

Gemeinde Blankenheim

**Machbarkeitsstudie
zur Integration einer 4. Reinigungs-
stufe auf den Kläranlagen
Blankenheim und Freilingen**

Abschlussbericht

09/2020



Impressum

Auftraggeber Gemeinde Blankenheim
Rathausplatz 16
53945 Blankenheim

Bearbeitung Ingenieurbüro
H. Berg & Partner GmbH



Gewerbepark Brand 48
52078 Aachen
Tel.: 0241 / 94623 - 0

info@bueroberg.de
www.bueroberg.de

Dipl.-Ing. Jürgen Neuß

Wupperverbandsgesellschaft
für integrale Wasserwirtschaft mbH



Untere Lichtenplatzer Straße 100
42289 Wuppertal
Tel.: 0202 / 583 - 0

info@wiwmbh.de
www.wiwmbh.de

Dr.-Ing. Gerd Kolisch
Dr.-Ing. Katrin Krebber
Angela Cech, M. Sc.

Inhaltsverzeichnis

Impressum	I
Inhaltsverzeichnis	II
1 Einleitung	1
1.1 Ausgangssituation und Ziel	1
1.2 Mikroschadstoffe im Wasserkreislauf	2
2 Spurenstoffelimination auf den Kläranlagen Blankenheim und Freilingen	4
2.1 Rechtliche Rahmenbedingungen und Qualitätskriterien	4
2.2 Priorisierung des Ausbaus	5
2.3 Beurteilung für die Kläranlagen Blankenheim und Freilingen	6
2.3.1 Einleitstelle und Vorfluter	6
2.3.2 Spurenstoffscreening	9
3 Stand der Forschung und Technik zur Mikroschadstoffelimination	12
3.1 Adsorption	13
3.1.1 Grundbegriffe, Funktionsprinzip und Bemessungsparameter	13
3.1.2 Charakterisierung des Adsorptionsverhaltens	14
3.1.3 Granulierte Aktivkohle (GAK)	16
3.1.4 Pulverförmige Aktivkohle (PAK)	20
3.2 Ozonung	24
3.2.1 Grundbegriffe, Funktionsprinzip und Bemessungsparameter	24
3.2.2 Advanced Oxidation Process (AOP)	27
3.3 Retentionsbodenfilter	28
4 Kläranlage Blankenheim	36
4.1 Beschreibung	36
4.2 Ermittlung der Anschlussgröße	38
4.3 Bemessungsparameter für die 4. Reinigungsstufe	39
4.4 Auswertung des Spurenstoff-Screenings	42
5 Technische Anlagenkonzepte für die KA Blankenheim	46
5.1 Auslegungswassermenge	46
5.2 Auswahl geeigneter Verfahren für die KA Blankenheim	50
5.2.1 Kriterien zur Verfahrensauswahl	50
5.2.2 Örtliche Randbedingungen und Bauflächen auf der KA Blankenheim	51
5.2.3 Verfahrensauswahl	53
5.3 V1: Ozonung mit Nachbehandlung im vorhandenen Sandfilter	54
5.3.1 Dimensionierung	54
5.3.2 Ausführungskonzept	56
5.3.3 Diskussion Variante 1 - Ozonung und Nachbehandlung im Sandfilter	57
5.4 V2: Umbau der DynaSand-Filter in kontinuierliche GAK-Filter	58
5.4.1 Dimensionierung	58
5.4.2 Ausführungskonzept	60
5.4.3 Diskussion Variante 2 - Umbau Dyna-Sand®-Filtration	61

6	Kostenschätzung KA Blankenheim	62
6.1	Investitionskosten	62
6.2	Betriebskosten	63
6.3	Jahreskosten	64
6.4	Projektübergreifender Kostenvergleich	65
7	Variantenvergleich und Verfahrensempfehlung für die KA Blankenheim.....	67
7.1	Variantenvergleich	67
7.2	Bewertung und Verfahrensempfehlung	68
8	Kläranlage Freilingen	70
8.1	Beschreibung	70
8.2	Ermittlung der Anschlussgröße	72
8.3	Auslegungsparameter für eine 4. Reinigungsstufe	73
8.4	Auswertung des Spurenstoff-Screenings – KA Freilingen	75
9	Lösungsvarianten KA Freilingen.....	78
9.1	Auslegungswassermenge	78
9.2	Auswahl geeigneter Verfahren für die KA Freilingen	82
9.2.1	Kriterien zur Verfahrensauswahl	82
9.2.2	Örtliche Randbedingungen und Bauflächen auf der KA Freilingen	82
9.2.3	Verfahrensauswahl	83
9.3	V1: Bau von GAK Druckfiltern	85
9.3.1	Dimensionierung	85
9.3.2	Ausführungskonzept	86
9.3.3	Diskussion Variante 1 - GAK-Druckfilter	87
9.4	PAK-Dosierung ins Belebungsbecken und Tuchfiltration	88
9.4.1	Dimensionierung	89
9.4.2	Ausführungskonzept	90
9.4.3	Diskussion Variante 2 – PAK-Dosierung in die Belebung	91
10	Kostenschätzung KA Freilingen.....	93
10.1	Investitionskosten	93
10.2	Betriebskosten	94
10.3	Jahreskosten	95
10.4	Projektübergreifender Kostenvergleich	96
11	Variantenvergleich und Verfahrensempfehlung für die KA Freilingen.....	98
11.1	Variantenvergleich	98
11.2	Bewertung und Verfahrensempfehlung	99
12	Zusammenfassung und Fazit	101
13	Unterzeichnung	102
	Abbildungsverzeichnis	104
	Tabellenverzeichnis	108
	Literaturverzeichnis	110
	Anhang.....	115

1 Einleitung

1.1 Ausgangssituation und Ziel

Die Gemeinde Blankenheim betreiben u. A: die Kläranlage Blankenheim mit einer Ausbaugröße von 4.500 EW und die Kläranlage Freilingen mit einer Ausbaugröße von 2.300 EW. Die Kläranlagen bestehen jeweils aus einer mechanischen Reinigungsstufe (Rechen- und Sandfang), einer biologischen Reinigungsstufe mit simultaner aerober Schlammstabilisierung und einem Nachklärbecken. Auf der Kläranlage Blankenheim wird das gereinigte Abwassers zusätzlich über einen Sandfilter geleitet. Auf beiden Anlagen befinden sich zudem Möglichkeiten zur Schlamm-speicherung (Schlammstapelbehälter).

Aufgrund der bestehenden Problematik der nachweisbaren Spurenstoffe in Gewässern wird derzeit sowohl in der Öffentlichkeit als auch in der Fachwelt eine intensive Diskussion zur Notwendigkeit einer weitergehenden Spurenstoffelimination geführt.

Ziel der vorliegenden Studie ist es, die Möglichkeiten der Spurenstoffelimination auf der Kläranlage Blankenheim unter Berücksichtigung der vorhandenen Bausubstanz zu überprüfen und eventuell erforderliche Erweiterungen / Modifikationsmaßnahmen abzuschätzen.

Bei den möglichen Verfahrensvarianten einer 4. Reinigungsstufe besteht insbesondere vor dem Hintergrund der Wirtschaftlichkeit ein erhebliches Potential in der Umnutzung vorhandener Bausubstanz. So könnte die Sandfiltration durch den Einsatz von pulverförmiger oder granulierter Aktivkohle zur 4. Reinigungsstufe ertüchtigt oder als Nachbehandlungsstufe bei einer Ozonung genutzt werden. Bei der Umsetzung sind jedoch einige Randbedingungen, wie die Leistungsfähigkeit der Nachklärung, mögliche örtliche Restriktionen und insbesondere die Abwasserzusammensetzung zu berücksichtigen.

Im Auftrag der Gemeinde Blankenheim hat die WiW mbH im Unterauftrag des IB Berg, Aachen daher die vorliegende Studie zur Integration einer Spurenstoffelimination auf der Kläranlage Blankenheim durchgeführt. Der Bericht umfasst eine Machbarkeitsstudie zur Integration einer 4. Reinigungsstufe mit den folgenden Teilen:

- Beschreibung der Kläranlagensituation
- Beschreibung des aktuellen Wissensstands zu Mikroschadstoffen
- Auswertung eines Sondermessprogramms zur Bewertung der Spurenstoffbelastung
- Auswertung der Betriebsdaten zur Ermittlung einer Bemessungswassermenge
- Auslegung und Dimensionierung von zwei Verfahrensvarianten
- Variantenvergleich und Ermittlung einer Vorzugsvariante

1.2 Mikroschadstoffe im Wasserkreislauf

Begriffsdefinition

Als Mikroschadstoffe werden organische oder synthetische organische Substanzen bezeichnet, die im Mikro- und Nanogrammbereich pro Liter in den Wasserkörpern nachgewiesen werden können und teilweise bereits in diesen sehr niedrigen Konzentrationen nachhaltige Wirkungen auf die aquatischen Ökosysteme haben (u. a. Bergmann und Götz, 2013; UBA 2015). Bei diesen Stoffen handelt es sich um Arzneimittelwirkstoffe, synthetische Hormone, Geruchsstoffe, Pestizide (Pflanzenschutzmittel und sonstige Biozide) sowie mineralische Brenn- und Treibstoffe.

Eintragspfade

Der Stoffeintrag von Mikroschadstoffen in die Gewässer erfolgt aufgrund der großen Stoffvielfalt parallel über mehrere Eintragspfade (vgl. Bild 1.1). Diese unterteilen sich als punktförmige und diffuse Quellen in die folgenden Teilbereiche:

- Regenentlastung, lecke Kanalnetze
- Landwirtschaft (Wirtschaftsdünger, Pestizideinsatz)
- Kläranlagenabläufe (Siedlungsgebiete)
- Sickerwasser von Deponien oder Altlasten

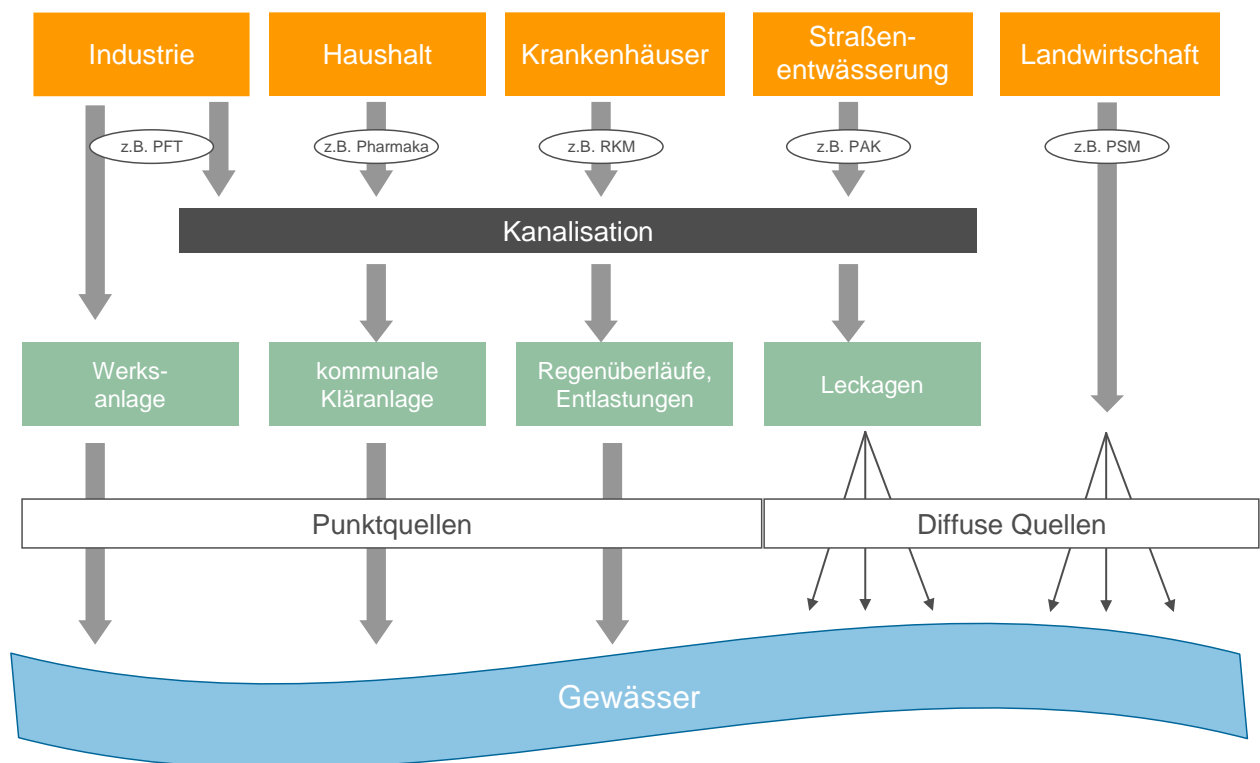


Bild 1.1: Eintragspfade für Mikroschadstoffe

Elimination von Mikroschadstoffen bei konventioneller Abwasserreinigung

Bereits in den bestehenden Reinigungsstufen einer Kläranlage kommt es zu einer teilweisen Elimination von Mikroschadstoffen durch Verflüchtigung (Strippung), biochemischen Abbau und Sorption an Partikel oder Belebtschlamm. Ein hohes Schlammalter in der biologischen Stufe, eine Kaskadierung und damit ein hoher Konzentrationsgradient sowie eine möglichst weitgehende Suspensaentnahme, beispielsweise durch eine Filtrationsstufe, wirken sich positiv auf eine Spurenstoffelimination aus (Bode et al., 2010). Für eine deutliche Reduzierung der Einträge aller relevanten Substanzen reichen diese Entnahmeleistungen der konventionellen Abwasserbehandlung jedoch nicht aus (vgl. Bild 1.2).

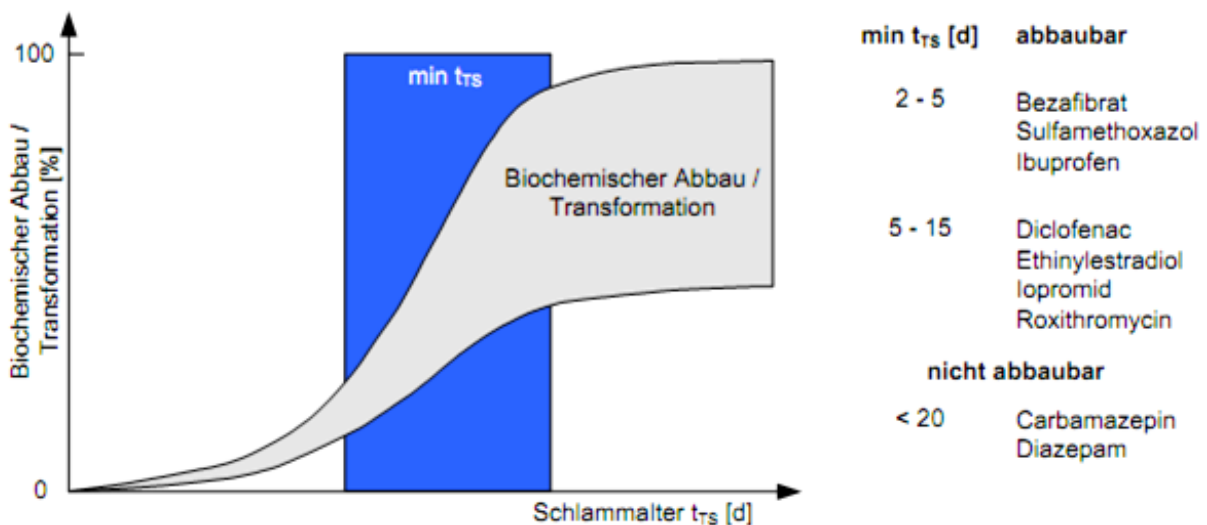


Bild 1.2: Abbau in Abhängigkeit des Schlammalters (Pinnekamp et al., 2012)

Maßnahmen zur Reduzierung der Stoffeinträge in die Gewässer

Mehrere Studien weisen Kläranlagen als Haupteintragspfad für viele Mikroschadstoffe aus, da insbesondere Humanpharmaka durch ihre häusliche Anwendung sowie eine Vielzahl von Bioziden durch die Verwendung im Fassadenbau und auf privaten Verkehrsflächen abwasserbütig sind. Eine erweiterte Reinigungsstufe auf den Kläranlagen bietet sich aus diesem Grund zwar als „End-of-pipe“-Maßnahme grundsätzlich an, im Sinne einer effizienten Reduzierung der Stofffrachten wird jedoch vielfach darauf hingewiesen, dass auch dezentrale und quellenorientierte Maßnahmen zu berücksichtigen sind (UBA, 2015). Auf die verfahrenstechnischen Möglichkeiten zur erweiterten Abwasserreinigung wird explizit in Kapitel 2 eingegangen, da diese technischen Ansätze Fokus der vorliegenden Studie sind.

2 Spurenstoffelimination auf den Kläranlagen Blankenheim und Freilingen

2.1 Rechtliche Rahmenbedingungen und Qualitätskriterien

Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) bzw. die Tochterrichtlinie 2013/39/EU listet prioritäre Stoffe auf, deren Einleitung schrittweise reduziert werden muss. Um einen guten chemischen Zustand eines Oberflächengewässers zu erreichen, darf u.a. keiner dieser Stoffe die für ihn festgelegte Umweltqualitätsnorm (UQN) überschreiten.

Arzneimittelwirkstoffe sind noch nicht in regulären Überwachungsprogrammen nach der WRRL oder der nationalen Oberflächengewässerverordnung (OGewV) enthalten und stehen nicht auf der Liste der prioritären Stoffe. Der chemische Zustand eines Gewässers gibt daher keinen Aufschluss über eine Belastung mit Arzneimittelwirkstoffen.

Die europäische Kommission erstellt jedoch eine Beobachtungsliste von Stoffen für eine unionsweite Überwachung, auf der sich unter anderem Arzneimittelwirkstoffe befinden. Das bedeutet, dass diese systematisch an Messstellen in ganz Europa erfasst werden, um ein repräsentatives Bild der Umweltbelastung durch diese Wirkstoffe zu bekommen. Diese EU Watch List trägt dazu bei, den Handlungsbedarf für die Aufnahme der Wirkstoffe in die Liste der prioritären Stoffe zu ermitteln (UBA, 2018).

