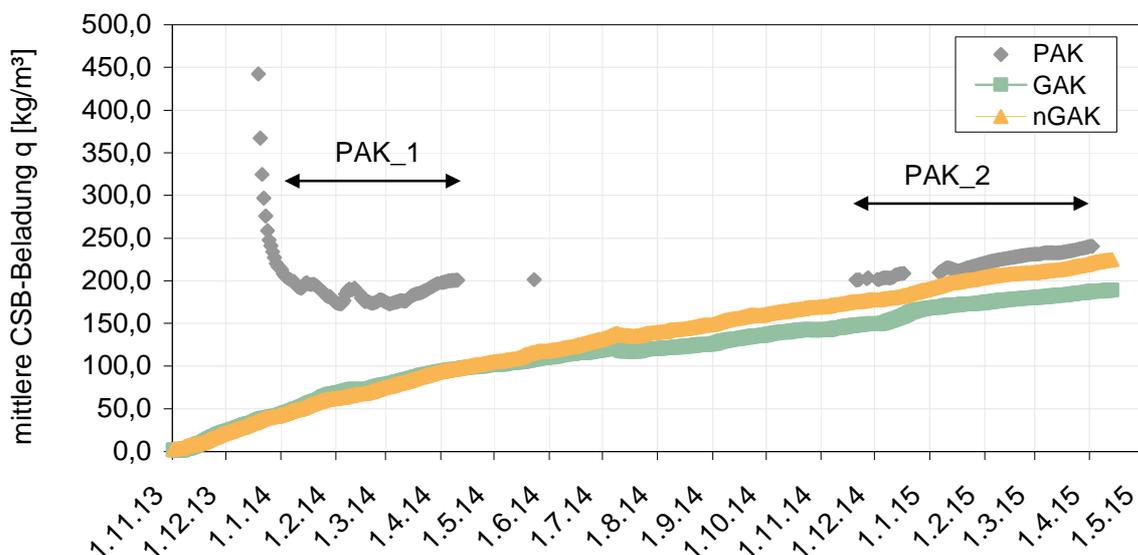
Die mittlere Beladung bis zum Zeitpunkt  $t_N$  wird damit über folgendes Schema ermittelt:

**Mittlere Beladung bis  $t_N$**

$$\bar{q}_N = \sum_{i=1}^N \frac{\overbrace{(c_{\text{Filtrat, FF}} - c_{\text{Filtrat, AK-Filter}})}^{\text{Differenz zum Referenzfilter [g}^3/\text{m}^3]} \cdot \overbrace{Q_{\text{AK-Filter}}}^{\text{adsorbierte CSB-Fracht [g/d]}}}{\underbrace{c_{\text{AK}} \cdot Q_{\text{AK-Filter}}}_{\text{beh. Wassermenge [m}^3/\text{d]}}} \quad [\text{g./kg}]$$

Aktivkohlemasse pro Tag [kg/d]

Im Ergebnis zeigt sich der in Bild 4.23 dargestellte Verlauf der Beladung. Mit Anstieg der behandelten Bettvolumina nimmt die Beladung der GAK zu, wobei hier die nGAK aufgrund der etwas höheren Wassermenge schneller eine höhere Beladung erreicht. Die PAK zeigt dagegen wegen unterschiedlicher Kohleprodukte und teilweise schwankender Dosiermengen eine Beladung auf unterschiedlichem Niveau.

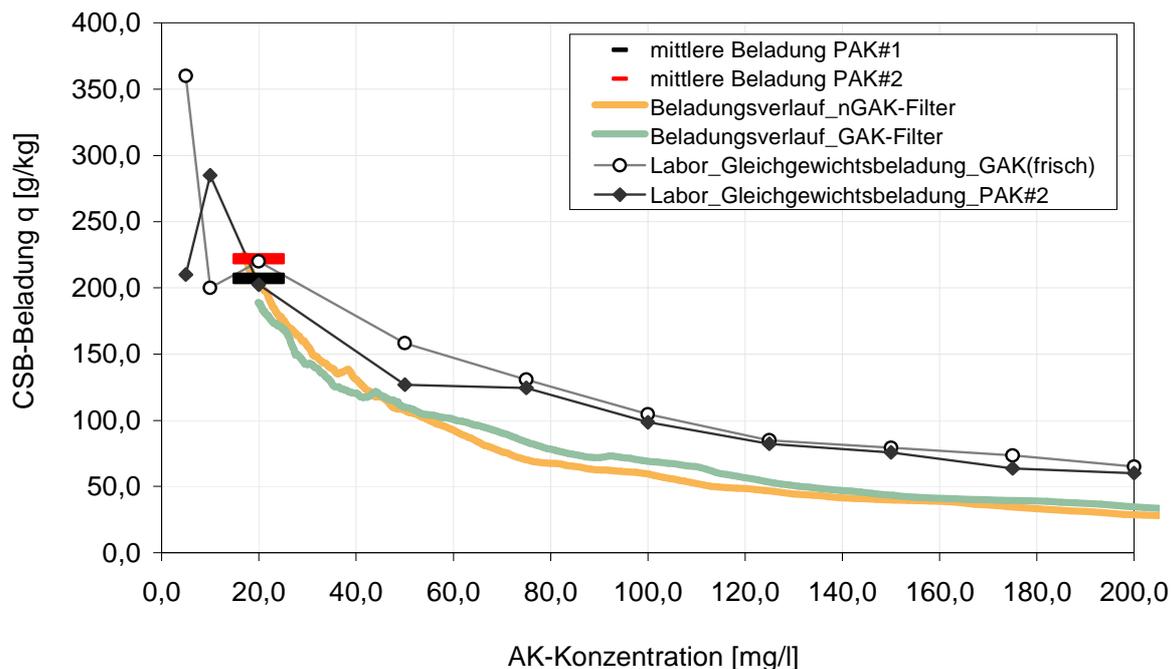


**Bild 4.23: Berechnete CSB-Beladung der Versuchsfilter**

Zum Ende der Versuchszeit liegen die Beladung des nGAK-Filters bei  $225 \text{ g}_{\text{CSB}}/\text{kg}_{\text{GAK}}$  (entspricht 22,5 Massen-%) und die Beladung des GAK-Filters bei ca.  $190 \text{ g}_{\text{CSB}}/\text{kg}_{\text{GAK}}$ . Als Beladung der PAK ergibt sich ein Mittelwert für das erste Produkt (Hydraffin ARP) in Höhe von  $207 \text{ g}_{\text{CSB}}/\text{kg}_{\text{PAK}}$  und für das zweite PAK-Produkt (Carbopal AP) von  $222 \text{ g}_{\text{CSB}}/\text{kg}_{\text{PAK}}$ . Die Werte liegen in einem plausiblen Bereich, der auch in anderen Projekten erreicht wurde. So geben beispielsweise Benstöm et al. (2014) eine Beladung in Höhe von 130 - 240  $\text{g}_{\text{CSB}}/\text{kg}_{\text{GAK}}$  an.

### Vergleich zur Gleichgewichtsbeladung unter Laborbedingungen

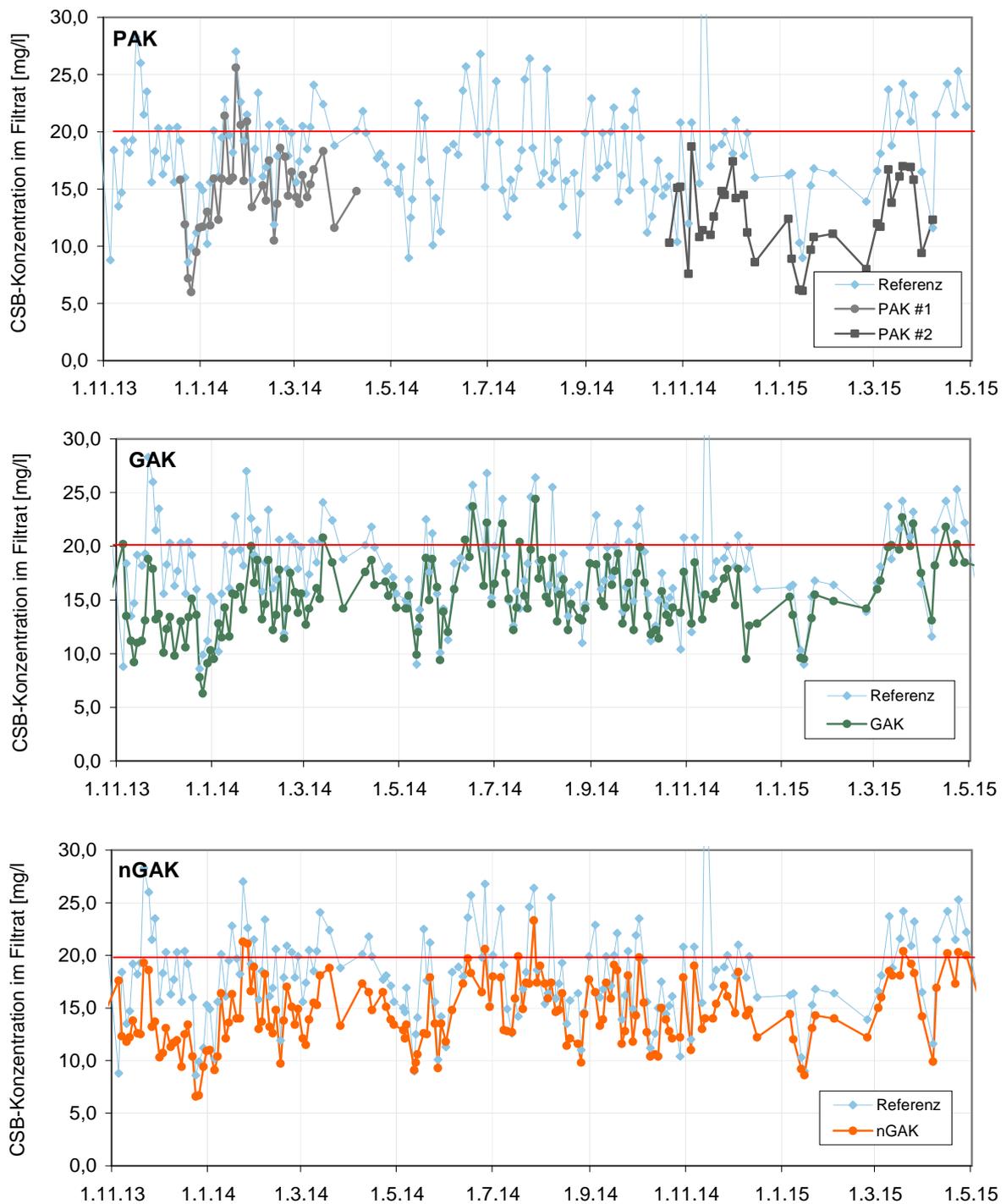
Die Gleichgewichtsbeladung aus den im Vorfeld im Labor erstellten Adsorptionsisothermen beträgt für die frische GAK (Hydraffin AR)  $360 \text{ g}_{\text{CSB}}/\text{kg}_{\text{GAK}}$  und für PAK\_1 (Hydraffin ARP)  $260 \text{ g}_{\text{CSB}}/\text{kg}_{\text{GAK}}$  bzw. für PAK\_2 (Carbopal AP)  $285 \text{ g}_{\text{CSB}}/\text{kg}_{\text{GAK}}$  (vgl. dazu Kapitel 3.2). Die im Labor ermittelte Gleichgewichtsbeladung gibt das maximale Potenzial an, da die Kontaktzeit hier 24 h beträgt. Zum Vergleich dieses theoretischen Potenzials mit den ermittelten Werten sind die Labor-Werte nachfolgend in Bild 4.24 den zuvor aus den Betriebsdaten berechneten Beladungen gegenübergestellt. Um einen zeitlichen Vergleich zu ermöglichen ist die Beladung jeweils in Abhängigkeit der verwendeten Aktivkohle-Konzentrationen dargestellt. Maximale Gleichgewichtsbeladungen werden mit einer AK-Konzentration von 5-10  $\text{g}_{\text{AK}}/\text{m}^3$  erzielt, dagegen beträgt die rechnerisch äquivalente GAK-Konzentration zum Ende der Versuchszeit mit 16,6 mg/l (nGAK) bzw. 19,2 mg/l (GAK) etwas mehr (vgl. dazu Kapitel 4.1.2). Die maximal mögliche Beladung bei der GAK ist somit noch nicht ausgenutzt. Für den Bereich von 20  $\text{mg}_{\text{AK}}/\text{l}$  liegen die Werte der Beladung alle in etwa vergleichbarer Höhe.



**Bild 4.24: Beladung in Abhängigkeit der Dosiermenge, Vergleich der praktisch erzielten Beladung mit den Werten der Laborversuchen**

#### 4.2.4 Erreichte Ablaufkonzentrationen

Die gemessenen CSB-Ablaufkonzentrationen sind für die drei Aktivkohle-Filter im Vergleich zum konventionellen Filter in Bild 4.25 dargestellt. Aufgrund der schwankenden Zuläufe kann hier jedoch keine gesicherte Aussage dazu getroffen werden, ob eine Unterschreitung des Schwellenwertes in Höhe von  $C_{\text{CSB, Abl.KA}} = 20 \text{ mg/l}$ , der zur Abgabefreiheit für den Parameter CSB führen würde, stets erreicht werden kann.



**Bild 4.25:** CSB-Konzentrationen im Ablauf (24h-MP), jeweils im Vergleich zum Referenzfilter (durchgezogene Linie = Schwellenwert Abwasserabgabe).

### 4.3 Elimination von Spurenstoffen

Die erreichte Elimination der Spurenstoffe wird nachfolgend für verschiedene Bereiche ausgewertet. Es werden jeweils alle Filter miteinander verglichen. Dabei werden die in der nachfolgenden Tabelle aufgelisteten Kriterien berücksichtigt:

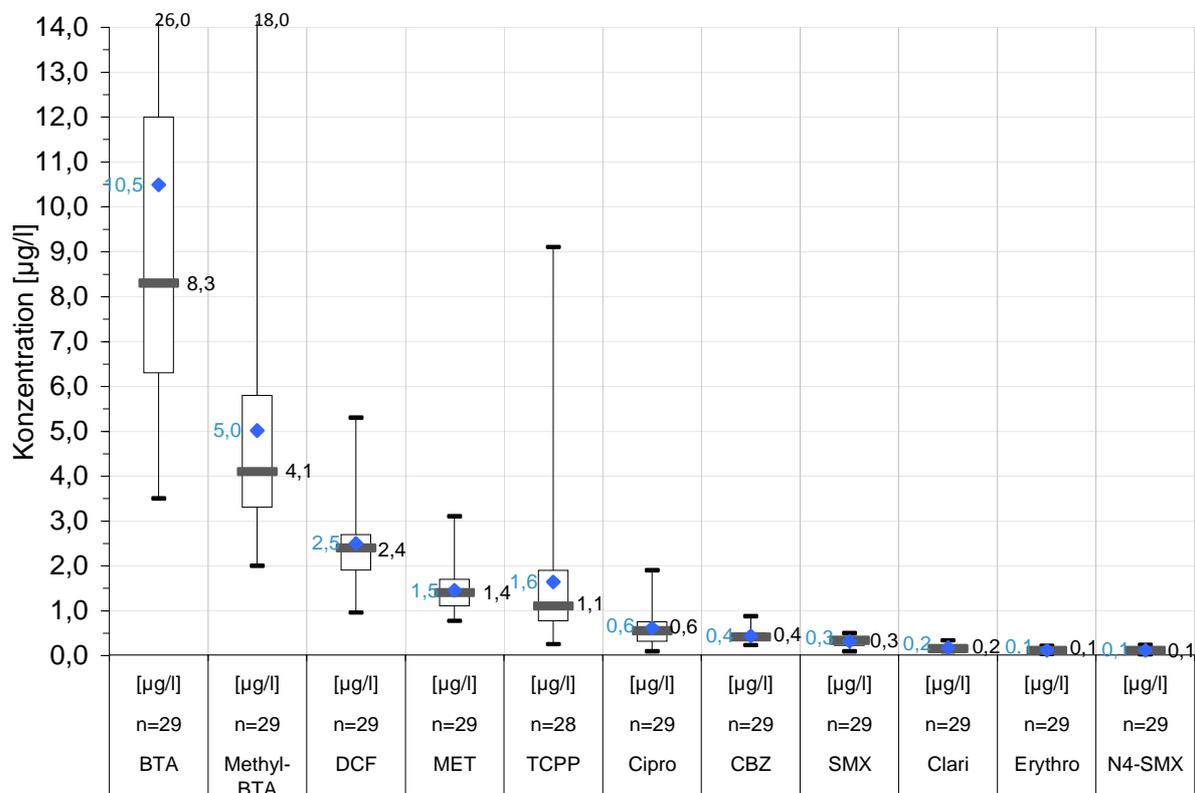
<b>Elimination der Spurenstoffe in den Filtern</b>	
<b>Zulaufkonzentration</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Statistische Auswertung der Konzentrationen im Zulauf zur Filtration [<math>\mu\text{g/l}</math>]</li> </ul>
<b>Elimination im Filter (Bezug Ablauf NKB)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Mittlere Elimination nach 18 Monaten [%]</li> <li>• Zeitlicher Verlauf der Elimination [%]</li> <li>• Auswirkungen der Kontaktzeit (EBCT) auf Elimination</li> <li>• Auswirkungen der Ausgangskonzentration (<math>c_0</math>)</li> </ul>
<b>Ablaufkonzentrationen</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Spurenstoff-Konzentrationen im Filtrat</li> </ul>
<b>Beladung der AK</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Adsorbierte Masse bezogen auf AK-Masse [g/kg]</li> <li>• Vergleich mit Gleichgewichtsbeladung (Labor)</li> </ul>
<b>Gesamtelimination (Bezug Zulauf KA/BB)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Elimination in den konventionellen Reinigungsstufen</li> <li>• Elimination in der Gesamtanlage inkl. Adsorption</li> </ul>
<b>Ausgleichsfunktion GAK</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Mittelwert der Elimination in den GAK-Filtern in Abhängigkeit der Bettvolumina</li> </ul>
<b>Parallelschaltung mehrerer GAK-Filter</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Einfluss bei Parallelschaltung mehrerer Filter</li> <li>• Einfluss der Filteranzahl bei einer Parallelschaltung</li> </ul>
<b>Entnahme durch rückgeführte PAK</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Vorstellung Simulationsmodell KA Buchenhofen</li> <li>• Kalibrierung und Ergebnisse zum Restadsorptionspotential</li> </ul>

### 4.3.1 Konzentration der Spurenstoffe im Zulauf zur Filtration

Die Ausgangs- bzw. Zulaufkonzentration der untersuchten Spurenstoffe ist sehr inhomogen. Zum besseren Vergleich sind in der nachfolgenden Tabelle 4.3 alle Konzentrationen in  $\mu\text{g/l}$  angegeben. Die Werte sind zusätzlich in Bild 4.26 sortiert nach dem Median dargestellt.

**Tabelle 4.3: Auswertung der Spurenstoff-Messdaten im Zulauf zur Filtration**

Substanz	Anzahl	Einheit	Mittel	Min	25% Perzentil	50% Perzentil	75% Perzentil	Max
BTA	n=29	[ $\mu\text{g/l}$ ]	10,49	3,50	6,30	8,30	12,00	26,00
Methyl-BTA	n=29	[ $\mu\text{g/l}$ ]	5,02	2,00	3,30	4,10	5,80	18,00
DCF	n=29	[ $\mu\text{g/l}$ ]	2,50	0,96	1,90	2,40	2,70	5,30
MET	n=29	[ $\mu\text{g/l}$ ]	1,46	0,77	1,10	1,40	1,70	3,10
TCPP	n=28	[ $\mu\text{g/l}$ ]	1,64	0,25	0,77	1,10	1,90	9,10
Cipro	n=29	[ $\mu\text{g/l}$ ]	0,62	0,09	0,31	0,55	0,76	1,90
CBZ	n=29	[ $\mu\text{g/l}$ ]	0,44	0,23	0,34	0,41	0,50	0,88
SMX	n=29	[ $\mu\text{g/l}$ ]	0,32	0,09	0,22	0,34	0,40	0,50
Clari	n=29	[ $\mu\text{g/l}$ ]	0,18	0,10	0,14	0,15	0,23	0,34
Erythro	n=29	[ $\mu\text{g/l}$ ]	0,12	0,04	0,08	0,11	0,15	0,21
N4-SMX	n=29	[ $\mu\text{g/l}$ ]	0,12	0,03	0,08	0,11	0,17	0,24



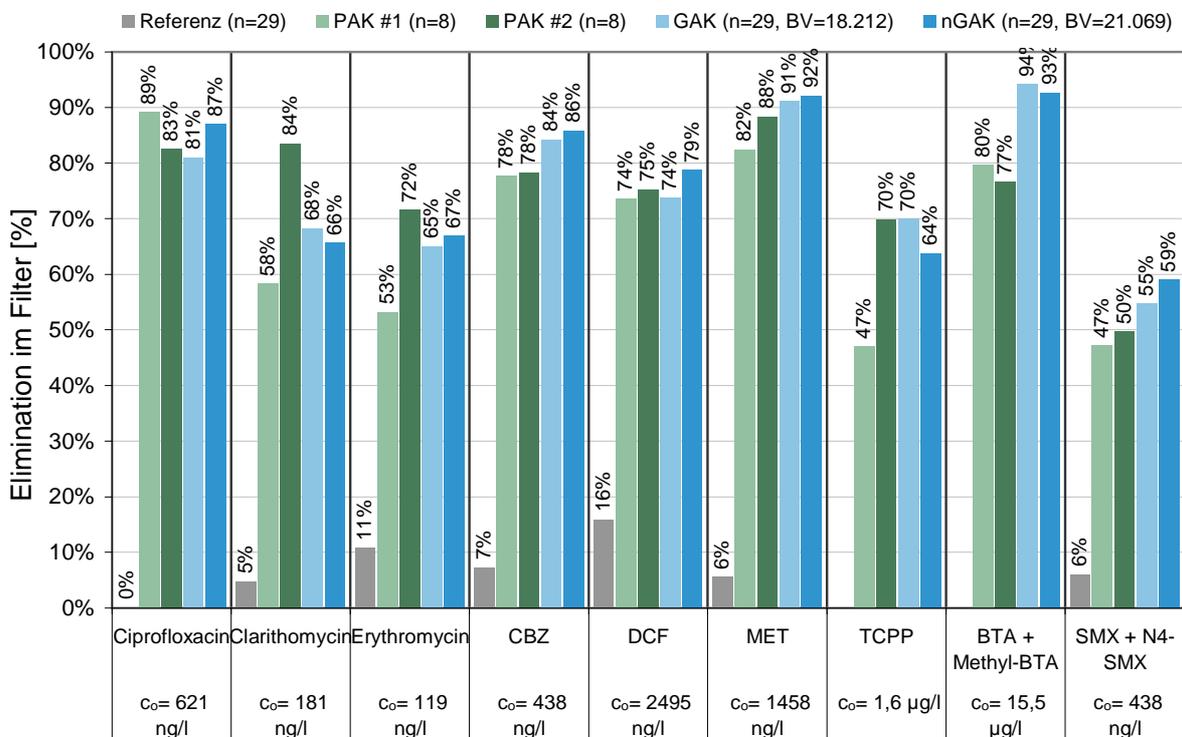
**Bild 4.26: Nach Größe sortierte Zulaufkonzentrationen der untersuchten Spurenstoffe**

### 4.3.2 Elimination der Spurenstoffe in den Filtern

#### Mittelwert der Spurenstoff-Elimination nach 18 Monaten Betrieb

Die mittlere Elimination in den Versuchsfiltern ist in Bild 4.27 für einen Betriebszeitraum von 18 Monaten angegeben. Die Elimination bezieht sich dabei nur auf den Wirkungsgrad der Filter, d.h. Bezugswert ist der Ablauf der Nachklärung.

Hinweis: Die stoffspezifischen Mittelwerte der GAK-Filter ergeben sich aus n=29 Messwerten zu unterschiedlichen Zeitpunkten und damit auch unterschiedlichen Bettvolumina. Der Mittelwert ist dadurch beeinflusst, dass die Probenahme z.T. nicht zeitlich äquidistant erfolgte und somit eine ungewollte Wichtung zu Gunsten der anfänglich höheren Probenahmezahl bei höherer Elimination erfolgt.

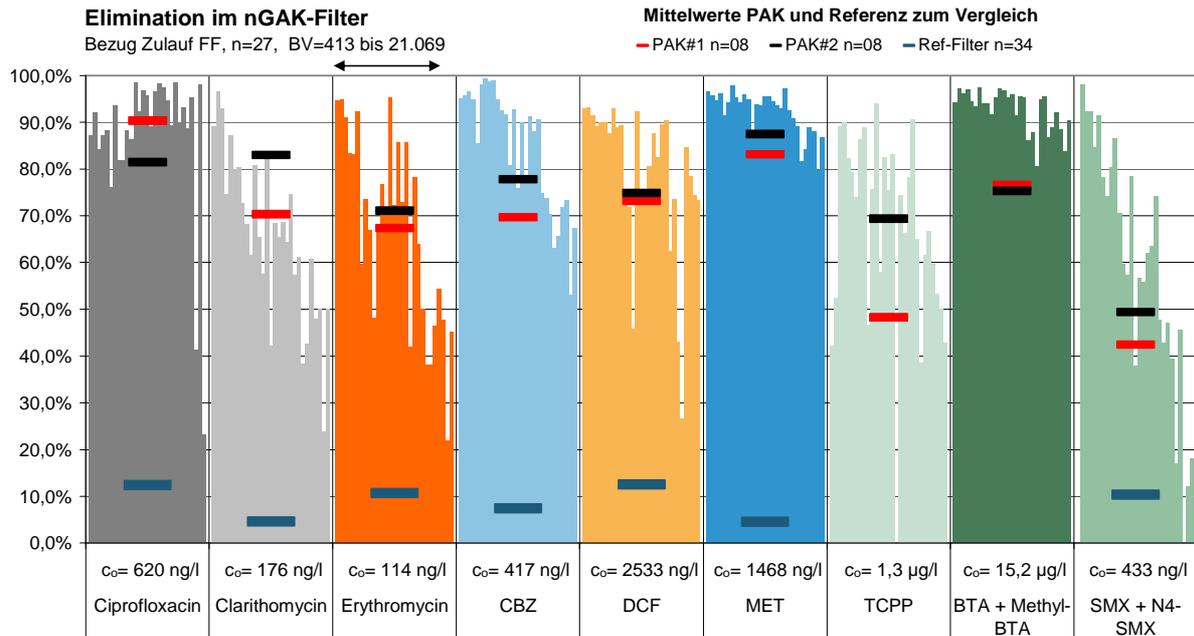


**Bild 4.27: Mittlere Elimination von Spurenstoffen in den Versuchsfiltern als Mittelwert nach 18 Monaten Betrieb**

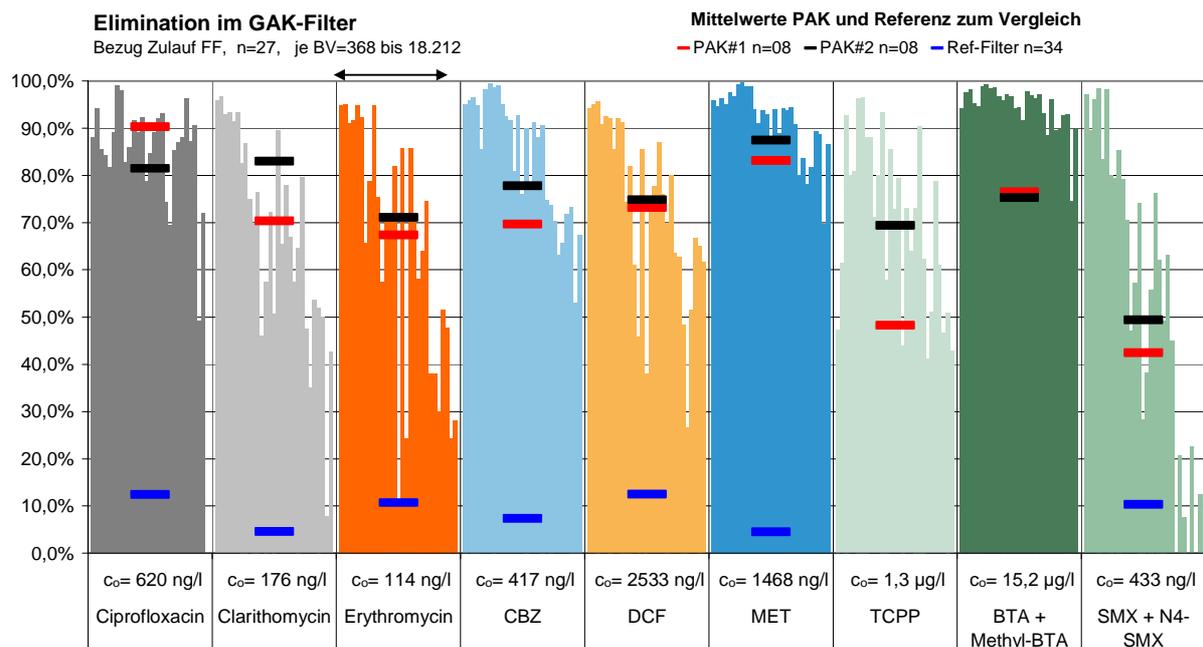
Die mittlere Elimination der Spurenstoffe ist wie zu erwarten sehr stoffspezifisch und reicht von 47 % bis 94 %. Die Leistung der zweiten Pulverkohle (Carbopal AP) ist nur in einigen Fällen besser als die der ersten Pulverkohle (Hydraffin ARP). Trotz der langen Standzeit der GAK-Filter liegt die mittlere Elimination bei einigen Substanzen (BTA, SMX, MET, CBZ) noch über der Entnahme des PAK-Filters. Hierbei handelt es sich insbesondere um gut adsorbierbare Stoffe. Die Elimination der schlechter adsorbierbaren Substanzen (DCF, TCPP) liegt auch nach der langen GAK-Laufzeit im Gesamtmittel auf dem Niveau der PAK oder nur unwesentlich niedriger.

### Zeitlicher Verlauf der Elimination in den Filtern

In den folgenden zwei Abbildungen ist der zeitliche Verlauf der Spurenstoffelimination in den Versuchsfiltern dargestellt. Dabei entspricht jeder einzelne Balken einer bilanzierten Elimination für die zugehörigen Bettvolumina (GAK-Filter Bild 4.28, nGAK-Filter Bild 4.29). Für einen direkten Vergleich ist außerdem die mittlere Elimination für beide PAK-Sorten und im konventionellen Referenzfilter enthalten. Des Weiteren sind auch die zugehörigen mittleren Zulaufkonzentrationen ( $c_0$ ) der einzelnen Stoffe aufgeführt.