Die Antibiotika Amoxicillin und Ciprofloxacin, die Hormone 17 α -Ethinylestradiol und 17 β -Estradiol sowie drei Makrolid-Antibiotika (Erythromycin, Clarithromycin und Azithromycin) stehen gemäß Durchführungsbeschluss (EU) 2018/840 u.a. auf der aktuellen EU Watch List.

Die EU Watch List wird alle zwei Jahre aktualisiert, ein Stoff darf maximal vier Jahre auf der Liste bleiben (UBA, 2019). Das Schmerzmittel Diclofenac stand auf der ersten EU Watch List. Hierfür liegen nun ausreichend Überwachungsdaten für das Priorisierungsverfahren der WRRL vor.

Die Aktivitäten im Umweltausschuss des Europäischen Parlaments verdeutlichen die Relevanz der Reduzierung von Einträgen an Arzneimittelwirkstoffen in Gewässer und lassen darauf schließen, dass die 4. Reinigungsstufe zukünftig Pflicht werden könnte.

Die Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen im Hinblick auf die Elimination von anthropogenen Spurenstoffen ist in Deutschland, insbesondere in Baden-Württemberg und Nordrhein-Westfalen, bereits auf einigen Anlagen umgesetzt. In der Schweiz wird eine landesweite Einführung vorbereitet.

2.2 Priorisierung des Ausbaus

In der 2. Phase des Stakeholder-Dialoges „Spurenstoffstrategie des Bundes“ zur Umsetzung von Maßnahmen für die Reduktion von Spurenstoffeinträgen in die Gewässer (BMU/UBA, 2019) wurde ein Orientierungsrahmen erarbeitet, der Hinweise gibt, auf welchen Kläranlagen eine weitergehende Abwasserbehandlung ein wichtiger Baustein zur Reduzierung der Gewässerbelastung mit relevanten Spurenstoffen ist. Kriterien für begründete Fälle sind beispielsweise die Belastungssituation der Gewässer, die Empfindlichkeit der Gewässer und die Nutzungsanforderungen. Aufschluss über die Gewässerbelastung geben z.B. Monitoring-Ergebnisse oder der Abwasseranteil im Gewässer. Einen allgemeingültigen Ansatz zur Herleitung eines entscheidungsrelevanten Abwasseranteils in einem Gewässersystem sowie an der jeweiligen Einleitungsstelle gibt es derzeit jedoch nicht.

Im Arbeitspapier „Spurenstoffelimination auf kommunalen Kläranlagen in Baden-Württemberg“ (UM Baden-Württemberg, 2018) werden ebenfalls Kriterien für eine Priorisierung von Maßnahmen vorgeschlagen. Hier wird als eindeutiges Kriterium für den Ausbau der Fall genannt, dass in ein Gewässer eingeleitet wird, bei dem der Abwasseranteil im Abstrom der Kläranlage bei MNQ größer als die Hälfte (50 %) des Gesamtabflusses ist. Als Kriterium zur Einzelfallprüfung wird hier ein Abwasseranteil bei MNQ größer als ein Drittel genannt (33 %). Ausnahmen seien hierbei jedoch KA der Größenklasse 1 bis 3, bei denen aus Effizienzgründen bis auf weiteres kein Ausbau erforderlich sei.

Kriterien zur Prüfung einer weitergehenden Abwasserbehandlung bezüglich der Schutzbedürftigkeit des Gewässers und der Nutzungsanforderungen betreffen nach BMU/UBA (2019) insbesondere:

- Trinkwasserversorgung
- Ökologie des Gewässers oder Gewässer in ökologisch sensiblen Gebieten
- Nutzungsanforderungen wie z.B. Fischerei oder Brauchwassernutzung

In Bezug auf die Kosten sind Aspekte wie die Größe (Skaleneffekt), der Zustand ((Re-)Investitionsbedarf) und bauliche Voraussetzungen zu beachten.

Inwieweit die betrachtete Kläranlage im Kontext der Kläranlagen eines Gewässersystems und weiterer Belastungsquellen von Bedeutung hinsichtlich der Gewässerbelastung mit relevanten Spurenstoffen ist, ist nach BMU/UBA (2019) zu prüfen.

Bezogen auf die Spurenstofffracht, besteht auf großen Kläranlagen ein höheres Eliminationspotential. Wird jedoch ein qualitätsbezogener Ansatz verfolgt, erreichen Maßnahmen auf einer kleinen Kläranlage im Oberlauf eines Gewässersystems eine Verbesserung für viele Fließkilometer.

2.3 Beurteilung für die Kläranlagen Blankenheim und Freilingen

Die Beurteilung der Belastungssituation des Gewässers erfolgt über die Monitoring-Ergebnisse und den Abwasseranteil im Gewässer. Aus dem Spurenstoff-Screening geht hervor, dass einige der in die Mikroschadstoffe wie die Antibiotika Sulfamethoxazol und Ciprofloxacin oder auch Humanpharmaka (z. B. Ibuprofen) bereits bis zu 94 % in der Biologie der Kläranlagen Blankenheim und Freilingen abgebaut werden (Bild 4.6). Im Vergleich liegen die Spurenstoff-Konzentrationen im Ablauf der KA Blankenheim unter den Literaturwerten (Bild 4.5). Auch die Spurenstoff-Konzentrationen im Ablauf der KA Freilingen sind nahezu alle geringer als die Vergleichswerte (Bild 8.4). Lediglich die Ibuprofen-Konzentration liegt im Bereich der Vergleichswerte.

2.3.1 Einleitstelle

Das gereinigte Abwasser der KA Blankenheim wird in die Ahr, einen Nebenfluss des Rheins, eingeleitet. Das gereinigte Abwasser der KA Freilingen wird zunächst in den Weiler- bzw. Mühlenbach eingeleitet und gelangt anschließend in die Ahr. Die Quelle der Ahr liegt im Ort Blankenheim.

An der Einleitstelle liegt der berechnete reg_MNQ bei $0,03976 \text{ m}^3/\text{s}$ (elwasweb.nrw.de) entsprechend $3.435,3 \text{ m}^3/\text{d}$. Der mittlere Trockenwetterabfluss der Kläranlage $Q_{T,d,aM}$ (ermittelt nach 21-Tage-Minimum) liegt für die Jahre 2016 bis 2018 bei $921 \text{ m}^3/\text{d}$. Somit liegt der Schmutzwasseranteil in der Ahr im Niedrigwasserabfluss bei rund 24 %. Der mittlere Trockenwetterabfluss der KA Freilingen beträgt $550 \text{ m}^3/\text{d}$ und entspricht damit 16 % des berechneten Gewässerabflusses der Ahr (reg_MNQ).

Demnach liegt weder ein eindeutiges Kriterium noch ein Kriterium zur Einzelfallprüfung nach UM Baden-Württemberg (2018) vor. Eine hohe Schutzbedürftigkeit des Gewässersystems aufgrund von Ökologie, Trinkwassergewinnung oder Nutzungsanforderungen ist ebenfalls nicht gegeben. Dennoch sollte unter Berücksichtigung ökonomischer Aspekte nach dem Vorsorgeprinzip gehandelt werden, d. h. zum einen Risiken bei unvollständigem Wissen über Art und Ausmaß von Umweltschäden oder -gefahren vorbeugend zu vermeiden (Risikovorsorge) und zum anderen mit den natürlichen Ressourcen wie Wasser und Boden schonend und nachhaltig umzugehen (Ressourcenvorsorge) (BMU/UBA, 2019).

2.3.2 Vorfluter

Die Planungseinheit Ahr (PE_AHR_1700) mit einer Größe von 217 km^2 umfasst das gesamte nordrhein-westfälische Einzugsgebiet der Ahr von der Quelle in Blankenheim bis zur Landesgrenze zwischen Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz.

Im Oberlauf (Wasserkörper_ID 2718_73956) weist die Ahr aufgrund der Naturnähe und des Strukturreichtums des Gewässers einen guten Fischbestand auf. Der ökologische Zustand nach WRRL wurde im 3. Monitoringzyklus (2012 – 2014) als „gut“ eingestuft. Der chemische Zustand nach WRRL im 3. Monitoringzyklus (2012 – 2014) ist ohne Berücksichtigung von ubiquitären Stoffen als „gut“ einzuordnen. Die KA Blankenheim liegt oberhalb des im Rahmen des Monitorings bewerteten Wasserkörpers. Es ist somit ersichtlich, dass trotz der KA-Einleitung ein guter ökologischer Zustand des Gewässers erreicht wird.

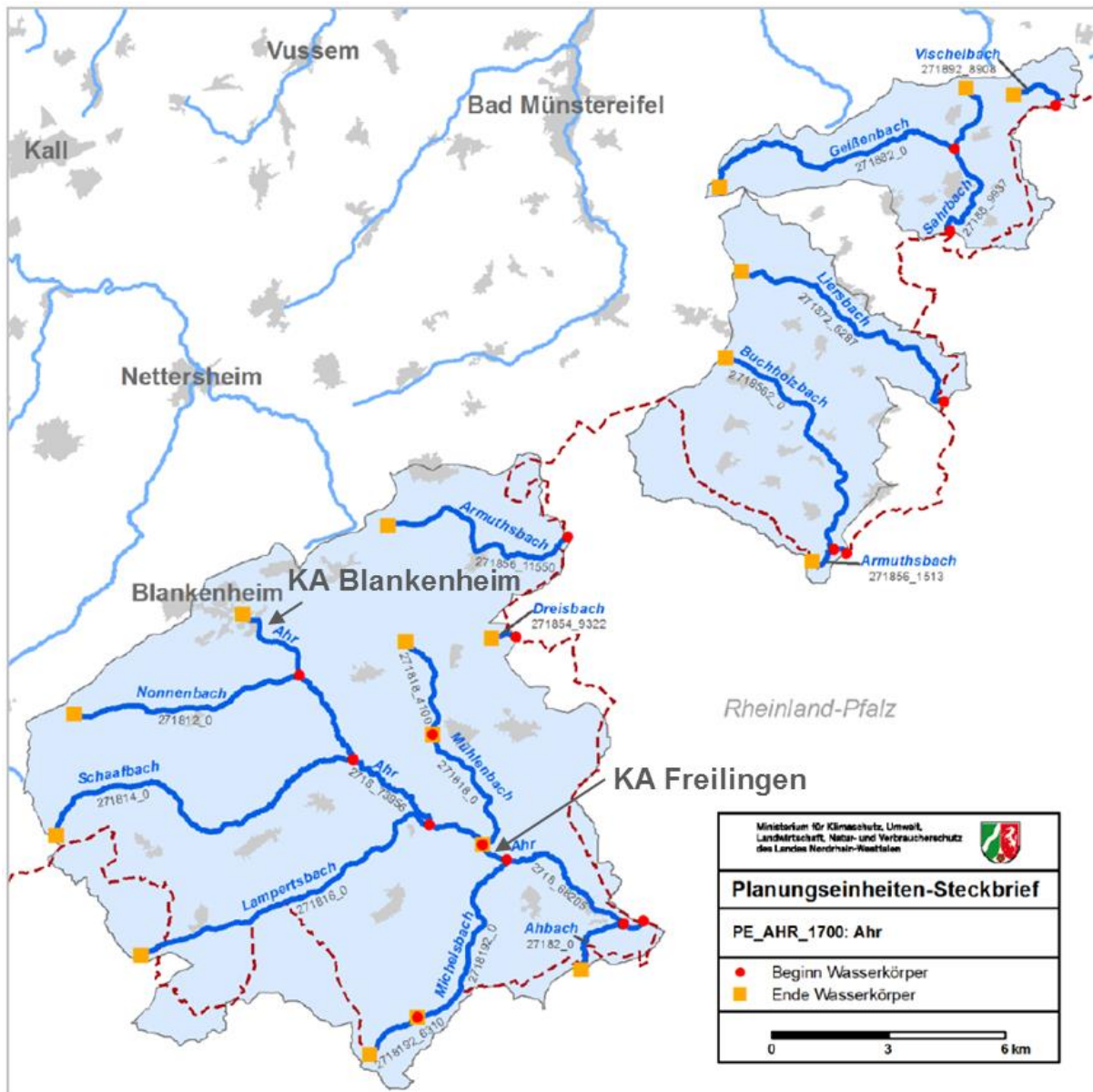


Bild 2.1: Oberflächenwasserkörper in der Planungseinheit PE_AHR_1700 (Bestandsaufnahme NRW 2013 - Steckbriefe der Planungseinheiten im Teileinzugsgebiet Mittelrhein/Mosel NRW)

Planungseinheit	PE AHR 1700		PE AHR 1700	
Wasserkörper-ID	2718_68205		2718_73956 ¹	
Gewässername	Ahr		Ahr	
Wasserkörperbezeichnung	Rheinland-Pfalz bis Blankenheim		Blankenheim	
LAWA-Fließgewässertyp	9.1		7	
Trinkwassergewinnung	nein		nein	
Wasserkörperausweisung	natürlich - NWB		natürlich - NWB	
HMWB-Fallgruppe				
Monitoringzyklus	2	3	2	3
Ökologischer Zustand	mäßig	mäßig	mäßig	gut
MZB Saprobie	sehr gut	sehr gut	sehr gut	sehr gut
MZB Allgemeine Degradation	sehr gut	sehr gut	sehr gut	sehr gut
MZB Versauerung		nicht rel.		nicht rel.
MZB Gesamt	sehr gut	sehr gut	sehr gut	sehr gut
Fische	mäßig	mäßig	gut	gut
Makrophyten (PHYLIB)	mäßig	sehr gut	sehr gut	sehr gut
Makrophyten (NRW)	mäßig	gut	gut	gut
Phytobenthos (Diatomeen)	gut	mäßig	mäßig	gut
Phytobenthos o. Diatomeen		gut		gut
Phytoplankton	nicht rel.	nicht rel.	nicht rel.	nicht rel.
Ökologisches Potenzial	nicht rel.	nicht rel.	nicht rel.	nicht rel.
MZB Allgemeine Degradation	nicht rel.	nicht rel.	nicht rel.	nicht rel.
MZB Gesamt	nicht rel.	nicht rel.	nicht rel.	nicht rel.
Fische	nicht rel.	nicht rel.	nicht rel.	nicht rel.
Metalle (Anl. 5 OGeWV)	gut	gut	gut	gut
PBSM (Anl. 5 OGeWV)		gut		gut
Sonst. Stoffe (Anl. 5 OGeWV)				
ACP Gesamt (OW)	nicht eing.	nicht eing.	eing. gut	eing. gut
Gewässerstruktur				
Metalle n. ges. verb. (OW)	nicht eing.	eing. gut	eing. gut	nicht eing.
PBSM n. ges. verb. (OW)		eing. gut		eing. gut
Sonst. St. n. ges. verb. (OW)		eing. gut		eing. gut
Chemischer Zustand ¹	nicht gut	nicht gut	nicht gut	nicht gut
Ch. Zust. ohne ubiq. Stoffe	gut	gut	gut	gut
Metalle (Anl. 7 OGeWV ²)	gut	gut	gut	gut
PBSM (Anl. 7 OGeWV)	gut	gut	gut	gut
Sonst. Stoffe (Anl. 7 OGeWV)				
Nitrat (Anl. 7 OGeWV)	gut		gut	

¹ siehe Kapitel 3.5 ² ohne Quecksilber in Biota ³ Geometrie des Wasserkörpers verändert

Abbildung 2.1: Wasserkörpertabelle (Bewirtschaftungsplan 2016 - 2021 - Steckbriefe für Oberflächengewässerkörper)

Im Unterlauf (Wasserkörper_ID 2718_68205) konnte der Gewässerzustand nur mit „mäßig“ bewertet werden. Die Ursachen für diesen Gewässerzustand bzw. die Eintragspfade von Mikroschadstoffen können jedoch vielfältig sein (siehe Kapitel 1.2).

Eine Aussage, ob die Integration einer 4. Reinigungsstufe auf den KA Blankenheim und Freilingen zu einer Verbesserung des ökologischen und chemischen Zustands führt, kann daher an dieser Stelle nicht gemacht werden.

Trotz der Unklarheiten bzgl. der Ursachen für den mäßigen Gewässerzustand im Unterlauf der Ahr wird anhand der Spurenstoff-Screenings deutlich, dass sowohl die KA Blankenheim als auch die KA Freilingen Spurenstoffe in das Gewässer eintragen.

Daher sind die Überlegungen zu einem qualitätsbezogenen Ansatz zu berücksichtigen. Insbesondere die Elimination von Mikroschadstoffen bei Kläranlagen in der Größe der KA Blankenheim führen zwar nicht zu einer erheblichen Reduktion der Mikroschadstofffracht, jedoch aufgrund der Schadstoffelimination im Oberlauf eines Gewässersystems zu einer Verbesserung hinsichtlich Mikroschadstoffe (Ibuprofen, ER-Calux) von diesem für viele Fließkilometer.

Sowohl auf der KA Blankenheim als auch auf der KA Freilingen ist jedoch nur eine geringe Platzverfügbarkeit gegeben, um die vorhandene Verfahrenstechnik um eine Mikroschadstoffelimination zu erweitern. Daher ist in Abhängigkeit von den örtlichen Gegebenheiten zu prüfen, ob und mit welcher Verfahrenstechnik eine 4. Reinigungsstufe auf den Kläranlagen integriert werden kann.

2.3.3 Spurenstoffscreening

Zur Beurteilung der anlagenspezifischen Belastungssituation, der erreichten substanzspezifischen Elimination sowie der Belastung des Vorfluters wurde ein Screening-Programm gemäß den Vorgaben der Bezirksregierung durchgeführt. Hierbei wurden zu zwei verschiedenen Zeitpunkten 24h-Mischproben volumenproportional im Zu- und Ablauf der Kläranlage bei Trockenwetter genommen, sowie qualifizierte Stichproben im Vorfluter ober- und unterhalb der Einleitstelle der Kläranlage. Im Rahmen des Spurenstoffscreenings für die KA Blankenheim wurden somit insgesamt 4 Proben genommen. Das Spurenstoffscreening der KA Freilingen umfasst 5 Proben, da 2 Beprobungen des Vorfluters erfolgten (Weilerbach, Zulauf Dörferbach). Die Proben wurden anschließend im umweltanalytischen Laboratorium des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft (ISA) der RWTH Aachen University in Aachen chemisch analysiert. Als Referenzparameter wurden 32 Substanzen aus verschiedenen Stoffgruppen (Tabelle 2.1) definiert. Hierbei handelt es sich um Stoffgruppen aus der Parameterliste, die das Kompetenzzentrum Spurenstoffe NRW für das erweiterte Monitoring bei der Planung und Dimensionierung einer Anlage zur Mikroschadstoffelimination vorschlägt (Kom-M.NRW, 2016). Zusätzlich zum Spurenstoff-Screening im Rahmen der Machbarkeitsstudie wurden Untersuchungsergebnisse aus einer Vorstudie ausgewertet (Tabelle 4.4).

Gemäß einer Veröffentlichung des Landesamtes für Natur, Umwelt- und Verbraucherschutz NRW aus dem Jahr 2016 kommt Guanylharnstoff ubiquitär vor und ist analytisch schwer zu fassen.

Tabelle 2.1: Untersuchte Substanzen des Screenings (03.-04.12.19 und 17.-18.03.20)

Stoffgruppe	Nr.	Substanz	Beschreibung
Korrosionsschutzmittel	1	1H-Benzotriazol	Antikorrosionsmittel, Enteisung, Behandlung von Metalloberflächen
Humanpharmaka	2	Carbamazepin	Antiepileptikum
	3	Gabapentin	Antiepileptikum
	4	Diclofenac	Nichtsteroidale Antiphlogistikum/Analgetikum
	5	Ibuprofen	Nichtsteroidale Antiphlogistikum/Analgetikum
	6	Metoprolol	Betablocker
	7	Valsartan	AT1-Rezeptorantagonist (Blutdruckmittel)
	8	Losartan	AT1-Rezeptorantagonist (Blutdruckmittel)
	9	Candesartan	AT1-Rezeptorantagonist (Blutdruckmittel)
	10	Guanylharnstoff	Folgeprodukt
	Östrogene	11	ER-Calux
Antibiotika	12	Sulfamethoxazol	Antibiotikum
	13	Clarithromycin	Antibiotikum
	14	Ciprofloxacin	Antibiotikum
Industriechemikalien	15	Perfluorbutansäure (PFBA)	Perfluorierte Chemikalien
	16	Perfluorbutansulfonsäure (PFBS)	
	17	Perfluorpentansäure (PFPeA)	
	18	Perfluorhexansäure (PFHxA)	
	19	Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS)	
	20	Perfluorheptansäure (PFHpA)	
	21	Perfluorooctansäure (PFOA)	Hilfsmittel bei Herstellung von Polymeren
	22	Perfluorooctansulfonsäure (PFOS)	Textilverarbeitung, Verchromung (verboten)
	23	Perfluornonansäure (PFNA)	
	24	Perfluordecansäure (PFDeA)	
	25	H4PFOS (PFOS-Ersatzstoff)	
Biozide / Pflanzenschutzmittel	26	Mecoprop P	Herbizid (Unkraut) auch in Dachpappen
	27	Terbutryn	Urbanbiozid (Fassadenanstriche)
	28	Isoproturon	Herbizid
	29	Flufenacet	Voraufdauerherbizid
	30	Tebuconazol	Fungizid
	31	Propiconazol	Fungizid
Lebensmittelzusatzstoff	32	Acesulfam K	Süßstoff

Probenahme und Analytik

Die Analysenergebnisse unterliegen verschiedenen Unsicherheiten, die zu Messwertabweichungen führen können und bei der Interpretation der Ergebnisse beachtet werden sollten. Neben Unsicherheiten bei der GC/MS-Analytik spielen insbesondere die Probenahme und die -lagerung eine wichtige Rolle.

Bei einem Vergleich von Zu- und Ablaufkonzentrationen kann es zudem, je nach Probenahme-strategie, zu erheblichen Minder- oder Mehrbefunden kommen. So liegt die Wiederfindungsrate im Ablauf, bezogen auf die Zulaufkonzentration, auch bei 72h-Mischproben nicht zwangsweise bei 100% (vgl. Bild 2.2).

Bei ausgeprägten Tagesgängen kann es im Falle einer zeitproportionalen Probenahme zu erhöhten Befunden im Ablauf kommen, welche zunächst eine negative Reinigungsleistung suggerieren. Dabei wird bei niedrigen Volumenströmen mit hohen Konzentrationen genauso viel Probevolumen gezogen, wie bei hohen Wassermengen mit stark verdünnten Konzentrationen.

Auch unberücksichtigte interne Wasserkreisläufe (Prozesswässer) und Stoffumwandlungen (Metabolisierung), die je nach Substanz während der Aufenthaltszeit unterschiedlich ausfallen können, sind bei der Interpretation der Analyseergebnisse zu berücksichtigen.

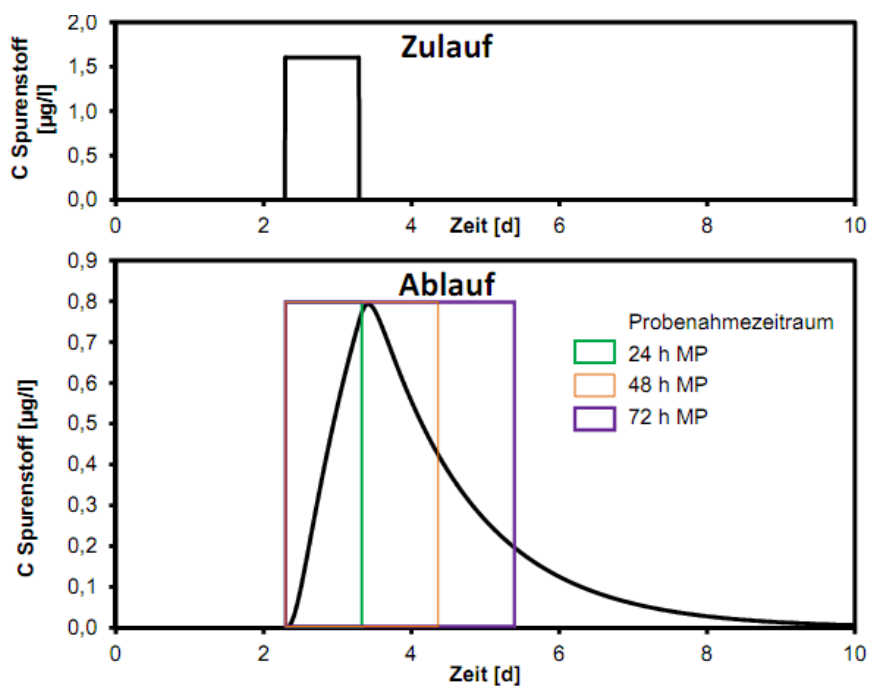


Bild 2.2: Simulierte Spurenstoffkonzentration im Zu- und Ablauf (Böckmann, 2013)

3 Stand der Forschung und Technik zur Mikroschadstoffelimination

Die möglichen Verfahrensvarianten einer 4. Reinigungsstufe sind in Tabelle 3.1 zusammengefasst und werden in den nachfolgenden Kapiteln näher beschrieben.

Tabelle 3.1: Übersicht über Verfahrensvarianten zur 4. Reinigungsstufe

Varianten	Beschreibung	Fließbild	
PAK-Stufe	PAK-Zugabe in Kontaktbecken mit Absetzbecken		
PAK-FF	PAK-Zugabe in Flockungsraum		
Adsorption	PAK-BB	PAK-Zugabe in Biologie	
	GAK	Austausch Filtermaterial durch GAK	
	nGAK	nachgeschalteter GAK-Filter	
Oxidation	Ozonung	nachgeschalteter Ozonreaktor	
	Nano-filtration/ Umkehr-osmose	UF/NF	

3.1 Adsorption

3.1.1 Grundbegriffe, Funktionsprinzip und Bemessungsparameter

Bei der Adsorption lagern sich die im Wasser gelösten Stoffe (Sorptiv) an der Oberfläche des Adsorbens (hier: Aktivkohle) an. Der Vorgang ist nicht selektiv, d.h. die Adsorption der Mikroschadstoffe steht in Konkurrenz zu der Adsorption von anderen organischen Verbindungen (CSB, DOC, AOX). Aktivkohle wird aus kohlenstoffhaltigen Ausgangsmaterialien (Stein- oder Braunkohle, Torf, Nussschalen oder Holz) hergestellt, die chemisch oder thermisch aktiviert werden. Bei der Aktivierung wird die innere Oberfläche der Kohle vergrößert. Aktivkohle weist eine innere Oberfläche von bis zu 1.500 m²/g auf.

Nach einer gewissen Zeit stellt sich ein Gleichgewicht zwischen der gelösten Restkonzentration und der adsorbierten Stoffmenge ein. Ohne Änderung der Randbedingungen ist die Beladungskapazität der Aktivkohle damit erschöpft und sie muss ausgetauscht oder es muss weiter Frischkohle zugeführt werden.

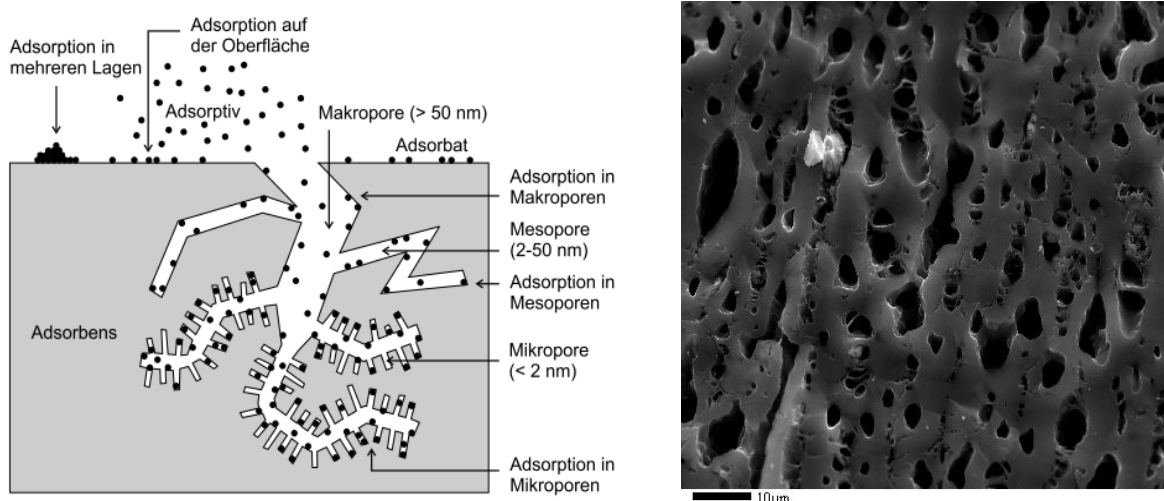


Bild 3.1: Schema der Porenstruktur (links) und mikroskopische Aufnahme (rechts)

Grundsätzlich ist zwischen dem Einsatz von granulierter Aktivkohle (GAK) mit Korndurchmesser 0,5 -5,0 mm oder pulverisierter Aktivkohle (PAK) mit Korndurchmesser < 0,045 mm zu unterscheiden (vgl. Bild 3.2). Für beide Varianten gibt es unterschiedliche verfahrenstechnische Lösungsmöglichkeiten, die im Weiteren erläutert werden.

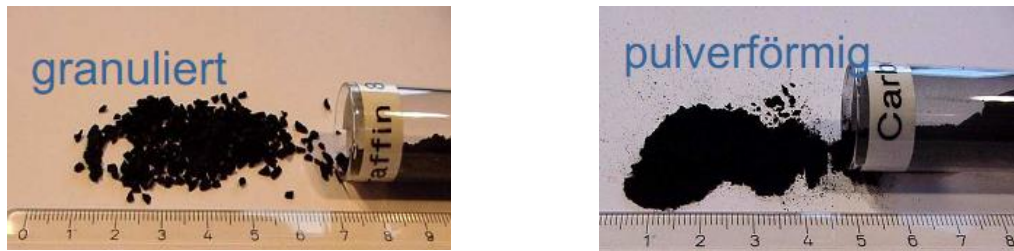


Bild 3.2: Aktivkohle in unterschiedlicher Mahlfeinheit (Quelle: Donau Carbon)

3.1.2 Charakterisierung des Adsorptionsverhaltens

Das Adsorptionsverhalten kann durch Adsorptionsisothermen und auf Grundlage kinetischer Modelle beschrieben werden. Adsorptionsisotherme stellen eine Korrelation zwischen der Konzentration des Adsorptivs und der Beladung des Adsorbens im Gleichgewichtszustand dar. Für die Beschreibung des Adsorptionsgleichgewichtes stehen dabei verschiedene empirische und semiempirische Modelle zur Verfügung. Diese unterscheiden sich hinsichtlich der Anwendbarkeit und werden auf Ein-, Mehr- oder Vielstoffgemische bezogen (Eilers, 2000). Zudem variieren die Modelle in der Parameteranzahl, die den Erkenntnissen aus Adsorptionsisothermen angepasst werden müssen (Eltner, 1998).

Adsorptionsgleichgewichte kennzeichnen die statische Beladungskapazität eines Adsorbens. Um Aktivkohleadsorber zu dimensionieren, sind zusätzlich Kenntnisse über die Adsorptionskinetik notwendig. Diese betrachten den zeitlichen Verlauf des Adsorptionsvorgangs, dem nach Sontheimer et al. (1985) folgende Transportprozesse zu Grunde liegen:

- Transport des Adsorptiv-Moleküls durch die das Adsorbens umgebende wässrige Lösung an den Kornrand (bei Anströmung Konvektion bzw. in freier Lösung Diffusion)
- Filmdiffusion (vgl. Bild 3.3, Nr. 1): Transport durch den das Adsorbenskorn umgebenden laminaren Grenzfilm
- Porendiffusion (vgl. Bild 3.3, Nr. 2): Transport des Adsorptiv-Moleküls innerhalb der Pore (Diffusion in der Porenflüssigkeit und/oder in adsorbiertem Zustand entlang der Oberfläche)
- Oberflächendiffusion (vgl. Bild 3.3, Nr. 3): Adsorption des Adsorptiv-Moleküls an der freien Oberfläche des Adsorbens (am aktiven Zentrum)

Die Dicke der Grenzschicht δ ist primär von der Geometrie des Adsorbens abhängig. Eine weitere Einflussgröße der Filmdiffusion stellt die Turbulenz im wässrigen Medium dar. Bei der Porendiffusion ist der Konzentrationsgradient entlang der Makroporen die treibende Kraft. Weisen Substanzen eine hohe Affinität zur Aktivkohleoberfläche auf, erfolgt die Diffusion an der Oberfläche langsam und führt zu einer hohen Adsorption (Boller, 2007).

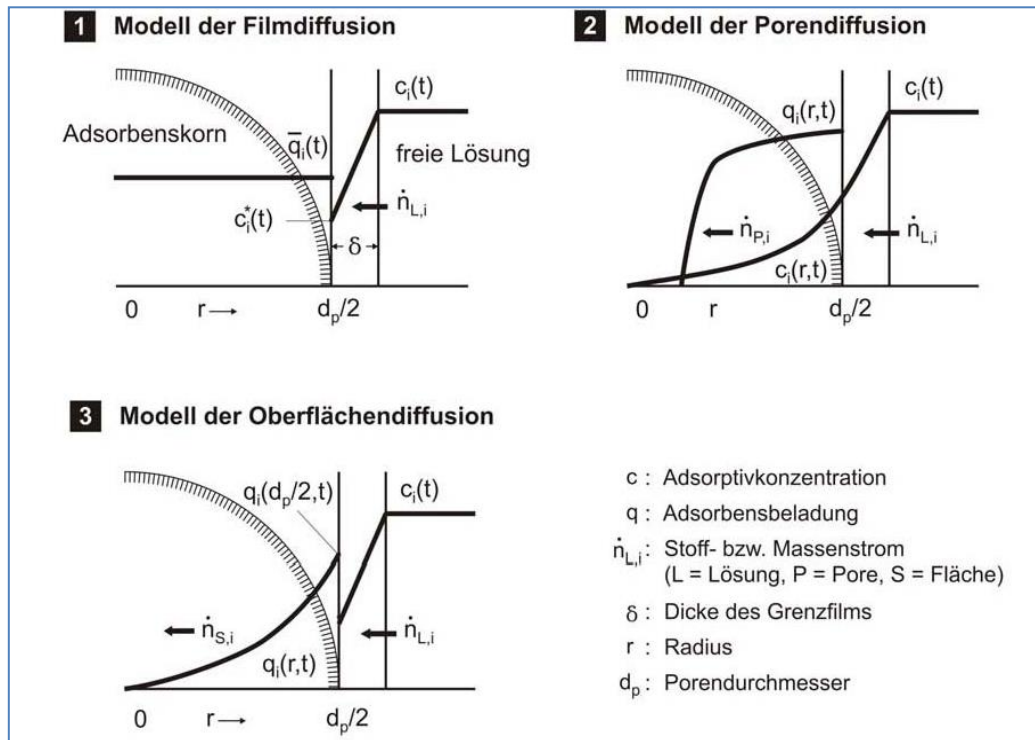


Bild 3.3: Transportmechanismen bei der Aktivkohleadsorption (Sontheimer, 1985)

Zusammenfassend wird festgestellt, dass die Eigenschaften der Aktivkohle, wie z. B. die Porenverteilung in Verbindung mit den Substanzeigenschaften und dem Konzentrationsgradienten, den Adsorptionsvorgang maßgeblich beeinflussen. Weitere Einflussgrößen auf die Aktivkohleadsorption stellen z. B. Temperatur, pH-Wert, Molekularstruktur und -gewicht, Ionisation und Polarität dar (Pöpel et al., 1988). Es gilt: Je höher die Temperatur, desto rascher die Adsorptionsgeschwindigkeit bzw. je kleiner die Temperatur, desto höher die Adsorptionskapazität. Mit steigendem pH-Wert adsorbieren bevorzugt Basen. In Aktivkohlefiltern nimmt die Konzentration des Adsorptivs in Fließrichtung ab. Mit zunehmender Filterbetthöhe stellen sich Beladungs- und Konzentrationsprofile ein (vgl. Abbildung 3.1), die sich mit der Filterlaufzeit entwickeln. Liegt am Ablauf des Filters ein Gleichgewicht zwischen der Adsorptivbeladung und der Zulaufkonzentration vor, beginnt die Substanz den Filter zu durchbrechen.