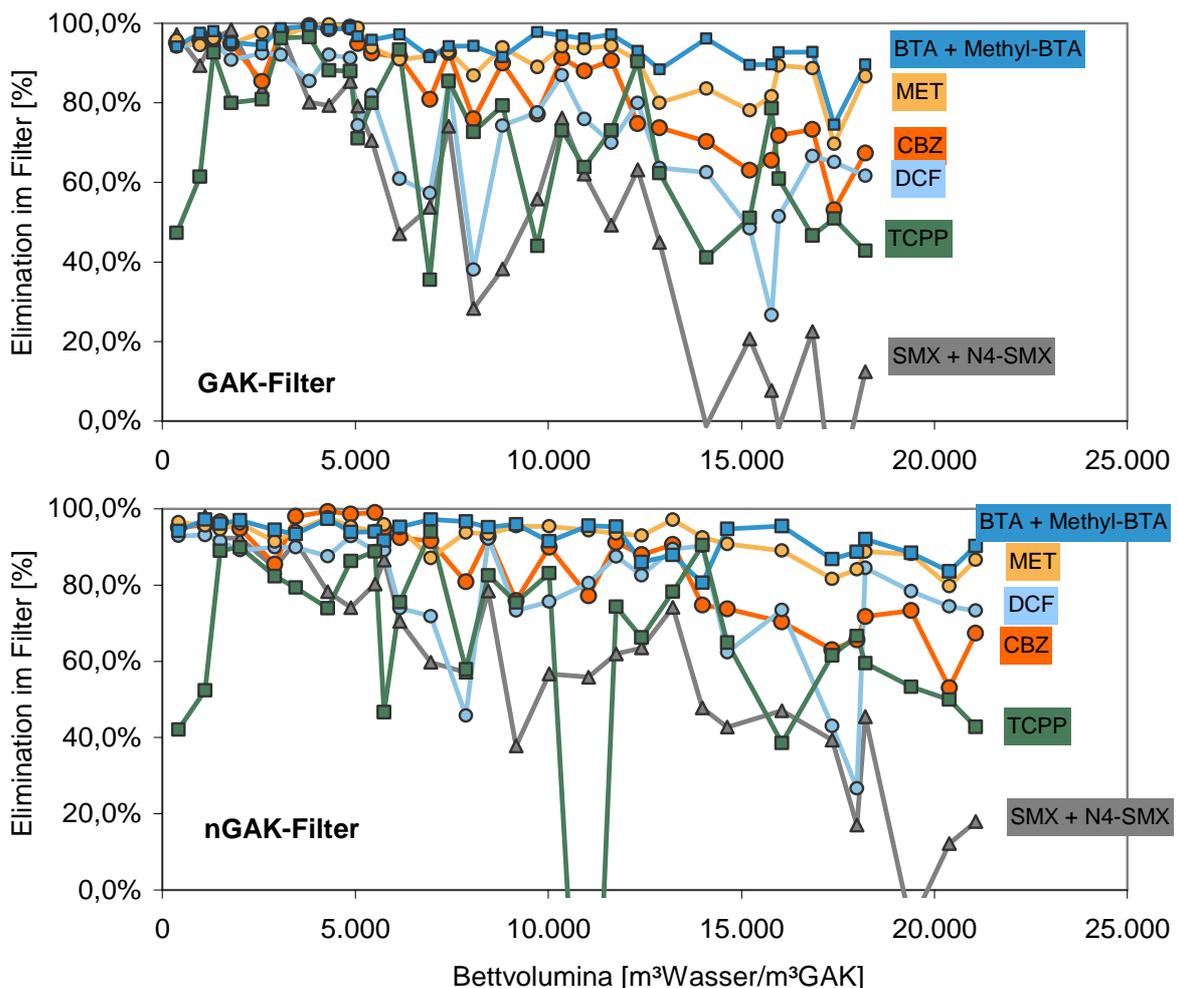
**Bild 4.28: Zeitlicher Verlauf der Elimination von Spurenstoffen im nGAK-Filter**



**Bild 4.29: Zeitlicher Verlauf der Elimination von Spurenstoffen im GAK-Filter**

Die Anfangselimination der GAK liegt für alle Stoffe deutlich über dem Mittelwert der PAK-Elimination. Dies ist auf den Unterschied der jeweils frisch eingesetzten Aktivkohle-Masse zurückzuführen, der zu Beginn der GAK-Laufzeit noch sehr hoch ist. So ist die äquivalente (d.h. auf die behandelte Wassermenge bezogene) GAK-Konzentration bis ca. 8.000 BV noch doppelt so hoch wie die eingestellte PAK-Dosierung. Für viele Substanzen zeigt sich im Verlauf der Standzeit eine deutliche Abnahme der Elimination in beiden GAK-Filtern. Dies wird nochmals in Bild 4.30 verdeutlicht.

Andererseits ist die Elimination für etliche Stoffe auch nach einem Betrieb von 18 Monaten noch bei 60 % oder darüber. Diese auch nach langer Standzeit noch sehr gut adsorbierbaren Stoffe sind z.B. Carbamazepin und Diclofenac. Vor allem aber werden Metoprolol und Benzotriazol nach 18 Monaten noch immer zu über 80 % abgeschieden. Eine Erschöpfung der GAK ist nach den hier vorgestellten Ergebnissen demnach lediglich für einige Stoffe wie z.B. die Antibiotika Clarithromycin, Erythromycin oder Sulfamethoxazol mit einer Restelimination von meist unter 30 % bald erreicht, für andere Stoffe könnte die GAK weiterhin eingesetzt werden.

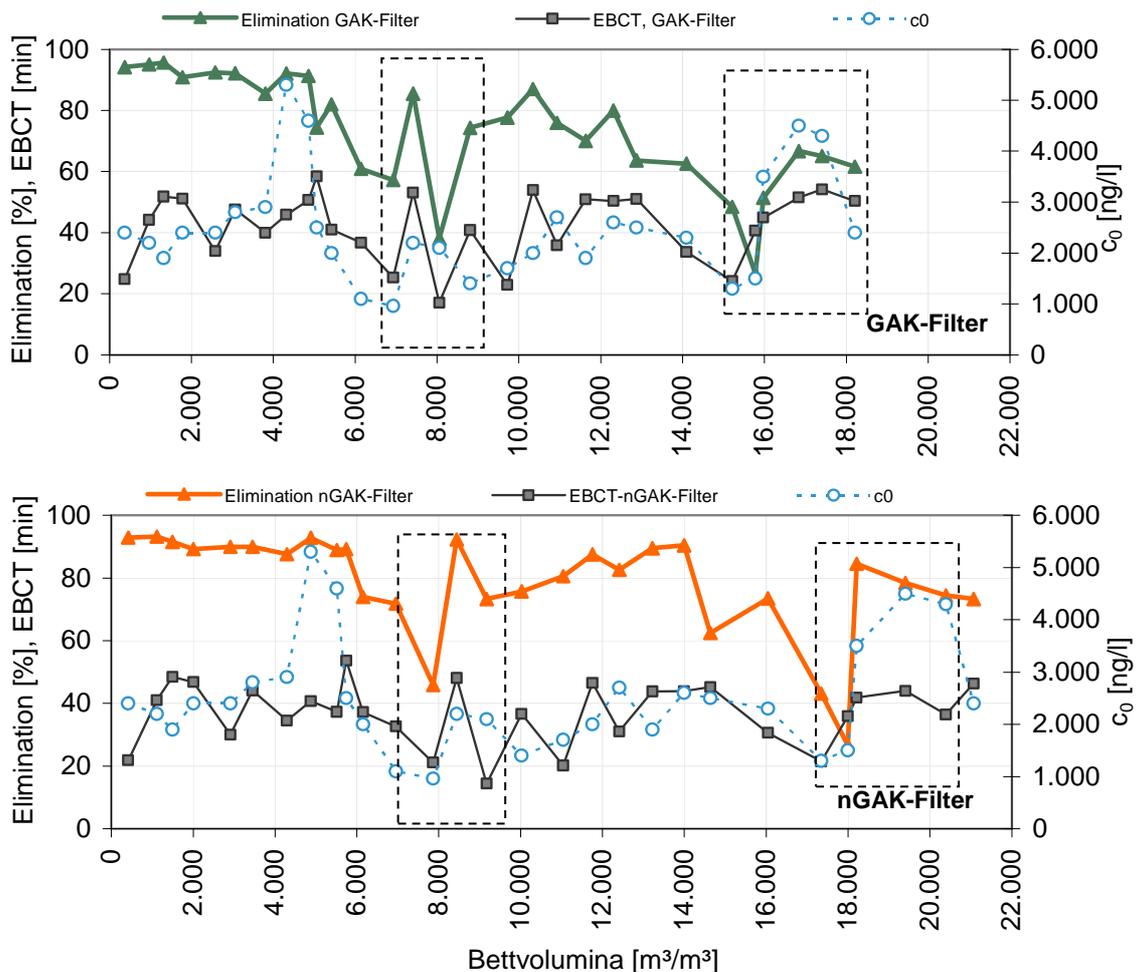


**Bild 4.30: Zeitlicher Verlauf der Elimination von Spurenstoffen in den GAK-Filtern in Bezug zu den behandelten Bettvolumina**

### Analyse der Eliminationsschwankungen

Die vorgenannten Ergebnisse zeigen deutliche Schwankungen in der erreichten Spurenstoff-Elimination der GAK-Filter. Das folgende Bild 4.31 zeigt exemplarisch für Diclofenac die wichtigsten Einflussparameter auf die prozentuale Elimination in den Filtern. Neben der Elimination sind in den Grafiken dazu auch die Kontaktzeit (EBCT) und die Ausgangskonzentration ( $c_0$ ) dargestellt. Bei niedriger Kontaktzeit im Filterbett ergibt sich ein deutlicher Einbruch der Reinigungsleistung, so steigt die Elimination in beiden Filtern bei 7.000 - 8.000 BV von ca. 60 % (mit 25 min Kontaktzeit) auf ca. 85 % (mit über 50 min Kontaktzeit).

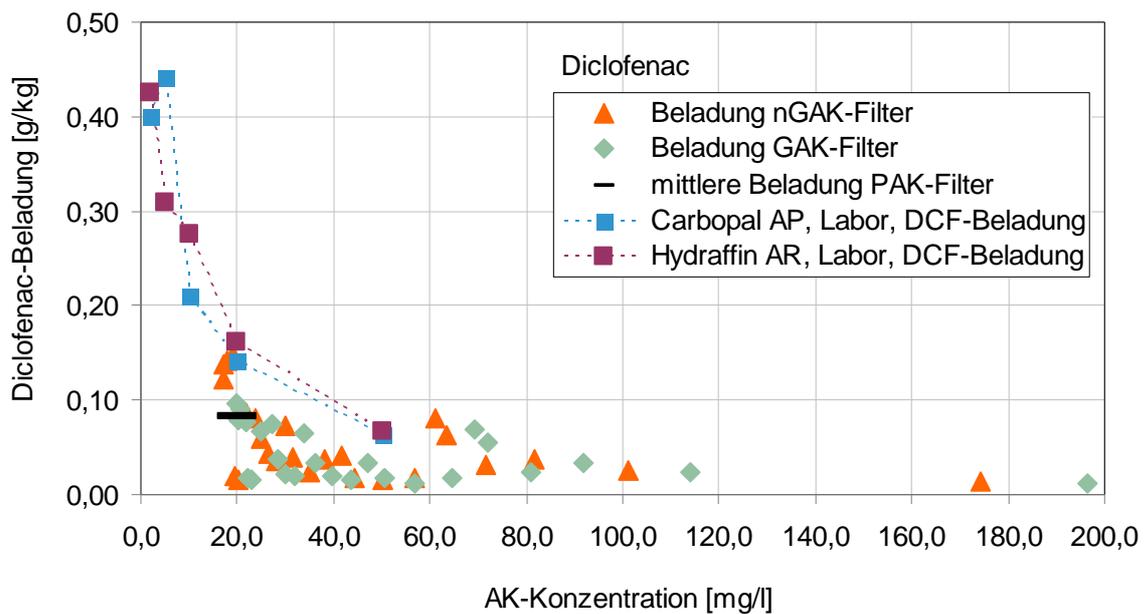
Die Ausgangskonzentration ergibt sich einerseits analog zu der Kontaktzeit aus der Wassermenge, d.h. sie wird durch Verdünnung geringer, was die Elimination erschwert. Sie unterliegt jedoch zusätzlich auch weiteren Einflussfaktoren (z.B. jahreszeitlich schwankender Diclofenac-Verbrauch) und wird daher gesondert betrachtet. Auffällig ist in diesem Zusammenhang die zum Ende der Laufzeit (> 16.000 BV) wieder ansteigende Elimination, die mit besonders hohen Konzentrationen des Zulaufs zusammenfällt.



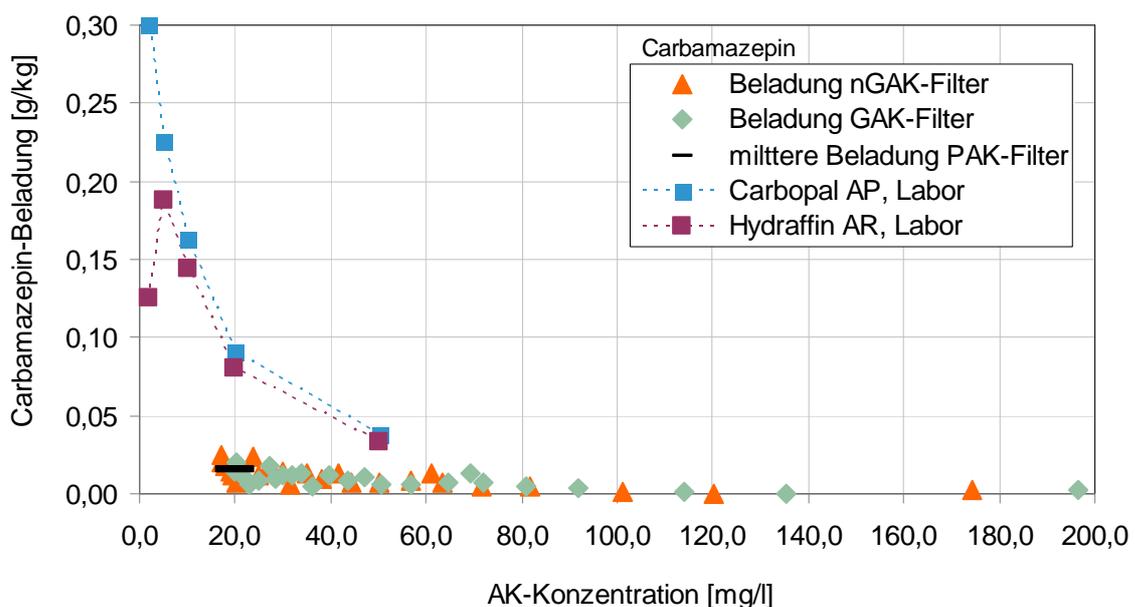
**Bild 4.31:** Verlauf der Diclofenac-Elimination in den GAK-Filtern mit Angabe der zugehörigen Zulaufkonzentration (Ablauf NK) und Kontaktzeit im Filterbett

### 4.3.3 Beladung der Aktivkohle mit Spurenstoffen

Analog zu der Ermittlung der CSB-Beladung der Aktivkohle aus den Betriebsdaten (Kapitel 4.2.3), wird nachfolgend die adsorptiv entfernte Spurenstoff-Masse auf die jeweilige Masse an Aktivkohle bezogen, um so einen Vergleichswert insbesondere zu den Laborwerten zu erhalten. Für den Vergleich ist in Bild 4.32 und Bild 4.33 die Beladung in Abhängigkeit der Aktivkohlekonzentration aufgetragen. Es zeigt sich, dass für die Spurenstoffe unter den günstigen Laborbedingungen (lange Kontaktzeit) eine deutlich höhere Beladung erreicht werden kann. Dies fällt speziell bei Carbamazepin auf.



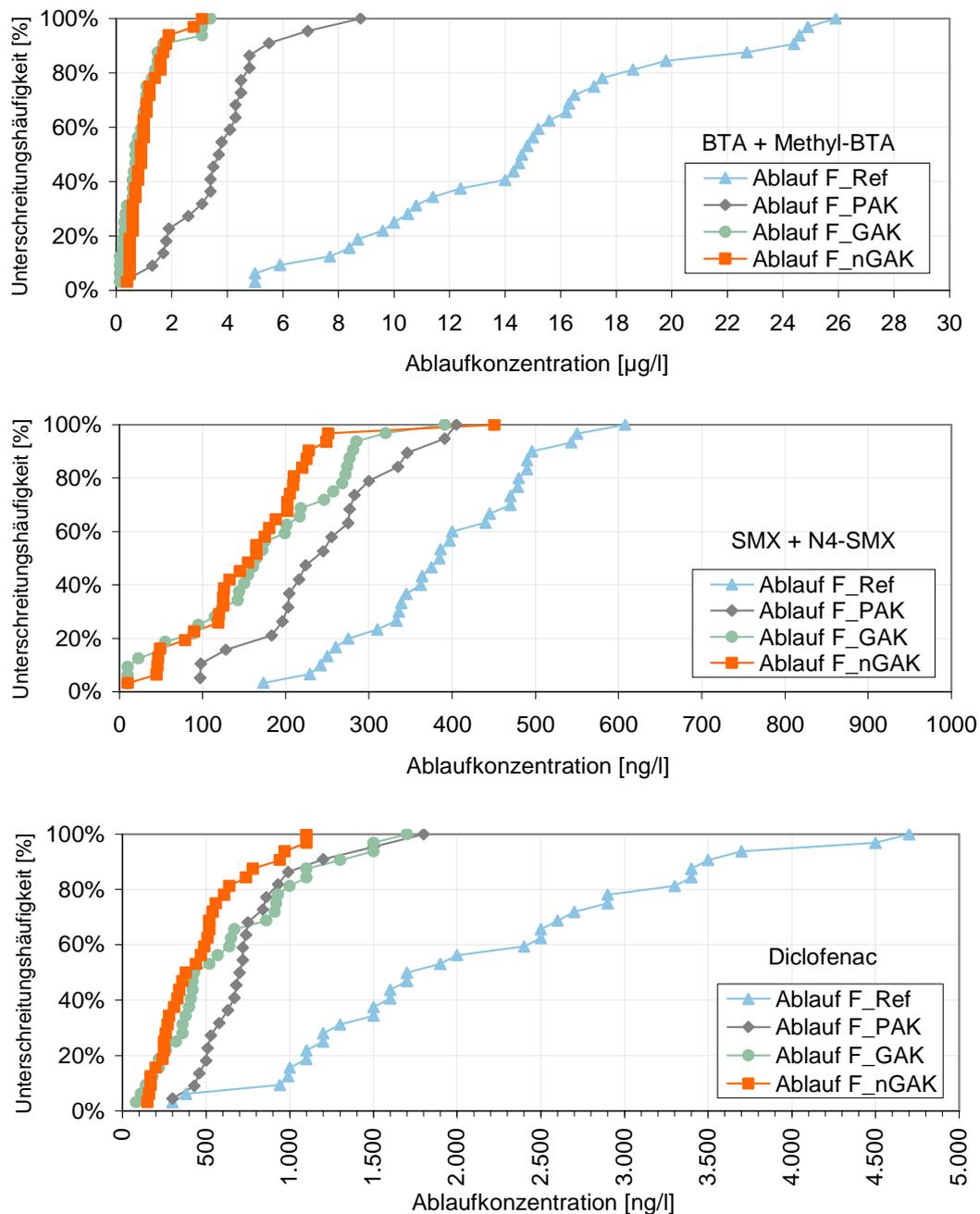
**Bild 4.32: Diclofenac-Beladung, Vergleich Betriebsdaten mit Laborergebnissen**



**Bild 4.33: Carbamazepin-Beladung, Vergleich Betriebsdaten mit Laborergebnissen**

### 4.3.4 Erreichbare Ablaufkonzentrationen

Die Spurenstoffkonzentrationen im Ablauf aller untersuchten Filter sind in Bild 4.34 beispielhaft für drei Substanzen als Summenlinien über den gesamten Versuchszeitraum dargestellt. Die gewählten Stoffe sind die gut adsorbierbaren Benzotriazole (als Summe), das mäßig adsorbierbare Sulfamethoxazol (inkl. Metabolit) und Diclofenac. Die Wirkung der Adsorption ist im Vergleich zum Referenzfilter deutlich zu erkennen. Dennoch weisen die Ablaufwerte der AK-Filter bedingt durch die in den vorangegangenen Kapiteln erläuterten Einflüsse aus Kontaktzeit und Zulaufkonzentration eine hohe Spreizung auf. Dies lässt das Erreichen fester konzentrationsbezogener Ablaufwerte nur bedingt zu.



**Bild 4.34:** Summenlinien der Ablaufkonzentrationen über den Versuchszeitraum

### 4.3.5 Elimination in Bezug auf den Zulauf der Kläranlage

#### Spurenstoff-Elimination in den konventionellen Reinigungsstufen

Für die Beurteilung der Gesamtelimination der Kläranlage ist die stoffspezifische Reinigungsleistung der konventionellen mechanisch-biologischen Abwasserreinigung einzubeziehen. Durch Sorption an den Schlamm, biologischen Abbau oder Luftstrippung werden die Spurenstoffe bereits vor der Adsorptionsstufe eliminiert. Zur Ermittlung der Reinigungsleistung der KA Buchenhofen wurden 72h-Mischproben im Zulauf der Vorklärung, Zulauf der biologischen Stufe und Ablauf der biologischen Stufe gemessen (vgl. Kapitel 3.5).

Die Auswertung ergibt einen erwartungsgemäß stoffspezifischen Abbau. Während Sulfamethoxazol zu 60 % in der biologischen Stufe abgebaut wird, berechnet sich für Diclofenac ein Abbau von nur 3 % in der biologischen Stufe. Unter Einbezug der Vorklärung erhöht sich die Diclofenac-Elimination der mechanisch-biologischen Stufe jedoch auf 26 %.

Eine Zusammenfassung der Ergebnisse kann der nachfolgenden Tabelle 4.4 entnommen werden. Zu beachten ist hierbei, dass für einige Substanzen wie beispielsweise TCPD oder Carbamazepin negative Eliminationen in der biologischen Stufe ermittelt wurden. Dies ist auf Stoffumwandlungen, und den Einfluss der Probenahmestrategie und Analytik zurückzuführen (vgl. dazu Kapitel 3.5.2).

**Tabelle 4.4: Konzentrationen und mittlere Elimination der Spurenstoffe in den mechanisch biologischen Reinigungsstufen der Kläranlage Buchenhofen basierend auf 72h-MP**

Substanz	Mittlere Konzentrationen (n=6) [µg/l]			mittlere Elimination <sup>3)</sup> (n=6)	
	Zulauf VK <sup>1)</sup>	Zulauf BB	Zulauf FF <sup>2)</sup>	Elimination "Mechanik + Biologie"	Elimination "Biologie"
	C <sub>KA,zu</sub>	C <sub>BB,zu</sub>	C <sub>FF,zu</sub>	Zulauf VK -> Zulauf FF	Zulauf BB -> Zulauf FF
Ciprofloxacin	3,38	2,87	1,12	<b>66%</b>	<b>60%</b>
Clarithromycin	0,28	0,23	0,24	<b>10%</b>	<b>-3%</b>
Erythromycin	0,41	0,23	0,14	<b>42%</b>	<b>30%</b>
Carbamazepin	0,49	0,40	0,41	<b>8%</b>	<b>-6%</b>
Diclofenac	3,53	2,78	2,57	<b>26%</b>	<b>3%</b>
Metoprolol	1,74	1,62	1,66	<b>1%</b>	<b>-3%</b>
TCPD	3,28	1,43	1,65	<b>36%</b>	<b>-15%</b>
BTA + Methyl-BTA	29,60	23,90	16,45	<b>43%</b>	<b>31%</b>
SMX + N4-SMX	1,50	1,29	0,46	<b>65%</b>	<b>63%</b>
Mittel 5 Substanzen (DCF,CBZ,MET,BTA,SMX)	7,37	6,00	4,31	<b>29%</b>	<b>18%</b>

<sup>1)</sup> Zulauf VK entspricht Zulauf Kläranlage <sup>2)</sup> Zulauf FF entspricht Zulauf Filtration bzw. Ablauf Nachklärung  
<sup>3)</sup> die mittlere Elimination wurde aus n=6 Einzeleliminationen berechnet

### Anteile der Verfahrensstufen an der Gesamtelimination der Kläranlage

Die Flockungsfiltration stellt die letzte konventionelle Reinigungsstufe dar. In den vorherigen Kapiteln wurde die erreichte Elimination in den einzelnen Filterzellen jeweils auf den Ablauf der Nachklärung (bzw. den Zulauf der Filtration) bezogen. Je nach Substanz ist das Konzentrationsniveau im Zulauf der Filtration jedoch durch die vorherige mechanische und biologische Reinigung im Vergleich zum Kläranlagenzulauf bereits deutlich reduziert.

Die Darstellung der Gesamtelimination inklusive der Adsorptionsstufe gibt damit einen Überblick, wie groß der Einfluss der 4. Reinigungsstufe in Bezug zum Zulauf der Kläranlage ist. In Tabelle 4.5 sind hierzu zunächst die mittleren gemessenen Konzentrationen für den Zu- und Ablauf der biologischen Stufe und die Abläufe der untersuchten Filter dargestellt.

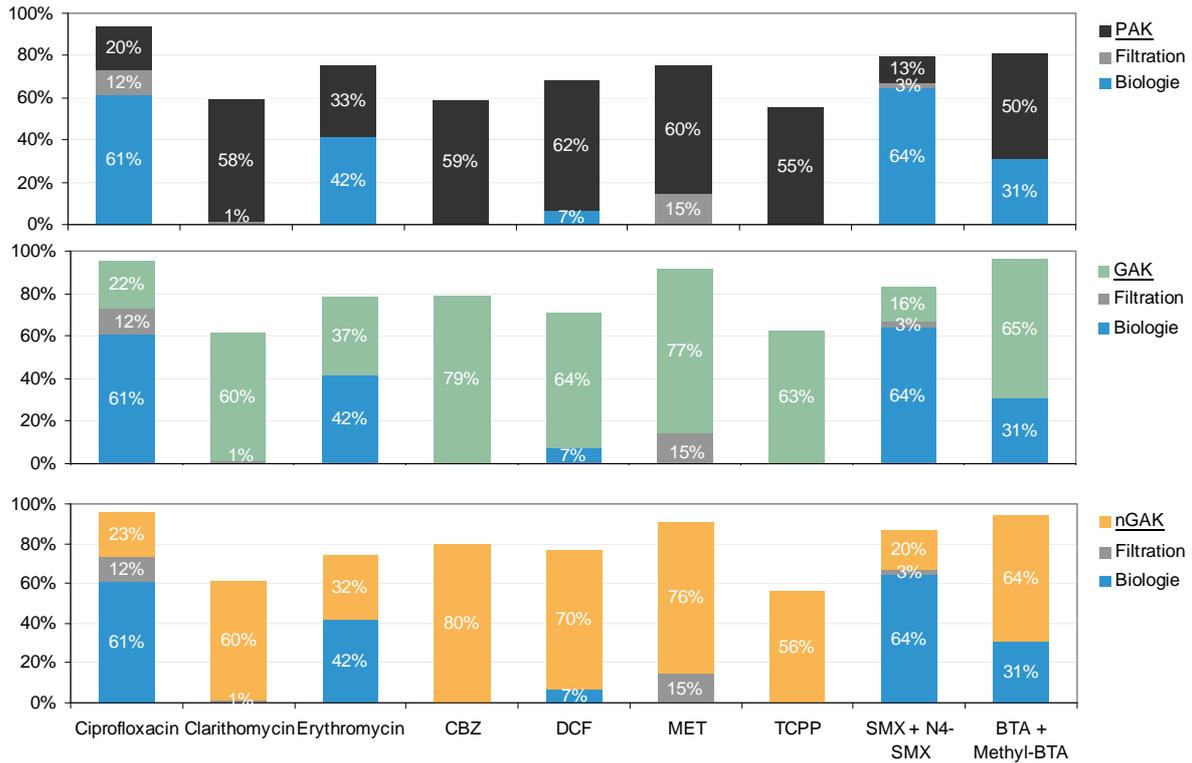
Die kumulierten Anteile der Verfahrensbereiche Vorklärung, Biologie, Filtration und Adsorption an der Gesamtelimination der Spurenstoffe sind in Bild 4.35 in Bezug auf den Zulauf der biologischen Stufe und in Bild 4.36 in Bezug auf den Gesamtzulauf der Kläranlage dargestellt. Die Einflüsse der Vorklärung sind in Buchenhofen aufgrund vieler interner Rezirkulationen sehr hoch.

**Tabelle 4.5: Mittelwert der gemessenen Konzentrationen an verschiedenen Messstellen entlang des Wasserweges in der Kläranlage und den Abläufen der Versuchsfilter**

Mittelwert (n=6, 72h MP)	Einheit	Zulauf BB	Ablauf NK	Ablauf Ref-Filter	Ablauf PAK- Filter <sup>1)</sup>	Ablauf GAK Filter <sup>2)</sup>	Ablauf nGAK- Filter <sup>2)</sup>
		$C_{BB,zu}$	$C_{FF,zu}$	$C_{FF,ab}$	$C_{PAK,ab}$	$C_{GAK,ab}$	$C_{nGAK,ab}$
Ciprofloxacin	ng/l	2.866,7	1.118,3	766,7	179,7	123,7	115,7
Clarithomycin	ng/l	233,3	243,3	240,0	94,7	89,2	89,3
Erythromycin	ng/l	233,3	135,7	136,2	58,8	50,0	60,8
Carbamazepin	ng/l	396,7	413,3	456,7	163,2	62,7	59,5
Diclofenac	ng/l	2.783,3	2.566,7	2.816,7	875,0	811,7	613,3
Metoprolol	ng/l	1.616,7	1.661,7	1.418,3	405,0	123,3	141,3
TCPP	ng/l	1.400	1.600	1.800	600	500	600
SMX + N4-SMX	ng/l	1.285,0	459,2	424,7	261,5	215,2	168,5
BTA + Methyl-BTA	ng/l	23.900	16.500	16.600	460	100	130

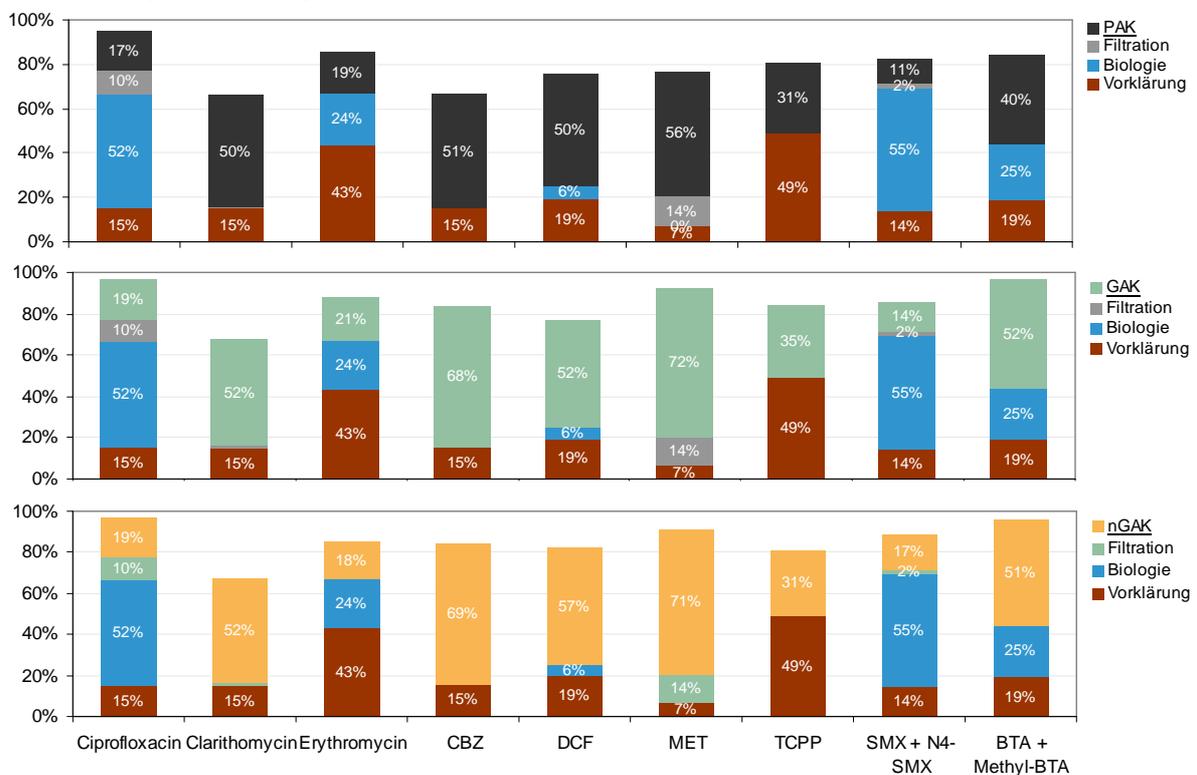
<sup>1)</sup> Ablauf PAK-Filter entspricht dem Mittelwert für beide PAK-Sorten mit jeweils 3 Messwerten  
<sup>2)</sup> Die Konzentrationen im Filtrat des GAK und nGAK-Filters sind als Mittel für verschiedene Filterzustände (Bettvoluminat) berechnet.; im Mittel: GAK-Filter: 10.384 BV ; nGAK-Filter: 11.824 BV

Eliminatio, Bezug Zulauf biologische Stufe



**Bild 4.35:** Elimination der Spurenstoffe in Bezug auf den Zulauf zur biologischen Stufe, Mittel aus 6 Proben (72h-MP), die anteilig auf die Verfahrensstufen Aktivkohle, konventionelle Filtration, biologische Stufe verteilt wurden

Eliminatio, Bezug Zulauf Kläranlage



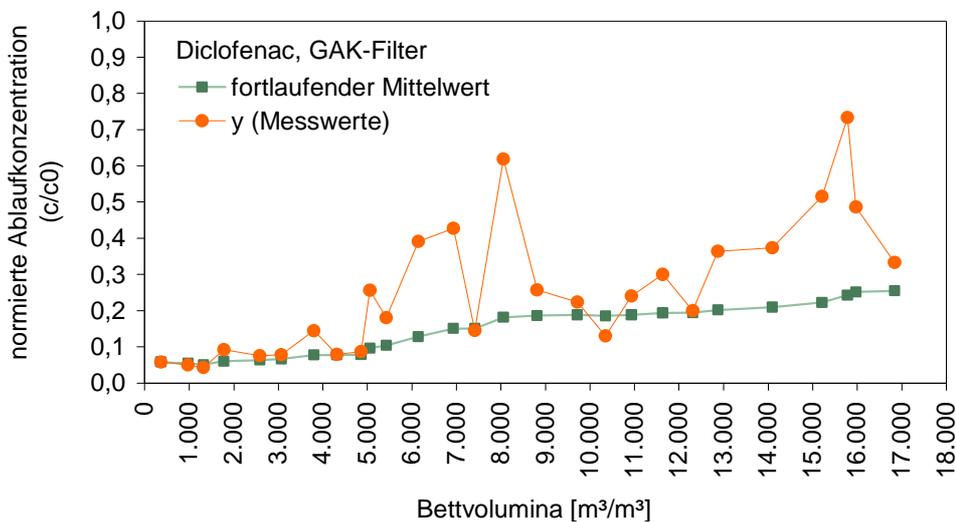
**Bild 4.36:** Elimination der Spurenstoffe in Bezug auf den Zulauf der Vorkläranlage

### 4.3.6 Ausgleichsfunktion als Mittelwert der Elimination für die GAK-Filter

#### Mittelwertbildung bei GAK-Filtern

Verschiedene Faktoren wie z.B. die Kontaktzeit oder die Ausgangskonzentration beeinflussen die Adsorption in den GAK-Filtern (vgl. dazu Kapitel 4.3.2). Diese Schwankungen können bei der Pulveraktivkohle zur Bewertung der Leistungsfähigkeit des Verfahrens, durch einfaches Mitteln mehrerer Messwerte ausgeglichen werden. Für die GAK-Filter ist diese Mittelwertbildung zum Ausgleich der Schwankungen allerdings nur eingeschränkt möglich, da zu jedem Messwert in Abhängigkeit der bis dahin behandelten Wassermenge (Bettvolumina) eine andere Beladung der Aktivkohle und damit eine andere – abnehmende - Reinigungsleistung gehört.