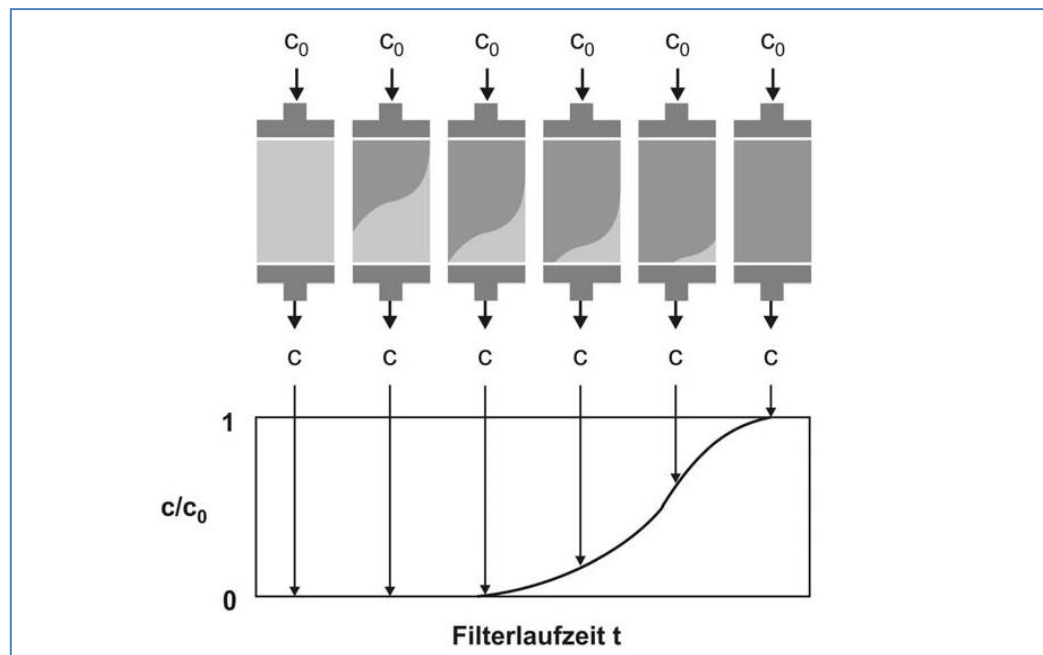


Abbildung 3.1: Beladungsprofil Aktivkohlefilter (Sontheimer et al., 1985, verändert)

Die Beladung des Adsorbens mit dem Adsorptiv entspricht der Fläche, die zwischen der Durchbruchskurve und der Funktion c/c_0 eingeschlossen wird. Da Abwasser ein Vielstoffgemisch ist, konkurrieren zahlreiche Adsorptive um freie aktive Zentren der Aktivkohle. Diese Konkurrenzadsorption ist sehr stark bei organischen Mikroverunreinigungen, wie z. B. Arzneimitteln und natürlichen Wasserinhaltsstoffen, zu denen z. B. Huminstoffe zählen, ausgeprägt. Huminstoffe tragen zum Rückgang der Sorptionskapazität für organische Mikroverunreinigungen bei, da sich diese aufgrund ihrer Größe äußerst schwer aus den Poren der Aktivkohle verdrängen lassen (MARCUS 2005, LI ET AL. 2003).

3.1.3 Granulierte Aktivkohle (GAK)

Verfahrensbeschreibung

Granulierte Aktivkohle wird entweder in eine bestehende Filteranlage als Ersatz des konventionellen Filtermaterials (Sand, Anthrazit o.ä.) eingebaut, oder es wird eine neue Filtrationseinheit (z.B. Druckfilter oder kontinuierlich gespülte GAK-Filter) geplant (vgl. Bild 3.4 und Bild 3.5). Die granulierte Aktivkohle kann in beiden Fällen im Gegensatz zur PAK ausgebaut und thermisch reaktiviert werden.



Bild 3.4: GAK als Ersatz für konv. Filtermaterial (Ausbau Anthrazit, Kolisch et al., 2014)



Bild 3.5: GAK als separater Druckfilter (Quelle: Herbst et al. 2013)

Mit der Zeit nimmt die Filterwirksamkeit ab, d. h. die Qualität des Filtrates bezogen auf die Konzentration im Filterzulauf nimmt ab. Dieser zeitliche Verlauf wird als Durchbruchskurve bezeichnet, die sich wiederum aus den behandelten Bettvolumina ($\text{m}^3_{\text{Abwasser}}/\text{m}^3_{\text{GAK}}$) ergibt. Die Filterstandzeit kann durch eine Zwischenfiltration verlängert werden, um den Aktivkohlefilter mit möglichst feststofffreiem Abwasser zu beschicken (Bild 3.7).

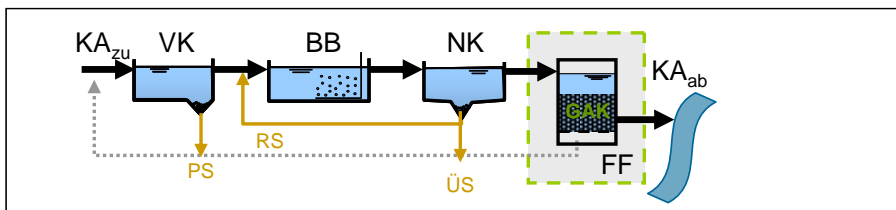


Bild 3.6: Verfahrensschema zur GAK-Filtration

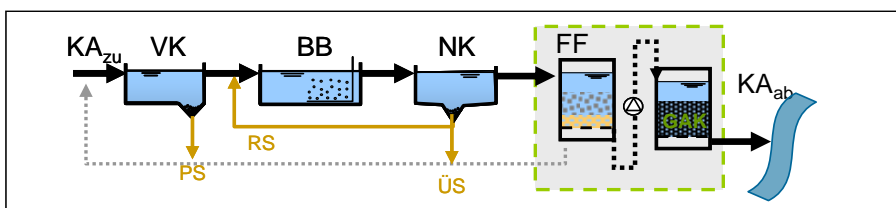


Bild 3.7: Verfahrensschema zur zweistufigen nachgeschaltete GAK-Filtration

Auslegungsparameter

Die Bemessung von GAK-Filtern erfolgt über die in Tabelle 3.2 zusammengefassten Kenngrößen. Insbesondere die Kontaktzeit im Filterbett, welche sich aus der Filtergeschwindigkeit (v_F in m/h) ergibt, sowie die in Abhängigkeit des eingesetzten Filtermaterials bis zum Ausbau erreichten Bettvolumina sind dabei die entscheidenden Parameter. Daneben wird die Dimensionierung der GAK-Filter auch durch die vorgeschalteten

Reinigungsstufen bestimmt. Ein hoher partikulärer CSB und damit auch hohe AFS-Konzentrationen im Zulauf des Filters reduzieren die Filterstandzeit.

Tabelle 3.2: Zusammenfassung der wesentlichen Auslegungsparameter GAK-Filtration

Auslegungsparameter	Abk.	Wert	Quelle
Kontaktzeit (Empty Bed Contact Time)	EBCT	30 min	(Metzger, 2010)
Bettvolumina	BV	10.000 – 30.000	(Kom-M.NRW,2016, Eawag, 2019)
Korngröße	D ₅₀	0,5 – 2,5 mm	
AFS im Zulauf	C _{AFS,zu}	< 15 mg/l	

Energieverbrauch

Der Strombedarf für eine GAK-Filtration liegt zwischen 0,06 und 0,17 kWh/m³ (Bolle, 2011). Dies beinhaltet allerdings Energieverbräuche die auch bei einer konventionellen Filtration anfallen (Hebewerk, ggf. Vorfiltration, Filtration, Rückspülwasserbehandlung). Auf den ganzheitlichen Energieverbrauch (inkl. Verbrauch der Aktivkohleherstellung) wirkt sich der Einsatz von regenerierter Aktivkohle positiv aus. Der Gesamtenergiebedarf beträgt zwischen 0,2 und 6,6 kWh/m³ bei Benutzung von frischer Kohle. Bei regenerierter Kohle liegt der Energiebedarf zwischen 0,1 und 2 kWh/m³. Dabei gelten die niedrigen Verbrauchswerte für eine Dosierung von 10 g/m³ und die Maximalwerte für eine GAK-Dosis von 60 g/m³. Bei der Herstellung von Aktivkohle wird überwiegend thermische Energie benötigt (Bolle, 2011).

Kosten

In Abhängigkeit von den Strom- und Aktivkohlebezugspreisen betragen die volumenspezifischen Kosten bezogen auf die behandelte Abwassermenge laut Literatur 0,10 – 0,32 €/m³ (Bolle, 2011). Die Materialkosten für granuliert Aktivkohle können mit etwa 1,4 - 1,70 €/kg (netto) angesetzt werden. Die Kosten für regenerierte GAK liegen mit 1,0 – 1,2 €/kg etwas niedriger und ergeben sich aus der Verschneidung von Reaktivierungskosten, der Auffrischung des Abbrandverlustes von ca. 5 – 10 % der Reaktivierung und der Transportkosten. Die wichtigste Größe für die Betriebskosten ist die Standzeit der Filter. Diese ergibt sich aus den Betriebsparametern (Filtergeschwindigkeit) und den Abwassereigenschaften. Die erreichbaren Bettvolumina liegen je nach Randbedingungen bei 10.000 bis 30.000 m³/m³ (Kom-M.NRW,2016, Eawag, 2019).

Reinigungsleistung

Die Reinigungsleistung von GAK-Filtern wird durch den Beladungszustand der Aktivkohle bestimmt. Zu Beginn der Filterlaufzeit, wenn neue bzw. frische regenerierte Kohle vorliegt, ist

die Reinigungsleistung am besten, sie nimmt danach mit steigender Beladung stetig ab. Durch einen parallelen Betrieb mehrerer Filterzellen mit zeitversetzter Inbetriebnahme und entsprechend gestaffeltem Austausch kann die Qualität des Gesamtablaufs jedoch stabil gehalten werden. Der Zeitpunkt des Materialaustauschs bestimmt dabei die erreichte Reinigungsleistung. In Bild 3.8 sind erreichbare Bettvolumina für verschiedene Szenarien dargestellt.

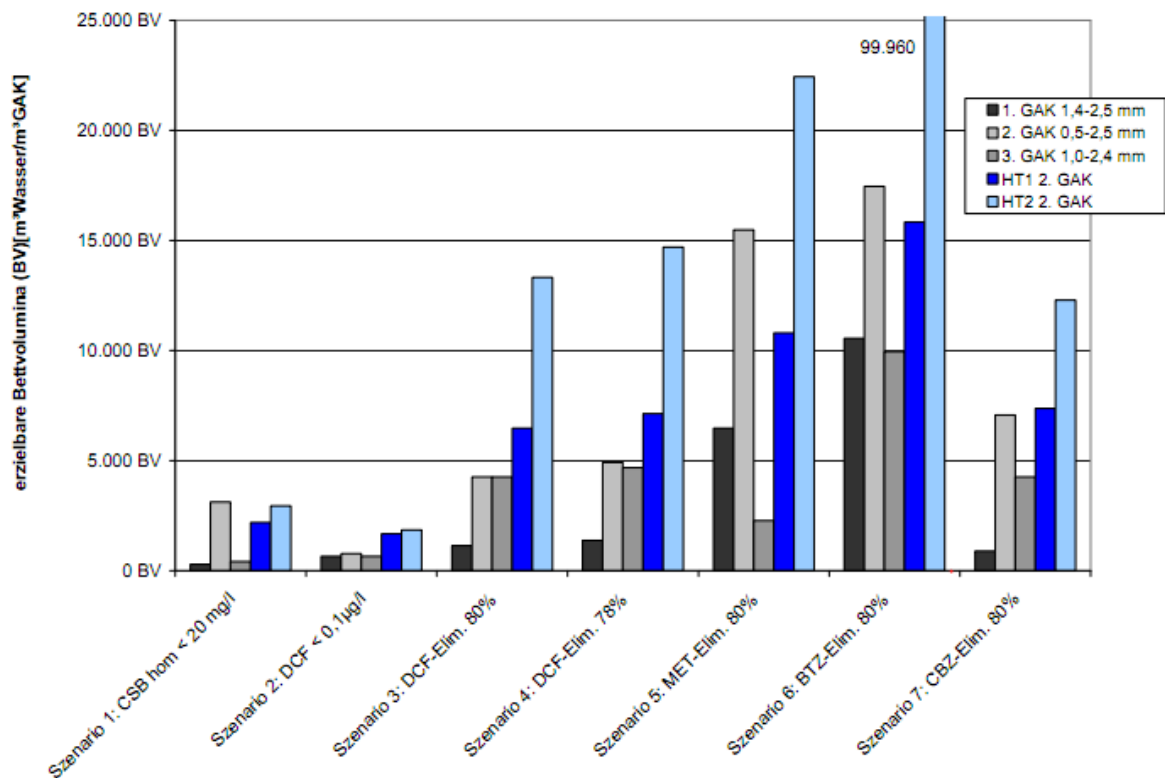


Bild 3.8: Bettvolumina einer GAK-Filtration bei verschiedenen Szenarien zur Reinigungsleistung (Benstöm et al., 2014)

Referenzprojekte

- KA Düren (310.000 E, Wasserverband Eifel-Rur, Düren)
- KA Obere Lutter (180.000 E, Stadt Gütersloh)
- KA Putzhagen (180.000 E, Stadt Gütersloh)
- KA Buchenhofen (600.000 E, Wupperverband, Wuppertal)
- KA Rietberg (60.000 E, Umrüstung in DynaSand Carbon, Abwasserbetrieb Stadt Rietberg)

3.1.4 Pulverförmige Aktivkohle (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).

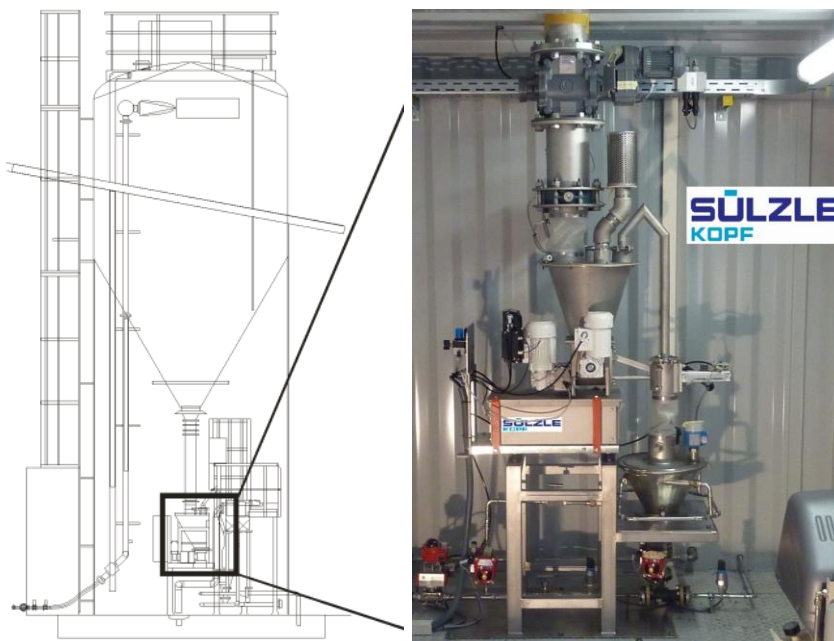


Bild 3.9: Lagersilo und Dosiereinrichtung

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 Überschussschlamme wird dem Belebungsbecken zugeführt, wo sie zusätzlich beladen und dann mit dem Überschussschlamm abgezogen wird.

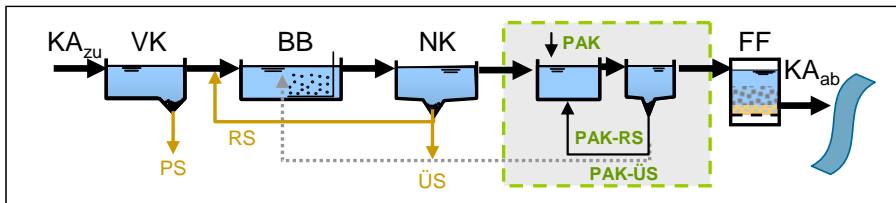


Bild 3.10: Verfahrensschema zur PAK-Zugabe in ein Kontaktbecken mit Rückführung

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.

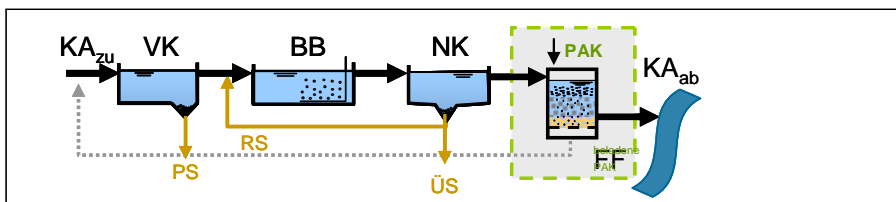


Bild 3.11: Verfahrensschema zur PAK-Zugabe im Zulauf eines Flockungsfilters

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 Schlammfad. Auch hier ergibt sich ein negativer Einfluss auf das Schlammalter durch den Feststoffeintrag mit einer erhöhten Schlammproduktion.

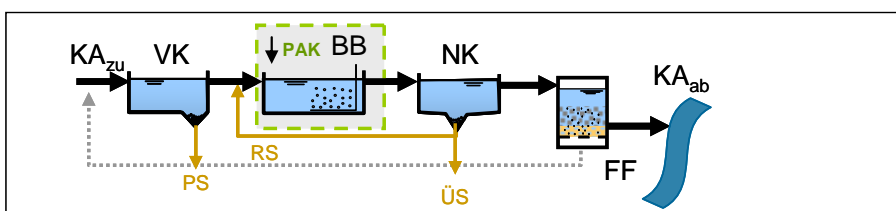


Bild 3.12: Verfahrensschema zur PAK-Zugabe in die Biologie

Auslegungsparameter

Bisherige Untersuchungen zu Adsorptionsstufen mit Dosierung von Pulveraktivkohle berücksichtigen die in Tabelle 3.4 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/m³ genannt (Bornemann et al. 2012).