Ein arithmetischer Mittelwert über den Versuchszeitraum vermischt damit unterschiedliche „Zustände“ der GAK-Filter und kann nicht als Mittelwert für die stoffspezifische Durchbruchskurve ( $c/c_0$ ) eines einzelnen Filters herangezogen werden. Hierzu zeigt Bild 4.37, dass der fortlaufende Mittelwert ( $MW_n = x_1 + \dots + x_n / n$ ) nur langsam ansteigt, während die Messwerte deutlich schneller steigen. Der Mittelwert kann in diesem Fall als Mischungsrechnung für  $n$  zeitlich exakt versetzte Filterzustände interpretiert werden und impliziert damit bereits einen entsprechenden Parallelbetrieb von  $n$ -Filtern, von denen die Einzelnen diese Spannweite an Bettvolumina abdecken (vgl. Kapitel 4.3.7).

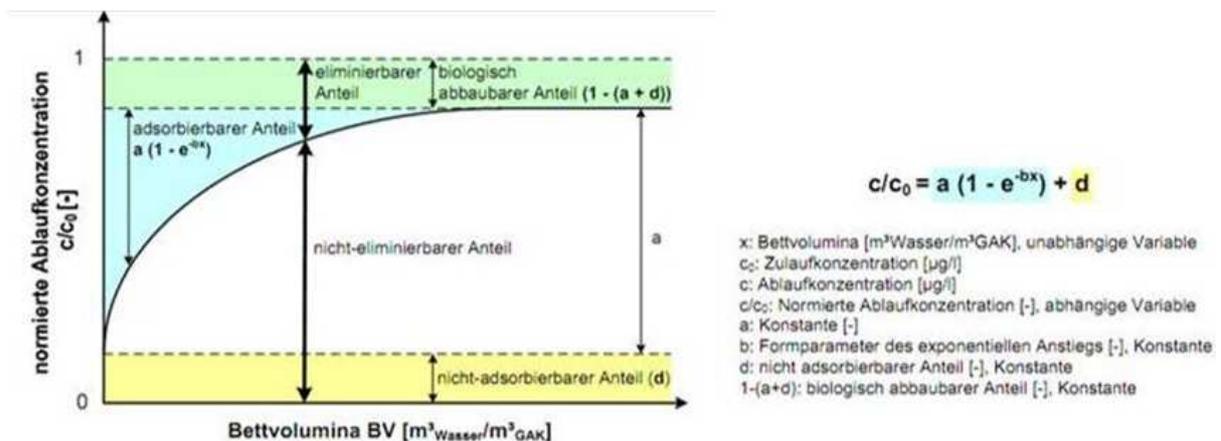


**Bild 4.37: Vergleich eines fortlaufend berechneten Mittelwertes mit den Messwerten**

Zudem ergibt sich ein weiterer Einfluss auf den fortlaufenden arithmetischen Mittelwert aus der (nicht-)Äquidistanz der Messwerte. Wird die Probenhäufigkeit zum Ende der Filterlaufzeit reduziert, ergibt sich eine stärkere Wichtung zugunsten der Anfangswerte mit hoher Reinigungsleistung. Da im Rahmen des Projektes eine gleich verteilte Probenahme gewählt wurde, ist dieser Einfluss allerdings nur gering und wird vernachlässigt.

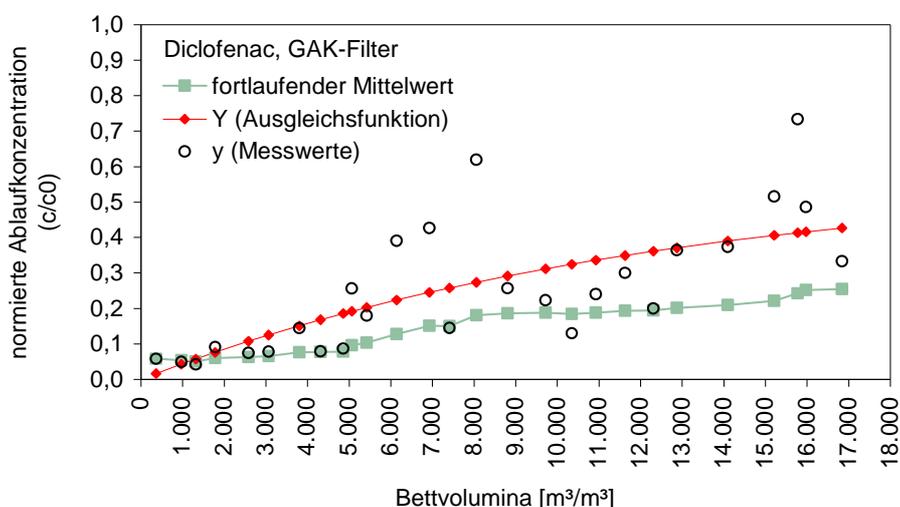
### Ausgleichsfunktion als Mittelwert für einen Einzelfilter

Um die Elimination bzw. die stoffspezifischen Durchbruchskurve der GAK-Filter auch für einen Einzelfilter als Mittelwert darzustellen, wird nachfolgend auf eine nichtlineare Ausgleichsfunktion in Abhängigkeit der Filterlaufzeit zurückgegriffen. Die hierfür gewählte Exponentialfunktion wurde bereits von Carlson et al. (1994) entwickelt und ist zuletzt bei Benstöm et al. (2014) verwendet worden. Das nachfolgende Bild zeigt den prinzipiellen Verlauf der Funktion, welche von 3 Bereichen geprägt ist. So gibt es einen nicht-adsorbierbaren Anteil, einen adsorbierbaren Anteil und einen biologisch abbaubaren Anteil. Über die Funktionsparameter werden diese Bereiche berücksichtigt.



**Bild 4.38:** Ausgleichsfunktion zur Beschreibung der Durchbruchskurve eines GAK-Filters (Entnommen aus Benstöm et al., 2014),

Bild 4.39 zeigt exemplarisch für die Diclofenac-Elimination des GAK-Filters die Übertragung der Carlson-Ausgleichsfunktion auf die Versuchsergebnisse. Zum Vergleich ist ebenfalls der fortlaufende Mittelwert dargestellt. Die Ausgleichsfunktion wird dabei aus den Messwerten über die Minimierung der Fehlerquadrate durch Nutzung des excel-solvers erstellt.



**Bild 4.39:** Auf den Zulauf normierte Diclofenac-Ablaufkonzentration des GAK-Filters, Vergleich einer nichtlinearen Ausgleichsfunktion und einem Mittelwert

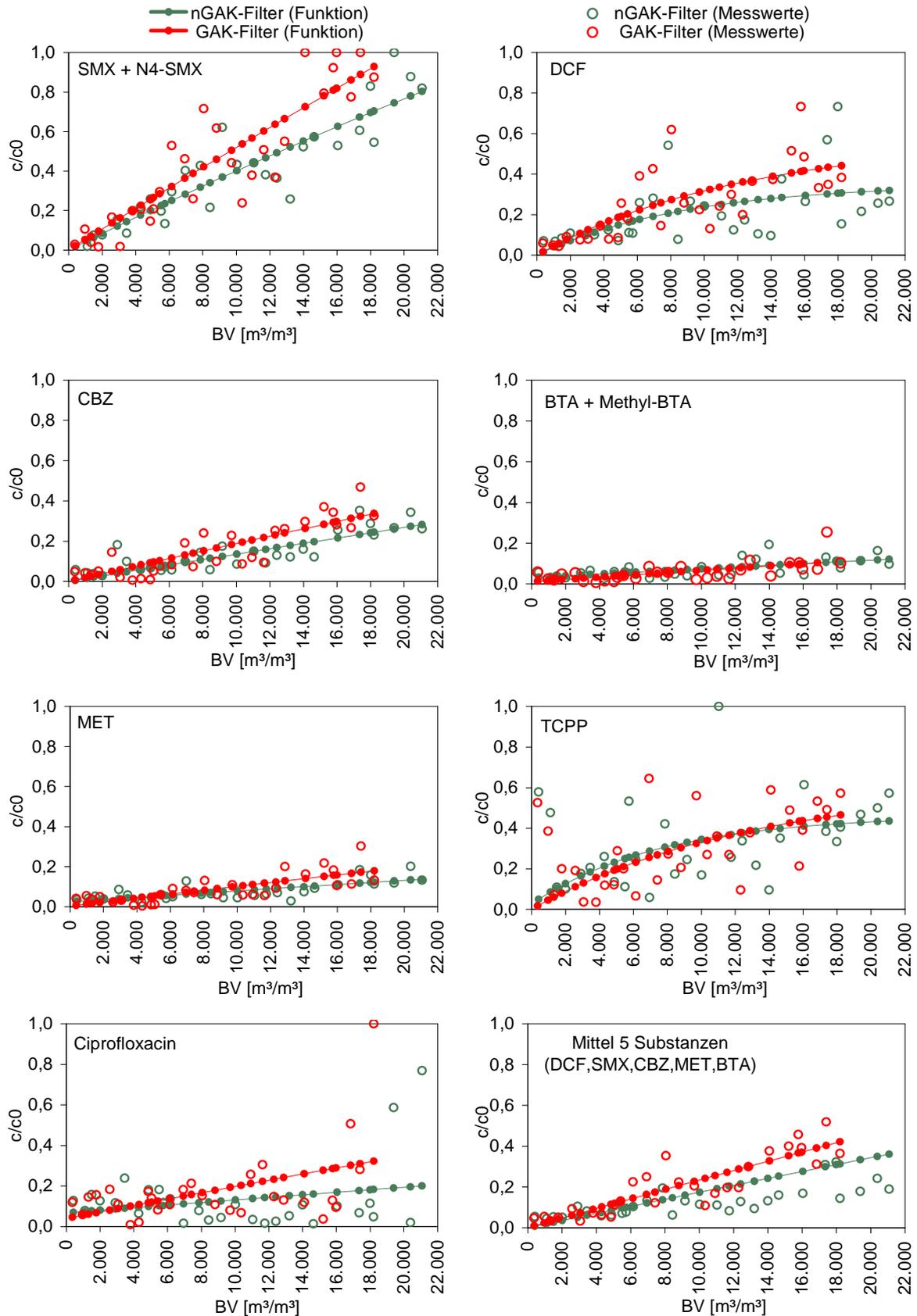
### **Ausgleichsfunktionen des GAK- und nGAK-Filters**

Die ermittelten GAK- und nGAK Ausgleichsfunktionen für die untersuchten Spurenstoffe mit Ausnahme von Erythromycin und Clarithromycin sind auf der folgenden Seite zusammenfassend dargestellt (Bild 4.40). Neben den bekannten Stoffen werden auch die Ergebnisse für eine Mischungsrechnung aus 5 ausgewählten Indikatorsubstanzen dargestellt (DCF, SMX, MET, BTA, CBZ). Hierdurch kann das unterschiedliche Adsorptionsverhalten dieser Stoffe gleichermaßen berücksichtigt werden. Dies geschieht in Vorbereitung für eine vergleichende Wirtschaftlichkeitsuntersuchung und soll den substanzspezifischen Einfluss ausgleichen (mehr dazu in Kapitel 6.1).

Die Verläufe der Ausgleichsfunktion zeigen sehr anschaulich welche Stoffe gut und welche schlecht adsorbierbar sind. So verläuft die Funktion für die gut adsorbierbaren Substanzen (Carbamazepin, Metoprolol und Benzotriazol) sehr flach, wohingegen die Funktion für Sulfamethoxazol, einen nicht so gut adsorbierbaren Stoff, eher steil verläuft. Statt der erwarteten exponentiellen Entwicklung zeigen die Ausgleichsfunktionen dabei bis auf diejenigen von Diclofenac und TCPD einen linearen Verlauf. Ähnliches wurde auch durch Benstöm et al. (2014) festgestellt.

Dem linearen Verlauf stehen jedoch die hier ermittelten Funktionen für Diclofenac und TCPD gegenüber. In beiden GAK-Filtern wurde für diese Stoffe eine abnehmende Steigung der Durchbruchskurve festgestellt. Dies deutet auf einen Effekt hin, welcher dem Rückgang der Adsorptionskapazität entgegenwirkt. Zum einen sind Verdrängungseffekte zu nennen, bei denen schlecht adsorbierbare Substanzen vermehrt bei niedriger Beladungskapazität oder Konzentrationsschwankungen in die Lösung verdrängt werden. Andererseits deutet der Effekt auch auf eine mögliche Zunahme der biologischen Aktivität hin. Für letzteres spricht, dass ein ähnlicher Effekt beispielsweise bei dem nachweislich schlechter biologisch abbaubaren Stoff Sulfamethoxazol nicht zu beobachten ist. Entsprechende Untersuchungen, die eine biologische Aktivität auf der Aktivkohle bestätigen würden, sind jedoch nicht ohne eingehende Untersuchungen zu bestätigen. Hier besteht noch Forschungsbedarf.

Mit den Ausgleichsfunktionen steht ein Werkzeug zur Verfügung, um eine Vorhersage des Durchbruchsverhaltens für einzelne Stoffe zu treffen. Wobei mit Vorhersage keine Prognose, sondern vielmehr eine Abschätzung der Reinigungsleistung in Abhängigkeit der behandelten Wassermenge gemeint ist.



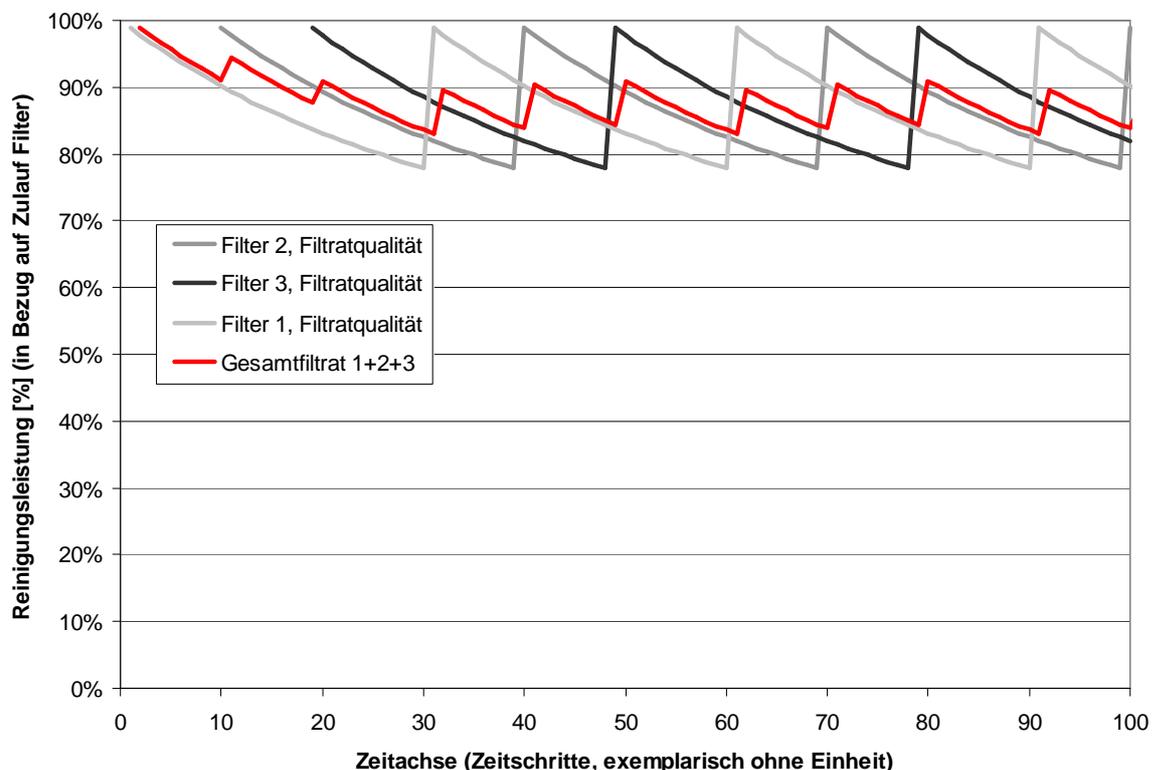
**Bild 4.40:** Ausgleichsfunktionen der normierten Ablaufkonzentration verschiedener Referenzparameter für den GAK und nGAK-Filter im Vergleich

### 4.3.7 Parallelschaltung mehrerer GAK-Filter

#### Positiver Effekt einer Parallelschaltung mehrerer Einzelfilter

Bei einem Betrieb mehrerer Filterzellen bestimmt nicht das Filtrat des Einzelfilters, sondern das Sammelfiltrat der gesamten Filtrationseinheit die Reinigungsleistung der Adsorptionsstufe. Werden die Filterzellen zeitlich gestaffelt betrieben, d.h. ihre GAK nicht zeitgleich ausgewechselt und wieder in Betrieb genommen, so kann die Ausnutzung der praktisch verfügbaren Adsorptionskapazität deutlich verbessert werden.

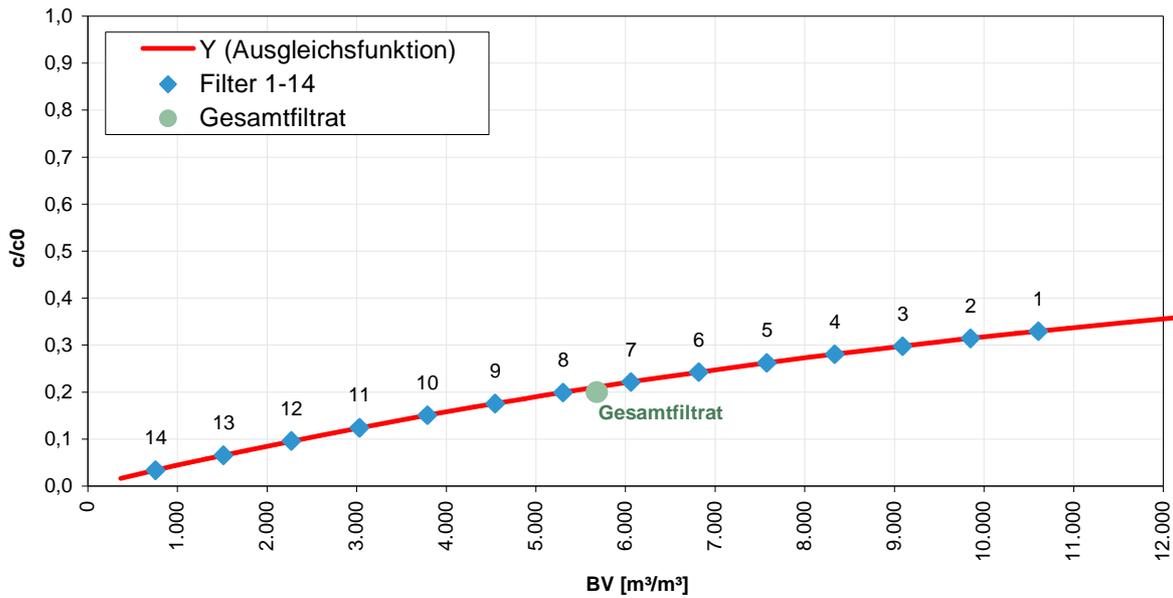
Das nachfolgende Bild 4.41 zeigt drei versetzte Durchbruchskurven. Jeder Filter läuft so lange, bis eine Reinigungsleistung von etwa 80 % gerade unterschritten wird. Das überlagerte Gesamtfiltrat der drei Filter (rote Linie) hat jedoch eine deutlich bessere Qualität. Somit könnten die Einzelfilter länger betrieben werden, ohne dass das Gesamtfiltrat den theoretischen Zielwert von 80% unterschreitet.



**Bild 4.41: Prinzipbild zum Verhalten mehrerer Filter, die versetzt erneuert werden**

#### Überlagerung der Durchbruchskurven mehrerer Filter

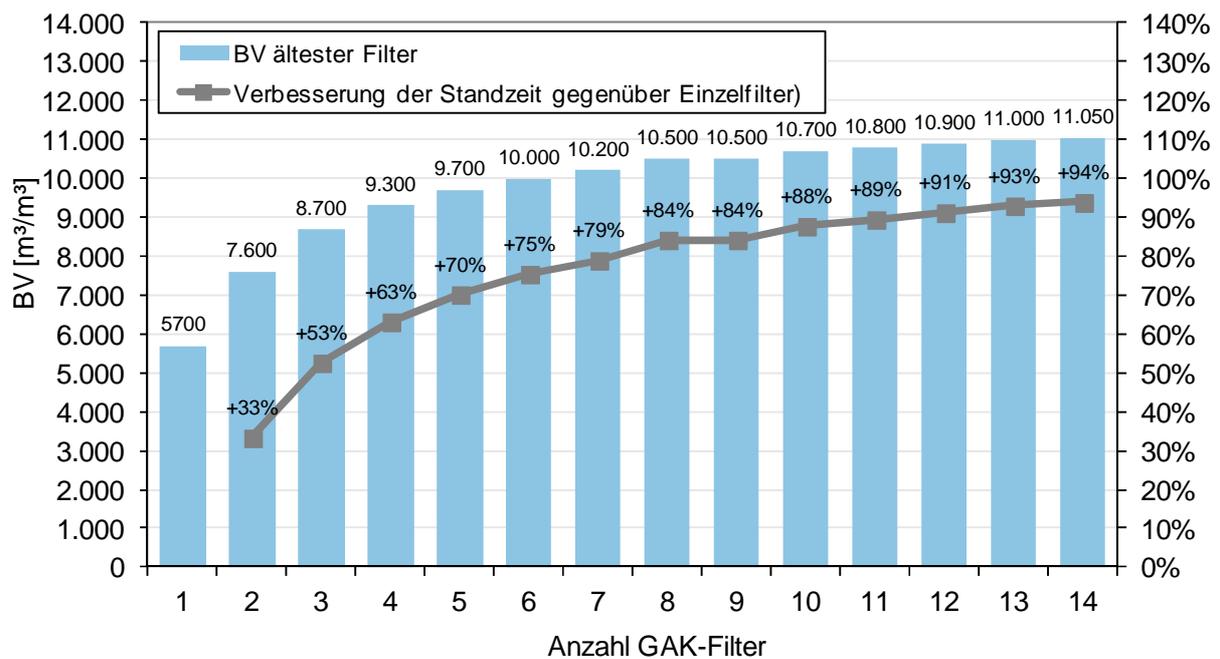
Die zuvor erläuterte Ausgleichsfunktion  $f(BV)$  stellt den zeitlich abhängigen Mittelwert eines Einzelfilters dar. Über eine einfache Mischungsrechnung wird sie auf mehrere parallel betriebene Filter übertragen. In Bild 4.42 sind hierzu beispielhaft 14 Filter mit gleichem zeitlichem Versatz dargestellt. Das Gesamtfiltrat entspricht dabei dem arithmetischen Mittel der Einzelfilter:  $f_{\text{Gesamt}} = f(BV_1) + f(BV_2) + \dots + f(BV_n) / n$



**Bild 4.42: Schema zur Überlagerung der auf den Zulauf normierten Ablaufkonzentration mehrerer Filter über die Ausgleichsfunktion**

**Einfluss der Filteranzahl**

Bei Verwendung einer nichtlinearen Funktion hat die Anzahl der Filter einen Einfluss auf den Effekt der Parallelschaltung. Während sich bei 4 Filtern die Standzeit bei festgelegtem Ablaufkriterium (hier 80 % Reinigungsleistung für Diclofenac) um 63 % verlängert, ist es bei 8 Filtern nur eine Verbesserung gegenüber einem Einzelfilter um 84 % (vgl. Bild 4.43). Eine Verdopplung der Filterlaufzeit ist ab etwa 14 Filtern zu erwarten.

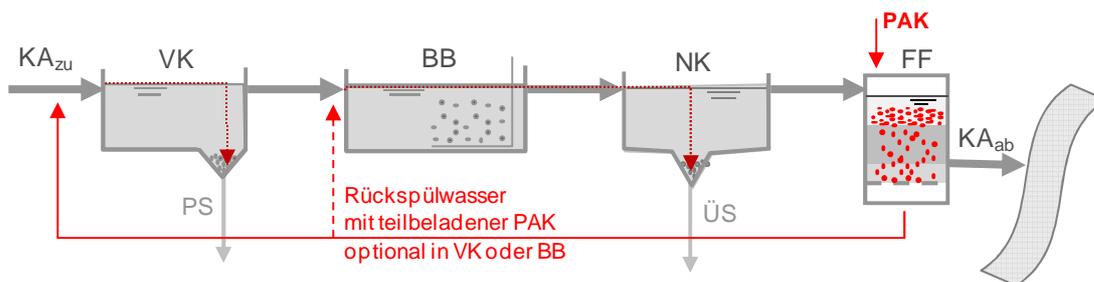


**Bild 4.43: Einfluss der Filteranzahl auf die Verbesserung der Standzeit bzw. BV eines Einzelfilters (maximale Bettvolumina für 80% Elimination bei X Filtern)**

### 4.3.8 Zusätzliche Entnahme von Spurenstoffen durch rückgeführte PAK

#### Verbleib der Aktivkohle im System

Die Filterrückspülung findet in Buchenhofen bei Trockenwetter üblicherweise einmal pro Tag statt. Das Spülwasser/PAK-Gemisch fließt hierbei in das gemeinsame Spülwasserbecken aller Filtereinheiten. Die Entleerung der Spülwasserkammer erfolgt vor die Rechenanlage. Die PAK durchfließt mit den übrigen Suspensa aus dem Zulauf und den Prozessströmen die weiteren Verfahrensstufen Vorklärung, biologische Reinigung und Nachklärung. Die PAK durchfließt mit den übrigen Suspensa aus dem Zulauf und den Prozessströmen die weiteren Verfahrensstufen Vorklärung, biologische Reinigung und Nachklärung.



**Bild 4.44: Rückführwege der Pulverkohle**

Auf Grund der geringen PAK-Menge, bezogen auf den Gesamtzulauf ist es nicht möglich, den genauen Verbleib der zurückgeführten Kohle messtechnisch zu ermitteln. Es ist zu vermuten, dass die PAK zum Teil am Rechengut anhaftet und hierüber ausgeschleust wird, die restliche PAK über den Primärschlamm aus der Vorklärung und über den Überschussschlamm aus der Nachklärung in den Faulbehälter gelangt und in der Schlammverbrennungsanlage verbrannt wird.

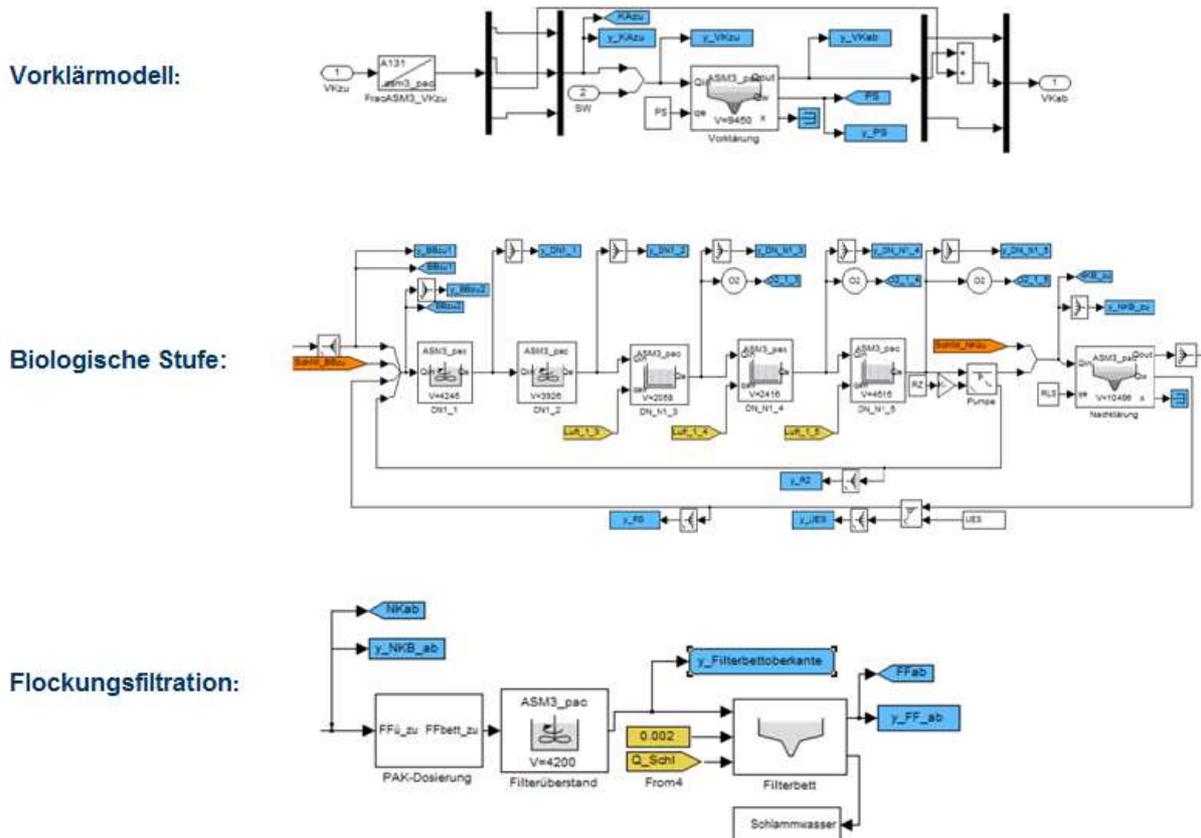
#### Restadsorptionspotential der rückgeführten PAK

Die im Überstand der Filterkammer eingesetzte PAK wird während der Filterstandzeit nur teilweise adsorptiv „beladen“. Durch die Filterspülungen gelangt die so teilbeladene PAK mit dem Rückspülwasser, wie oben beschrieben, in die vorgelagerten Reinigungsstufen. Dort kommt es zu einer weiteren Beladung, durch welche die Gesamtelimination bzw. die Ausnutzung der Aktivkohle erhöht wird. Zudem kann unter der Randbedingung der höheren Konzentrationen im Kläranlagenzulauf eine höhere Adsorption erreicht werden.

Da bei dem technischen Versuchsbetrieb nur in eine von 28 Filterkammern PAK dosiert wird, ist die eingesetzte PAK-Menge im Vergleich zur Gesamtanlage zu gering, um die weitere Beladung der rückgeführten PAK messtechnisch nachweisen zu können. Neben den Untersuchungen an dem einzelnen PAK-Versuchsfilter ist demnach eine rein modelltheoretische Übertragung dieser zusätzlichen Reinigungsleistung auf die Gesamtkläranlage notwendig um das Verfahren insgesamt zu bewerten.

### Simulationsmodell

Durch die Abbildung der Kläranlage in einem Simulationsmodell ist es möglich die Anlage „virtuell“ mit einer Adsorptionsstufe auszustatten und die Auswirkungen auf die in den Modellgleichungen berücksichtigten biologischen Prozesse zu untersuchen. Die Kläranlage inklusive Flockungsfiltration wurde dazu im Rahmen einer Masterarbeit in einem Simulationsmodell (Bild 4.45) abgebildet und der PAK-Einsatz dynamisch simuliert (Nikulin, 2014).



**Bild 4.45: Ausschnitte aus dem Simulationsmodell zur PAK-Adsorption der Kläranlage Buchenhofen**

Als Modellgrundlage wurde das Belebtschlammmodell ASM3 verwendet, welches um die Prozesse der Adsorption und Desorption ausgewählter Spurenstoffe an der Pulveraktivkohle erweitert wurde (ASM3\_pac übernommen aus Grünebaum et al., 2011).

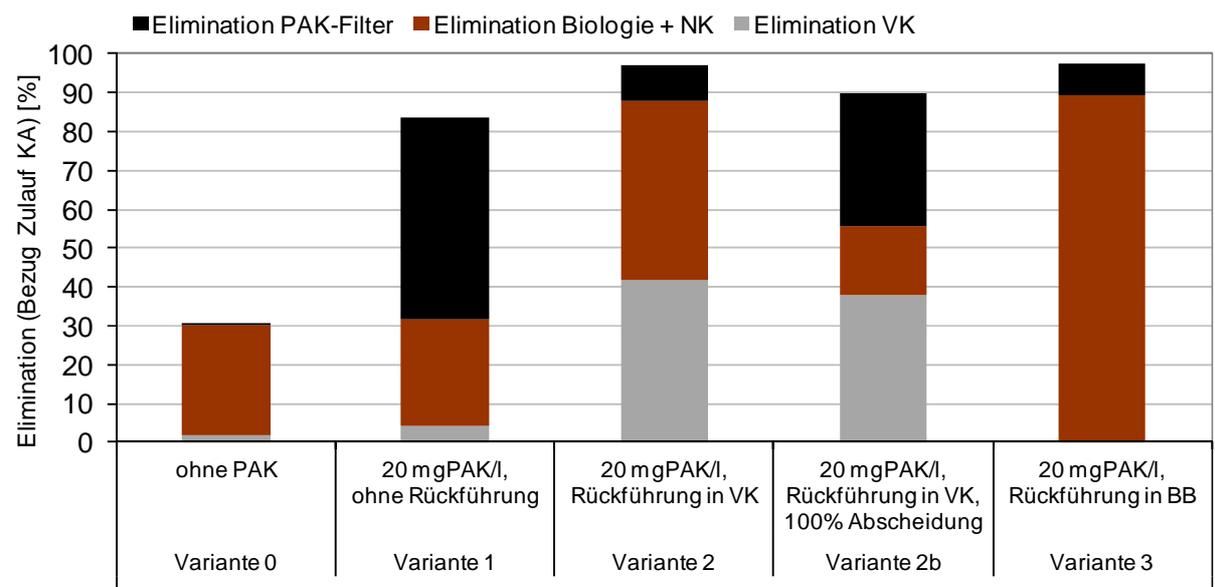
Das Modell wurde für die PAK-Versuchsfilterszelle anhand der aus dem Vorprojekt MIKROFlock (Bornemann et al., 2012) vorliegenden Messdaten kalibriert und anschließend auf die Gesamtanlage erweitert. Die Kalibrierung ist in Bild 4.46 dargestellt. Dabei wurden die Desorptions- und Adsorptionskonstanten (Langmuir) iterativ angepasst, bis die Messwerte durch das Modell abgebildet wurden.



**Bild 4.46: Kalibrierung der Adsorptionsparameter zum Abgleich der Simulationsergebnisse mit den Messwerten der DCF-Elimination**

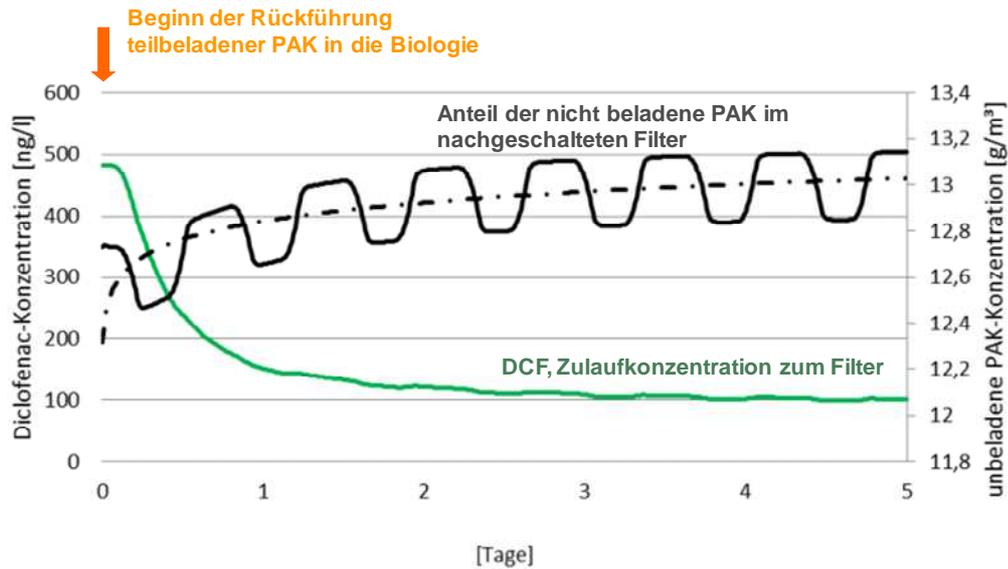
**Ergebnisse der Simulation**

Mit der dynamischen Simulation konnte das Restadsorptionspotential in der Belebungsstufe ermittelt werden. Durch eine bessere Ausnutzung der teilbeladenen Aktivkohle aus der Filtrationsstufe ergibt sich eine höhere Gesamtelimination. Die Diclofenac-Gesamtelimination steigt im Simulationsmodell von 84 % auf 97% durch die Rückführung. Dabei ist jedoch die PAK-Abscheideleistung der Vorklärung zu berücksichtigen, welche noch unbekannt ist.



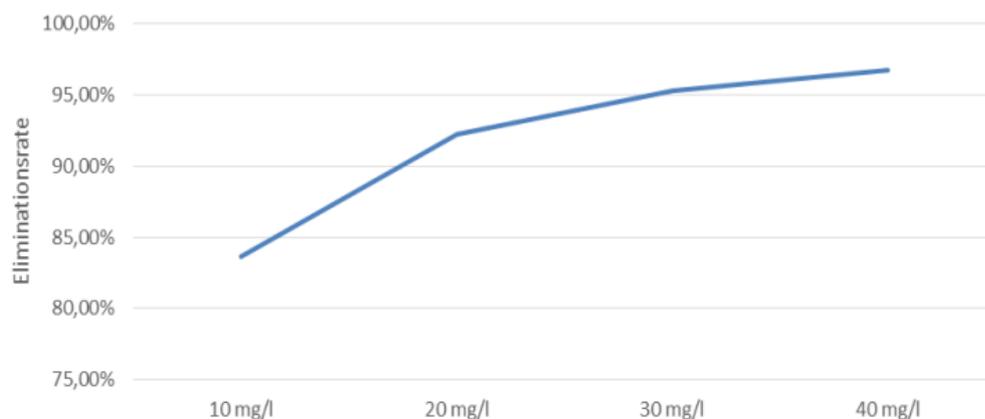
**Bild 4.47: Simulationsergebnisse: Gesamtelimination mit Aufteilung auf die Verfahrensbereiche der Kläranlage**

Der größte Teil der Adsorption verlagert sich im eingeschwungenen Modell von der nachgeschalteten Adsorptionsstufe (Filterüberstand) in die biologische Stufe. Hierzu zeigt Bild 4.48 die Übergangsphase der PAK-Rückführung. Während die Diclofenac-Zulaufkonzentration zum Filter immer weiter absinkt, steigt parallel der Anteil der nicht bzw. teil-beladenen Aktivkohle im Filter, die anschließend zurückgeführt wird. Im eingeschwungenen Zustand ergeben sich schließlich die bereits zuvor in Bild 4.47 gezeigten Ergebnisse.



**Bild 4.48: Übergangsphase von einer PAK-Dosierung ohne Rückführung zum Zustand mit Rückführung und Ausnutzung des Restadsorptionspotentials**

Die in den praktischen Versuchen verwendete Dosiermenge von 20 mg/l ergab auch in der Simulation der Gesamtanlage die höchste spezifische Beladung der Aktivkohle. Mit Verdoppelung der Dosierung auf 40 mg/l kann die Elimination nur unwesentlich gesteigert werden. Hier am Beispiel von Diclofenac in Bild 4.49 dargestellt. Es ergibt sich der gezeigte Zusammenhang zwischen Gesamtelimination der Kläranlage und Dosiermenge.



**Bild 4.49: Diclofenac-Gesamtreinigungsleistung bei Veränderung der Dosiermenge**

## 4.4 Analyse von GAK-Proben aus dem laufenden Betrieb

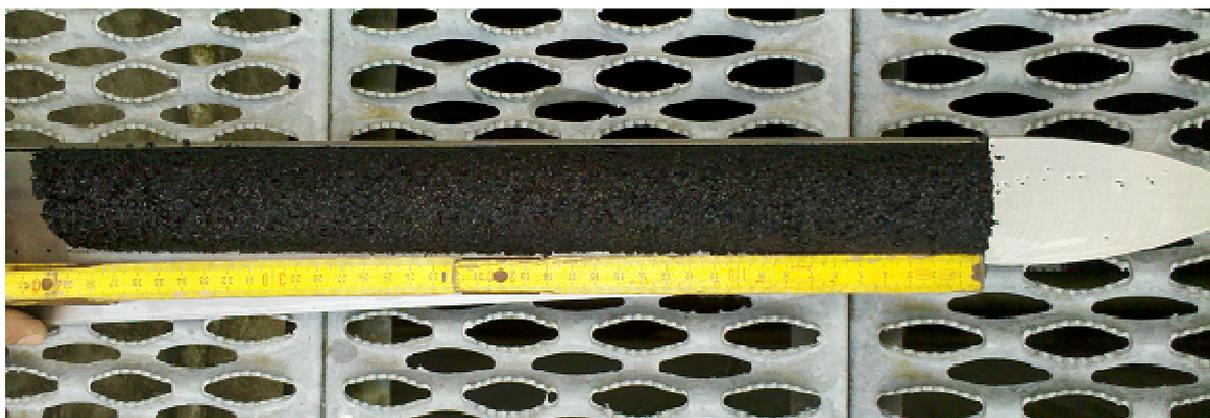
### 4.4.1 Probenahme aus dem GAK-Filterbett

Aus beiden Versuchsfiltern mit granulierter Aktivkohle (GAK- und nGAK-Filter) wurden während des Filterbetriebs jeweils 4 Kernproben aus verschiedenen Filterhöhen und zu unterschiedlichen Zeitpunkten entnommen (vgl. Tabelle 4.6).

Die Proben wurden mittels eines speziellen Probenstechers entnommen, der auch die Schichtungen im Filterbett unverändert in eine Probe überführt (siehe Bild 4.50). Die Proben vom 27.09.2013 und 29.04.2014 wurden im IWW einer Siebanalyse unterzogen. Die Proben vom 16.09.2014 und 20.01.2015 wurden im Betriebslabor der Fa. Donau Carbon reaktiviert und außerdem Analysen zur Bestimmung der aktuellen Jodzahl, der Beladung mit flüchtigen Substanzen und der Rütteldichte unterzogen.

**Tabelle 4.6: Durchgeführte Probenahme mit Angabe der zu diesem Zeitpunkt behandelten Bettvolumina und der weiteren Untersuchung**

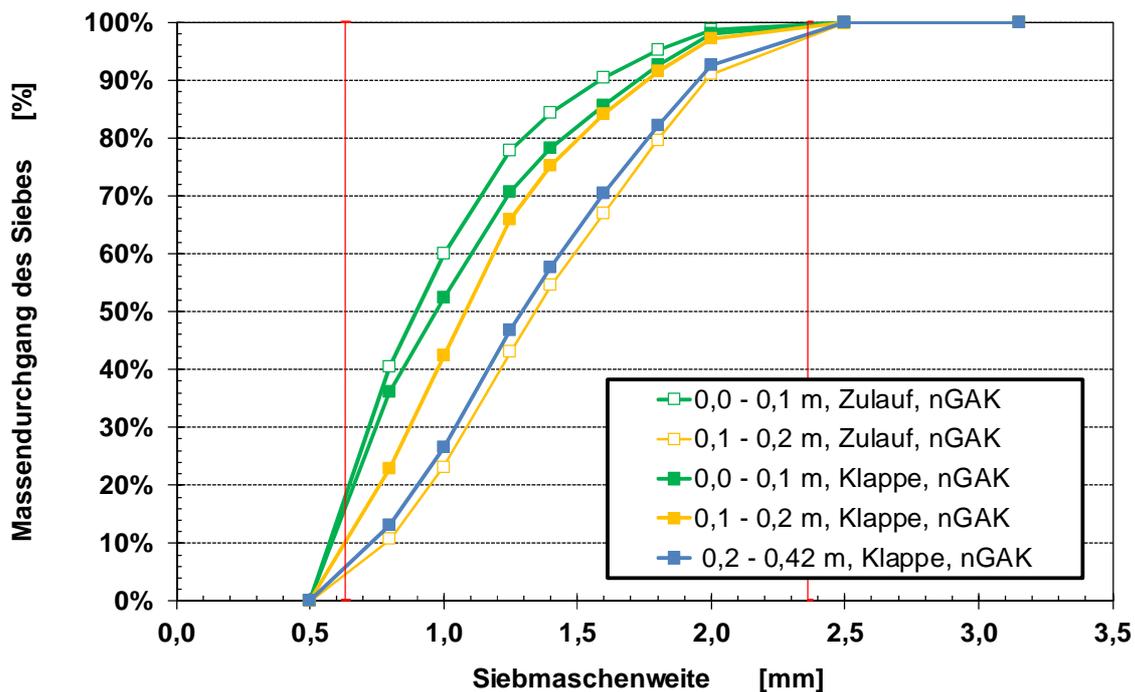
Probe Nr.	Datum	Bettvolumina (BV in m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> )		Zweck
		GAK-Filter	nGAK-Filter	
1	27.09.2013	0	0	Siebanalyse
2	29.04.2014	5.927	6.714	Siebanalyse
3	16.09.2014	10.324	11.722	Test-Reaktivierung
4	20.01.2015	14.860	16.950	Test-Reaktivierung



**Bild 4.50: Entnommener Bohrkern (40 x 4,5 cm) aus dem Filterbett**

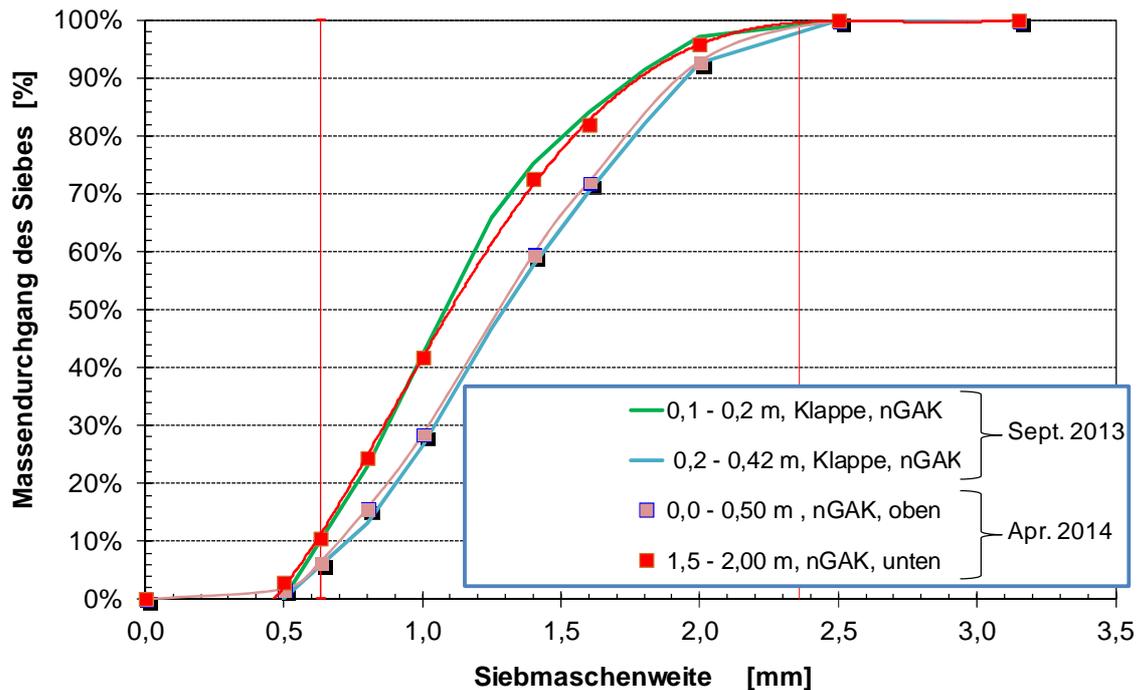
#### 4.4.2 Exemplarische Siebanalysen des nGAK-Filters

Die in Bild 4.51 exemplarisch gezeigten Siebanalysen des nGAK-Filters direkt nach Einbau des Filtermaterials weisen Kurvenverläufe mit insgesamt vergleichbarem Kornband und mit nur leicht unterschiedlichen Anteilen verschiedener Korngrößen auf. Die zu erwartenden Schichtungen im oberen Bereich der nGAK-Schüttung mit etwas mehr Feinanteil nahe der Bettoberfläche sind klar zu erkennen. Die auf der Filterquerschnittsfläche gegenüberliegenden Entnahmeorte der Proben (nahe Ablaufklappe Spülwasser; nahe Zulauf) haben kaum Einfluss auf die Korngrößenverteilung.



**Bild 4.51: Siebanalysen von Proben des nGAK-Filters nach Befüllung und ersten Spülungen am 29.09.2013**

Stellt man diesen Kurvenverläufen diejenigen aus Siebanalysen von Proben aus dem April 2014 gegenüber (Bild 4.52), so wurden auch zu diesem Zeitpunkt die nahezu exakt unveränderten Korngrößenverteilung gemäß ihrer Massenanteile nachgewiesen. Etwas überraschend ist hierbei, dass das etwas gröbere Kornband nicht im unteren Filterbett (1,5 – 2,0 m Betttiefe) – wie unter dem Einfluss der periodischen Spülung zu erwarten –, sondern oben (0,0 – 0,5 m Betttiefe) detektiert wurde.



**Bild 4.52:** Siebanalysen von Proben des nGAK-Filters vom 29.04.2014 nach 6.714 BV im Vergleich zu denjenigen beim nGAK-Filterstart vom 29.09.2013

#### 4.4.3 Thermische GAK-Analysen und Test-Reaktivierung

Aus den entnommenen Proben aus den unterschiedlichen Filterbetthöhen wurde testweise die Jodzahl, HKW-Beladung, Aschegehalt und Rütteldichte bestimmt (Tabelle 4.7). Anschließend wurde mit der Mischprobe je Filter eine thermische Test-Reaktivierung im Labormaßstab durchgeführt, um die Qualität des Reaktivates sowie den Abbrandverlust abzuschätzen (Tabelle 4.8).

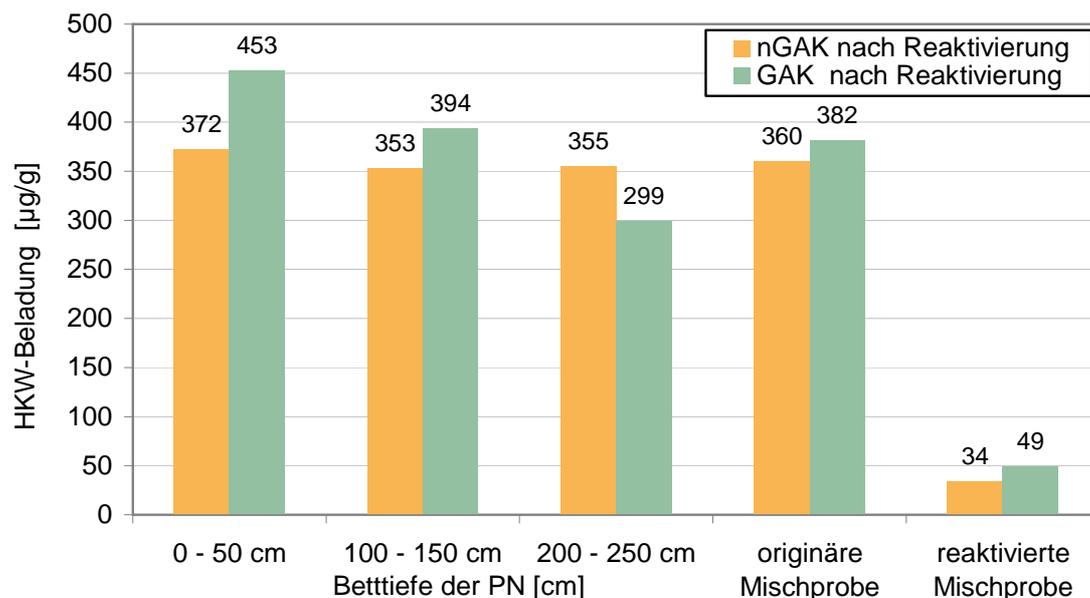
**Tabelle 4.7:** Daten der originären GAK und nGAK-Proben vom 16.09.2014

A - Kohletyp	Hydraffin AR					
	nGAK-Filter (BV = 11.722 m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> )			GAK-Filter (BV = 10.324 m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> )		
Filter	0 - 50 cm	100 - 150 cm	200 - 250 cm	0 - 50 cm	100 - 150 cm	200 - 250 cm
Betttiefe der Probe	0 - 50 cm	100 - 150 cm	200 - 250 cm	0 - 50 cm	100 - 150 cm	200 - 250 cm
Aschegehalt, Gew. %	7,8	8,1	8,7	9,4	9,2	11,0
Rütteldichte TS, g/l	505	499	506	428	454	529
Jodzahl, mg/g	696	698	699	660	675	659
HKW-Beladung, µg/g	372	353	355	453	394	299

**Tabelle 4.8: Vergleich der Analysendaten originärer und reaktiverter GAK- und nGAK-Mischproben vom 16.09.2014**

A - Kohletyp	Hydraffin AR			
Filter	nGAK-Filter (BV = 11.722 m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> )		GAK-Filter (BV = 10.324 m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> )	
Probenart	Gebrauchtkohle	Reaktivat	Gebrauchtkohle	Reaktivat
	originäre Mischprobe	800 °C 15 Minuten	originäre Mischprobe	800 °C 15 Minuten
Aschegehalt, Gew. % (gerechnet)	8,2	8,7	9,9	10,7
Rütteldichte TS , g/l (ermittelt)	501	461	468	428
Jodzahl, mg/g (gerechnet)	698	891	665	873
HKW-Beladung, µg/g (gerechnet)	360	34	382	49
Abbrand, Vol. %	-	2,0	-	1,1

Das nachfolgende Diagramm in Bild 4.53 zeigt die unterschiedliche Beladung der GAK mit Halogenierten Kohlenwasserstoffen (HKW). Während bei den Proben aus dem GAK-Filter mit Werten zwischen 299 bis 453 µg/g ein klar ansteigender Trend einer höheren HKW-Beladung abzeichnet, je höher sich die GAK im Filter bzw. am Zulauf befindet, tritt dieser Effekt beim nGAK-Filter nicht auf. Entsprechend invers verhalten sich die mit der Betttiefe ansteigenden Rütteldichten des GAK-Filters (Tabelle 4.7). Diese Trends könnten als Indizien für eine stabile Schichtung der Aktivkohleschüttung (bzw. instabile bei der nGAK) während des Betriebs gewertet werden.

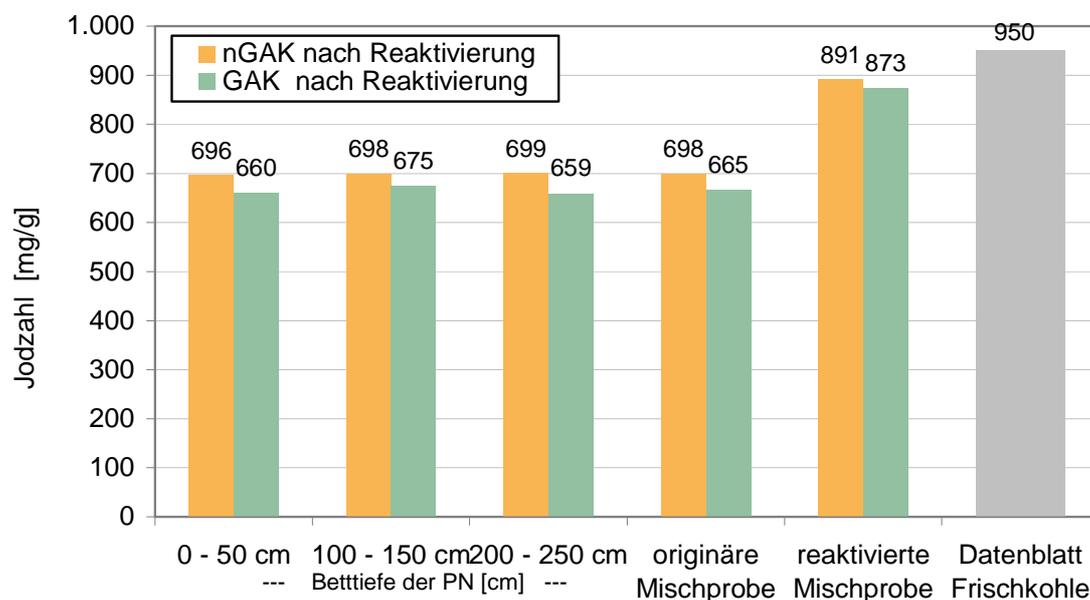


**Bild 4.53: Beladung der unterschiedlichen Aktivkohleproben (Probenahme vom 16.09.2014) mit Halogenierten Kohlenwasserstoffen (HKW)**

Die Jodzahlen mit Werten unter 700 mg/g sind von den Trends bei beiden Filtern weitgehend unbeeinflusst, wie Bild 4.54 belegt. Anhand der Daten für Jodzahl und HKW-Beladung erscheinen die Proben des GAK-Filters zumindest in der oberen Betthälfte etwas stärker beladen als diejenigen des nGAK-Filters.

Für die Testreaktivierung wurde für beide Filter jeweils eine Mischprobe aller Filterbettiefen verwendet. Die Rütteldichte fällt im Zuge der Reaktivierung bei beiden einheitlich um 40 g/l mit Endwerten von 461 g/l bei der nGAK bzw. 428 g/l bei der GAK. Dabei sinkt die HKW-Beladung von 360 auf 34 µg/g bei der nGAK bzw. von 382 auf 49 µg/g bei der GAK.

Die Jodzahlen steigen infolge der Reaktivierung wieder deutlich an, und zwar um 193 auf 891 mg Jod/g bei der nGAK und um 208 auf 873 mg Jod/g bei der GAK. Die Endwerte liegen im Mittelfeld des Wertebereichs, der bei Testreaktivierungen in einem vergleichbaren Projekt beim Abwasserverband Obere Lutter – allerdings mit anderen GAK-Produkten – ermittelt wurde (Nahrstedt et al. 2014). Im Vergleich zum frischen GAK-Produkt Hydraffin AR, deren Jodzahl mit > 950 mg Jod/g angegeben wird, ergibt sich eine mittlere Jodzahl-Einbuße von knapp 170 mg Jod/g. Der volumetrische Verlust an GAK infolge Abrieb und Abbrand bei der Reaktivierung liegt bei 2 % und darunter (Tabelle 4.8).



**Bild 4.54: Jodzahl der unterschiedlichen Aktivkohleproben (PN vom 16.09.2014)**

Anlässlich weiterer Untersuchungen an Mischproben, die den Filtern am 20.01.2015 entnommen wurden, wurde eine konsequente Abnahme der Jodzahlen beim nGAK von 698 auf 666 mg Jod/g und bei der GAK von 665 auf 627 mg Jod/g (siehe Tabelle 4.9) ermittelt. Der Abnahmetrend scheint für den GAK-Filter etwas stärker als für den nGAK-Filter zu sein, obwohl der mittlere Volumenstrom und somit auch die Zulauffracht geringer ist (siehe Filtergeschwindigkeiten in Tabelle 4.1).

Die HKW-Beladungen sind im Januar 2015 im Vergleich zur vorherigen Probenahme (siehe Daten der Tabelle 4.8) wie zu erwarten weiter angewachsen, die Rütteldichten zeigen sich hingegen nahezu unverändert.

**Tabelle 4.9: Analysendaten der gebrauchten GAK- und nGAK-Mischproben der Probenahme vom 20.01.2015**

A - Kohletyp	Hydraffin AR	
Filter	nGAK-Filter (BV = 16.950m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> )	GAK-Filter (BV = 14.860m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> )
Probenart	Gebrauchtkohle	Gebrauchtkohle
	originäre Mischprobe	originäre Mischprobe
Rütteldichte TS , g/l (ermittelt)	509	486
Jodzahl, mg/g (gerechnet)	666	627
HKW-Beladung, µg/g (gerechnet)	408	437

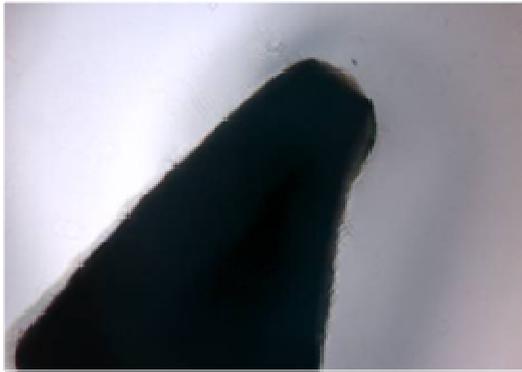
#### 4.4.4 Neigung der Aktivkohle zur Ausbildung von Biofilmen

Aktivkohle besitzt eine hohe Porosität. Diese Tatsache legt die Vermutung nahe, dass sie sich gut als Aufwuchsmaterial für Biofilme eignet. Im Projekt Filter AK+ sollte geprüft werden, ob es eine biologische Besiedlung der Aktivkohle gibt. Dabei sollte unterschieden werden, ob diese bei dem nur einmal wöchentlich gespülten nGAK-Filter höher oder dichter ausfällt als bei dem täglich gespülten GAK-Filter.

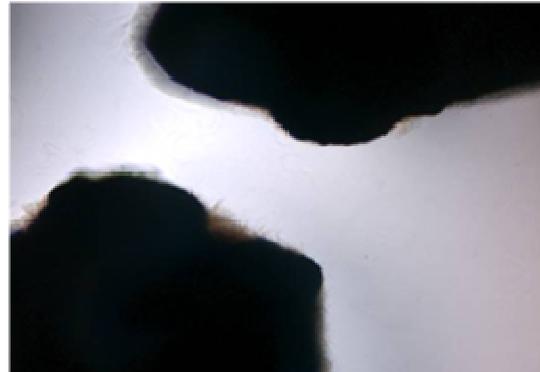
Für eine Bewertung des Bewuchses wurden nach sieben Monaten Filterbetrieb Proben des Filtermaterials aus unterschiedlichen Tiefen entnommen und mikroskopische Bilder angefertigt. Die Proben wurden zum Einen oberflächennah, d.h. aus den oberen 50 cm der Filterschicht und zum Zweiten aus einer Tiefe von 2 bis 2,5 m entnommen.

In Bild 4.55 sind beispielhaft ausgewählte mikroskopischen Aufnahmen von Materialproben aus den oberen Filterschichten (links) und den unteren Filterschichten (rechts), jeweils für den nGAK und GAK-Filter dargestellt. Im nGAK-Filter ist durchgehend nur ein sehr geringer Biofilm zu erkennen. Der GAK-Filter ist im Vergleich dazu in der oberen Schicht bewachsener, im unteren Teil ist auch hier mikroskopisch kaum Aufwuchs zu erkennen.

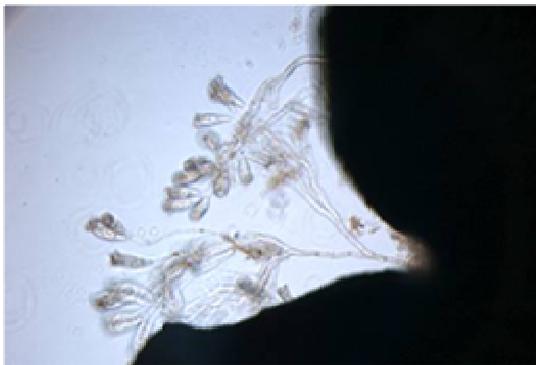
nGAK, (0 - 50cm)



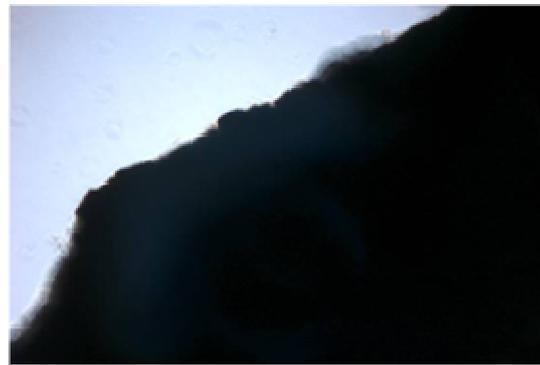
nGAK (200 – 250cm)



GAK, (0 - 50cm)



GAK, (200- 250cm)



**Bild 4.55: Mikroskopische Aufnahmen von Materialproben aus dem GAK- und nGAK-Filter**

Der geringere oberflächliche Bewuchs des nGAK Filters ist auf die Beschickung mit vorfiltriertem Wasser zurückzuführen. Bakterien und weitere Belebtschlammorganismen als Keimzellen eines Biofilms werden durch die Vorfiltration teilweise entfernt. Die reduzierte Spülhäufigkeit des nGAK-Filters führt durch die Vorfiltration nicht zu einer Verblockung des Filtermaterials durch einen Biofilm und sessile Mikroorganismen wie Glockentierchen.