Tabelle 3.3: 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 _{PAK} /m ³	(Firk und Barjenbruch, 2014)
Hilfsstoffe (Fällmittel, Flockungshilfsmittel)	C _{FM}	0,2 g _{Fe} /g _{PAK}	(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	

Energieverbrauch

Die Angaben für den Energieverbrauch unterscheiden sich deutlich. Dies kann auf die verschiedenen Verfahrenstechniken bei der PAK-Dosierung in separaten Kontaktbecken oder bei einer direkten Zugabe in einen Flockungsfilter zurückgeführt werden.

Die PAK-Dosierung in ein Kontaktbecken verbraucht auf der Kläranlage etwa 0,02 bis 0,13 kWh_{el}/m³ (für zusätzlich Bedarf der Schlammbehandlung, ggf. Hebewerk und PAK-Zugabe inkl. Rührwerk und Rezirkulation). Anders stellt sich der Energieverbrauch dar, wenn der Gesamtenergieverbrauch betrachtet wird. Zum einen muss die Energie für die Aktivkohleherstellung berücksichtigt werden. Für 1 kg Aktivkohle sind ca. 3 – 5 kg Kohle notwendig (Eawag, 2012). Zudem kann die PAK nicht regeneriert werden, sondern muss mit dem Klärschlamm, bei separater Abscheidung zumindest mit dem Filterspülschlamm thermisch entsorgt werden. Der ganzheitliche energetische Nutzen der Aktivkohle bei der Verbrennung ist als positiv zu bewerten.

In der ENVELOSO-Studie (2011) wird der Gesamtenergiebedarf für die PAK-Zugabe in ein Kontaktbecken bei einer Dosierung von 15 g PAK/m³ zu 0,1 - 0,85 kWh/m³ ermittelt. Wird der gesamte Energiebedarf inkl. Aktivkohleherstellung betrachtet, ergibt sich im Mittel bei

Dosierung von 15 g PAK/m³ ein Energieverbrauch von 0,6 kWh/m³. Wird die Schlammbehandlung abgezogen, sinkt der Energiebedarf auf etwa 0,5 kWh/m³.

Für die PAK-Dosierung in ein separates Kontaktbecken und die Abtrennung im Flockungsfilter ist ein Stromverbrauch von 0,042 kWh/m³ für die KA Mannheim ermittelt worden (Herbst und Ante, 2010).

Für die direkte PAK-Zugabe in einen Flockungsfilter ergibt sich ein Elektroenergiebedarf von 0,05 bis 0,09 kWh/m³ Abwasser ohne Schlammbehandlung. Dieser Wert setzt sich im Wesentlichen aus dem Energiebedarf zur Behandlung des zusätzlichen Rückspülwassers in der biologischen Stufe zusammen. Hierbei wird angenommen, dass konventionelle Filter i.d.R. länger als 24h betrieben werden, wohingegen bei der PAK-Dosierung täglich gespült wird. Der ganzheitliche Energiebedarf beträgt zwischen 0,08-1,1 kWh/m³ (Bolle, 2011).

Kosten

Die spezifischen Kosten liegen zwischen 0,05 bis 0,10 €/m³ Abwasser. Die Kosten ergeben sich überwiegend aus den AK-Preisen und nur in geringem Umfang aus dem Energiebedarf (Arge "Envelos", 2011). Aufgrund des erhöhten Gehalts 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

Auf folgenden Kläranlagen wird die PAK-Dosierung zur Spurenstoffelimination bereits durchgeführt:

- 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

3.2 Ozonung

3.2.1 Grundbegriffe, Funktionsprinzip und Bemessungsparameter

Verfahrensbeschreibung

Das Funktionsprinzip der Ozonung basiert auf einer starken Oxidation der im Wasser enthaltenen Substanzen mit Ozon (O_3). Ozon ist ein sehr reaktives Gas, welches sowohl direkt mit den Wasserinhaltsstoffen wirkt als auch indirekt über den Zerfall in Hydroxyl-Radikale. In beiden Fällen erfolgt eine partielle Oxidation (Transformation) der langkettigen und schwer abbaubaren organischen Spurenstoffe in kleinere leicht abbaubare Reaktionsprodukte (Arge "Envelos", 2011). Wie bei der Adsorption wirkt Ozon dabei auch mit der organischen Hintergrundmatrix (CSB, DOC) und zudem auch mit anorganischen Inhaltsstoffen (z.B. Nitrit) (Abegglen et al., 2012). Ozon ist sehr instabil und muss daher direkt am Einsatzort aus getrockneter Luft oder flüssigem Sauerstoff erzeugt werden. Anschließend wird es gasförmig in das Abwasser über Injektoren oder Diffusoren eingetragen. Eine Ozonanlage besteht aus der Ozonerzeugung, einem Kontaktreaktor, der Abluftbehandlung zur Restozonvernichtung und der Steuerung (Abegglen, 2010) und wird üblicherweise der Nachklärung nachgeschaltet (siehe Bild 3.13).

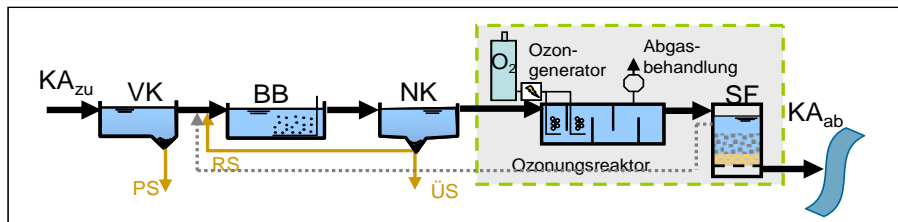


Bild 3.13: Verfahrensschema Ozonierung

Durch die Transformation in leichter abbaubare Stoffe kann der BSB_5 des Abwassers bis auf 150 % erhöht werden (Kreuzinger et al., 2010). Zudem können auch schädliche Bromate und N-Nitrosamine gebildet werden, die aber durch eine nachgeschaltete Sandfiltration zurückgehalten werden können (Abegglen, 2009).



Bild 3.14: Sauerstofftank und Ozongenerator Bild 3.15: Ozon-Kontaktbecken (Lyko, 2013)

Reinigungsleistung

Die Eliminationsleistung hängt im Wesentlichen von der zugeführten Ozonmenge ab. Für $0,3 - 0,5 \text{ g}_{\text{O}_3}/\text{g}_{\text{DOC}}$ werden ca. $> 50\%$ genannt, und bei $0,6 - 0,8 \text{ g}_{\text{O}_3}/\text{g}_{\text{DOC}}$ werden $> 80\%$ Elimination angegeben.

Die bedarfsgerechte Ozonzugabe kann über den online gemessenen Gehalt an organischen Inhaltsstoffen erfolgen (SAK bei 254nm).

Auslegungsparameter

Die notwendige Ozonmenge (B_{O_3} in g/h) hängt neben der gewünschten Eliminationsleistung auch vom Gehalt an organischen Stoffen, Nitrit, dem pH-Wert und der Alkalinität ab. Der wichtigste Parameter ist zudem der DOC. In Abhängigkeit der DOC-Konzentration im Ablauf der Nachklärung wird eine spezifische Ozondosis ($z_{\text{spez.}}$) in Höhe von $0,6$ bis $0,8 \text{ mg}_{\text{O}_3}/\text{mg}_{\text{DOC}}$ empfohlen (Barjenbruch&Firk, 2014; Abegglen und Siegrist, 2012). Aus dieser Dosis ergeben sich Ozonkonzentrationen (c_{O_3}) von 5 bis $10 \text{ g}/\text{m}^3$ (Herbst et al., 2014; Maier et al., 2014).

Neben der Ozondosis ist die hydraulische Kontaktzeit im Ozonreaktor (t_{K}) der wichtigste Auslegungsparameter. Sie beträgt $15 - 20$ Minuten (Abegglen, 2010) bzw. 10 Minuten als Minimum (Abegglen, 2014). Die eigentliche Reaktionszeit, bis das gelöste Ozon gezehrt wurde (t_{Zehrung}), beträgt je nach Abwasser etwa 7 Minuten (Maus et al., 2014).

Tabelle 3.4: Zusammenfassung der wesentlichen Auslegungsparameter einer Ozonung

Auslegungsparameter	Abk.	Wert	Quelle
spez. O ₃ -Dosis	Z _{spez.}	0,6 bis 0,8 g _{O₃} /g _{DOC} 0,7 bis 0,9 g _{O₃} /g _{DOC}	(Firk und Barjenbruch, 2014) (Abegglen und Siegrist, 2012)
O ₃ -Dosierung	CO ₃	5 bis 10 g/m ³	(Herbst et al., 2014)
Kontaktzeit	t _K	10 – 30 min	
Zehrungszeit	t _{Zehrung}	7 min	(Maus et al., 2014)
Regelungsparameter	SAK ₂₅₄	-	(Lyko, 2013)
AFS im Zulauf	C _{AFS,zu}	< 15 mg/l	

Energieverbrauch

Die Ozonbehandlung ist im Vergleich zu den adsorptiven Verfahren energieintensiv. Für die Herstellung von 1 kg Ozon wird etwa die 10fache Menge an Sauerstoff benötigt. Die Angaben zum Energieverbrauch für die Ozonherstellung aus Flüssigsauerstoff schwanken bei großtechnischen Anlagen zwischen 0,03 kWh/m³ bei 2,5 g O₃/m³ und 0,58 kWh/m³ bei 15 g O₃/m³. Erfolgt die Herstellung aus Luftsauerstoff, ist der Energieaufwand deutlich höher. Als mittlerer Energieverbrauch für die gesamte Ozonierungsanlage wird 0,15 kWh/m³ für 7,5 g O₃/m³ angegeben (Arge "Envelos", 2011). Zum Energieverbrauch zählen neben der Ozonerzeugung und dem Ozonein- und -austrag, die Kühlung des Ozongenerators, die Pumpen und die Nachbehandlung der Abluft.

Kosten

Die Kosten für die Ozonierung sind abhängig von der Größenklasse der Kläranlage. Für Anlagen mit 10.000 – 50.000 EW werden spezifische Investitionskosten von 4,0– 12,0 €/(E*a) genannt. Für Kläranlagen zwischen 50.000-100.000 E sinken die Kosten auf 1,0 – 3,0 €/(E*a) und bei Anlagen >100.000 E sind die spezifischen Kosten mit 1,0 – 1,80 €/(E*a) am geringsten. Die Kosten betragen auf den Kubikmeter bezogen 0,01 – 0,27 €/m³ (Arge "Envelos", 2011).

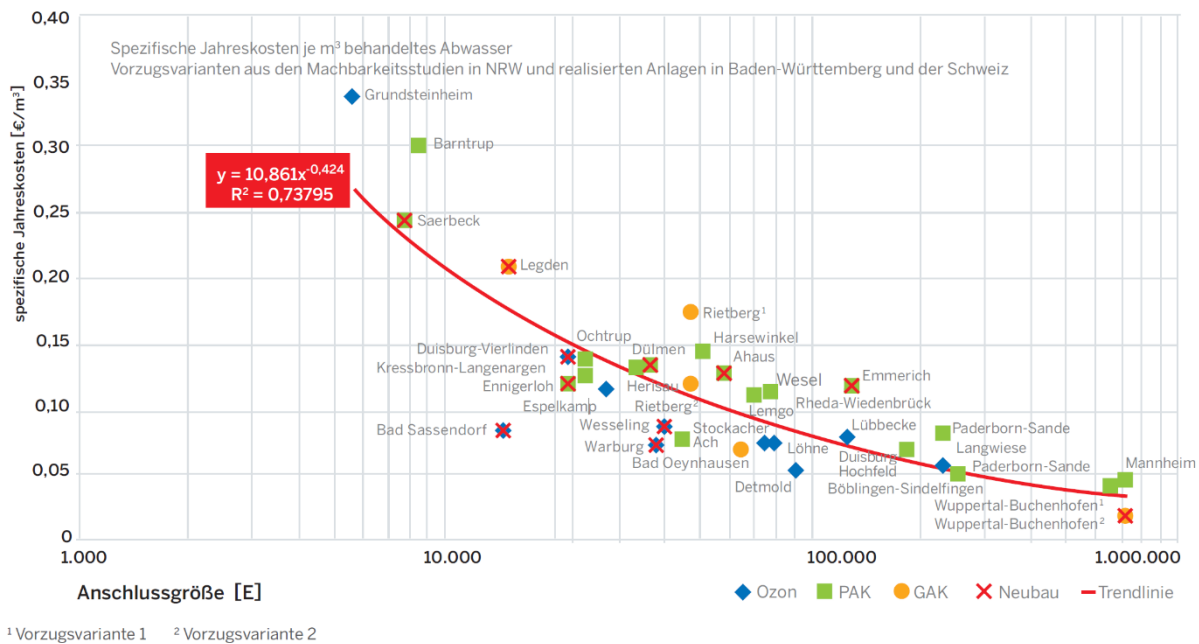


Bild 3.16: Mikroschadstoffentfernung: Spezifische Jahreskosten je m³ behandeltem Abwasser – Stand 2016 (Kom-M.NRW, 2016)

Beispielkläranlagen

Die Ozonung zur Spurenstoffelimination ist bereits auf folgenden Kläranlagen im Einsatz:

- KA Schwerte (50.000 EW, Ruhrverband, Essen)
- KA Bad Sassendorf (13.000 EW, Lippeverband, Essen)
- KA Duisburg-Vierlinden (30.000 EW, Wirtschaftsbetriebe Duisburg, Duisburg)
- Weitere zum Teil noch in Bau befindliche Anlagen sind:
 - KA Lausanne (CH)
 - KA Wien (A)
 - KA Dübendorf

3.2.2 Advanced Oxidation Process (AOP)

Bei weitergehenden Oxidationsverfahren (engl. advanced oxidation processes, AOP) wird die verstärkte Bildung von hochreaktiven Hydroxylradikalen (OH•) durch den Einsatz von bestimmten Initiatoren (Wasserstoffperoxid oder UV-Bestrahlung) angestrebt. Die Kombinationsmöglichkeiten sind in Tabelle 3.5 aufgelistet.

Tabelle 3.5: Zusammenfassung ausgewählter AOP-Verfahren

Verfahren		Beschreibung
UV-Bestrahlung und Wasserstoffperoxid	UV und H ₂ O ₂	Zugabe von H ₂ O ₂ , das durch Licht in OH-Radikale gespalten wird
Ozon und Wasserstoffperoxid	O ₃ und H ₂ O ₂	Durch die Zugabe von H ₂ O ₂ entstehen mehr OH-Radikale
Ozon und UV-Bestrahlung	O ₃ und UV	
Fenton Reagenz	Fe ²⁺ und H ₂ O ₂	Durch die Reaktion zwischen Fe (Katalysator) und H ₂ O ₂ entstehen OH-Radikale
Titandioxid und UV-Bestrahlung	TiO ₂ und UV	

AOP-Verfahren werden aktuell für die Behandlung von Industrieabwässern (z. B. Pharmaindustrie) und zur Sanierung von belasteten Grundwasserkörpern eingesetzt (Abegglen, 2012). Für die Abwasserbehandlung befinden sich AOP-Verfahren seit einigen Jahren in der labortechnischen Entwicklung.

3.3 Retentionsbodenfilter

Die in den Kapiteln 3.1 und 3.2 vorgestellten gängigen Technologien sind vorwiegend für große Kläranlagen geeignet (meist ab 20.000 – 50.000 EW) und bedeuten relativ hohe Invest- und Betriebskosten. Die Ausstattung kleiner und mittlerer Kläranlagen mit einer vierten Reinigungsstufe ist eher die Ausnahme. Eine robuste Technologie und Alternative zu gängigen Technologien für kleine und mittelgroße Kläranlagen (< 10.000 – 20.000 EW) stellt ein bewachsener Bodenfilter bzw. Retentionsbodenfilter (RBF) dar (Hansen, 2019).

Verfahrensbeschreibung

Bewachsene Bodenfilter werden derzeit für zahlreiche Zwecke in der Abwasserreinigung eingesetzt. Die häufigste Anwendung finden Bodenfilter im Bereich der Regenwasserbehandlung aus Trennsystemen oder Straßenabläufen, aber auch zur Reinigung von kommunalem Abwasser aus Mischsystemen kommen Retentionsbodenfilter zum Einsatz (z. B. als Pflanzenkläranlage für kleine Einheiten). Bild 3.17 zeigt schematisch den Aufbau eines Retentionsbodenfilters. Die Hauptkomponenten eines RBFs sind (DWA-M 176, 2013):

- Einlauf- und Verteilerbauwerk

- Retentionsraum/Sedimentationskammer mit Notentleerung (Vorlagespeicher)
- Filterbeckenüberlauf und Notumlauf
- Filtervegetation
- Filterkörper
- Dränsystem
- Ablaufbauwerk

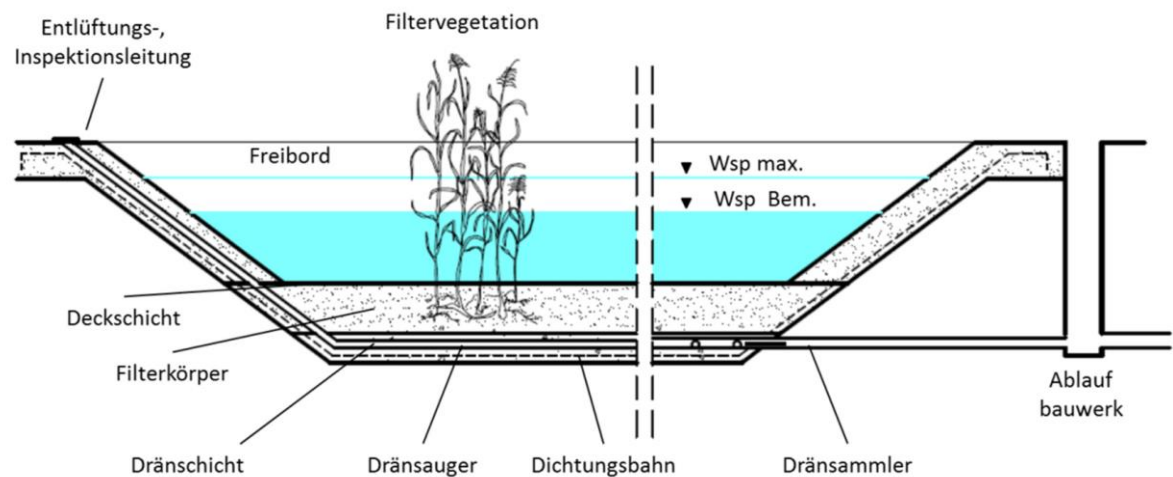


Bild 3.17: Schematischer Querschnitt durch ein Retentionsbodenfilterbecken (DWA-A 178, 2019)

Das zu behandelnde Abwasser wird über das Einlauf- und Verteilerbauwerk möglichst gleichmäßig auf der gesamten Bodenfilterfläche verteilt. Im Bodenfilter sickert das Wasser durch den z. B. mit Schilf bewachsene Bodenschicht (Filterkörper) in ein darunter liegendes Dränsystem. Im Filterkörper finden begleitend zur Filtration in den Biofilmen des Filtermaterials und den sich aufbauenden Sekundärfilterschichten Sorptions- und Umwandlungsprozesse statt. Die Filtervegetation dient nicht nur dem Kolmationsschutz, sondern fördert durch den Bestandsabfall ebenfalls den Aufbau einer Sekundärschicht. Darüber hinaus wird der Feststoffrückhalt im Retentionsraum verbessert (DWA-A 178, 2019).