Mit den Proben der Aktivkohlefilter wurde parallel zur mikroskopischen Bewertung ein Versuch zur Nitrifikationskapazität durchgeführt, der positiv verlief. Innerhalb des Biofilms der Kohle sind autotrophe, nitrifizierende Bakterien vorhanden.

Um weitere Hinweis über eine heterotrophe Besiedlung im Inneren der Aktivkohle zu erhalten, wurde anschließend ein Atmungsversuch (Bestimmung der mikrobiellen Bodenatmung, DIN EN ISO 16072:2011-09) durchgeführt. Dieser Versuch, der im Prinzip für Böden konzipiert ist, konnte nicht ausgewertet werden. Sofern ein heterotropher Biofilm auf dem Filtermaterial vorhanden ist, ist er zu gering um über den gewählten Versuchsansatz detektiert zu werden. Da eine Besiedlung der inneren Oberfläche mit heterotrophen Organismen zu einem weiteren Abbau an der Kohle adsorbierter Spurenstoffe durch den Biofilm beitragen könnte, besteht hier ein interessanter Forschungsansatz für zukünftige Projekte.

## 5 Auslegungsszenarien und Ergebniszusammenfassung

### 5.1 Auslegungsszenarien der Reinigungsleistung

Die Auswertung der Ergebnisse zeigt, dass die Reinigungsleistung der untersuchten Verfahrensansätze sehr stoffspezifisch ist und daneben insbesondere von der Standzeit der GAK-Filter bzw. der PAK-Dosiermenge abhängt.

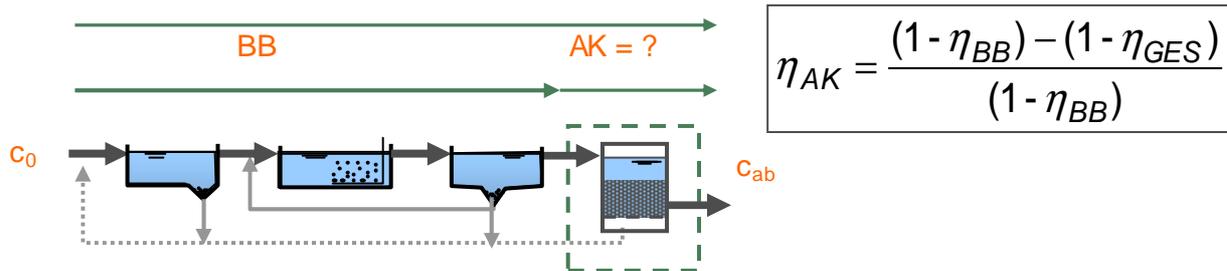
Je nach angestrebtem Reinigungsziel kann bei einem PAK-Verfahren die Dosiermenge angepasst werden. Bei GAK-Verfahren müssen Kriterien festgelegt werden, bei deren Erreichung der Austausch des Filtermaterials erfolgt. Zur Verdeutlichung des Einflusses des Abbruchkriteriums auf die erreichbaren Bettvolumina sind in der folgenden Tabelle unterschiedliche Abbruchkriterien für den GAK-Filter gegenübergestellt. Neben einer Betrachtung von Einzelsubstanzen wird der Mittelwert aus 5 Indikatorsubstanzen und die Gesamtreinigungsleistung der Kläranlage als Kriterium herangezogen. Es zeigt sich, dass das gewählte Kriterium einen großen Einfluss auf die Standzeit des GAK-Filters hat. Sofern nur Sulfamethoxazol herangezogen wird, liegen die Bettvolumina bei 3.800, während eine 80%ige Elimination von Benzotriazol nach den vorliegenden Ergebnissen erst bei 100.000 BV unterschritten wird.

**Tabelle 5.1: Einfluss unterschiedlicher Abbruchkriterien auf die Bettvolumina bis zum Austausch des Filtermaterials (hier GAK-Filter)**

SZ	Kriterium	Substanz	Berechnung mit Ausgleichsfunktion		
			Einzelfilter	14 Filter parallel	<i>f_parallel</i> Erhöhungsfaktor Parallelbetrieb
1	Elimination 80% Einzelsubstanz	DCF	5.700	10.605	186%
		SMX + N4-SMX	3.800	7.200	189%
		CBZ	10.029	20.000	199%
		MET	20.500	39.000	190%
		BTA + Methyl-BTA	53.000	101.000	191%
		Ciprofloxacin (Cipro)	10.000	20.000	200%
		TCPP	5.000	10.000	200%
2	Elimination 80% Mittelwert aus 5 Stoffen	Mittelwert (DCF, SMX, CBZ, MET, Cipro)	8.500	16.000	188%
3	Gesamt- wirkungsgrad Kläranlage 80%	$\eta_{GES} = \eta_{BB} + \eta_{AK}$ (Beispiel: DCF)	7.907	14.711	186%

### Berücksichtigung des biologischen Abbaus

Unter Berücksichtigung der in Kapitel 4.3.5 ermittelten Abbauleistung der konventionellen mechanisch-biologischen Reinigungsstufe, entfällt bei gegebenem Zielwert für den Gesamtwirkungsgrad der Kläranlage ein verringerter zu eliminierender Anteil auf die Adsorptionsstufe. Wenn die Elimination auf den Zulauf der Kläranlage bezogen wird, kann die prozentuale Elimination der 4. Reinigungsstufe gemäß folgendem Schema angepasst werden.



**Bild 5.1:** Schema zur Ermittlung der notwendigen Reinigungsleistung der Adsorptionsstufe bei gegebener Abbauleistung in der Biologie und gewünschtem Gesamtwirkungsgrad der Kläranlage

Durch die Berücksichtigung des biologischen Abbaus bzw. der Adsorption an den Schlamm ergeben sich in Abhängigkeit der Zielwerte für die Gesamtreinigungsleistung geminderte Anforderungen für die 4. Reinigungsstufe. In der nachfolgenden Tabelle ist die notwendige Elimination durch die Aktivkohlestufe bei vorgegebenen Sollwerten der Gesamtreinigungsleistung dargestellt.

**Tabelle 5.2:** Notwendige Reinigungsleistung der Adsorptionsstufe in Abhängigkeit des gewünschten Gesamtwirkungsgrades

Substanz	$\eta_{BB}$	$\eta_{GES}$ Sollwert für Gesamtelimination				
	Abbau Biologie*	90%	85%	80%	75%	70%
DCF	26%	86%	80%	73%	66%	59%
SMX + N4-SMX	65%	71%	57%	43%	29%	14%
CBZ	8%	89%	84%	78%	73%	67%
MET	1%	90%	85%	80%	75%	70%
BTA + Methyl-BTA	43%	82%	74%	65%	56%	47%
Ciprofloxacin (Cipro)	66%	71%	56%	41%	26%	12%
TCPP	36%	84%	77%	69%	61%	53%
Mittel (DCF, SMX, CBZ, MET, BTA)	29%	86%	79%	72%	65%	58%

\* Mittelwert aus (n=6) 72h Mischproben

## 5.2 Ergebniszusammenfassung je Verfahrensvariante

### PAK-Filter

Die mittlere stoffspezifische Reinigungsleistung des PAK-Filters wurde für zwei Aktivkohlen ermittelt und liegt in Bezug zum Ablauf der Nachklärung je nach Substanz bei 50 - 90 %, jeweils bei einer PAK-Dosierung von 20 mg/l (vgl. Kapitel 4.3.2). Die Gesamtelimination in Bezug auf den Zulauf der Kläranlage erhöht sich bei Rückführung der PAK in die Biologie um etwa 15 % (Faktor 1,15). Da dieser Einfluss messtechnisch nicht nachweisbar war, wurde er unter Einbezug einer dynamischen Simulation der Kläranlage Buchenhofen abgeschätzt (vgl. Kapitel 4.3.8). Neben der PAK-Gesamtelimination ist insbesondere die Abhängigkeit der Reinigungsleistung von der Dosiermenge ein wichtiger Faktor (Faktor 0,90 – 1,033 abgeschätzt für die Gesamtreinigungsleistung). In der nachfolgenden Tabelle wird die gemessene Elimination des Einzelfilters mit beiden Faktoren skaliert.

**Tabelle 5.3: Stoffspezifische Elimination der PAK mit Skalierung durch höhere Reinigungsleistung bei Rückführung und veränderte Dosierung**

PAK #1 Hydraffin ARP	Dosierung	Faktor Rückführung <sup>(1)</sup>	Faktor Dosiermenge <sup>(2)</sup>	Ciprofloxacin	Clarithromycin	Erythromycin	CBZ	DCF	MET	TCPP	BTA + Methyl-BTA	SMX + N4-SMX	Mittel (DCF, CBZ, BTA, MET, S, MX)
	[mg/l]	[-]	[-]										
PAK-Filter (Messwerte)	20	1,00	1,000	89,2%	58,3%	53,2%	77,7%	73,6%	82,5%	47,1%	79,6%	47,2%	72,1%
PAK-Gesamtelimination	20	1,15	1,000	100,0%	67,1%	61,2%	89,3%	84,6%	94,8%	54,1%	91,6%	54,3%	82,9%
PAK-Gesamtelimination	10	1,15	0,900	90,0%	60,4%	55,0%	80,4%	76,2%	85,4%	48,7%	82,4%	48,9%	74,6%
PAK-Gesamtelimination	15	1,15	0,950	95,0%	63,7%	58,1%	84,9%	80,4%	90,1%	51,4%	87,0%	51,6%	78,8%
PAK-Gesamtelimination	25	1,15	1,016	100,0%	68,2%	62,1%	90,8%	86,0%	96,4%	55,0%	93,0%	55,2%	84,3%
PAK-Gesamtelimination	30	1,15	1,033	100,0%	69,3%	63,2%	92,3%	87,4%	98,0%	55,9%	94,6%	56,1%	85,7%

PAK #2 Carbopal AP	Dosierung	Faktor Rückführung <sup>(1)</sup>	Faktor Dosiermenge <sup>(2)</sup>	Ciprofloxacin	Clarithromycin	Erythromycin	CBZ	DCF	MET	TCPP	BTA + Methyl-BTA	SMX + N4-SMX	Mittel (DCF, CBZ, BTA, MET, SMX)
	[mg/l]	[-]	[-]										
PAK-Filter (Messwerte)	20	1,00	1	82,6%	83,5%	71,6%	78,3%	75,4%	88,4%	69,8%	76,6%	49,7%	73,7%
PAK-Gesamtelimination	20	1,15	1,000	94,9%	96,1%	82,3%	90,1%	86,7%	100,0%	80,3%	88,0%	57,2%	84,7%
PAK-Gesamtelimination	10	1,15	0,900	85,5%	86,5%	74,1%	81,1%	78,0%	90,0%	72,3%	79,2%	51,4%	76,2%
PAK-Gesamtelimination	15	1,15	0,950	90,2%	91,3%	78,2%	85,6%	82,3%	95,0%	76,3%	83,6%	54,3%	80,5%
PAK-Gesamtelimination	25	1,15	1,016	96,5%	97,6%	83,6%	91,5%	88,0%	100,0%	81,6%	89,4%	58,1%	86,1%
PAK-Gesamtelimination	30	1,15	1,033	98,1%	99,2%	85,0%	93,0%	89,5%	100,0%	83,0%	90,9%	59,1%	87,5%

1) Faktor zur Berücksichtigung des Restadsorptionspotentials bei Rückführung in die biologische Stufe

2) Faktor zur Berücksichtigung anderer Dosiermengen

## GAK-Filter

Für den GAK-Filter wurden stoffspezifische Durchbruchkurven in Abhängigkeit der behandelten Bettvolumina ermittelt. Um die Schwankungen der Elimination, hervorgerufen durch wechselnde Filtergeschwindigkeiten und inhomogene Zulaufkonzentrationen, auszugleichen, wurde die Durchbruchkurve des Einzelfilters als nichtlineare Ausgleichsfunktion abgebildet. In der nachfolgenden Tabelle 5.4 sind die Bettvolumina bis zum notwendigen Austausch des Filtermaterials in Abhängigkeit der „gewünschten“ Reinigungsleistung ( $\eta_{\text{Filter}}$ ) über diese Funktion in 3 Stufen berechnet

- BV für einen Einzelfilter
- BV bei 14 Filtern in Parallelbetrieb
- BV bei 14 Filtern in Parallelbetrieb und Berücksichtigung der Elimination in der Biologie

**Tabelle 5.4: Erreichbare Bettvolumina bis zum Austausch des GAK-Filters zur Einhaltung der jeweiligen substanzspezifischen Reinigungsleistung**

BV Einzelfilter								
$\eta_{\text{Filter}}$	c/c0	SMX + N4-SMX	DCF	CBZ	MET	BTA + Methyl-BTA	Ciprofloxacin	Mittel 5 Substanzen <sup>1)</sup>
90%	0,10	1.885	2.381	5.266	9.802	16.123	3.770	4.242
85%	0,15	2.834	3.767	7.938	15.042	25.552	6.949	6.381
80%	0,20	3.787	5.325	10.637	20.432	35.248	10.165	8.533
75%	0,25	4.745	7.106	13.364	25.979	45.227	13.420	10.699
70%	0,30	5.708	9.183	16.118	31.694	55.507	16.712	12.877

BV bei Parallelschaltung (14 Filter)								
$\eta_{\text{Filter}}$	c/c0	SMX + N4-SMX	DCF	CBZ	MET	BTA + Methyl-BTA	Ciprofloxacin	Mittel 5 Substanzen <sup>1)</sup>
90%	0,10	3.571	4.430	9.751	18.648	30.725	7.539	7.984
85%	0,15	5.369	7.008	14.700	28.617	48.693	13.898	12.012
80%	0,20	7.176	9.908	19.698	38.870	67.171	20.331	16.063
75%	0,25	8.991	13.221	24.747	49.424	86.188	26.839	20.138
70%	0,30	10.814	17.086	29.848	60.297	105.777	33.424	24.238

BV bei Parallelschaltung und Gesamtreinigungsleistung (Einbezug biologischer Abbau)								
$\eta_{\text{Filter}}$	c/c0	SMX + N4-SMX	DCF	CBZ	MET	BTA + Methyl-BTA	Ciprofloxacin	Mittel 5 Substanzen <sup>1)</sup>
90%	0,10	10.292	6.212	10.609	18.847	58.028	32.646	11.209
85%	0,15	15.544	10.075	15.999	28.923	91.286	52.451	16.883
80%	0,20	20.868	14.711	21.449	39.291	126.333	72.990	22.605
75%	0,25	26.267	20.507	26.959	49.965	163.373	94.317	28.375
70%	0,30	31.743	28.245	32.531	60.966	202.647	116.495	34.194

1) Mittelwert für DCF, CBZ, MET, BTA, SMX

**nGAK-Filter**

Für den nGAK-Filter wurden analog zu dem GAK-Filter stoffspezifische Durchbruchskurven in Abhängigkeit der behandelten Bettvolumina ermittelt. Über diese Funktionen wurden in Abhängigkeit der erreichbaren Reinigungsleistung maximale Bettvolumina berechnet (Tabelle 5.5).

**Tabelle 5.5: Erreichbare Bettvolumina bis zum Austausch des GAK-Filters zur Einhaltung der jeweiligen substanzspezifischen Reinigungsleistung**

BV Einzelfilter								
$\eta_{\text{Filter}}$	c/c0	SMX + N4-SMX	DCF	CBZ	MET	BTA + Methyl-BTA	Ciprofloxacin	Mittel 5 Substanzen <sup>1)</sup>
90%	0,10	2.411	2.963	7.334	13.909	15.994	5.082	5.742
85%	0,15	3.636	4.923	11.056	23.465	28.106	12.951	8.639
80%	0,20	4.876	7.443	14.816	33.291	40.559	21.035	11.552
75%	0,25	6.129	10.974	18.614	43.401	53.371	29.344	14.483
70%	0,30	7.397	16.928	22.450	53.812	66.563	37.892	17.432

BV bei Parallelschaltung (14 Filter)								
$\eta_{\text{Filter}}$	c/c0	SMX + N4-SMX	DCF	CBZ	MET	BTA + Methyl-BTA	Ciprofloxacin	Mittel 5 Substanzen <sup>1)</sup>
90%	0,10	4.339	6.124	13.691	26.572	30.788	7.744	10.985
85%	0,15	6.545	10.174	20.639	44.829	54.105	19.735	16.526
80%	0,20	8.776	15.382	27.656	63.601	78.076	32.053	22.100
75%	0,25	11.032	22.680	34.745	82.915	102.738	44.714	27.707
70%	0,30	13.315	34.985	41.907	102.805	128.133	57.740	33.348

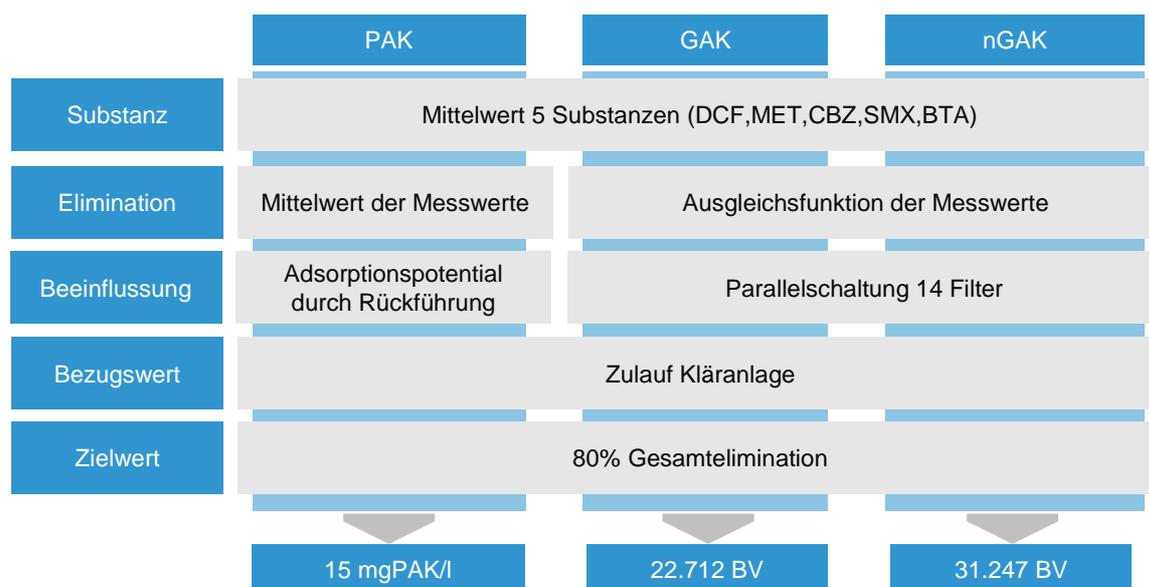
  

BV bei Parallelschaltung und Gesamtreinigungsleistung (Einbezug biologischer Abbau)								
$\eta_{\text{Filter}}$	c/c0	SMX + N4-SMX	DCF	CBZ	MET	BTA + Methyl-BTA	Ciprofloxacin	Mittel 5 Substanzen <sup>1)</sup>
90%	0,10	12.660	8.874	14.894	26.936	66.217	56.188	15.421
85%	0,15	19.307	15.710	22.463	45.391	109.349	96.679	23.228
80%	0,20	26.186	26.730	30.114	64.370	154.772	141.146	31.100
75%	0,25	33.314	58.558	37.850	83.905	202.744	190.458	39.038
70%	0,30	40.707	#ZAHL!	45.673	104.030	253.569	245.799	47.045

1) Mittelwert für DCF, CBZ, MET, BTA, SMX

### 5.3 Grundvariante für den Verfahrensvergleich

Die Elimination der Spurenstoffe hängt neben der Standzeit der GAK-Filter oder der PAK-Dosiermenge von der betrachteten Substanz und dem Bezugswert (Zulauf KA, Zulauf BB, Zulauf Filtration) ab. Um bei der Vielzahl von möglichen Kombinationen eine gemeinsame Bewertung zu ermöglichen, wird nachfolgend eine Grundvariante gewählt, anhand derer die Kosten der Verfahren in Kapitel 6 detailliert verglichen werden.



**Bild 5.2:** Schema zur Darstellung der gewählten Grundvarianten

**Mittelwert der Indikatorsubstanzen:** Als Eliminationsleistung wird das Mittel der Elimination von 5 Leitsubstanzen definiert: Sulfamethoxazol + Metabolit, Diclofenac, Metoprolol, Benzotriazolone (Summe) und Carbamazepin.

**GAK-Parallelbetrieb:** Das Filtermaterial der mit granulierter Aktivkohle betriebenen Filter wird zeitlich sequenziell (jeder Filter zu einem anderen Zeitpunkt) und nicht parallel (alle Filter gleichzeitig) ausgetauscht und in den Filtrationsbetrieb genommen. Beim Betrieb von 14 Filtern ergibt sich daraus eine gegenüber dem parallelen Austausch verlängerte Filterstandzeit von 87 % (bezogen auf 5 Leitsubstanzen).

**PAK-Gesamtelimination:** Für die Gesamteliminationsleistung der PAK-Anlage wird neben der Elimination im Filter auch die Elimination der in die biologische Stufe zurückgeführten Aktivkohle berücksichtigt.

**Zielwert Reinigungsleistung:** Als Abbruchkriterium (Kriterium für den Wechsel der granulierten Kohle) wird die Ausgleichsfunktion aus den Versuchsreihen zugrunde gelegt. Unterschreitet die Ausgleichsfunktion die Eliminationsleistung von 80 % in Bezug auf die Gesamtanlage (Zulauf VKB bis Ablauf Filter), so ist das Ende der Filterstandzeit erreicht.

Mit den genannten Ansätzen ergeben sich folgende Standzeiten/Bettvolumina bzw. Dosieraten als Eingangswerte für die Berechnung der Verbrauchsmittelkosten:

- GAK-Filter: 12,2 Monate / 22.712 BV
- nGAK-Filter: 16,6 Monate / 31.247 BV
- PAK-Filter: 15 mg/l

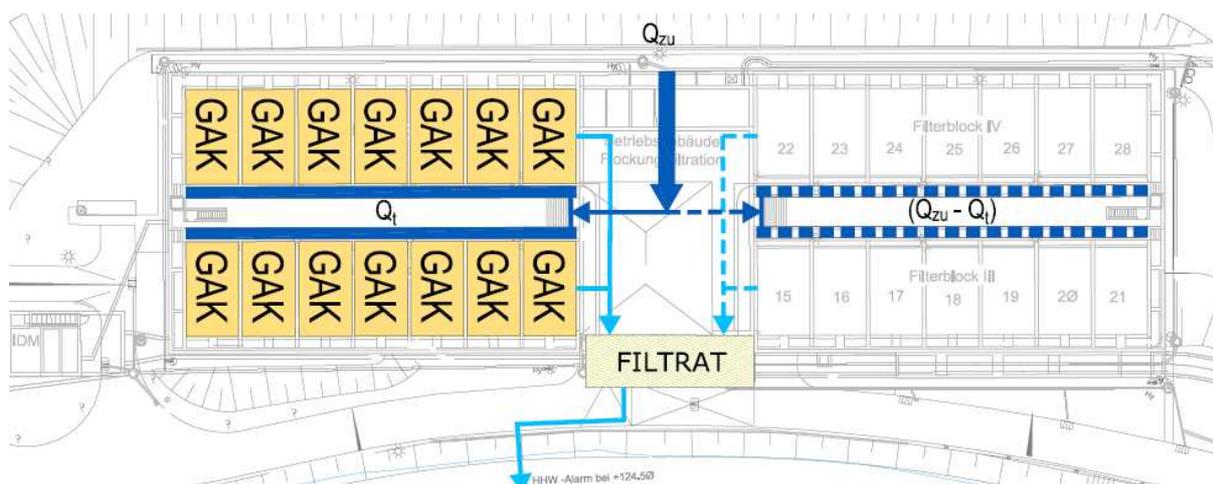
## 6 Wirtschaftlichkeit am Beispiel der KA Buchenhofen

### 6.1 Randbedingungen

#### 6.1.1 Ausbaukonzepte

Die Flockungsfiltration der Kläranlage Buchenhofen besteht aus vier Filterblöcken mit jeweils 7 Filtern. Bei allen Ausbaukonzepten wird die bestehende Bau- und Anlagentechnik erhalten. Sowohl das in Bild 6.1 dargestellte Konzept der GAK-Filtration als auch der in Bild Bild 6.2 dargestellte Ausbau als nachgeschaltete GAK-Filter sehen dabei die Befüllung der Filterkammern jeweils zweier Filterblöcke mit granulierter Aktivkohle vor. Bei einer Filterfläche einer Kammer von  $60 \text{ m}^2$  ergibt sich damit eine gesamte Filterfläche von  $840 \text{ m}^2$ . Das Aktivkohlevolumen beträgt bei einer Betthöhe von  $2 \text{ m}$  insgesamt  $1.680 \text{ m}^3$ . Bei einem maximalen Volumenstrom von  $Q^t = 1.200 \text{ l/s}$  ergeben sich eine Filtergeschwindigkeit von  $5 \text{ m/h}$  und eine Kontaktzeit von  $23 \text{ Minuten}$ .

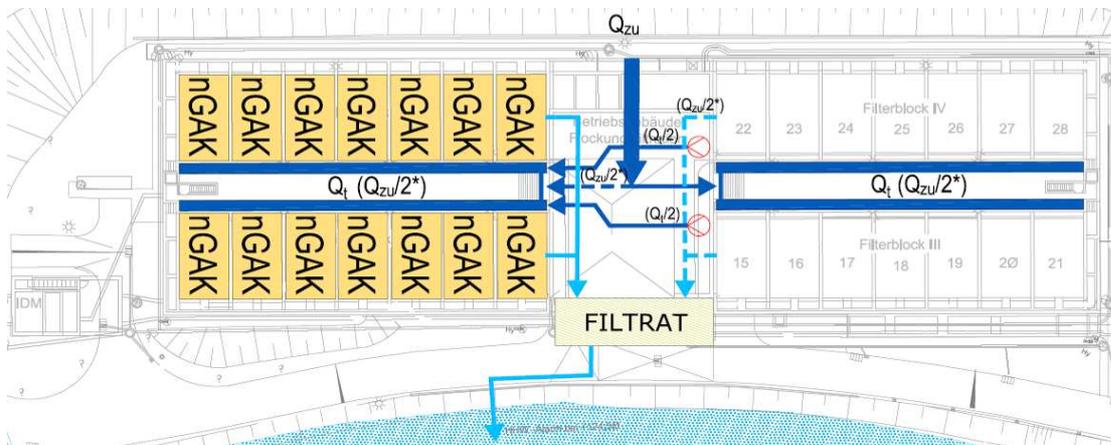
Die Beschickung der GAK-Filter erfolgt über bestehende Pumpen. Es wird davon ausgegangen, dass bei Trockenwetter ( $Q_t$ ) ausschließlich die beiden Filterblöcke, die mit granulierter Aktivkohle befüllt sind, betrieben und beschickt werden. Bei höheren Zuflüssen werden die konventionellen Filter zur Entlastung des GAK-Blocks parallel dazugeschaltet. Das bedeutet, dass die Filterstufe bei Trockenwetter um die Hälfte reduziert wird. Statt der derzeit betriebenen 28 Filterkammern werden nur noch 14 betrieben.



**Bild 6.1:** Ausbaukonzept GAK-Filter

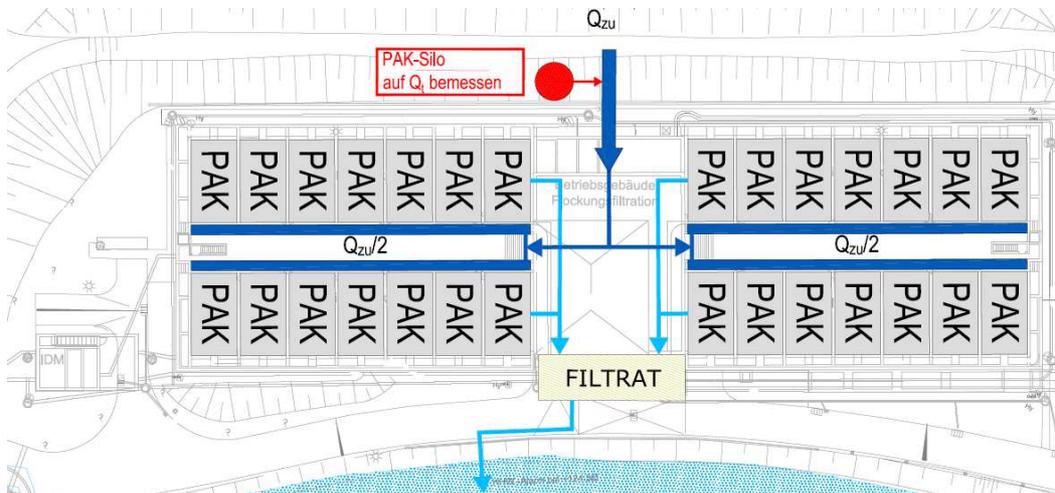
Die Beschickung der nGAK-Filter erfolgt in der Verfahrensalternative über ein neu zu errichtendes Pumpwerk. Dieses fördert den Ablauf der konventionellen Filter in die bestehende Zulaufverteilung der mit granulierter Aktivkohle befüllten Filterzellen. Für die nGAK-Anlage wird ein neuer Spülwasser-/Filtratspeicher mit einem Nutzvolumen von  $220 \text{ m}^3$

gebaut. Um die konventionelle Filterstufe bei maximalem Zufluss nicht zu überlasten, ist auch die Möglichkeit der direkten Beschickung der nGAK-Filter mit einem Teilstrom des Ablaufwassers der Nachklärung vorgesehen.



**Bild 6.2:** Ausbaukonzept nGAK-Filter

Die Dosierung der Pulverkohle bei der dritten Verfahrensvariante erfolgt in den Zulauf der Filtrationsstufe. Hierzu wird ein PAK-Silo mit Dosiertechnik und Wägeeinrichtung installiert. Bei diesem Ausbaukonzept werden alle bestehenden Filter als PAK-Filter betrieben. Zusätzlich zur Aktivkohledosierung wird ein Fällmittel-Lager und –Dosiertechnik installiert.



**Bild 6.3:** Ausbaukonzept PAK-Filter

**Tabelle 6.1:** Kenndaten der Ausbaukonzepte

	GAK	nGAK	PAK
Anzahl Kohlefilter	14	14	28
Filterfläche insgesamt	840 m <sup>2</sup>	840 m <sup>2</sup>	1.680 m <sup>2</sup>
Überstauhöhe (genutzt für PAK)			2,5 m
Max. Filtergeschwindigkeit (TW)	5,1 m/h	5,1 m/h	2,6 m/h
Min. Kontaktzeit	23 min	23 min	-

### 6.1.2 Kostenansätze

Die Basis für die Ermittlung der Investitionskosten für die großtechnische Umsetzung der Verfahren zur Spurenstoffelimination bilden aktuelle Richtpreisangebote und Ausschreibungsergebnisse vergleichbarer Projekte sowie die entstandenen Kosten für den Umbau der Versuchsfiler. Dabei ist zu berücksichtigen, dass bei allen Varianten die bestehende Filtrationsanlage weiter genutzt wird und die Umbaumaßnahmen im Bestand bei laufendem Filterbetrieb erfolgen müssen.

Die drei Verfahrensvarianten unterscheiden sich dabei hinsichtlich der notwendigen Investitionen deutlich voneinander. Während bei einer GAK-Anlage ein Umbau der Filtration entfallen kann, sind bei der Realisierung einer nGAK-Anlage Investitionen in ein Pumpwerk inkl. zugehöriger Rohrleitungsanbindungen und Steuerung notwendig. Eine tabellarische Auflistung der Positionen, getrennt für Bau-, Maschinen und EMSR-Technik, befindet sich im Anhang 1.