Mit den gängigen Retentionsbodenfiltern werden folgende Ziele verfolgt (DWA-A 178, 2019):

- Effektiver Feststoffrückhalt
- Oxidation von organischen Kohlenstoffverbindungen (CSB, BSB) und Ammonium
- Dauerhafter Rückhalt von partikelgebundenen Stoffen, wie Schwermetalle, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe und Mineralölwasserstoffe

Bei einem Retentionsbodenfilter als 4. Reinigungsstufe wäre darüber hinaus das Ziel, zusätzlich Mikroschadstoffe zu eliminieren. Für verschiedene Pharmazeutika zeigten sich in der Vergangenheit gute Abbaugrade. Die Reinigungsmechanismen sind vielfältig und reichen von Sorption am Füllmaterial über Photodegradation (durch Sonnenlicht), Phytodegradation (durch Pflanzen), bis zur Biodegradation (durch Bakterien). Auch Pilze im Wurzelgeflecht spielen beim Rückhalt und Abbau eine Rolle.

Reinigungsleistung

Die Reinigungsmechanismen von bewachsenen Bodenfiltern für biologisch abbaubare und adsorptive Substanzen setzen sich aus vielfältigen Prozessen zusammen (Hansen, 2019):

- Phytodegradation durch Pflanzen
- Photodegradation durch Sonnenlicht
- Sorption an Füllmaterial
- Biodegradation durch Bakterien
- Enzymaktivität durch Pilze (Mykorrhiza im Wurzelgeflecht)

Die Reinigungsleistung von Retentionsbodenfiltern bezüglich Nährstoffen und AFS konnte in der Vergangenheit in verschiedenen Untersuchungen bereits erfolgreich nachgewiesen werden und liegt für Nährstoffe bei 75 % und 98 % (Mertens et al., 2012; Frechen, 2010) und für AFS bei über 90 % (Tondera et al., 2014).

Für die Arzneimittel Ibuprofen und Diclofenac konnten MERTENS et al. (2012) über eine Versuchsdauer von 1 Jahr nachweisen, dass die Anzahl der Befunde von 68 % (Diclofenac) bzw. 92 % (Ibuprofen) im Zulauf zum Retentionsbodenfilter (Mischwasser) auf 9 % bzw. 17 % gesenkt wurden. Im Bereich der mikrobiologischen Reinigungsleistung wurden für das Bakterium *Escherichia coli* und Coliphagen (Virusindikator) sogar Eliminationsleistung von 99,9 % erreicht (Mertens et al., 2012). TONDERA et al. (2014) geben für die Arzneimittel Metoprolol, Diclofenac und Bisphenol A konzentrationsbezogene Wirkungsgrade von 60 % bis 75 % an (Bild 3.18).

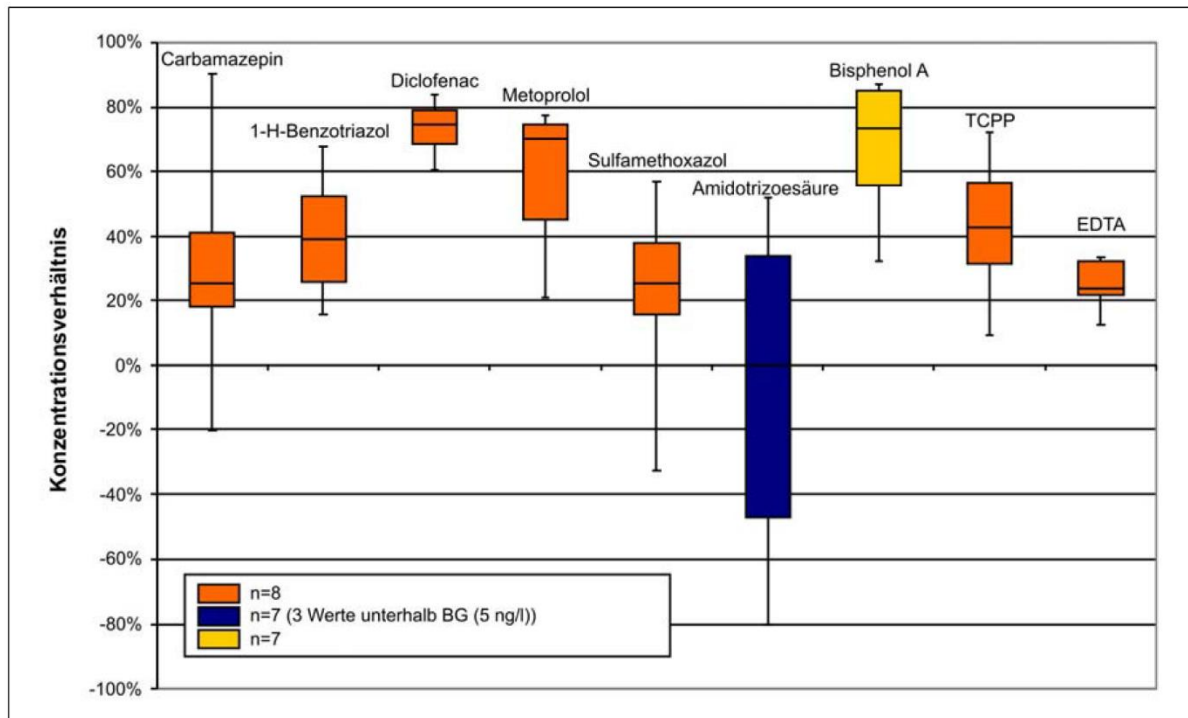


Bild 3.18: Verhältnis der Spurenstoffkonzentration im Zu- und Ablauf des RBF Kenten (Pinnekamp et al., 2013)

Im **Interreg-Projekt EmiSûre** werden Bodenfilter zur Mikroschadstoffelimination für Kläranlagen im Einzugsgebiet der Sauer untersucht. Hierbei werden in einer Versuchsanlage (Labormaßstab) bepflanzte Bodenfilter parallel betrieben und täglich 8 h mit UV-Licht beleuchtet (siehe Bild 3.19).

Bei den Filtermaterialien handelt es sich um Sand mit Zumischung unterschiedlicher Mengen von Zeolithen (diese besitzen durch eine große Oberfläche eine hohe Sorptionsfähigkeit) und/oder aktivierter Biokohle (Herstellung aus Pflanzen bei $T = 600 - 800^\circ\text{C}$, Aktivierung durch Fermentation). Somit besitzen die Filtersäulen unterschiedliche Adsorptionskapazitäten und Bedingungen für bakterielle Aktivität und Bodenpilze. Die Anlage wird seit 02/2018 unter Spurenstoffzugabe betrieben. Die Beschickung liegt bei $150 \text{ l}/(\text{m}^2/\text{d})$. Als erste Ergebnisse des Abbaus konnte HANSEN (2019) bereits verschiedene Aussagen bezüglich des Abbaus der Rückhalte von Spurenstoffen treffen. Pharmazeutika (mit Ausnahme des Zytostatika Cyclophosphamid) werden mit Wirkungsgraden $> 90 \%$ abgebaut. Nahezu alle Pflanzenschutzmittel (mit Ausnahme von AMPA als Abbauprodukt von Glyphosat) werden mit Wirkungsgraden $> 90 \%$ abgebaut. Der Abbau des Komplexbildners Benzotriazol erfolgte im Bodenfilter mit einem Wirkungsgrad $> 90 \%$. Die Flammschutzmittel TCPP sowie die Tenside PFOA und PFOS werden mit mittleren Wirkungsgraden (30 bis 90 %) abgebaut. Insgesamt erzielen 22 von 27 untersuchten Stoffen Abbaugrade $> 90 \%$. Parallel zur Weiterführung der Laborversuche zum Langzeitverhalten und einer möglichen Belastungssteigerung finden

derzeit Versuche im Pilotmaßstab (1 m³-Reaktoren) auf den KA Reisdorf und Echternach im Pilotmaßstab (reale/s Abwasser/Temperaturen) statt.



Bild 3.19: Versuchsanlage im Labor der Universität Luxembourg, Interreg-Projekt EmiSûre

Auch beim Erftverband werden gute Erfahrungen mit Retentionsbodenfiltern hinsichtlich der Spurenstoffelimination gemacht. Im Rahmen des **Forschungsvorhabens AquaNES** untersucht der Erftverband den Einsatz von Retentionsbodenfiltern zur Reinigung von Kläranlagenabläufen und Mischwasserabschlägen. Seit 2014 wird auf der KA Rheinbach eine Pilotanlage betrieben, die Ergebnisse auch hinsichtlich der Leistungsfähigkeit der Spurenstoffelimination liefert: Während bei einem konventionellen RBF der Medianwert des Rückhalts aller untersuchten Spurenstoffe bei ca. 50 % liegt, ist in einem RBF, dessen Filtersand zu 40 % mit granulierter Aktivkohle angereichert wurde (RBP^{Plus}), die Rückhalterate mit 91 % deutlich höher (Erftverband, 2017).

Nach den bisherigen Erkenntnissen stellen bewachsene Bodenfilter somit eine erfolgsversprechende Alternative zu hochtechnisierten Verfahren dar. Es kann eine deutliche Reduzierung der Spurenstofffrachten erzielt werden, die Investitionskosten sind relativ gering und das Verfahren ist wenig energieintensiv.

Aus den Untersuchungen von BRUNSCH et al. (2018) ging hervor, dass bei einem konventionelle Bodenfilter die oberste, Organik-reiche Filterschicht den besten Stoffrückhalt aufwies. Das bedeutet, dass konventionelle Systeme im Vergleich zu anderen technischen

Lösungen wie Ozonung oder Aktivkohlefilter eine längere Einfahrzeit benötigen, damit sich das natürliche System entwickeln kann. Im Laufe der Betriebsjahre (2014 – 2018) konnte eine deutliche Steigerung des Stoffrückhalt (z. B. bei Sulfomethoxazol) festgestellt werden (Brunsch, 2019).

Auslegungsparameter

Derzeit liegen Bemessungsparameter für die Planung von Retentionsbodenfiltern zur Regenwasserbehandlung im Trenn- und Mischsystem vor (MKULNV, 2015; DWA-A 178, 2019), jedoch nicht für die Sonderanwendung der Spurenstoffelimination vor. Die Pilotanlage des Interreg-Projektes EmiSûre (2 Container je $A_F = 12 \text{ m}^2$) ist derzeit auf $0,75 \text{ m}^2/\text{EW}$ ausgelegt.

Energieverbrauch

Kann der Bodenfilter so in die Kläranlage eingebunden werden, dass dieser im Freigefälle durchflossen wird, ist keine zusätzliche Energieaufwendung notwendig. Ist dies nicht möglich, so muss die zu behandelnde Wassermenge in den Bodenfilter gehoben werden. Der hierfür erforderliche Energiebedarf ergibt sich aus dem zu fördernden Volumenstrom, dem Wirkungsgrad der Pumpen und der Förderhöhe:

$$E = \frac{Q \cdot h \cdot 2,7}{\eta_{\text{Pumpe}} \cdot \eta_{\text{Motor}}}$$

Mit:

Q = Volumenstrom [m^3/a]

η_{Pumpe} = hydraulischer Wirkungsgrad Pumpe [-]

η_{Motor} = Wirkungsgrad Motor

h = $h_{\text{man}} = h_{\text{man}} + h_v$

Kosten

Die Kosten für einen Retentionsbodenfilter steigen mit den Anforderungen an das Reinigungsziel (z. B. Spurenstoffelimination statt Regenwasserbehandlung). Darüber hinaus korrelieren die Betriebskosten mit dem zu behandelnden Volumenstroms. Die Nutzungsdauern für die Bau-, Maschinen- und EMSR-Technik wird in Anlehnung an das DWA-A178 (2019) mit 30 Jahren (Bau), 15 Jahren (M-Technik) und 10 Jahren (EMSR-Technik) angesetzt. Für den Bau des RBF werden zunächst die Kosten eines RBF zur Mischwasserbehandlung angesetzt. DAHMEN (2018) gibt für die Gesamt-Investitionskosten die nachfolgend dargestellte Kostenkurve anhand von Erfahrungswerten an.

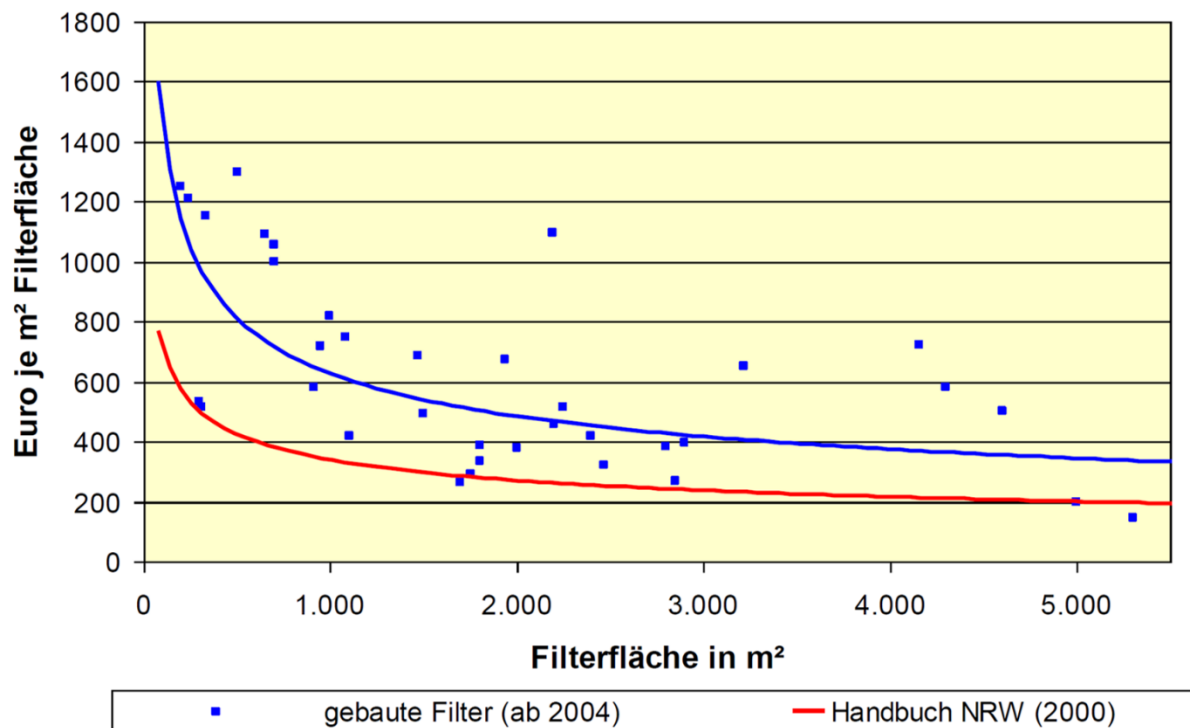


Bild 3.20: Gesamt-Investitionskosten (brutto) je m² Filterfläche (Dahmen, 2018)

Beispielkläranlagen

Der innovative Ansatz des RBF^{Plus} wird auf der **KA Rheinbach** (27.000 E) erstmalig im Großversuch umgesetzt. Das aus dem Regenüberlaufbecken Rheinbach abgeschlagene Mischwasser soll zur weitergehenden Behandlung in den neugebauten RBF (5.000 m²) geleitet werden. Zudem soll im Trockenwetterfall das auf der KA Rheinbach gereinigte Abwasser ebenfalls über den RBF geleitet werden. Das Konzept sieht eine Einteilung in drei gleich große Segmente des Bodenfilters vor (Segment 1: 0 % GAK, Segment 2: 30 % GAK, Segment 3: 40 % GAK), die flexibel beschickt werden können (Brunsch, 2019). Um die erforderlichen aeroben Bedingungen im Filtersubstrat zu gewährleisten, werden die drei Segmente während der Trockenwetterphase abwechselnd mit dem Ablauf der Kläranlage (50 l/s) beschickt. Bei Mischwasserentlastungen aus dem Regenüberlaufbecken wird der gesamte Filter mit Wasser beschickt.

Weiterhin wurden bereits auf den Kläranlagen Kenten (Tondera et al., 2014) und Altendorf (Mertens et al., 2012) erfolgreich großtechnische Untersuchungen zur Reduktion von Arzneimitteln und Mikroorganismen durchgeführt.