Der Ermittlung der Betriebskosten für eine zukünftige Adsorptionsstufe liegen folgende Ansätze zugrunde (siehe hierzu auch die tabellarischen Berechnungen im Anhang 3):

- **Personalkosten** (inkl. Labor) mit einem spez. Ansatz von 65.000 €/(Person Jahr)
- **Energiekosten** mit einem spez. Ansatz für die KA Buchenhofen von 0,16 €/(kWh)
- **GAK-Kosten** (für den Materialtausch) mit einem spezifischen Ansatz von 1.030 €/t GAK und nGAK. Bei einem Bettvolumen von 120 m<sup>3</sup> und 42 t GAK/Filter ergeben sich etwa 43.300 € pro Filteraustausch zzgl. 5000 € für Ausbau und Transport.
- **PAK-Kosten** mit einem spezifischen Ansatz von 1.450 €/t.
- Die Werte basieren auf den Kohlekosten der für die Versuche eingesetzten Kohlen

Als Betriebskosten für Wartungskosten und Weiteres wurden von den Investitionssummen 1,0 % der Bautechnik, 4 % der Maschinenteknik und 2,5 % der EMSR-Technik angesetzt. Als Nutzungsdauern wurden für die Bautechnik 30 Jahre, für die Maschinenteknik 15 Jahre und für die EMSR-Technik 10 Jahre zugrunde gelegt. Der Zinssatz für die Kapitalkosten wurde mit 3 % angesetzt.

Da die Flockungsfiltration bei allen Varianten weiter betrieben wird und nicht direkt der Spurenstoffelimination dient bzw. als separater Teilprozess betrachtet werden kann, werden die Abschreibungs- und Instandhaltungskosten hierfür nicht der Spurenstoffelimination zugeordnet. Neben den spezifischen Kosten wirken sich u.a. auch die Betriebsweise der Anlage und die zugrunde gelegten Wirkmechanismen auf die ermittelten Betriebskosten aus. Zur Absicherung der Ergebnisse wird eine in Kapitel 6.3 näher beschriebene Kostenanalyse durchgeführt.

## 6.2 Kostenbetrachtung

Unter Berücksichtigung der zuvor festgelegten Randbedingungen (vgl. Kapitel 6.1) werden nachfolgend Kosten für die betrachteten drei Verfahrensvarianten ermittelt. Eine Sensitivitätsanalyse der verschiedenen Einflussfaktoren erfolgt in Kapitel 6.3.

### 6.2.1 Kosten PAK-Zugabe

Die Investitionskostenermittlung für eine PAK-Anlage führt zu folgenden Ergebnissen:

▪ Bautechnik	144.000 €
▪ Maschinentechnik	828.000 €
▪ EMSR Technik	176.400 €
▪ Nebenkosten etc.	138.000 €
▪ Nettosumme	1.148.400 €
▪ Mehrwertsteuer (z.Zt. 19%)	218.196 €
▪ <b><u>Bruttosumme</u></b>	<b><u>1.366.596 €</u></b>

Die der Kostenberechnung zugrunde liegende PAK-Anlage besteht im Wesentlichen aus einem Silo mit zwei Dosierstellen sowie einer Fällmitteldosierstation. Die Investitionssumme hierfür beträgt ca. 1,4 Mio. € brutto.

Nachfolgende Betriebskosten ergeben sich für die in Kapitel 6.1 beschriebenen Ansätze:

▪ Kapitalkosten	97.385 €/a
▪ Betriebsgebundene Kosten	11.484 €/a
▪ Personalkosten	62.378 €/a
▪ Energiekosten	44.150 €/a
▪ Verbrauchsmittel	1.186.628 €/a
▪ Nettosumme	1.402.025 €/a
▪ Mehrwertsteuer (z.Zt. 19%)	266.385 €/a
▪ <b><u>Jahreskosten brutto</u></b>	<b><u>1.668.410 €/a</u></b>

Für den Betrieb einer PAK-Anlage auf der KA Buchenhofen ergeben sich Bruttojahreskosten in Höhe von rund 1,7 Mio. €/a. Der Anteil der Verbrauchsmittel beträgt dabei 84,6%. Neben den Kosten für die benötigten 585 t/a Pulveraktivkohle in Höhe von 820.000 €/a fallen Kosten für die Schlamm Entsorgung (140.000 €/a) sowie für die Fällmitteldosierung (225.000 €/a) an. Insgesamt ergeben sich Verbrauchsmittelkosten in Höhe von knapp 1,2 Mio. €/a.

Gegenüber den Kosten für die Verbrauchsmittel sind die übrigen Kosten nachrangig. Die Kapitalkosten liegen trotz geringerer Investitionen mit ca. 100.000 €/a in einer ähnlichen Größenordnung wie diejenigen der nGAK-Anlage. Dies resultiert aus dem deutlich höheren Anteil an maschinentechnischen Investitionen, verbunden mit kürzeren Nutzungsdauern und höheren Abschreibungen.

Die Personalkosten entsprechen denen der nGAK-Anlage. Die Energiekosten entsprechen denen der GAK-Anlage.

Insgesamt ergeben sich Brutto-Jahreskosten von ca. 1,7 Mio. €/a

### 6.2.2 Kosten GAK-Filtration

Aufgrund des Nutzungskonzeptes, welches eine komplette Nutzung der bestehenden Filterblöcke I und II als GAK-Filtration vorsieht, sind für eine Realisierung einer GAK-Filtration keine Investitionen zu tätigen. Auch hinsichtlich der Anlagensteuerung lässt sich das Konzept auf der Kläranlage Buchenhofen ohne umfangreichere Programmierarbeiten realisieren.

Da für alle Konzepte die bestehenden Bau-, Maschinen- und Elektrotechnischen Einrichtungen weiter genutzt werden (beim nGAK- und PAK-Konzept werden zusätzliche Anlagenteile errichtet), werden die Abschreibungen der Bestandsanlagen in den Kostenbetrachtungen zur Vereinfachung nicht berücksichtigt.

Nachfolgende Betriebskosten ergeben sich für die in Kapitel 6.1 beschriebenen Ansätze:

▪ Kapitalkosten	0 €/a
▪ Betriebsgebundene Kosten	0 €/a
▪ Personalkosten	60.753 €/a
▪ Energiekosten	44.150 €/a
▪ Verbrauchsmittel	666.400 €/a
<hr/>	
▪ Nettosumme	771.303 €/a
▪ Mehrwertsteuer (z.Zt. 19%)	146.548 €/a
<hr/>	
<b>Jahreskosten brutto</b>	<b>917.851 €/a</b>

Da für die Umrüstung keine Investitionen anfallen, entfallen auch Kapitalkosten sowie Wartungs- und Instandhaltungskosten für neue Anlagenteile. Mit einem Anteil von 86,4 % an den Jahreskosten sind die Kosten für die Verbrauchsmittel (Aktivkohle) maßgeblich für die Jahreskosten. Personalkosten und Energiekosten sind für die Gesamtkosten nachrangig. Die berechneten Jahreskosten für die direkt beschickten GAK-Filter liegen bei rund 0,9 Mio. €/a.

Die Verbrauchsmittelkosten ermitteln sich dabei wie folgt:

$$13,8 \text{ Filter mit GAK-Wechsel/a} \times 120 \text{ m}^3/\text{Filter} \times 0,35 \text{ t/m}^3 = 580 \text{ t/a}$$

Bei einem spezifischen Preis der GAK von 1.030 €/t ergeben sich Gesamtkosten von rund 600.000 €/a. Hinzu kommen Transportkosten für rechnerisch 13,8 Filterwechsel/a mit jeweils 5.000 €. Insgesamt ergeben sich somit Kosten von ca. 670.000 €/a.

### 6.2.3 Kosten nachgeschaltete nGAK-Filtration

Die Ergebnisse der Investitionskostenermittlung für eine nGAK-Stufe lassen sich in einer Übersicht wie folgt darstellen:

▪ Bautechnik	525.000 €
▪ Maschinenteknik	400.000 €
▪ EMSR Technik	240.000 €
▪ Nebenkosten etc.	233.000 €
▪ Nettosumme	1.398.000 €
▪ Mehrwertsteuer (z.Zt. 19%)	265.620 €
▪ <b>Bruttosumme</b>	<b>1.663.620 €</b>

Die Umrüstung der Filteranlage besteht im Wesentlichen aus folgenden Bestandteilen:

- Spülwasser-/Filtratspeicher
- Spülwasserpumpwerk inkl. Verrohrung
- Zwischenpumpwerk inkl. Verrohrung
- Einrichtung/Programmierung Spülprogramm

Zusammenfassend ist festzustellen, dass der Wupperverband in der Lage ist, mit einer Investitionssumme von knapp 1,7 Mio. € eine nGAK-Stufe für eine Teilstrommenge von rund 38 Mio. m<sup>3</sup>/a zu installieren.

Nachfolgende Betriebskosten ergeben sich für die in Kapitel 6.1 beschriebenen Ansätze:

▪ Kapitalkosten	106.112 €/a
▪ Betriebsgebundene Kosten	13.980 €/a
▪ Personalkosten	55.435 €/a
▪ Energiekosten	97.007 €/a
▪ Verbrauchsmittel	487.220 €/a
▪ Nettosumme	759.754 €/a
▪ Mehrwertsteuer (z.Zt. 19%)	144.353 €/a
<b>Jahreskosten brutto</b>	<b>904.107 €/a</b>

Auch bei der nGAK-Filtration haben die Kosten für die granulierten Aktivkohle mit 64,1 % den höchsten Anteil an den Jahreskosten. Aufgrund der längeren Standzeit der Aktivkohle liegen die Kohlekosten jedoch unterhalb derer der direkt beschickten GAK-Filter.

Des Weiteren ergeben sich für die nGAK-Anlage Kapitalkosten in Höhe von über 100.000 €/a netto bzw. einem Anteil von ca. 12 % an den Gesamtkosten. Darüber hinaus fallen auch höhere Energiekosten aufgrund der zusätzlichen Abwasserförderung von nahezu 100.000 €/a netto an. Die etwas geringeren Personalkosten ergeben sich aufgrund des

geringeren Personaleinsatzes für die GAK-Anlieferungen. Für die GAK-Filtration ergeben sich bei 14 betriebenen Filtern rechnerisch 13,8 Wechsel je Jahr, für die nGAK-Filtration hingegen nur 10,1 Wechsel.

Die Verbrauchsmittelkosten ermitteln sich damit zu:

$$10,1 \text{ Filter mit GAK-Wechsel/a} \times 120 \text{ m}^3/\text{Filter} \times 0,35 \text{ t/m}^3 = 424 \text{ t/a}$$

Bei einem spezifischen Preis von 1.030 €/t ergeben sich Gesamtkosten von rund 440.000 €/a. Hinzu kommen Transportkosten für rechnerisch 10,1 Filterwechsel/a je Filter mit jeweils 5.000 €. Insgesamt ergeben sich somit Verbrauchsmittelkosten von ca. 490.000 €/a. Die Brutto-Jahreskosten errechnen sich zu 0,9 Mio. €/a.

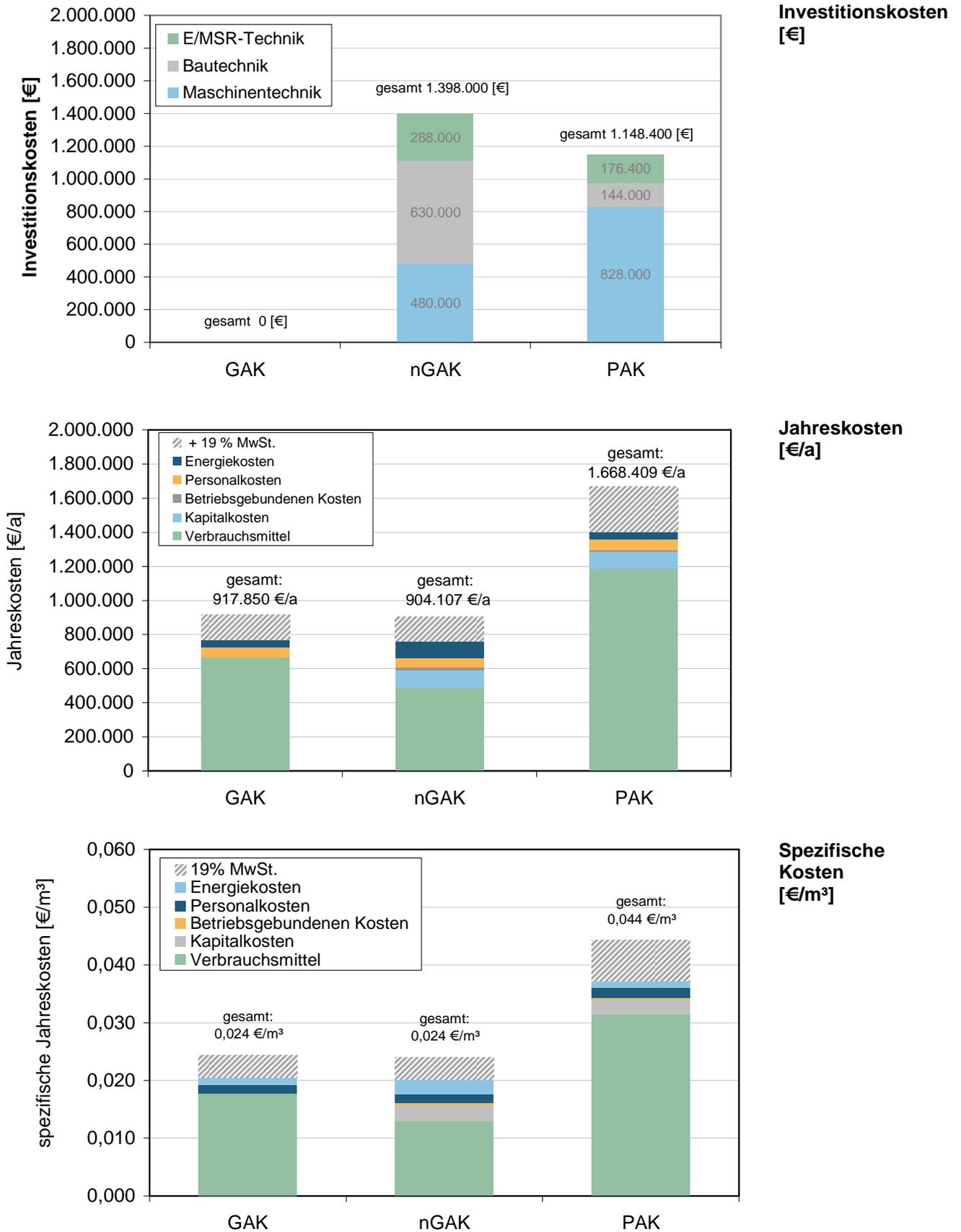
#### 6.2.4 Kostenvergleich

Die Brutto-Investitionskosten für den Umbau der Filteranlage zu einer nGAK-Anlage liegen mit ca. 1,7 Mio. € über den Investitionen von 1,4 Mio. € für eine Pulverkohleanlage. Für den Betrieb der Filteranlage als direkt beschickte GAK-Anlage fallen keine Investitionskosten an. Gleichzeitig ergeben sich hieraus auch betriebliche Vorteile, da ein Umbau im laufenden Filtrationsbetrieb auch Auswirkungen auf den Personalbedarf der Kläranlage hat. Somit ergeben sich hier deutliche Vorteile für die Umrüstung als direkt beschickte GAK-Anlage, da keine Umbaumaßnahmen erforderlich sind.

Die Jahreskosten werden bei allen Varianten von den Verbrauchsmittelkosten geprägt. Die restlichen Kosten sind insbesondere bei der nGAK-Filtration und bei der PAK-Anlage von untergeordneter Bedeutung. Die Verbrauchsmittelkosten der nGAK-Anlage in Höhe von 0,49 Mio. €/a sind niedriger als die Kosten der GAK-Anlage und der PAK-Anlage. Die Jahreskosten der GAK und der nGAK-Anlage sind mit 0,9 Mio. €/a im Rahmen der Kostenungenauigkeiten etwa gleich hoch. Grund hierfür ist der Invest und der höhere Energieverbrauch bei der nGAK-Anlage.

**Tabelle 6.2: Übersicht Verbrauchsmittel und Jahreskosten**

	GAK	nGAK	PAK
Verbrauchsmittelkosten (netto)	0,67 Mio. €/a	0,49 Mio. €/a	1,19 Mio. €/a
Jahreskosten (brutto)	0,92 Mio. €/a	0,90 Mio. €/a	1,67 Mio. €/a
Spezifische Kosten	0,024 €/m <sup>3</sup>	0,024 €/m <sup>3</sup>	0,044 €/m <sup>3</sup>



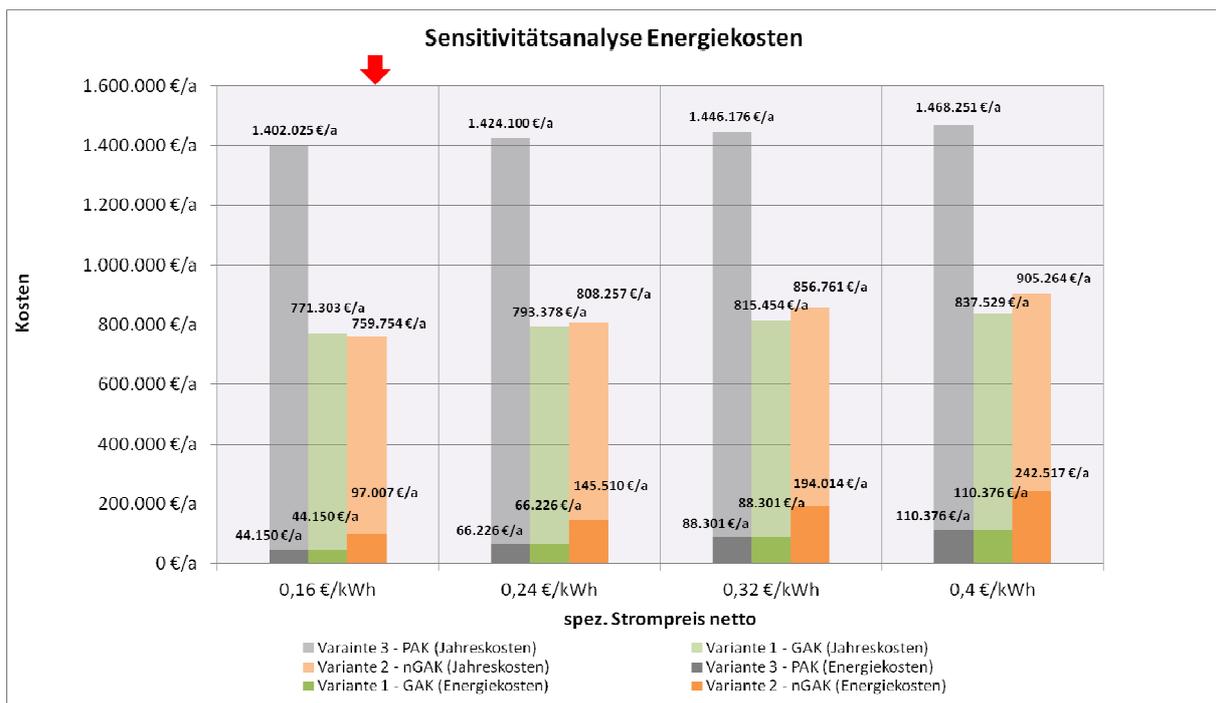
**Bild 6.4: Zusammenstellung der Kosten der 3 Verfahrensvarianten**

## 6.3 Kostenanalyse

### 6.3.1 Sensitivitätsanalyse Energiekosten

Aufgrund des geringen Anteiles der Energiekosten an den Betriebskosten wirken sich Strompreisschwankungen nur in geringem Umfang auf die Betriebskosten aus. Die Auswirkungen sind in folgender Abbildung dargestellt. So führt eine Verdoppelung des Strompreises von derzeit 16 ct/kWh (netto) auf 32 ct/kWh (netto) zu einer Steigerung des Anteils der Energiekosten an den Gesamtkosten beim Betrieb der GAK-Anlage um 5,1 Prozentpunkte von 5,7% auf 10,8%.

Die gleiche Strompreiserhöhung führt bei der PAK-Anlage zu noch geringeren Auswirkungen. Der Anteil an den Jahreskosten steigt hier von 3,1% auf 6,1%. Bei der nGAK-Anlage ist aufgrund des höheren Energiebedarfes infolge des Betriebes eines Zwischenpumpwerkes auch ein etwas größerer Einfluss der Energiekosten auf die Jahreskosten zu verzeichnen. Hier steigt der Anteil an den Jahreskosten von 12,8% auf 22,6%.



**Bild 6.5: Jahreskosten in Abhängigkeit der Strompreise**

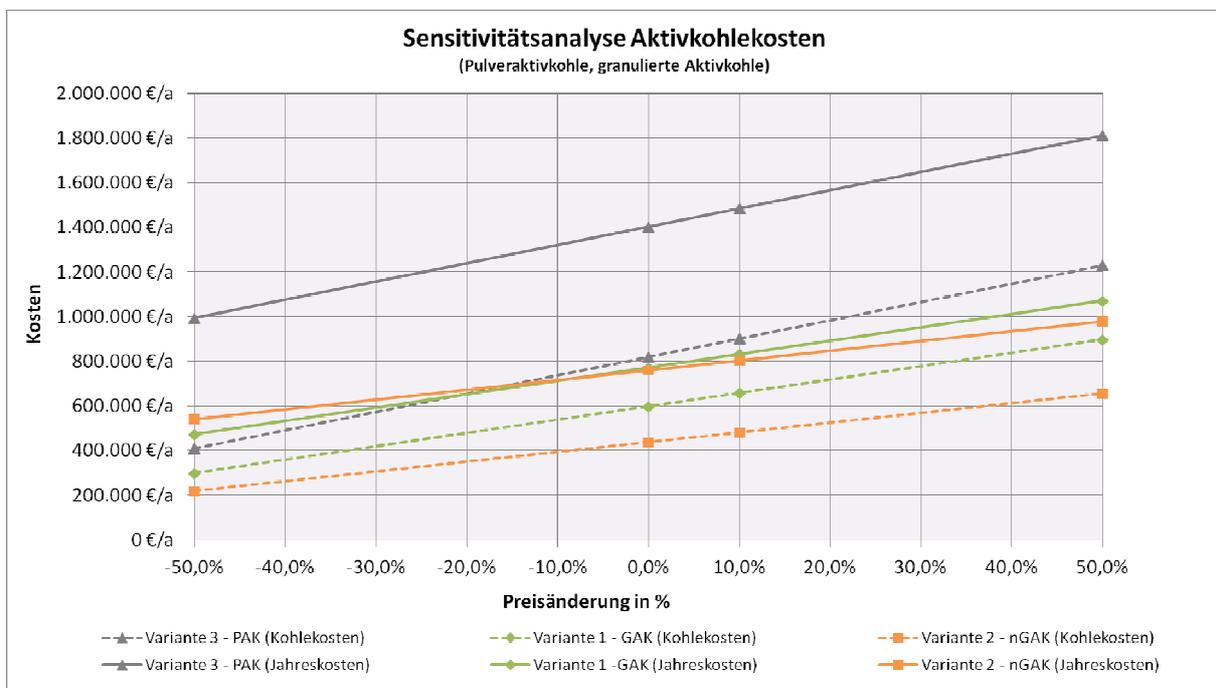
Mit steigenden Stromkosten verschiebt sich das Verhältnis zwischen den Jahreskosten für eine GAK und eine nGAK-Anlage so, dass der Betrieb einer GAK-Anlage mit steigenden Stromkosten wirtschaftlicher wird.

### 6.3.2 Sensitivitätsanalyse Aktivkohlekosten

Wie im Kapitel 6.1 dargestellt, werden bei der Kostenberechnung die Bezugspreise für die tatsächlich eingesetzten Kohlen zugrunde gelegt. Der Netto-Preis für granuliert Aktivkohle betrug bei der Beschaffung für den Versuchsbetrieb 1,00 €/kg und für Pulverkohle 1,45 €/kg. Aufgrund von Preisschwankungen können die bei einem Betrieb der Anlage zukünftig anfallenden Kohlekosten hiervon abweichen. So lagen die Netto-Preise bei aktuellen Anfragen bei 1,15 €/kg für die granuliert Aktivkohle und 1,40 bis 1,50 €/kg für die Pulverkohle.

Vor diesem Hintergrund wurden die Jahreskosten der drei Verfahren für verschiedene Kohlepreise ermittelt. Die Ergebnisse sind in folgender Grafik dargestellt (Bild 6.6). Aus der Grafik lässt sich ablesen, dass es bei 50 % höheren Kohlekosten zu Vorteilen einer nGAK-Anlage gegenüber der GAK-Anlage kommt. In Bezug auf die PAK-Anlage ändert sich die Rangfolge der Varianten nicht. Die Jahreskosten der PAK-Anlage liegen oberhalb der Kosten für GAK-Varianten.

Erst einseitige Kostensteigerungen bei granulierter Kohle von + 40 % bei der GAK-Anlage und sogar + 50 % bei der nGAK-Anlage bei stagnierenden Preisen für Pulverkohle (die hier rein rechnerisch herangezogen werden, in der Praxis aber wie bei der GAK an Energiepreise gekoppelt sind) führen zu gleichen Jahreskosten der GAK-Anlage.



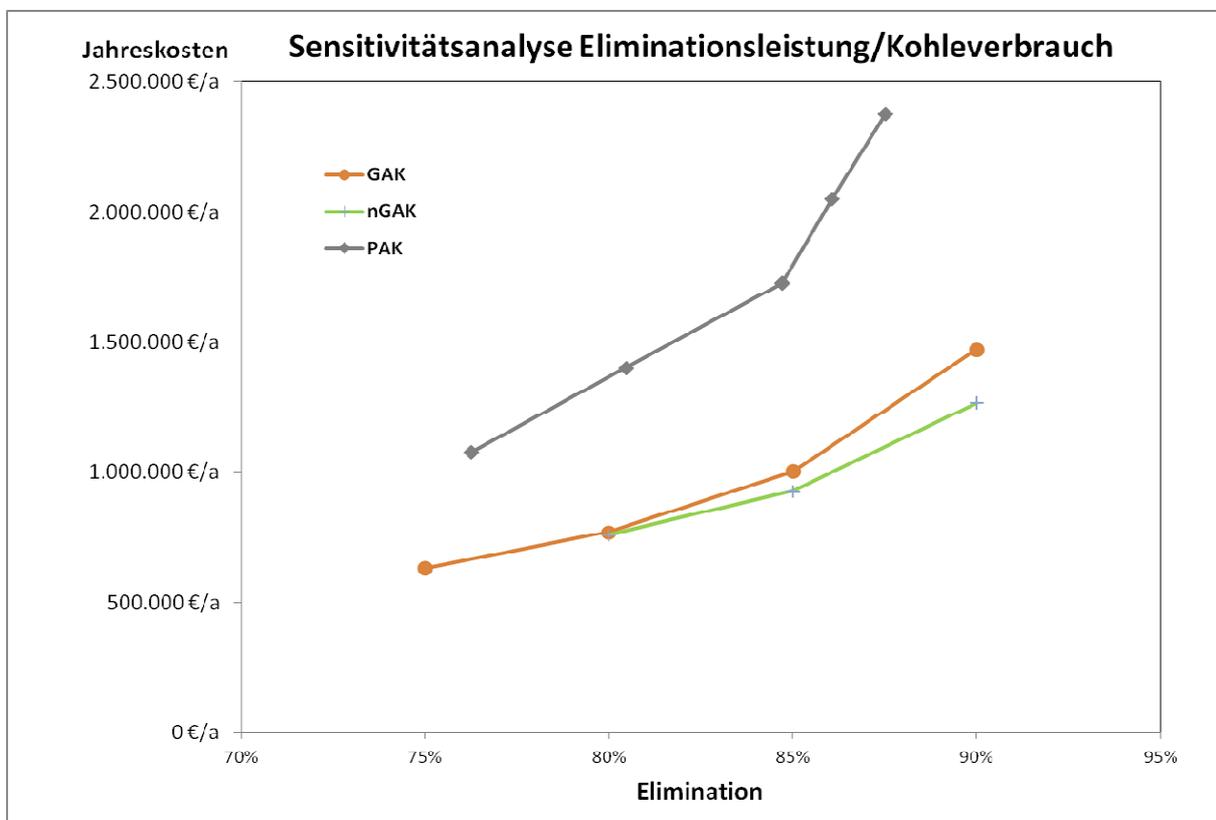
**Bild 6.6:** Jahreskosten in Abhängigkeit der Kohlepreise

### 6.3.3 Sensitivitätsanalyse Eliminationsleistung und Kohleverbrauch

Neben den Kohlepreisen bestimmt der Kohleverbrauch die jährlichen Kohlekosten. Der Bedarf an Kohle ergibt sich bei den GAK-Anlagen durch die Standzeit bzw. die durchgesetzten Bettvolumina bis zum Unterschreiten der vorgegebenen Eliminationsleistung. Letztere könnte sich durch Vorgaben des Gesetzgebers verändern, die in bestimmten Zeitabschnitten ggf. auch eine Modifikation erfahren werden. Bei der Pulveraktivkohle bestimmt die eingestellte Dosierate die benötigte jährliche Kohlemenge.

Die Untersuchungen zeigen, dass unter Berücksichtigung der in Kapitel 5.3 genannten Ansätze mit einer Dosierate von 15 mg/l Pulverkohle eine 80 %-ige Eliminationsleistung erzielt werden kann. Die Standzeit für die gleiche Eliminationsleistung der untersuchten Spurenstoffe liegt bei der direkt beschickten GAK-Anlage bei 12,2 Monaten (22.700 Bettvolumina) und bei der nGAK-Anlage bei 16,6 Monaten (31.200 Bettvolumina). Zur Erzielung höherer Eliminationsleistungen ist auch ein überproportional höherer Kohlebedarf notwendig.

In nachfolgender Grafik ist die Abhängigkeit der Jahreskosten von der Eliminationsleistung dargestellt. Die Grafik verdeutlicht, dass auf der Kläranlage Buchenhofen der Betrieb einer Pulveraktivkohleanlage mit einer Eliminationsleistung von 80 % zu ähnlich hohen Jahreskosten führt, wie der Betrieb einer nGAK-Anlage mit einer Elimination von 90 %.



**Bild 6.7:** Jahreskosten in Abhängigkeit der Eliminationsleistung

### 6.3.4 Auswirkungen aufgrund der Anlagengröße

Aufgrund von Einflüssen der Anlagengröße auf Investitions- und Betriebskosten soll nachfolgend eine Gegenüberstellung erfolgen, bei der die spezifischen Behandlungskosten bei unterschiedlichen Anlagengrößen dargestellt werden. Dabei ist zu beachten, dass die gewählten Kostenansätze auf den Versuchsergebnissen der Anlage in Buchenhofen basieren. Bei anderen Abwasserzusammensetzungen und anderen klärtechnischen und baulichen Randbedingungen können die Kosten ggf. deutlich abweichen. Es wird von folgenden vereinfachenden Annahmen ausgegangen:

#### Investitionen

- Eine ausreichend dimensionierte Flockungsfiltration ist bereits vorhanden.
- Es sind neue nGAK-Filter zu errichten.
- Bei kleinen Anlagen mit Ausbaugrößen von 10.000 EW erfolgt die Filtration mittels kontinuierlich gespülter Stahlfilter. Die Aktivkohledosierung der Pulverkohle erfolgt mittels Containeranlage und Wechselgebände.
- Für Anlagengrößen von 50.000 EW und 200.000 EW werden diskontinuierlich arbeitende Stahlbetonfilter angesetzt. Die Lagerung der PAK erfolgt in einem Silo.

#### Kapitalkosten

- Die Kapitalkosten werden vereinfacht mit 10% der Investitionen angesetzt.

#### Betriebskosten

- Aufgrund des geringen Einflusses der Personal- und Energiekosten werden die spezifischen Kosten hierfür pauschal mit 1 ct/m<sup>3</sup> angesetzt.
- Für Anlagen ab 50.000 EW erfolgt die Lieferung der Aktivkohle in Silofahrzeugen zu einem Preis von 1.450 €/t. Die Kosten für die Lieferung der Aktivkohle in Wechselgebänden bei kleinen Anlagen wird mit 2.000 €/t angesetzt.
- Hinsichtlich der Dosiermengen an Pulverkohle werden die gleichen Ansätze wie in Kapitel 6.1 gewählt, d.h. 15 g/m<sup>3</sup> Pulverkohle
- Der Einfluss der Filteranzahl auf die Standzeit der Kohle ist in den beiden nachfolgenden Diagrammen dargestellt. Bei einer GAK Anlage mit 4 Filtern ergibt sich hiernach eine Verlängerung der Standzeit gegenüber einem Einzelfilter von 61 %, bei 6 Filtern erhöht sich die Standzeit um 73 % und bei 12 Filtern schon um 86 %. Ähnliche Werte ergeben sich auch für den nGAK-Filter. (vgl. dazu Kapitel 4.3.7)

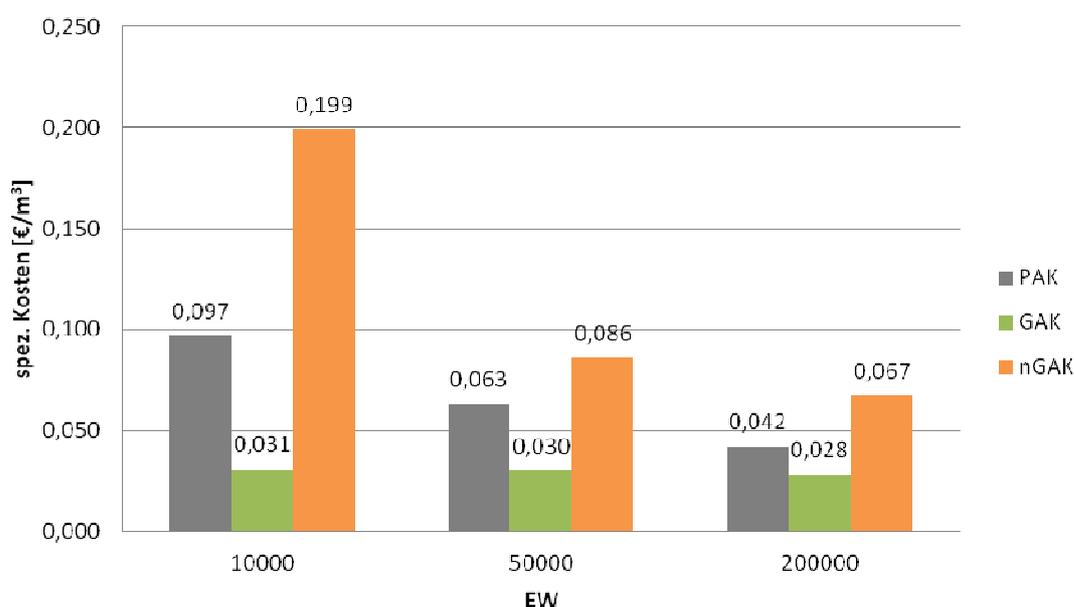
**Tabelle 6.3: Investitionen und Jahreskosten in Abhängigkeit der Anlagengröße**

	Ausbaugröße [EW]	Filteranzahl GAK-Filter	Dosierate [g/m <sup>3</sup> ] bzw. Bettvolumina (m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> )	Investkosten Filtration [€]	spez. Gesamtkosten [€/m <sup>3</sup> ]
PAK	10.000	4	15 g/m <sup>3</sup>	360.000	0,097
	50.000	6	15 g/m <sup>3</sup>	950.000	0,063
	200.000	12	15 g/m <sup>3</sup>	1.080.000	0,042
GAK	10.000	4	13.685 BV	0	0,039
	50.000	6	14.670 BV	0	0,037
	200.000	12	15.807 BV	0	0,035
nGAK	10.000	4 + 4 neu <sup>1)</sup>	18.526 BV	1.100.000	0,199
	50.000	6 + 6 neu <sup>1)</sup>	19.858 BV	1.820.000	0,086
	200.000	12+12 neu <sup>1)</sup>	21.396 BV	4.995.000	0,067

Anmerkung:  
<sup>1)</sup> Entgegen der Umsetzung für Buchenhofen (600.000 EW) wird hier davon ausgegangen, dass die Anzahl der vorhandenen Filter nicht ausreicht, um bei Trockenwetterzulauf die Hälfte der vorhandenen Filter nachgeschaltet zu betreiben. Stattdessen werden zusätzliche Filter in stahlbetonbauweise gebaut.

Unter Berücksichtigung der Standzeiten und Investitionen ergeben sich spezifische Jahreskosten je nach Anlagentyp und Ausbaugröße zwischen 0,035 und 0,20 €/m<sup>3</sup>. Die geringsten Jahreskosten weist dabei die GAK-Anlage bei Ausbaugrößen von 200.000 EW auf. Auch bei kleinen GAK-Anlagen ergeben sich Jahreskosten in ähnlicher Größenordnung. Die Abweichung resultiert bei den oben beschriebenen Ansätzen einzig aus der höheren Aktivkohleausnutzung beim Betrieb einer größeren Anzahl von Filtern.

Die höchsten Jahreskosten ergeben sich für eine nGAK-Anlage bei einer Ausbaugröße von 10.000 EW. Mit zunehmender Anlagengröße nähern sich die Kosten der PAK-Anlage der GAK-Anlage an (Bild 6.8).

**Bild 6.8: Spezifische Jahreskosten in Abhängigkeit der KA-Ausbaugröße**

### 6.3.5 Zusammenfassung und Kostenvergleich

Aufgrund der Dominanz der Verbrauchsmittelkosten bei den Jahreskosten sind die Auswirkungen, die Schwankungen der Aktivkohlekosten nach sich ziehen, auch entsprechend groß. Neben Preisänderungen der Aktivkohle wurden Änderungen des Kohleverbrauches bei den GAK-Filtern und bei der PAK-Anlage untersucht. Bei allen Untersuchungen ergaben sich unter den in Kapitel 6.1 aufgeführten Randbedingungen Kostenvorteile für den Betrieb der Varianten mit granulierter Aktivkohle.

Die spezifischen Kosten für den Betrieb einer GAK-Anlage in Buchenhofen liegen gemäß der Berechnungen bei 0,024 €/m<sup>3</sup>. Demgegenüber liegen die Kosten für die Anlage Obere Lutter bei ca. 0,045 €/m<sup>3</sup>. Dabei sind auf der KA Obere Lutter eine abweichende Abwasserzusammensetzung mit geringeren Standzeiten der Filter, die geringere Filteranzahl sowie notwendige Kosten für den Anlagenumbau zu berücksichtigen.

Im Vergleich mit anderen Untersuchungen (Kostenfunktion nach UBA, 2015) und ähnlichen Projekten sind die spezifischen Randbedingungen der Anlage in Buchenhofen zu beachten. So ergeben sich durch den Betrieb einer GAK-Anlage mit 14 Filtern auf der Kläranlage Buchenhofen deutliche Vorteile gegenüber Anlagen mit weniger Filtern.

Des Weiteren verursacht eine Nutzung der Bestandsanlagen mit keinem (GAK-Filter) oder nur vergleichsweise geringen Investitionen (nGAK und PAK-Filter) auch geringe Kapitalkosten. Da die bestehende Flockungsfiltration bei allen drei untersuchten Ausbauvarianten auch weiter zur Phosphor-Elimination genutzt wird, entfallen – anders als beim Neubau einer Reinigungsstufe zum alleinigen Spurenstoffabbau – auf diese Anlagenteile auch keine Kapitalkosten, die der Spurenstoffelimination zuzurechnen wären.

Die in der Veröffentlichung „Mikroverunreinigungen und Abwasserabgabe“ aufgeführten Kostenfunktionen (UBA, 2015b) für die PAK-Filtration unterscheiden sich ebenfalls von den Randbedingungen in Buchenhofen. So sind in den Funktionen Baukosten enthalten, die in Buchenhofen überwiegend entfallen können.

Die Gegenüberstellung der Kosten verschiedener Kläranlagengrößen zur Integration einer Spurenstoffelimination nach den beschriebenen Verfahren zeigt, dass der Einsatz direkt beschickter GAK-Anlagen insbesondere bei kleineren Anlagengrößen Vorteile bieten kann. Bei größeren Anlagen nähern sich die Kosten von GAK- und PAK-Anlagen an. Dabei ist zu berücksichtigen, dass sich die gewählten Ansätze auf die in Buchenhofen gewonnenen Versuchsergebnisse beziehen und bei anderer Abwasserzusammensetzung abweichen können.

## 7 Übertragbarkeit und Planungshinweise

### 7.1 Planungshinweise zur technischen Umsetzung

Wesentlich für die Planung und den Betrieb einer Anlage zur Spurenstoffelimination mittels Aktivkohle ist eine ausreichend dimensionierte und zuverlässig arbeitende biologische Reinigungsstufe. Insbesondere der Funktionstüchtigkeit der Nachklärung ist dabei eine entscheidende Bedeutung beizumessen. So führen hohe Konzentrationen an abfiltrierbaren Stoffen (AFS > 10 mg/l) zu verkürzten Filterstandzeiten und häufiger Filterspülung. Bei Anlagen, auf denen häufiger Flockenabtrieb zu beobachten ist, sollten daher Untersuchungen zur Optimierung der Nachklärung durchgeführt werden. Mittels geeigneter Messverfahren (z.B. Messungen der Strömungsgeschwindigkeiten und Schlammspiegel) sowie numerischer Strömungssimulationen (CFD) können Optimierungspotentiale an bestehenden Absetzbecken aufgedeckt werden. In einigen Fällen kann auch der Neubau von Sedimentationseinrichtungen notwendig sein.

Neben den Regelungen des ATV-Arbeitsblattes A 203 zur Filtration (ATV-DVWK, 1995) und den in der „Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination“ des Kompetenzzentrums Mikroschadstoffe NRW gegebenen Empfehlungen (Kom-M.NRW, 2015) sind speziell für die Umsetzung der betrachteten Ausbauvarianten nachfolgende Aspekte zu berücksichtigen:

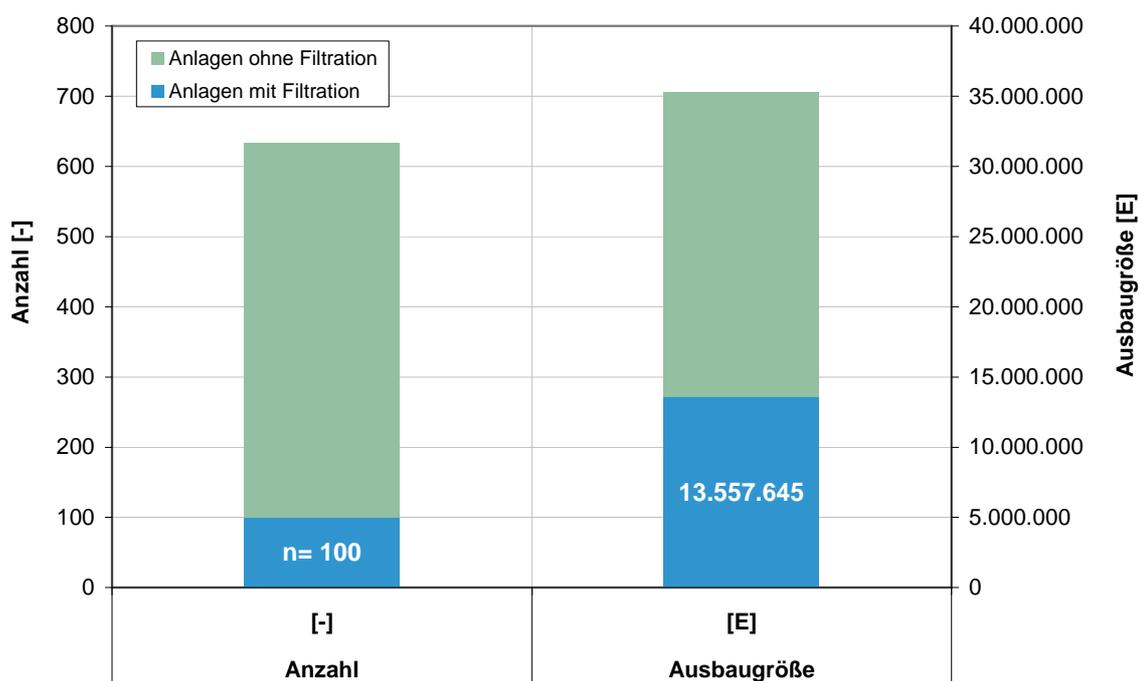
- Die **beengten Platzverhältnisse** auf/in bestehenden Anlagen können den Bau von größeren Anlagenteilen nicht oder nur unter hohem Aufwand zulassen. Vor diesem Hintergrund sollte bei einer weiteren Planung auch die Umnutzung von vorhandenen Anlagenteilen wie z.B. von Filterkammern als Spülwasservorlage in Betracht gezogen werden.
- Die **Spülwasservorlage** sollte ausreichend groß bemessen werden, um bei einem schnellen Druckverlustaufbau der Filter, z. B. infolge von Störungen der biologischen Stufe (Flockenabtrieb), genügend Filter in kurzer Zeit rückspülen und den Betrieb der Gesamtstufe aufrecht erhalten zu können. Anlagenspezifisch stellen sich bei Mischwasserzulauf höhere Feststoffbelastungen der nicht für den Umbau vorgesehenen konventionellen Filterzellen ein. Hierdurch ergibt sich eine gewisse Entlastung der GAK-Anlagen.
- Bei der Planung einer GAK-Anlage, ob als direkt beschickte oder nachgeschaltete Filter, ergeben sich Vorteile bei der Wahl einer möglichst hohen **Filteranzahl** hinsichtlich der Ausnutzung der Beladungskapazität der GAK im Filter. In Abhängigkeit von der maximalen Zuladung der eingesetzten Silo-Transportfahrzeugen,

den resultierenden Transportkosten, sowie den mit dem Aktivkohlewechsel verbundenen Personalkosten sollte das Filtervolumen der Einzelfilter jedoch auch nicht zu klein gewählt werden.

- Die zweistufige nGAK-Filtration erfordert ein zusätzliches **Hebewerk** zur Beschickung der umgerüsteten Filterkammern. Die Anordnung im vorhandenen Pumpenkeller erleichtert die rohrentechnische Anbindung, setzt allerdings ein ausreichendes Platzangebot voraus. Ansonsten sind die notwendigen Rohrleitungsstrassen zu einer separat außerhalb der vorhandenen Filteranlage aufgestellten Pumpstation zu führen.
- Bei der Planung einer PAK-Anlage sollte insbesondere eine gute **Wäge- und Dosiertechnik** gewählt werden. Rein volumetrische Verfahren sind vergleichsweise ungenau und verursachen bei Überdosierung hohe Betriebskosten. Unterdosierungen gefährden hingegen die Erreichung der Aufbereitungsziele. Der Wahl des Austragssystems aus dem Silospeicher kommt daher eine entscheidende Bedeutung zu. Durch nicht optimal konstruierte und eingestellte Austragssysteme kann es im Silo zu Brückenbildungen in der Schüttgutmechanik der pulverförmigen Aktivkohle und Behinderung des internen PAK-Transports kommen, was zu Anlagenstörungen und zu Unterschreitungen der eingestellten Dosiermengen führen kann.

## 7.2 Übertragbarkeit auf andere Anlagen in NRW

Flockungsfiltrationen sind häufig bei Kläranlagen anzutreffen, bei denen aufgrund eines empfindlichen Gewässers immissionsbasiert erhöhte Anforderungen an die Phosphorelimination gestellt werden. Insgesamt existieren in Deutschland 348 Filteranlagen mit einer Ausbaugröße von 28.014.000 EW (Statistisches Bundesamt, 2009). Davon werden in Nordrhein Westfalen 100 Anlagen mit einer Ausbaugröße von 13.557.645 EW überwiegend in den Größenklassen 4 und 5 betrieben (LANUV-NRW, 2012). Bei einer Gesamtausbaugröße von 35.273.000 EW entspricht dies einem Anteil von 38 % der Einwohnerwerte in NRW, die über Filteranlagen gereinigt werden.



**Bild 7.1: Anzahl und Ausbaugröße vorhandener Flockungsfiltrationen in NRW**

Mit einer Ertüchtigung der Filteranlagen zur Elimination organischer Spurenstoffe durch den Einsatz von Aktivkohle würde somit ein hoher Anteil der vorhandenen Ausbaugröße erfasst. Unter der Annahme, dass erhöhte Anforderungen an die Phosphor-Elimination auch mit einer erhöhten Belastung der jeweiligen Vorfluter verbunden sind, würde eine Umrüstung der bestehenden Filteranlagen eine deutliche Verbesserung der Belastungssituation bei diesen Gewässern ermöglichen. Gleichzeitig ist zu beachten, dass bezogen auf die Gesamtzahl der in NRW betriebenen Kläranlagen nur eine vergleichsweise geringe Anzahl von Anlagen betroffen wäre. Im Hinblick auf die zu tätigen Investitionen ist festzustellen, dass die Umnutzung der vorhandenen Filteranlagen zur Spurenstoffelimination sehr kostengünstig erreicht werden kann.

### 7.3 Planungshinweise zur Aktivkohle-Auswahl

Bei Ausschreibungstexten für GAK empfiehlt es sich benötigte Schüttvolumina zu definieren und als Aufmaß das Filterbettvolumen nach Benetzung und erster Spülung zu vereinbaren. Zwar wird die Aktivkohlemenge vom Lieferanten massenbezogen durch Verwiegen der Silotransportfahrzeuge ermittelt, doch wird er Qualitätsschwankungen seines Produkts in punkto Schüttdichte, Staubanteil und nicht benetzbarem Kornanteil im Produkt bei einer Angebotskalkulation berücksichtigen.

Die mögliche Korngrößenverteilung der GAK orientiert sich an der Schlitzweite der Filterdüsen, um einen Durchtritt von Feinkohleanteilen während der Filtration oder bei der Rückspülung zu verhindern. Daneben sind Anpassungen des Spülprogramms an das Filtermaterial zu beachten (vgl. Kapitel 3.3.4).

Bei einem Durchbruch von Pulveraktivkohle oder von Feinabrieb der GAK-Schüttung kann es zu einer Verschmutzung der Gewässersohle, einer Desorption von Spurenstoffen ins Gewässer oder auch zu betrieblichen Problemen durch Ablagerungen in Spülwassertanks und Filterdruckkammern kommen. Das Spülprogramm sollte daher an die eingesetzte Aktivkohle angepasst werden, um Kohleausträge durch zu hohe Spülgeschwindigkeiten oder eine ungenügende Sedimentation sicher zu vermeiden. Eine Luftspülung sollte aufgrund der möglichen Abrasion von Feinstkohle möglichst nur in geringem Umfang erfolgen. Für die Ablaufkontrolle sind Trübungsmessungen geeignet, mit denen ein Kohledurchbruch im Ablauf sicher festgestellt werden kann.

In dem GAK-Filter werden auch partikuläre und kolloidale Stoffe aus dem Ablauf der Nachklärung abgeschieden. Eine feinere Körnung bewirkt tendenziell eine schnellere Verblockung des Filters und erfordert ein häufigeres Rückspülen. In der Regel wird sich die Korngrößenauswahl daher an der Korngrößenverteilung des eingesetzten konventionellen Filtermaterials orientieren. Auf Stüttschichten aus Sand oder Kies sollte verzichtet werden, da diese den sortenreinen Ausbau des beladenen Filtermaterials und eine mögliche Reaktivierung erschweren bzw. verhindern.

Bei der Auswahl der Aktivkohle sollten die Leistungsfähigkeit (Gleichgewichtsbeladung), die Bezugskosten (Frischkohle bzw. Reaktivat) und die CSB-spezifischen Eliminationskosten ( $\text{€/kg CSB}_{\text{elim.}}$ ) als Kriterien herangezogen werden. Diese können z.B. auf Basis von Adsorptionsisothermen bezogen auf den Parameter CSB ermittelt werden. Hierbei wird membranfiltrierter Ablauf der Kläranlage mit aufgemahlener Aktivkohle in verschiedenen Dosiermengen vermischt und bei 20°C über 24 h mittels Rüttelplatte gerührt. Die CSB-Elimination bezogen auf die eingesetzte Kohlemenge ergibt die zugehörige Gleichgewichtsbeladung.

## 8 Zusammenfassung und Gesamtbetrachtung

### Projektbeschreibung

In dem F&E-Projekt „*FilterAK+*“ wurden über einen Versuchszeitraum von 1,5 Jahren drei verschiedene Verfahrensansätze zur Elimination von Spurenstoffen in einer nachgeschalteten Reinigungsstufe einer kommunalen Kläranlage untersucht. Das Projekt wurde in Zusammenarbeit zwischen dem Wupperverband, der Hydro-Ingenieure GmbH, dem IWW-Zentrum Wasser, Mühlheim und der WiW mbH durchgeführt. Auftrag- und Fördermittelgeber war das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz (MKULNV) des Landes Nordrhein-Westfalen.

Erstmalig wurde das Potential von drei verschiedenen Verfahrensansätzen hinsichtlich der erreichbaren Spurenstoffelimination sowie der verfahrenstechnischen Umsetzbarkeit parallel im großtechnischen Maßstab untersucht und bewertet. Bei den Verfahren handelt es sich um drei Verfahren mit Aktivkohle. Eine Pulveraktivkohle-Dosierung (PAK) direkt in den Überstau einer Filterkammer, eine einstufige Filtration über granuliert Aktivkohle (GAK) sowie eine zweistufige, nachgeschaltete Filtration über granuliert Aktivkohle (nGAK). Während der Versuchsdauer wurden die Verfahren hinsichtlich ihrer Betriebsstabilität sowie ihrer Leistungsfähigkeit in Bezug auf die Elimination der Standardabwasserparameter und ihrer Eliminationsleistung in Bezug auf ausgewählte Spurenstoffe bewertet.

### Aktivkohleauswahl

Die Auswahl der GAK erfolgte aus 5 Produkten über das Kosten/Nutzen-Verhältnis der jeweiligen Produkte. Bei dieser Auswertung schnitt die Hydrffin AR von Donau Carbon am besten ab und wurde für die Versuche ausgewählt. Für die Vergleichbarkeit zwischen der GAK und PAK-Filtration wurde für die PAK-Dosierung das gleiche Produkt in aufgemahlener Form eingesetzt. Im zweiten Teil der PAK-Versuche wurde das Produkt Carbopal AP, ebenfalls vom Hersteller Donau Carbon, eingesetzt. Die eingesetzte Dosiermenge betrug 20 mg/l.

### Betriebserfahrungen

Alle Verfahren zeigte eine hohe Betriebsstabilität. Lediglich bei der Dosierung der PAK, die mittels Trübungssonden kontrolliert wurde, zeigten sich z.T. Unregelmäßigkeiten, die in technischen Defekten und einem nicht optimalen Dosiersystem begründet liegen.

Die Standzeiten der PAK und GAK-Filter zwischen 2 Spülungen lagen ebenso wie die Standzeit der restlichen konventionellen Filter in der Regel bei 24 h. Die nGAK-Filtration wurde nur einmal pro Woche gespült und dieses Intervall konnte über den gesamten Versuchszeitraum beibehalten werden.

## Ergebnisse

Die Eliminationsergebnisse beziehen sich bei den GAK-Filtern auf gemittelte Werte über den gesamten Versuchszeitraum von 18.000 BV für den GAK- und 21.000 BV für den nGAK-Filter. Bei der CSB-Elimination zeigen die Filter nach dieser Laufzeit eine mittlere Elimination von 32 bis 36 % und liegen damit noch deutlich über der des Referenzfilters mit 21 %. Mit der PAK-Dosierung kann eine mittlere CSB-Reduktion von über 40 bis 45 % erreicht werden.

Die PAK-Dosierung kann optimiert werden, wenn das Restadsorptionspotenzial in anderen Anlagenteilen, z.B. durch eine Rückführung genutzt wird. Eine Dosierung von 15 mg/l erscheint ausreichend um ein gewähltes Eliminationsziel von 80 % erreichen zu können. Dies wurde durch Simulationsstudien ermittelt. Weitere Optimierungsmöglichkeiten, wie eine Intervalldosierung wurden erprobt, aber als technisch nicht machbar verworfen.

Die Spurenstoffelimination über GAK liegt zu Beginn der Versuche für alle Stoffe deutlich über dem Mittelwert der PAK-Elimination. Dies ist auf den Unterschied der frisch eingesetzten Aktivkohle-Masse zurückzuführen, der zu Beginn der GAK-Laufzeit noch sehr hoch ist. Die GAK-Filter zeigen sich hinsichtlich der Spurenstoffelimination auch nach 18 Monaten Betrieb noch nicht erschöpft. So ist die Elimination für etliche Stoffe noch bei 60 % oder darüber. Auch nach langer Standzeit noch sehr gut adsorbierbaren Stoffe sind z.B. Carbamazepin und Diclofenac, jedoch vor allem Metoprolol und Benzotriazol (>80 %). Eine Erschöpfung der GAK ist nach den hier vorgestellten Ergebnissen demnach lediglich für einige Stoffe wie z.B. die Antibiotika Clarithromycin, Erythromycin oder Sulfamethoxazol mit einer Restelimination von meist unter 30% bald erreicht.

## Kosten in Abhängigkeit des Reinigungsziels

Die Definition eines Abbruchkriteriums für die GAK-Filter ist notwendig die Wirtschaftlichkeit der Verfahren miteinander vergleichen zu können. Aus den Eliminationswerten für die einzelnen untersuchten Spurenstoffe wurden Ausgleichsgeraden berechnet. Mit Hilfe dieser Ausgleichsgeraden und einer Überlagerung der Reinigungsleistung mehrerer Filterzellen konnte die mögliche erreichbare Anzahl an Bettvolumina einem gewählten Reinigungskriterium gegenübergestellt werden. Dabei ist die Elimination in der biologischen Stufe ebenfalls zu berücksichtigen. Als Zielwert wurde eine mittlere, 80% ige Elimination von 5 Leitparametern über den gesamten Klärprozess gewählt.

Dieses Ziel wird erreicht, wenn PAK mit 15 mg/l dosiert wird, der GAK-Filter für 22.712 BV und der nGAK-Filter 31.247 BV betrieben wird. Die spezifischen Kosten für dieses Reinigungsziel betragen unter der Annahme der in Buchenhofen gegebenen Randbedingungen und bei einem Ausbau von 14 der 28 Filterzellen für die GAK und nGAK-Variante 0,024 €/m<sup>3</sup>, für die PAK 0,044 €/m<sup>3</sup>.

## Literaturverzeichnis

- ARGE "ENVELO" (2011): Energiebedarf von Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen - Phase 1. Abschlussbericht ENVELO Phase 1. Unter Mitarbeit von H. Riße, S. Gredig-Hoffmann, L. Palmowski, K. Veltmann, D. Mousel, C. Mauer et al. Aachen
- ATV-DVWK (1995): Abwasserfiltration durch Raumfilter nach biologischer Reinigung Rückbelastung aus der Schlammbelastung. Hennef
- BÄCKER, C.; BECKE, C.; NAHRSTEDT, A. und GIMBEL, R. (2009): Einfluss der Spülung von Tiefenfiltern auf die Erstfiltratqualität. Gewässerschutz - Wasser - Abwasser. 42. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft vom 18.3. - 20.3.2009 in Aachen, Aachen, 2009, Vol. 217, 38/1 - 38/12.
- BENSTÖM, F.; STEPKES, H.; ROLFS, T.; MONTAG, D.; PINNEKAMP, J. (2014): Untersuchung einer bestehenden Filterstufe mit dem Einsatz von Aktivkohle zur Entfernung organischer Restverschmutzung auf der Kläranlage Düren-Merken, (MKULNV-NRW),
- BORNEMANN, C. (2012): Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen, insbesondere kommunaler Flockungsfiltrationsanlagen durch den Einsatz von Aktivkohle (MIKROFlock) (2012), Abschlussbericht AZ IV-7-042 600 001E, <http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/abwasser.htm>
- CLEASBY, J.L.; ARBOLEDA, J.; BURNS, D.E.; PRENDIVILLE, P.W.; SAVAGE, E.S. (1977): Backwashing of Granular Filters, Journal AWWA 69, S 219-237
- EAWAG (2012): Faktenblatt Pulveraktivkohle. Unter Mitarbeit von Marc Boehler Adriano Joss. verfügbar unter [http://www.eawag.ch/medien/publ/fb/doc/fb\\_aktivkohle\\_d.pdf](http://www.eawag.ch/medien/publ/fb/doc/fb_aktivkohle_d.pdf), zuletzt geprüft am 27.02.2013.
- EAWAG, (2010) Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser (Abschlussbericht zum MicroPoll), Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz
- FIGAWA Mitteilung Nr. 8 (1979): Kriterien bei der Spülung von Kornmassenfiltern - Filter zur Wasseraufbereitung nach DIN 19605. bbr, 30 (Dez), 474-476
- FIRK und BARJENBRUCH, (2014): Möglichkeiten der Elimination von anthropogenen Spurenstoffen auf kommunalen Kläranlagen. In: Korrespondenz Abwasser 2014 (61) Nr. 10, S. 861–875.

- GIMBEL, R. und NAHRSTEDT, A. (2004): Grundlagen der Tiefenfiltration. In: DVGW (Hrsg.) Lehr- und Handbuch Wasserversorgung Bd. 6 „Wasseraufbereitung - Grundlagen und Verfahren“
- GÖBEL, A.; THOMSEN, A.; MCARDELL, C. S.; JOSS, A. und GIGER, W. (2005): Occurrence and Sorption Behaviour of Sulfonamides, Macrolides and Trimethoprim in Activated Sludge Treatment, *Environ. Sci. Technol.*, vol. 39, no.11, pp. 3981 – 3989
- GRÜNEBAUM, T. (2011): Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen: Entwicklung von Konzeptionen und innovativen, kostengünstigen Reinigungsverfahren : Schlussbericht Phase 1 "Elimination von Arzneimittelrückständen in kommunalen Kläranlagen". Essen, 21.09.2011
- HERBST, H.; ANTE, S. (2010): Energiebedarf von Anlagen zur Mikroschadstoffentfernung. Zukunftsthema Energie-Siedlungswasserwirtschaft ist gefordert. Hg. v.G.z.U. Bochum.
- KAWAMURA, S. (1975): Design and Operation of High-Rate-Filters-part 2. *Journal AWWA* 67 , S 653-662
- KIENLE, H. v., BÄDER, E. (1980): Aktivkohle und ihre industrielle Anwendung, Enke-Verlag, Stuttgart
- KLUDIG, K.-H. (1971): Zur Rückspülung von Filtern. Veröffentlichungen des Bereichs und des Lehrstuhls für Wasserchemie der Universität Karlsruhe (TH) Heft 5, S. 241-257
- KLUDIG, K.H.; SCHÜRMAN, G. (1965): Ein Beitrag zur Rückspülung von Filteranlagen I; *gwf-Wasser/Abwasser* 106, S 371-378
- KOM-M.NRW. (2015): Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination. Hrsg.: ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW, Köln
- KRAMPE, L. (2015): Adsorptionsverhalten unterschiedlicher Aktivkohlen in Bezug auf ausgewählte organische Spurenstoffe bei der weitergehenden Abwasserreinigung. Bachelor-Thesis im Studiengang Prozess-, Energie-, und Umwelttechnik an der Hochschule Düsseldorf.
- LANUV-NRW (2012): Kläranlagenkataster für Nordrhein-Westfalen (NIKLAS-KOM), Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW, Datenstand 2012, Düsseldorf
- MERSMANN, P. (2003): Transport- und Sorptionsverhalten der Arzneimittelwirkstoffe Carbamazepin, Clofibrinsäure, Diclofenac, Ibuprofen und Propyphenazon in der

- wassergesättigten und -ungesättigten Zone. Berlin, Technische Universität Berlin, Institut für Angewandte Geowissenschaften. Dissertation. 2003 –  
Überprüfungsdatum 2015-07-26
- METZGER, S. (2010): Einsatz von Pulveraktivkohle zur weitergehenden Reinigung von kommunalem Abwasser, Dissertation, Oldenbourg Industrieverlag GmbH, München
- NAHRSTEDT, A., BURBAUM, H., KLAKE, A., BARNSCHIEDT, I., ALT, K., SÜRDER, T., FRITZSCHE, J. (2011): CSB- und Spurenstoffadsorption am Aktivkohlefestbett auf dem Verbandsklärwerk ‚Obere Lutter‘. Abschlussbericht, gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV)
- NAHRSTEDT, A., BURBAUM, H., MAUER, C., ALT, K., SÜRDER, T., FRITZSCHE, J. (2014): Der Einsatz von granulierter Aktivkohle auf dem Verbandsklärwerk ‚Obere Lutter‘. KA Korrespondenz Abwasser, Abfall, 61. Jahrgang Nr. 5, S. 408 - 426
- NIKULIN, K. (2014): Untersuchung des Einsatzes von Pulveraktivkohle zur Spurenstoffelimination im Überstand einer Flockungsfiltration mit Hilfe der dynamischen Simulation. Master-Thesis im Studiengang Umwelttechnik & Ressourcenmanagement an der Ruhr-Universität Bochum
- SONTHEIMER, H.; FRICK, B.; FETTIG, J.; HÖRNER, G.; HUBELE, C.; ZIMMER, G. (1985): Adsorptionsverfahren zur Wasserreinigung. Hrsg. DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-institut der Universität Karlsruhe (TH)
- STATISTISCHES BUNDESAMT (2009): Umwelt - Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung, Fachserie 19 Reihe 2.1, erschienen 2009, Datenstand 2007
- STETTER, D., RUDOW, H., NAHRSTEDT, A. (2012). "Spülbildkontrolle und Betriebsoptimierung bei der Enteisung und Entmanganung. bbr 63(11): 60-67.
- STOWA No. 17 (2007): Piron, J.P.H., Kruit, J., Segers, J.G., van Betuw, W.: Effluentnabehandeling op de RWZI Maasbommel (Praktijkonderzoek Nabehandelingstechnieken), Utrecht, Niederlande
- STOWA No. 27 (2010): Van Betuw, W., Ijpelaar, G.F., Hendriks, A.T.W.M.: Actievekoolfiltratie op afloop Nabezinktank (Demonstratieonderzoek op vier RWZI's), Amersfoort, Niederlande
- STOWA No. 34 (2009): Menkveld, H.W.H., Neef, R., Scherrenberg, S.M., Zijlstra, W., Postma, P., te Kloetze, A.M., de Danschutter, J., van den Dikkenberg, J.: 1-Step Filter als Effluentpolishings-Techniek (Pilotonderzoek RWZI Horstermeer), Utrecht, Niederlande

- 
- STOWA No. 35 (2012): Dekker, A., Zijlstra, W. (2012): Monitoring 1-Step Filter Horstermeer, Amersfoort, Niederlande
- UBA (2015a): Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer, Kurzbericht, Umweltbundesamt (Hrsg.), unter Mitarbeit von: T. Hillenbrand, F. Tettenborn, E. Menger-Krug, F. Marscheider-Weidemann, S., S. Toshovski, S. Kittlaus, S. Metzger, I. Tjoeng, P. I. Wermter, M. Kersting, C. Abegglen  
UBA Texte 86/2014
- UBA (2015b): Mikroverunreinigungen und Abwasserabgabe, Umweltbundesamt (Hrsg.), unter Mitarbeit von: E. Gawel, W. Köck, H. Schindlerg, R. Holländer, S. Lautenschläger, J. Schimpke, S. Seim, UBA Texte 26/2015
- W 213-ff.: Filtrationsverfahren zur Partikelentfernung, Teil 1 Allgemeines, Teil 2 Filtermaterialien, Teil 3 Schnellfiltration, DVGW-Arbeits- und Merkblätter, Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn.