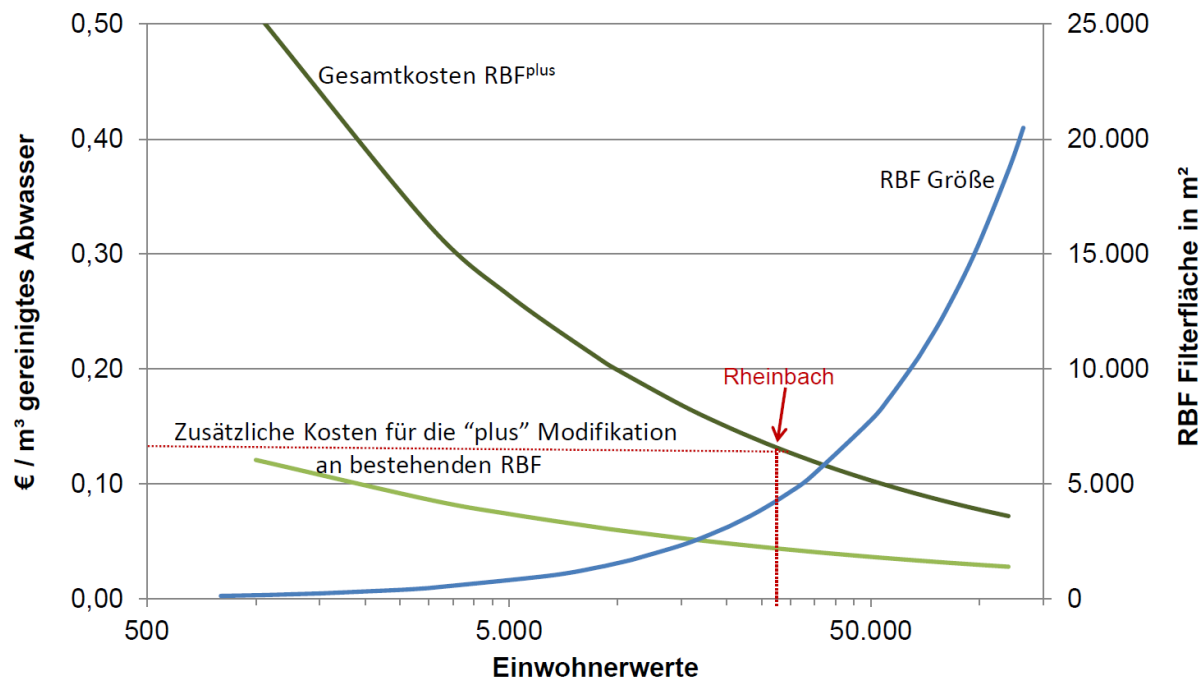


Bild 3.21: Kostenbetrachtung für einen RBF bzw. RBF^{plus} am Beispiel der KA Rheinbach (Brunsch, 2019)

4 Kläranlage Blankenheim

4.1 Beschreibung

Die Kläranlage Blankenheim hat eine Ausbaugröße von 4.500 EW, die Auslastung gemäß SüwVKom-Bericht 2017 beträgt rund 3.300 EW. Die Anlage verfügt über eine zweistraßige Belebung mit simultaner aerober Schlammstabilisierung und nachgeschalteter Sandfiltration. Das gereinigte Abwasser wird der Ahr als dem natürlichen Vorfluter zugeführt, der Klärschlamm wird landwirtschaftlich verwertet.



Bild 4.1: Luftbild der KA Blankenheim

Einzugsgebiet

Der Kläranlage Blankenheim fließt das Abwasser aus den Ortslagen Blankenheim, Blankenheimerdorf (Teil 1 und 2), Blankenheim-Wald und Mülheim zu. Im Einzugsgebiet befinden sich insgesamt 8 RÜB bzw. RRB und RKB.

Indirekteinleiter

In Bezug auf die untersuchten Mikroschadstoffe sind insbesondere Krankenhäuser von Bedeutung. Im Einzugsgebiet der Kläranlage Blankenheim befinden sich keine Krankenhäuser, lediglich zwei Seniorenheime.

Anlagendaten

Die Anlagendaten der Kläranlage Blankenheim sind in Tabelle 4.1 zusammengefasst.

Tabelle 4.1: Kenngrößen der Kläranlage Blankenheim

Kenngröße	Abk.	Wert	Einheit	Quelle
Ausbaugröße	EW _{Ausbau}	4.500	[E]	Genehmigung
Auslastung	EW	3.300	[E]	SüwVKom-Bericht 2017
Jahresabwassermenge	JAM	741.018	[m ³ /a]	Betriebsdaten (2016 - 2018)

Mechanische Reinigungsstufe

Das Abwasser wird zunächst mit einem Rechen und anschließend in einem belüfteten Sand-Fettfang mechanisch gereinigt.

Biologische Reinigungsstufe

Die biologische Abwasserreinigung ist abgedeckt und in zwei Straßen unterteilt. Die vorgeschaltete Denitrifikation hat ein Volumen von 845 m³. Es folgt eine intermittierend betriebene Nitrifikation mit einem Volumen von ca. 2.277 m³. Das Gesamtvolumen beträgt somit 3.122 m³.

Nachklärung

Die Nachklärung besteht aus einem Rechteckbecken ($V = 1.280 \text{ m}^3$). Der Rücklaufschlamm wird über ein Schneckenpumpwerk in den Zulauf der Belebungsbecken gefördert und der Überschussschlamm gelangt in den Schlammstapelbehälter.

Filtration

Der Nachklärung ist eine Filterstufe mit 6 DynaSand-Filtern (Typ: DS 5000 AE) in Betonbauweise nachgeschaltet.

Schlammbehandlung

Der aerob stabilisierte Schlamm wird einem Stapelbehälter zugeführt und anschließend landwirtschaftlich verwertet.

Überwachungswerte

Die Überwachungswerte, die für das eingeleitete Abwasser einzuhalten sind, sind in Tabelle 4.2 aufgeführt. Die Überwachungswerte werden ganzjährig eingehalten, sodass die Parameter CSB, N_{ges} und PO₄-P seitens der KA Blankenheim niedriger erklärt wurden.

Tabelle 4.2: Überwachungs- und Selbsterklärungswerte für die Kläranlage Blankenheim gemäß Erlaubnisbescheid (gültig bis 31.12.2007*)

Parameter	Einheit	Überwachungswert	Selbsterklärungswert
CSB	mg/l	40	18
BSB	mg/l	10	-
N _{ges}	mg/l	18	5 (2019) 8 (2020)
NH ₄ -N	mg/l	3	-
P _{ges}	mg/l	1	-
PO ₄ -P	mg/l	-	0,7

*Verlängerung wurde fristgerecht beantragt.

4.2 Ermittlung der Anschlussgröße

Das Arbeitsblatt DWA-A 131 (2016) sieht eine Bemessung auf Grundlage des 2-Wochenmittels der organischen Frachten in den Perioden der maßgebenden Temperaturen vor. Voraussetzung dafür ist eine Probendichte von mindestens 4 Proben pro Woche. Die Beprobung des Abwassers der KA Blankenheim erfolgt im Schnitt einmal pro Woche im Zulauf zur Kläranlage, sodass insgesamt 147 Messwerte vorliegen. Aus diesem Grund erfolgt die Berechnung der aktuellen Belastung alternativ nach dem Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 198 (2003) auf Grundlage der an 85 % der Zeit unterschrittenen CSB-Fracht. Der an 85 % der Tage erreichte oder unterschrittene Wert beträgt 656 kg CSB/d. Unter Berücksichtigung einer einwohnerspezifischen Fracht von 120 g CSB/(E*d) beträgt die Anschlussgröße der KA Blankenheim rund 5.470 EW. Die mittlere tägliche Schmutzfracht beträgt 433 kg/d entsprechend 3.608 EW und wird in der Regel als Bezugsgröße für den spezifischen Energiebedarf herangezogen.

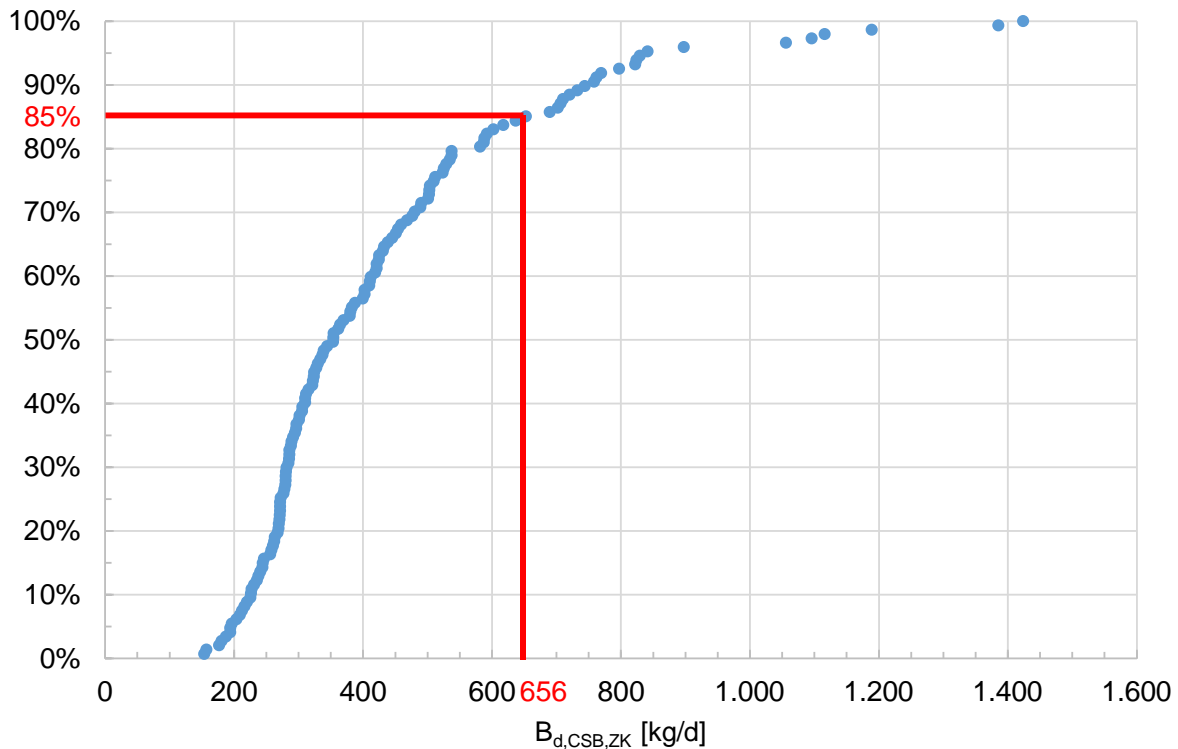


Bild 4.2: Unterschreitungshäufigkeit der CSB-Frachten (2016 – 2018) im Zulauf der KA Blankenheim zur Ermittlung der maßgebenden CSB-Fracht bzw. der Anschlussgröße

4.3 Bemessungsparameter für die 4. Reinigungsstufe

Für die Auslegung einer nachgeschalteten 4. Reinigungsstufe ist die Zusammensetzung des gereinigten Abwassers und damit die Leistungsfähigkeit der vorgeschalteten Verfahrensstufen (Biologie, Nachklärung) von Bedeutung.

Bei allen Verfahrensvarianten zur Mikroschadstoffelimination wird ein möglichst feststofffreier Zulauf mit geringer organischer Hintergrundbelastung angestrebt, da sich niedrige CSB/DOC und AFS-Konzentrationen positiv auf die Elimination auswirken.

Für das Jahr 2018 ergibt sich eine mittlere CSB-Ablaufkonzentration der Kläranlage (nach Filtration im DynaSand-Filter) in Höhe von $c_{\text{CSB,ab}} = 13,1 \text{ mg/l}$ (vgl. Bild 4.4) (ohne den Ausreißer vom 3.7.2018 läge die mittlere CSB-Ablaufkonzentration bei $c_{\text{CSB,ab}} = 12,9 \text{ mg/l}$). Damit ergibt sich eine mittlere DOC-Konzentration von $c_{\text{DOC,ab}} = 13,1 / 3 = 4,4 \text{ mg/l}$. Die mittlere Konzentration für AFS liegt bei $c_{\text{AFS,ab}} = 4,2 \text{ mg/l}$ im Ablauf des Filters.

Allerdings sind dies Werte aus dem Ablauf des Filters, Werte aus dem Ablauf der Nachklärung bzw. im Zulauf zum Filter liegen nicht vor. Mit dem der Nachklärung auf der KA Blankenheim nachgeschaltete Sandfilter werden bereits abfiltrierbare Stoffe zurückgehalten. Damit verringern sich auch die zugehörigen Konzentrationen von z. B. BSB_5 , CSB, P und N_{org} , Schwermetalle, AOX und weiteren adsorbierbaren organischen Spurenstoffen (Tabelle 4.3).

Das bedeutet beispielsweise, dass je im Filter eliminierten g_{AFS}/l rund 0,8 – 1,4 g CSB eliminiert werden. Im Rahmen dieser Studie werden die Konzentrationen für die Auslegung der 4. Reinigungsstufe anhand der vorhandenen Daten und Literaturwerten berechnet. Ausgehend von einer maximalen AFS-Konzentration von 20 mg/l (DWA-A 131, 2016) im Ablauf der Nachklärung liegt die AFS-Elimination somit im Mittel bei 15,8 mg/l ($20 \text{ mg/l} - 4,2 \text{ mg/l} = 15,8 \text{ mg/l}$). Es wird davon ausgegangen, dass die CSB-Elimination zur AFS-Elimination korreliert. Der biologische CSB-Abbau im Sandfilter wird vernachlässigt. Die CSB-Konzentration vor dem Filter kann bei einem Verhältniswert von $1g_{CSB}/1g_{AFS}$ mit 28,9 mg/l ($13,1 \text{ mg/l} + 15,8 \text{ mg/l} = 28,9 \text{ mg/l}$) abgeschätzt werden. Über den Faktor 1/3 lässt sich diese Konzentration annähernd genau in den DOC umgerechnen. Damit ergibt sich eine mittlere berechnete DOC-Konzentration im Ablauf der Nachklärung von $c_{DOC,ab} = 28,9 / 3 = 9,6 \text{ mg/l}$.

Für die konkrete Auslegung einer 4. Reinigungsstufe in einer Planung ist jedoch vorab ein entsprechendes Messprogramm zur Bestimmung des CSB, DOC und AFS im Ablauf der Nachklärung durchzuführen.

Tabelle 4.3: Mittlere Werte für BSB₅, CSB, Phosphor und Stickstoff in abfiltrierbaren Stoffen im Ablauf der Nachklärung (DWA-A 203, 2019)

BSB ₅	CSB	Phosphor		Stickstoff
$\frac{\text{g BSB}_5}{\text{g AFS}}$	$\frac{\text{g CSB}}{\text{g AFS}}$	$\frac{\text{g P}}{\text{g AFS}}$		$\frac{\text{g N}_{\text{org}}}{\text{g AFS}}$
		Simultanfällung/biol. P-Elimination		
		ohne	mit	
0,3 – 0,8*)	0,8 – 1,4*)	0,012	0,02 – 0,05	0,04 – 0,1
ANMERKUNG				
*) Sinkend mit steigendem Schlammalter.				