## Abbildungsverzeichnis

Bild 1.1:	Prinzipskizze der drei untersuchten Verfahren.....	3
Bild 2.1:	Verfahrensschema zur PAK-Zugabe in ein Kontaktbecken mit Rückführung.....	7
Bild 2.2:	Verfahrensschema zur PAK-Zugabe im Zulauf eines Flockungsfilters.....	7
Bild 2.3:	Verfahrensschema zur PAK-Zugabe in die Biologie .....	7
Bild 3.1:	Kläranlage Buchenhofen mit Flockungsfiltration im Vordergrund .....	12
Bild 3.2:	Schematischer Verlauf des Adsorptionsprozesses (bei $c_0$ startende gestrichelte Linien) beim Ansatz von Isothermen und Ermittlung der Gleichgewichtskurve mittels der aus den jeweiligen Gleichgewichtskonzentrationen $c$ bilanzierten Gleichgewichtsbeladungen $q$ (Endpunkte).....	15
Bild 3.3:	CSB-Isothermen für den Ablauf der Nachklärung ( $c_0 = 23 \text{ mg/l}$ ) und für 5 verschiedene GAK.....	18
Bild 3.4:	Diclofenac-Adsorptionsisothermen der sechs untersuchen Aktivkohlen.....	22
Bild 3.5:	Carbamazepin –Adsorptionsisothermen der untersuchen Aktivkohlen.....	22
Bild 3.6:	Freundlich-Isothermen der sechs untersuchen Aktivkohlen für Diclofenac und Carbamazepin .....	24
Bild 3.7:	Diclofenac- Durchbruchskurven ( $c/c_0$ über BV) der sechs untersuchen Aktivkohlen.....	27
Bild 3.8:	Carbamazepin-Durchbruchskurven ( $c/c_0$ über BV) der sechs untersuchen Aktivkohlen.....	27
Bild 3.9:	Schema zur Filterschüttung, links Referenzfilter (Ausgangszustand) und rechts neue Schüttung im GAK- und nGAK-Filter .....	28
Bild 3.10:	Siebanalyse der frisch eingebauten GAK im Vergleich zu Anthrazit.....	29
Bild 3.11:	Entleerung und Neubefüllung einer Filterkammer: altes Filtermaterial wird abgesaugt (links), GAK mit Wasser eingespült (rechts) .....	30
Bild 3.12:	Rohrleitungen für die Beschickung des nachgeschalteten GAK-Filters mit Anschluss an bestehende Filtratleitung .....	31
Bild 3.13:	Installierte Kreiselpumpen zur Beschickung des nGAK-Filters.....	32
Bild 3.14:	Deckendurchführung der Beschickungsleitung zum nGAK-Filter .....	32
Bild 3.15:	Anpassungen des Spülprogramms: Spülphasen mit den dabei gewählten Spülgeschwindigkeiten (oben: Normalprogramm für Filter der Flockungsfiltration; unten: Spülprogramm der GAK-Adsorber).....	37
Bild 3.16:	Luftspülung.....	38
Bild 3.17:	Aufstauspülung.....	38
Bild 3.18:	Nachspülung (voll geöffnete Schlammwasserklappe).....	38
Bild 3.19:	Kontrolle des Materialverlustes über Schlammwasserklappe während der Nachspülung .....	38

Bild 3.20:	Flockungsfiltration der KA Buchenhofen mit PAK-Lagersilo und Dosiereinrichtung.....	39
Bild 3.21:	Steuerung der PAK-Dosierung. Links: Dosierte Fracht in Abhängigkeit der Wassermenge; Rechts: Kalibriergerade der Dosierschnecke mit Drehzahl in Abhängigkeit der Dosierfracht.....	40
Bild 3.22:	Skizze zur PAK-Dosierung in den Filterüberstand .....	40
Bild 3.23:	Fließbild mit Probenahme- und Messstellen .....	41
Bild 3.24:	Mess- und Probenahmestellen im Ablauf der VersuchsfILTER. (links: Trübungs- und UV-Vis-Sonden; rechts Probenehmer).....	41
Bild 3.25:	Ergebnisse des Konservierungstests (Probenvergleich).....	43
Bild 4.1:	Schema und Foto der temporär installierten Durchflussmessung .....	46
Bild 4.2:	Vergleich der Beschickungswassermengen der untersuchten Filterzellen .....	47
Bild 4.3:	Sollwert und messtechnisch ermittelter Abfluss je Filter.....	48
Bild 4.4:	Tagesgang der hydraulischen Kontaktzeit (Mittelwert über Versuchsdauer).....	49
Bild 4.5:	Tagesgang der CSB-Zulaufkraft (Mittelwert über Versuchsdauer) .....	49
Bild 4.6:	Anstieg der behandelten Bettvolumina während des Untersuchungszeitraums.....	50
Bild 4.7:	Berechnete Aktivkohle-Konzentrationen für GAK/nGAK-Filter im Vergleich zur gewählten PAK-Dosierung .....	51
Bild 4.8:	Gemessene Feststoff-Konzentrationen im Ablauf der Nachklärung .....	52
Bild 4.9:	Mittlere Feststoffbelastung und Filterbeladung bei Filterspülung im PAK-Filter und zum Vergleich im Referenzfilter .....	53
Bild 4.10:	Wochengang des Druckverlustes aller untersuchten Filter im Vergleich zur gesamten Durchflusswassermenge .....	54
Bild 4.11:	Trübung im Filtrat als Kontrolle des Feststoffrückhaltes, jeweils PAK-, GAK- und nGAK-Filtrat im Vergleich zum Referenzfilter .....	56
Bild 4.12:	Filtratkammern unterhalb des Düsenbodens, links: nGAK-Filter, rechts: PAK-Filter.....	57
Bild 4.13:	Gemessene Trübung im Zulauf/Überstand des PAK-Filters.....	58
Bild 4.14:	Defekte Dosierschnecke im ausgebauten Zustand .....	59
Bild 4.15:	Gemessene AFS- und Fe-Konzentration im Überstand des PAK-Filters.....	59
Bild 4.16:	Filterverhalten bei Mischwasser und Trockenwetter .....	60
Bild 4.17:	Prinzip der Intervalldosierung, gleiche Fracht in kürzerer Zeit.....	61
Bild 4.18:	Filterverhalten bei Intervalldosierung, links: Micheaudiagramm, rechts: berechnete Filterbeladung .....	62
Bild 4.19:	Filterverhalten bei Intervalldosierung mit automatischer Spülung bereits nach 12h, links: Micheaudiagramm, rechts: berechnete Filterbeladung .....	62
Bild 4.20:	Statistische Auswertung der Zulaufbelastung zur Flockungsfiltration.....	65
Bild 4.21:	Mittlere Reinigungsleistung der Filter in Bezug auf die Standardparameter.....	66

Bild 4.22:	Filterterter CSB, zeitlicher Verlauf der Elimination (durchgezogene Linie = gleitender Mittelwert aus n=4 Werten) .....	67
Bild 4.23:	Berechnete CSB-Beladung der VersuchsfILTER .....	69
Bild 4.24:	Beladung in Abhängigkeit der Dosiermenge, Vergleich der praktisch erzielten Beladung mit den Werten der Laborversuchen.....	70
Bild 4.25:	CSB-Konzentrationen im Ablauf (24h-MP), jeweils im Vergleich zum Referenzfilter (durchgezogene Linie = Schwellenwert Abwasserabgabe). .....	71
Bild 4.26:	Nach Größe sortierte Zulaufkonzentrationen der untersuchten Spurenstoffe .....	73
Bild 4.27:	Mittlere Elimination von Spurenstoffen in den VersuchsfILTERn als Mittelwert nach 18 Monaten Betrieb.....	74
Bild 4.28:	Zeitlicher Verlauf der Elimination von Spurenstoffen im nGAK-Filter.....	75
Bild 4.29:	Zeitlicher Verlauf der Elimination von Spurenstoffen im GAK-Filter.....	75
Bild 4.30:	Zeitlicher Verlauf der Elimination von Spurenstoffen in den GAK-FILTERn in Bezug zu den behandelten Bettvolumina.....	76
Bild 4.31:	Verlauf der Diclofenac-Elimination in den GAK-FILTERn mit Angabe der zugehörigen Zulaufkonzentration (Ablauf NK) und Kontaktzeit im Filterbett .....	77
Bild 4.32:	Diclofenac-Beladung, Vergleich Betriebsdaten mit Laborergebnissen .....	78
Bild 4.33:	Carbamazepin-Beladung, Vergleich Betriebsdaten mit Laborergebnissen.....	78
Bild 4.34:	Summenlinien der Ablaufkonzentrationen über den Versuchszeitraum .....	79
Bild 4.35:	Elimination der Spurenstoffe in Bezug auf den Zulauf zur biologischen Stufe, Mittel aus 6 Proben (72h-MP), die anteilig auf die Verfahrensstufen Aktivkohle, konventionelle Filtration, biologische Stufe verteilt wurden .....	82
Bild 4.36:	Elimination der Spurenstoffe in Bezug auf den Zulauf der Vorklärung .....	82
Bild 4.37:	Vergleich eines fortlaufend berechneten Mittelwertes mit den Messwerten .....	83
Bild 4.38:	Ausgleichsfunktion zur Beschreibung der Durchbruchkurve eines GAK-FILTERs (Entnommen aus Benstöm et al., 2014), .....	84
Bild 4.39:	Auf den Zulauf normierte Diclofenac-Ablaufkonzentration des GAK-FILTERs, Vergleich einer nichtlinearen Ausgleichsfunktion und einem Mittelwert.....	84
Bild 4.40:	Ausgleichsfunktionen der normierten Ablaufkonzentration verschiedener Referenzparameter für den GAK und nGAK-Filter im Vergleich.....	86
Bild 4.41:	Prinzipbild zum Verhalten mehrerer Filter, die versetzt erneuert werden .....	87
Bild 4.42:	Schema zur Überlagerung der auf den Zulauf normierten Ablaufkonzentration mehrerer Filter über die Ausgleichsfunktion.....	88
Bild 4.43:	Einfluss der Filteranzahl auf die Verbesserung der Standzeit bzw. BV eines Einzelfilters (maximale Bettvolumina für 80% Elimination bei X FILTERn) .....	88
Bild 4.44:	Rückführwege der Pulverkohle .....	89

---

Bild 4.45:	Ausschnitte aus dem Simulationsmodell zur PAK-Adsorption der Kläranlage Buchenhofen .....	90
Bild 4.46:	Kalibrierung der Adsorptionsparameter zum Abgleich der Simulationsergebnisse mit den Messwerten der DCF-Elimination .....	91
Bild 4.47:	Simulationsergebnisse: Gesamtelimination mit Aufteilung auf die Verfahrensbereiche der Kläranlage .....	91
Bild 4.48:	Übergangsphase von einer PAK-Dosierung ohne Rückführung zum Zustand mit Rückführung und Ausnutzung des Restadsorptionspotentials .....	92
Bild 4.49:	Diclofenac-Gesamtreinigungsleistung bei Veränderung der Dosiermenge .....	92
Bild 4.50:	Entnommener Bohrkern (40 x 4,5 cm) aus dem Filterbett .....	93
Bild 4.51:	Siebanalysen von Proben des nGAK-Filters nach Befüllung und ersten Spülungen am 29.09.2013 .....	94
Bild 4.52:	Siebanalysen von Proben des nGAK-Filters vom 29.04.2014 nach 6.714 BV im Vergleich zu denjenigen beim nGAK-Filterstart vom 29.09.2013 .....	95
Bild 4.53:	Beladung der unterschiedlichen Aktivkohleproben (Probenahme vom 16.09.2014) mit Halogenierten Kohlenwasserstoffen (HKW) .....	96
Bild 4.54:	Jodzahl der unterschiedlichen Aktivkohleproben (PN vom 16.09.2014) .....	97
Bild 4.55:	Mikroskopische Aufnahmen von Materialproben aus dem GAK- und nGAK-Filter .....	99
Bild 5.1:	Schema zur Ermittlung der notwendigen Reinigungsleistung der Adsorptionsstufe bei gegebener Abbauleistung in der Biologie und gewünschtem Gesamtwirkungsgrad der Kläranlage .....	101
Bild 5.2:	Schema zur Darstellung der gewählten Grundvarianten .....	105
Bild 6.1:	Ausbaukonzept GAK-Filter .....	106
Bild 6.2:	Ausbaukonzept nGAK-Filter .....	107
Bild 6.3:	Ausbaukonzept PAK-Filter .....	107
Bild 6.4:	Zusammenstellung der Kosten der 3 Verfahrensvarianten .....	113
Bild 6.5:	Jahreskosten in Abhängigkeit der Strompreise .....	114
Bild 6.6:	Jahreskosten in Abhängigkeit der Kohlepreise .....	115
Bild 6.7:	Jahreskosten in Abhängigkeit der Eliminationsleistung .....	116
Bild 6.8:	Spezifische Jahreskosten in Abhängigkeit der KA-Ausbaugröße .....	118
Bild 7.1:	Anzahl und Ausbaugröße vorhandener Flockungsfiltrationen in NRW .....	122

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1.1:	Leitsubstanzen für die Spurenstoffanalytik.....	4
Tabelle 2.1:	Zusammenfassung der Auslegungsparameter einer PAK-Adsorptionsstufe.....	8
Tabelle 3.1:	Kenndaten der Flockungsfiltration auf der Kläranlage Buchenhofen.....	12
Tabelle 3.2:	Spezifischen Daten der von den Herstellern empfohlenen GAK.....	17
Tabelle 3.3:	Ermittlung der spezifischen Kosten für die GAK.....	19
Tabelle 3.4:	Übersicht der Aktivkohlen für weitergehende Isothermenversuche.....	21
Tabelle 3.5:	Angepasste Freundlich-Parameter für die Diclofenac-Daten; Fehlerangabe der Durchbruchkurvenberechnungen.....	23
Tabelle 3.6:	Angepasste Freundlich-Parameter für die Carbamazepin-Daten; Fehlerangabe der Durchbruchkurvenberechnungen.....	23
Tabelle 3.7:	Zweck der Filterspülung (nach W213-3 und FIGAWA-Mitteilung Nr. 8).....	33
Tabelle 3.8:	Schrittkettenprogramm für die Spülung der GAK-Adsorber.....	36
Tabelle 3.9:	Analysenprogramm.....	42
Tabelle 3.10:	Zusammenfassung der Messstellen, Parameter und Anzahl der Daten.....	44
Tabelle 4.1:	Filtergeschwindigkeiten im Untersuchungszeitraum (1.11.13 – 1.5.15).....	48
Tabelle 4.2:	Belastung im Zulauf zur Filtration mit Standardabwasserparametern.....	65
Tabelle 4.3:	Auswertung der Spurenstoff-Messdaten im Zulauf zur Filtration.....	73
Tabelle 4.4:	Konzentrationen und mittlere Elimination der Spurenstoffe in den mechanisch biologischen Reinigungsstufen der Kläranlage Buchenhofen basierend auf 72h-MP.....	80
Tabelle 4.5:	Mittelwert der gemessenen Konzentrationen an verschiedenen Messstellen entlang des Wasserweges in der Kläranlage und den Abläufen der Versuchsfilter.....	81
Tabelle 4.6:	Durchgeführte Probenahme mit Angabe der zu diesem Zeitpunkt behandelten Bettvolumina und der weiteren Untersuchung.....	93
Tabelle 4.7:	Daten der originären GAK und nGAK-Proben vom 16.09.2014.....	95
Tabelle 4.8:	Vergleich der Analysendaten originärer und reaktivierter GAK- und nGAK-Mischproben vom 16.09.2014.....	96
Tabelle 4.9:	Analysendaten der gebrauchten GAK- und nGAK-Mischproben der Probenahme vom 20.01.2015.....	98
Tabelle 5.1:	Einfluss unterschiedlicher Abbruchkriterien auf die Bettvolumina bis zum Austausch des Filtermaterials (hier GAK-Filter).....	100
Tabelle 5.2:	Notwendige Reinigungsleistung der Adsorptionsstufe in Abhängigkeit des gewünschten Gesamtwirkungsgrades.....	101
Tabelle 5.3:	Stoffspezifische Elimination der PAK mit Skalierung durch höhere Reinigungsleistung bei Rückführung und veränderte Dosierung.....	102
Tabelle 5.4:	Erreichbare Bettvolumina bis zum Austausch des GAK-Filters zur Einhaltung der jeweiligen substanzspezifischen Reinigungsleistung.....	103

---

Tabelle 5.5: Erreichbare Bettvolumina bis zum Austausch des GAK-Filters zur Einhaltung der jeweiligen substanzspezifischen Reinigungsleistung.....	104
Tabelle 6.1: Kenndaten der Ausbaukonzepte.....	107
Tabelle 6.2: Übersicht Verbrauchsmittel und Jahreskosten.....	112
Tabelle 6.3: Investitionen und Jahreskosten in Abhängigkeit der Anlagengröße .....	118

---

## Anhang

<b>Anhang 1:</b>	<b>Investitionskosten der untersuchten Verfahren.....</b>	<b>137</b>
<b>Anhang 2:</b>	<b>Technische Daten.....</b>	<b>138</b>
<b>Anhang 3:</b>	<b>Jahreskosten .....</b>	<b>139</b>
<b>Anhang 4:</b>	<b>Kosten in Abhängigkeit der Anlagengröße .....</b>	<b>140</b>

**Anhang 1: Investitionskosten der untersuchten Verfahren**

<b>PAK Investitionskosten, netto</b>	<b>Maschinentechnik</b>	<b>Bautechnik</b>	<b>E/MSR-Technik</b>	<b>Summe</b>
Ausstattung Lager- und Dosiertechnik				
Dosieranlage einschl. A-Kohle Silo, V = 150 m <sup>3</sup> (n =1), Zellenradschleuse, reversierbarer Schnecke und 2 Waagen (2 Dosierstellen möglich)	450.000,00 €	60.000,00 €	100.000,00 €	610.000,00 €
FM-Lager- und Dosierstation (2 Behälter)	240.000,00 €	60.000,00 €	47.000,00 €	347.000,00 €
<b>Summe A1</b>	<b>690.000,00 €</b>	<b>120.000,00 €</b>	<b>147.000,00 €</b>	<b>957.000,00 €</b>
<b>Baunebenkosten</b>				
<b>20% der Kosten A1</b>	<b>138.000,00 €</b>	<b>24.000,00 €</b>	<b>29.400,00 €</b>	<b>191.400,00 €</b>
<b>Summe</b>	<b>828.000,00 €</b>	<b>144.000,00 €</b>	<b>176.400,00 €</b>	<b>1.148.400,00 €</b>

<b>nGAK Investitionskosten, netto</b>	<b>Maschinentechnik</b>	<b>Bautechnik</b>	<b>E/MSR-Technik</b>	<b>Summe</b>
Fördertechnik und Filtratwasserspeicher				
Spülwasser-/Filtratspeicher nGAK (220 m <sup>3</sup> )		480.000,00 €	40.000,00 €	520.000,00 €
Spülwasserpumpwerk inkl. Verrohrung	220.000,00 €	15.000,00 €	60.000,00 €	295.000,00 €
Zwischenpumpwerk inkl. Verrohrung	180.000,00 €	30.000,00 €	40.000,00 €	250.000,00 €
Spülprogramm			100.000,00 €	100.000,00 €
<b>Summe Baukosten</b>	<b>400.000,00 €</b>	<b>525.000,00 €</b>	<b>240.000,00 €</b>	<b>1.165.000,00 €</b>
<b>Baunebenkosten</b>				
<b>20% der Baukosten</b>	<b>80.000,00 €</b>	<b>105.000,00 €</b>	<b>48.000,00 €</b>	<b>233.000,00 €</b>
<b>Summe</b>	<b>480.000,00 €</b>	<b>630.000,00 €</b>	<b>288.000,00 €</b>	<b>1.398.000,00 €</b>

**Anhang 2: Technische Daten**

<b>Technische Daten</b>		<b>GAK</b>	<b>nGAK</b>	<b>PAK</b>
Anzahl Filterkammern	Stück	28	28	28
Fläche Einzelfilter	m <sup>2</sup>	60	60	60
<b>Betthöhe GAK / Überstauhöhe PAK</b>	<b>m</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>2,5</b>
Volumen Einzelfilter	m <sup>3</sup>	120	120	150
<b>max. Volumenstrom Filter QTW</b>	<b>l/s</b>	<b>1200</b>	<b>1200</b>	<b>1200</b>
	m <sup>3</sup> /h	4.320	4.320	4.320
Jahresabwassermenge	m <sup>3</sup> /a	47.110.000	47.110.000	47.110.000
80% Jahresabwassermenge	m <sup>3</sup> /a	37.688.000	37.688.000	37.688.000
<b>Adsorberbetrieb</b>				
<b>Anzahl Adsorberkammern</b>	<b>Stück</b>	<b>14</b>	<b>14</b>	<b>28</b>
Volumen Einzeladsorber	m <sup>3</sup>	120,0	120,0	150,0
Volumenstrom Adsorberstufe	m <sup>3</sup>	1.680	1.680	4.200
Behandelte Jahresabwassermenge (80%)	m <sup>3</sup> /a	37.688.000	37.688.000	37.688.000
maximaler Volumenstrom Einzelfilter	m <sup>3</sup> /h	309	309	154
maximale Filtergeschwindigkeit (bei TW)	m/h	5,1	5,1	2,6
Kontaktzeit (EBCT)	min	23	23	58
<b>Durchsatz bis Durchbruch</b>	<b>BV</b>	<b>22712</b>	<b>31247</b>	
Anzahl GAK-Wechsel je Jahr	Stück	13,8	10,1	
Filterstandzeit	Monate	12,2	16,6	
Durchsatz PAK	g/m <sup>3</sup>			15
Anzahl PAK-Anlieferungen je Jahr	Stück			28,3
Fällmitteleinsatz PAK	g/m <sup>3</sup>			4
Schlamm Entsorgung PAK (Annahme 1g/m <sup>3</sup> PAK entspricht 1 g TS/m <sup>3</sup> )	t/a			565,32
<b>Personaleinsatz</b>				
Personaleinsatz für GAK-Anlieferung/Abfuhr (5d je Wechselintervall)	d	69	51	
Personaleinsatz für PAK-Anlieferung/Abfuhr (1,5 d je Anlieferung)	d			42
Anlagenkontrolle "AK+" (im Mittel 2 Stunden je Werktag)	d	91	91	91
Zusätzlicher Aufwand PAK (Reinigung Silo, Instandhaltung Beschickung 5 h/Woche)	d			33
Probenahme (1h/d)	d	46	46	46
<b>Gesamt:</b>	<b>d</b>	<b>206</b>	<b>188</b>	<b>211</b>

## Anhang 3: Jahreskosten

Pos.	Kurztext	1. Verfahren: GAK	2. Verfahren: nGAK	3. Verfahren: PAK
		14 Filter GAK-Filter	14 Filter nGAK-Filter	28 Filter PAK-Filter
		14 Filter konv. Filter	14 Filter konv. Filter	
		€/a	€/a	€/a
<b>A</b>	<b>Investitionen</b>			
A1	Bautechnik	0	630.000	144.000
A2	Maschinentechnik	0	480.000	828.000
A3	EMSR-Technik	0	288.000	176.400
	<b>Kapitalkosten</b>			
	Nutzungsdauer Maschinentechnik in Jahren	15	15	15
	Nutzungsdauer Bautechnik 30 Jahre	30	30	30
	Nutzungsdauer EMSR-Technik 10 Jahre	10	10	10
	Zinssatz i	3%	3%	3%
	Kapitalwiedergewinnungsfaktor KFAKR (i;n)			
	Kapitalwiedergewinnungsfaktor Bau	0,05102	0,05102	0,05102
	Kapitalwiedergewinnungsfaktor Maschinentechnik	0,08377	0,08377	0,08377
	Kapitalwiedergewinnungsfaktor EMSR-Technik	0,11723	0,11723	0,11723
	Kapitalkosten Bau	0	32142	7347
	Kapitalkosten Maschinentechnik	0	40208	69359
	Kapitalkosten EMSR-Technik	0	33762	20679
	<b>Summe Kapitalkosten</b>	<b>0</b>	<b>106112</b>	<b>97385</b>
	<b>Betriebsgebundene Kosten</b>			
	Wartungs- und Instandhaltungskosten			
	1,0 %/a der Baukosten	0	6300	1440
	4,0 %/a der Kosten für technische Installationen	0	4800	8280
	2,0 %/a der Kosten für EMSR-Technik	0	2880	1764
	<b>Summe Wartungs-/Instandhaltungskosten</b>	<b>0</b>	<b>13980</b>	<b>11484</b>
<b>B 1</b>	<b>Personalkosten (inkl. Labor)</b>			
	Menge	0,93 1/a	0,85 1/a	0,96 1/a
	spez. Preis	65.000 €/a	65.000 €/a	65.000 €/a
		<b>60.753</b>	<b>55.435</b>	<b>62.378</b>
	<b>Gesamtsumme 1 Personalkosten:</b>	<b>60.753</b>	<b>55.435</b>	<b>62.378</b>
<b>B 2</b>	<b>Energiekosten</b>			
	<b>0,16 €/kWh</b>			
2.1	<b>Filtration</b>	Druckverlust	300 mbar	
	(nur bei zusätzlicher Abwasserförderung)	Menge	448.667 kWh/a	
	gegenüber derzeitigem Betrieb; entfällt bei GAK und PAK)	spez. Preis	0,16 €/kWh	
			<b>71.787</b>	
2.2	<b>Spülung Gesamtstufe</b>	Druckverlust		
	zusätzliche Spülungen gegenüber derzeitigem Betrieb	Energie/Spülg.	27,0 kWh/Spülg.	27,0 kWh/Spülg.
		Anzahl Spülg.	10.220 1/a	10.220 1/a
		spez. Preis	0,16 €/kWh	0,16 €/kWh
			<b>44.150</b>	<b>44.150</b>
2.3	<b>Umwälzung Filterüberstand</b>	Energie Rührwerke		0 kWh/a
		spez. Preis		0,16 €/kWh
				<b>0,00</b>
	<b>Gesamtsumme 2 Energiekosten:</b>	<b>44.150</b>	<b>97.007</b>	<b>44.150</b>
<b>B 3</b>	<b>Verbrauchsmittel</b>			
3.1	<b>GAK</b>	Menge	580 t/a	t/a
		spez. Preis	1.030 €/t	€/t
	<b>Rücknahme beladene GAK</b>	Anzahl Filterwechsel	13,8	10,1
		Transportkosten	5.000 €/Wechsel	5.000 €/Wechsel
3.2a	<b>PAK</b>	Menge		565 t/a
		spez. Preis		1.450 €/t
3.2b	<b>Schlammensorgung PAK</b>	Menge		565 t/a
		spez. Preis		250 €/t
3.3	<b>Fällmittel</b>	Menge		151 t/a
		spez. Preis		1.500 €/t
			<b>666.400</b>	<b>487.220</b>
	<b>Gesamtsumme 3 Verbrauchsmittel:</b>	<b>666.400</b>	<b>487.220</b>	<b>1.186.628</b>
<b>1</b>	<b>Gesamtsumme Kapitalkosten</b>	<b>0</b>	<b>106.112</b>	<b>97.385</b>
<b>2</b>	<b>Gesamtsumme Betriebsgebundenen Kosten</b>	<b>0</b>	<b>13.980</b>	<b>11.484</b>
<b>3</b>	<b>Gesamtsumme Personalkosten</b>	<b>60.753</b>	<b>55.435</b>	<b>62.378</b>
<b>4</b>	<b>Gesamtsumme Energiekosten</b>	<b>44.150</b>	<b>97.007</b>	<b>44.150</b>
<b>5</b>	<b>Gesamtsumme Verbrauchsmittel</b>	<b>666.400</b>	<b>487.220</b>	<b>1.186.628</b>
	<b>Jahreskosten netto</b>	<b>€ 771.303</b>	<b>€ 759.754</b>	<b>€ 1.402.025</b>
	<b>+ 19 % MwSt.</b>	<b>€ 146.548</b>	<b>€ 144.353</b>	<b>€ 266.385</b>
	<b>Jahreskosten brutto</b>	<b>€ 917.851</b>	<b>€ 904.107</b>	<b>€ 1.668.410</b>
	<b>spez.Kosten:</b>	<b>€/m³ 0,024</b>	<b>€/m³ 0,024</b>	<b>€/m³ 0,044</b>

## Anhang 4: Kosten in Abhängigkeit der Anlagengröße

Abwassermengen und Filteranzahl (Bestand)						
Ausbaugröße	JAM (mit 150 l/E/d <sup>1,5</sup> )	Behandelte Wassermenge (80%JAM)	XQmax	Qt,2h,max	A <sub>fil,erf</sub>	Filteranzahl
EW	[m³/a]	[m³/a]	[h/d]	[m³/h]	[m²]	[-]
10.000	821.250	657.000	14	163	22	4
50.000	4.106.250	3.285.000	17	679	91	6
200.000	16.425.000	13.140.000	18	2.500	333	12

PAK			10% v. Invest	0,01€/m³/a			2000 € bzw. 1450€/t			
Ausbaugröße	Anzahl PAK- Filter (Nutzung Bestand)	Investkosten PAK- Dosierung	Kapital- kosten	Betriebs- kosten ohne Kohle	Filtervolumen	Dosierrate	Dosiermenge	Kosten Kohle	Jahreskosten geschätzt	spez. Jahreskosten geschätzt
EW	[-]	€	€/a	€/a	[m³]	[g/m³]	[t/a]	€/a	€/a	€/m³
10.000	4	360.000	36.000	8.213	44	15	9,86	19.710	63.923	0,097
50.000	6	950.000	95.000	41.063	182	15	49,28	71.449	207.511	0,063
200.000	12	1.080.000	108.000	164.250	666	15	197,10	285.795	558.045	0,042

GAK			10% v. Invest	0,01€/m³/a				1030 €/t		
Ausbaugröße	Anzahl GAK- Filter (Nutzung Bestand)	Invest- kosten	Kapital- kosten	Betriebs- kosten ohne Kohle	Filtervolumen	Bettvolumina	Anzahl Filterwechsel	Kosten Kohle	Jahreskosten geschätzt	spez. Jahreskosten geschätzt
EW	[-]	€	€/a	€/a	[m³]		[1/a]	€/a	€/a	€/m³
10.000	4	0	0	8.213	43	13.685	4,42	17.307	25.520	0,039
50.000	6	0	0	41.063	181	14.670	7,41	80.725	121.788	0,037
200.000	12	0	0	164.250	667	15.807	14,96	299.675	463.925	0,035

nGAK			10% v. Invest	0,01€/m³/a				1030€/t		
Ausbaugröße	Benötigte (zusätzliche) nGAK-Filter	Invest- kosten	Kapital- kosten	Betriebs- kosten ohne Kohle	Filtervolumen	Bettvolumina	Anzahl Filterwechsel	Kosten Kohle	Jahreskosten geschätzt	spez. Jahreskosten geschätzt
EW	[-]	€	€/a	€/a	[m³]		[1/a]	€/a	€/a	€/m³
10.000	4	1.100.000	110.000	8.213	22	18.526	6,45	12.785	130.997	0,199
50.000	6	1.820.000	182.000	41.063	91	19.858	10,91	59.636	282.698	0,086
200.000	12	4.995.000	499.500	164.250	333	21.396	22,13	221.395	885.145	0,067