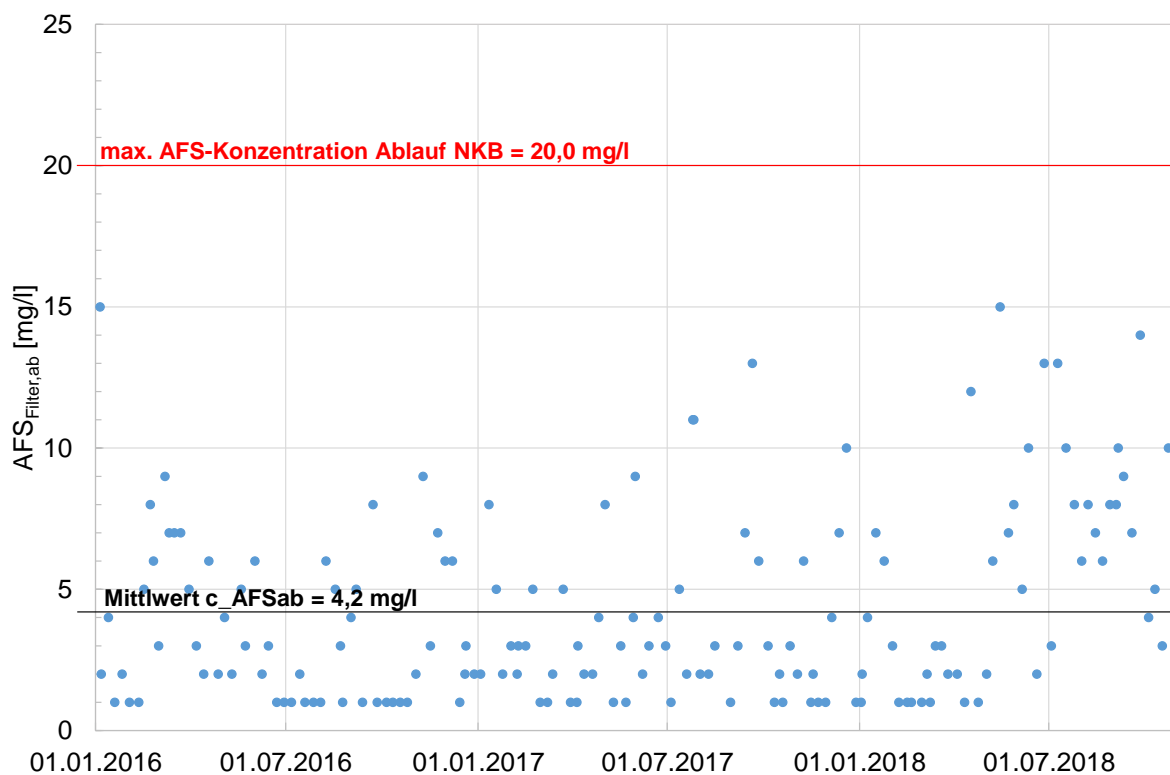


Bild 4.3: AFS-Konzentration im Ablauf der Kläranlage nach den Sandfiltern

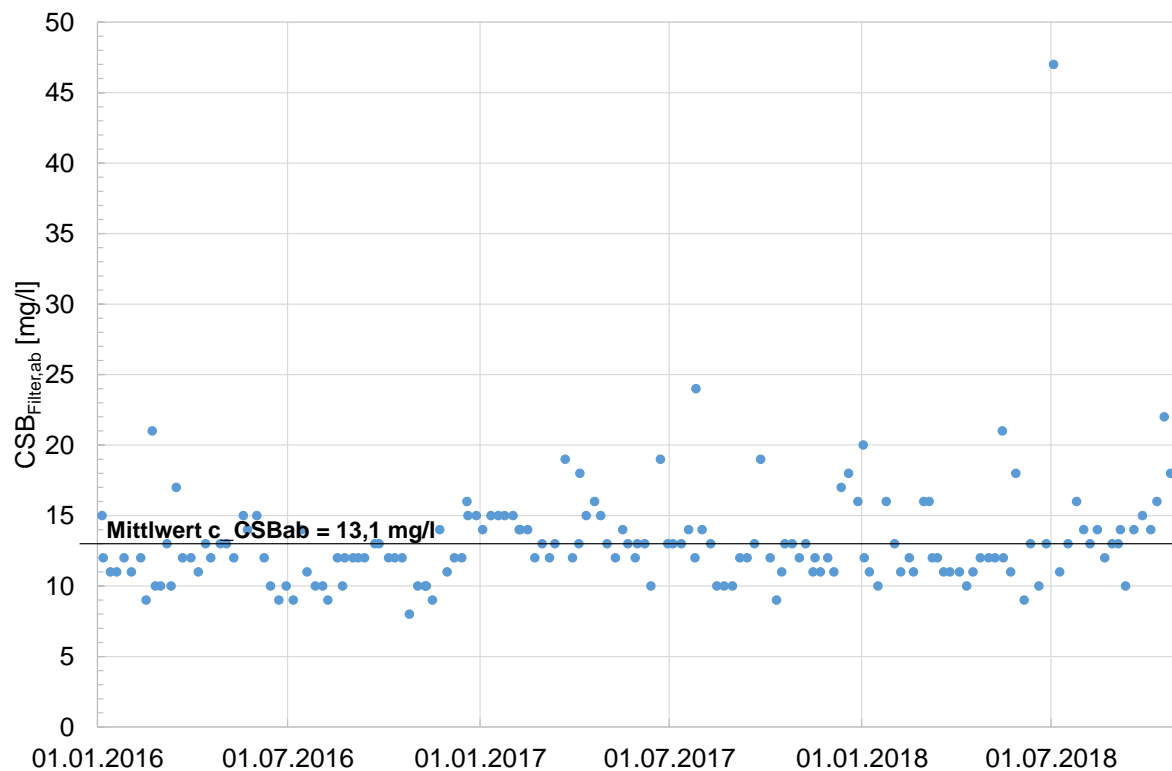


Bild 4.4: CSB-Konzentration im Ablauf der Kläranlage als Jahrgang

4.4 Auswertung des Spurenstoff-Screenings

Ergebnisauswertung

Um die Belastungssituation und die Reinigungsleistung der Kläranlage Blankenheim in Bezug auf Mikroschadstoffe beurteilen zu können, werden die Ergebnisse des Abwasserscreenings nachfolgend ausgewertet und mit Literaturwerten verglichen.

In Summe lagen 2 Analysenergebnisse pro Parameter vor. Diese wurden als Mittelwert ausgewertet und einheitlich in Mikrogramm pro Liter umgerechnet. Die so ermittelten Ablaufkonzentrationen sind in Bild 4.5 absteigend sortiert dargestellt.

Es zeigt sich, dass die Konzentrationen im Vergleich zu den Literaturwerten (LUBW, 2014) relativ gering sind. So beträgt die Diclofenac-Ablaufkonzentration mit 0,56 µg/l gegenüber der in LUBW (2014) für 6 Kläranlagen in Baden-Württemberg festgestellten mittleren Konzentration von 1,0 µg/l gut die Hälfte. Auch der Vergleich mit den Daten von Bornemann et al. (2012) für die Kläranlage Wuppertal Buchenhofen zeigt eine höhere Konzentration von 2,4 µg/l. Insbesondere die Ablaufkonzentrationen der Arzneimittel Metoprolol und Carbamazepin, aber auch des Humanarzneimittels Ibuprofen und des Pflanzenschutzmittels Isoproturon liegen deutlich unter den Literaturwerten (Bild 4.5).

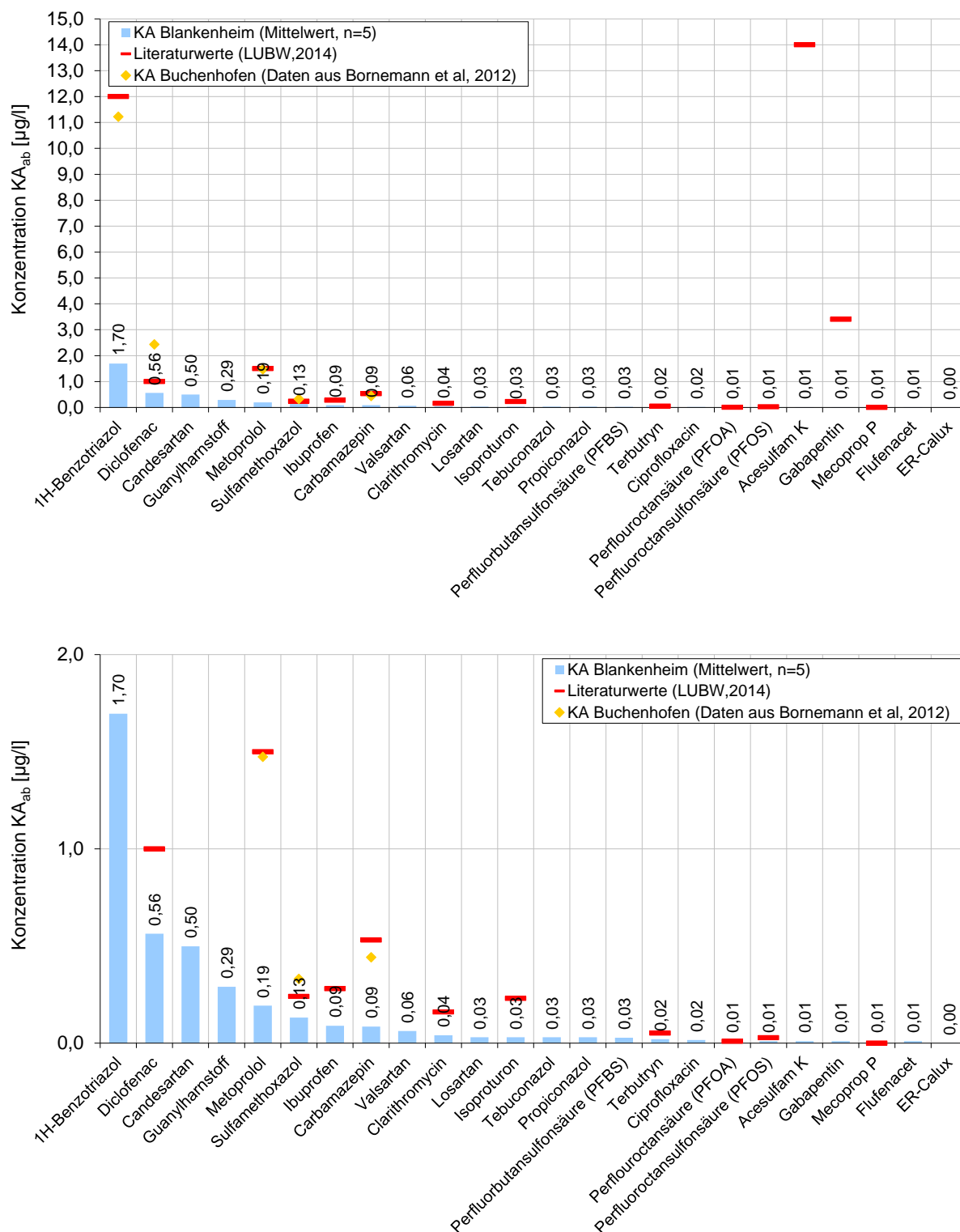


Bild 4.5: Gemessene Konzentrationen im Ablauf der Kläranlage Blankenheim (Mittelwert aus 2 Analysen) und Vergleichswerte aus der Literatur in der Übersicht (oben) und Detailansicht (unten)

Die Eliminationsleistung der konventionellen Abwasserreinigung auf der KA Blankenheim wurde für alle Substanzen als prozentuale Verringerung der Zulaufkonzentrationen zum Ablauf der Kläranlage (nach Sandfilter) ermittelt und ist in Bild 4.6 absteigend sortiert dargestellt.

Je nach Stoffeigenschaften wird eine sehr unterschiedliche Elimination erreicht. So sind Stoffe wie Ibuprofen, Acesulfam K oder Ciprofloxacin biologisch gut abbaubar ($\eta_{\text{Elim}} \geq 94\%$), während Stoffe wie Metoprolol ($\eta_{\text{Elim}} = 32\%$) oder Terbutryn ($\eta_{\text{Elim}} = 25\%$) in einem deutlich geringeren Umfang reduziert werden.

Bei einigen Stoffen wie Guanylharnstoff (Transformationsprodukt von Metformin) oder Carbamazepin ergibt sich sogar eine negative Entnahme, die z. T. durch die vorgenannten Besonderheiten in Bezug auf eine zeitproportionale Probenahme bei schwankenden Zulaufkonzentrationen zu erklären ist. Guanylharnstoff wird ggf. als Transformationsprodukt von Metformin während der Abwasserreinigung gebildet. Allgemein kann bei diesen Stoffen von keinem biologischen Abbau ausgegangen werden.

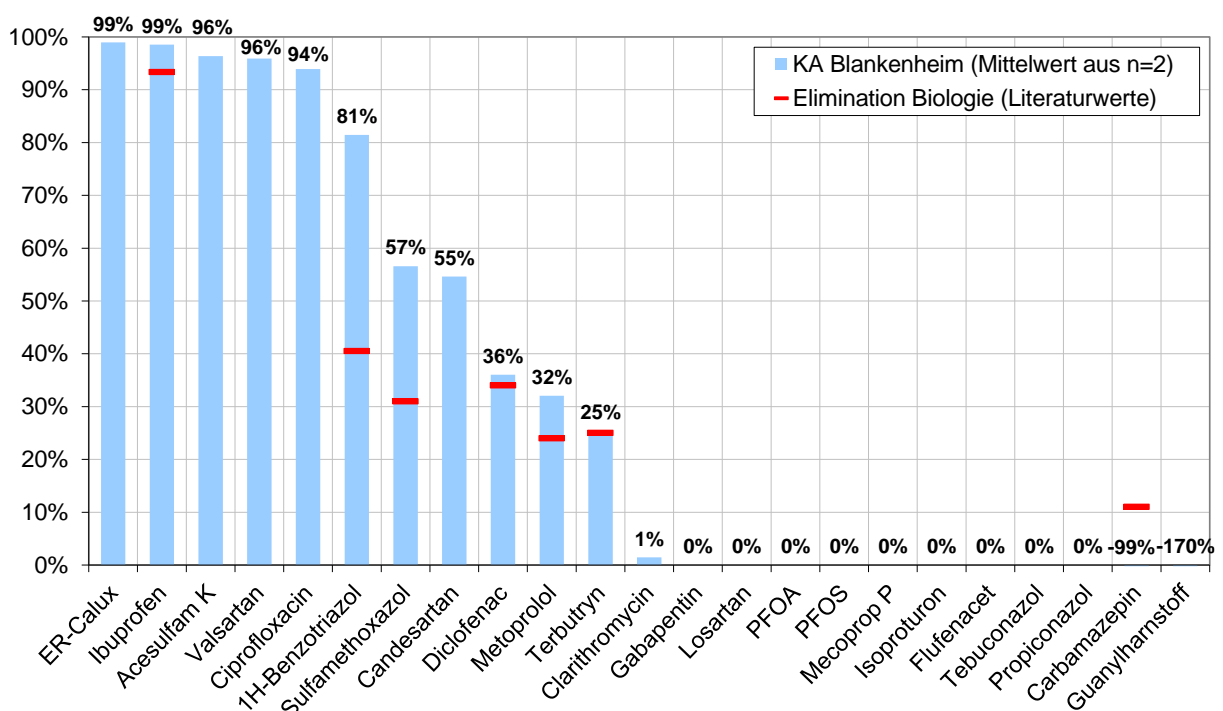


Bild 4.6: Elimination (Zulauf KA – Ablauf KA) und Vergleich mit Literaturwerten (Abbelgen, 2012; Götz, 2012, LUBW 2014)

Über die Betrachtung der Spurenstoffkonzentrationen im Ablauf der Kläranlage und der Eliminationsleistung hinaus ist auch die Betrachtung der Spurenstoffkonzentrationen im Gewässer nach der Kläranlage relevant. Herangezogen werden für diese Betrachtung die Präventiv- und Orientierungswerte aus dem Anhang D4 des Monitoringleitfadens für Oberflächengewässer (MUNLV, 2009). Die Bewertung der Konzentration im Gewässer erfolgt, indem die gemessene Konzentration im Verhältnis zur Umweltqualitätsnorm (UQN) bzw. zum Orientierungs-/Präventivwert gesetzt wird. Werte, die kleiner als die Hälfte der UQN betragen, werden mit „sehr gut“ bewertet. Liegen die Werte zwischen $\frac{1}{2}$ und 1 UQN, so ist die

Konzentration als „gut“ zu bewerten. Bis zur zweifachen Konzentration des Bewertungskriteriums kann diese als „mäßig“ und darüber hinaus als „unbefriedigend“ (2 UQN – 4 UQN) bzw. „schlecht“ (> 4 UQN) eingestuft werden. Tabelle 8.3 fasst die Ergebnisse und Bewertung der Messungen aus der Machbarkeitsstudie (2019) im Gewässer zusammen. Es wird deutlich, dass die gemessenen Konzentrationen für Ibuprofen und ER-Calux das 2- bis 4-fache des Orientierungswertes betragen gemäß Anhang D4 des Monitoringleitfadens. Die gemessenen Konzentrationen der anderen Substanzen lagen unter dem Orientierungswert.

Tabelle 4.4: Vorschlag des Kom-M NRW zur Bewertung der Spurenstoffkonzentrationen im Gewässer nach Einleitung KA Blankenheim basierend auf Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer (MUNLV, 2009)

Stoffgruppe	Nr.	Substanz	Einheit	Analyse 1 Dez. 2019	Analyse 2 März 2020	UQN / Beurteilungswerte gemäß Anhang D4_Zyklus 3
Korrosionsschutzmittel	1	1H-Benzotriazol	µg/l	0,12	0,04	10
Humanpharmaka	2	Carbamazepin	µg/l	0,01	0,01	0,5
	3	Gabapentin	µg/l	u.d.B.	0,01	0,1
	4	Diclofenac	µg/l	0,03	0,03	0,05
	5	Ibuprofen	µg/l	0,03	0,05	0,01
	6	Metoprolol	µg/l	0,01	0,01	7,3
	7	Valsartan	µg/l	0,01	0,01	0,1
	8	Losartan	µg/l			0,1
	9	Candesartan	µg/l	0,08	0,03	0,1
	10	Guanylharnstoff	µg/l	0,03	0,03	0,1
Ostrogene	11	ER-Calux	µg/l	0,000110	0,000047	0,000035
Antibiotika	12	Sulfamethoxazol	µg/l	0,02	0,01	0,6
	13	Clarithromycin	µg/l	0,01	0,01	0,1
	14	Ciprofloxacin	µg/l	0,01	0,01	0,036
Industriechemikalien	15	Perfluorbutansäure (PFBA)	µg/l	u.d.B.	u.d.B.	0,1
	16	Perfluorbutansulfonsäure (PFBS)	µg/l	0,00	0,00	0,1
	17	Perfluorpentansäure (PFPeA)	µg/l	u.d.B.	u.d.B.	0,1
	18	Perfluorhexansäure (PFHxA)	µg/l	u.d.B.	u.d.B.	0,1
	19	Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS)	µg/l	u.d.B.	u.d.B.	0,1
	20	Perfluorheptansäure (PFHpA)	µg/l	u.d.B.	u.d.B.	0,1
	21	Perfluoroctansäure (PFOA)	µg/l	u.d.B.	u.d.B.	0,1
	22	Perfluoroctansulfonsäure (PFOS)	µg/l	u.d.B.	u.d.B.	0,1
	23	Perfluorononansäure (PFNA)	µg/l	u.d.B.	u.d.B.	0,1
	24	Perfluordecansäure (PFDeA)	µg/l	u.d.B.	u.d.B.	0,1
	25	H4PFOS (PFOS-Ersatzstoff)	µg/l	u.d.B.	u.d.B.	0,1
Biozide / Pflanzenschutzmittel	26	Mecoprop P	µg/l	u.d.B.	u.d.B.	0,1
	27	Terbutryn	µg/l	u.d.B.	u.d.B.	0,065
	28	Isoproturon	µg/l	u.d.B.	u.d.B.	0,3
	29	Flufenacet	µg/l	u.d.B.	u.d.B.	0,04
	30	Tebuconazol	µg/l	u.d.B.	u.d.B.	1
Lebensmittelzusatzstoff	31	Propiconazol	µg/l	u.d.B.	u.d.B.	1
	32	Acesulfam K	µg/l	0,01	0,01	0,1

u.d.B. - unter der Bestimmungsgrenze

sehr gut	< 1/2 UQN
gut	1/2 UQN - UQN
mäßig	UQN - 2 UQN
unbefriedigend	2 UQN - 4 UQN
schlecht	> 4 UQN

5 Technische Anlagenkonzepte für die KA Blankenheim

5.1 Auslegungswassermenge

In Bild 5.1 ist die tägliche Wassermenge im Ablauf der KA Blankenheim in m^3/d für die Jahre 2016 bis 2018 dargestellt. Im Mittel ergibt sich ein täglicher Ablauf von $Q_{d,aM} = 2.030 \text{ m}^3/\text{d}$. Die Wassermenge bei Trockenwetter wurde nach ATV-DVWK-A 198 bestimmt. Als Trockenwettertag gelten hierbei die Tage, an denen der Zulauf bis zu 20 % über der Minimallinie (21 Tage-Minimum) liegt. Im Mittel ergibt sich ein Trockenwetterablauf von rund $920 \text{ m}^3/\text{d}$.

Werden die Trockenwettertage nach Wetterschlüssel bestimmt, ergibt sich ein ähnliches Diagramm (siehe Bild 5.2). Der mittlere Trockenwetterablauf beträgt dann $824 \text{ m}^3/\text{d}$.

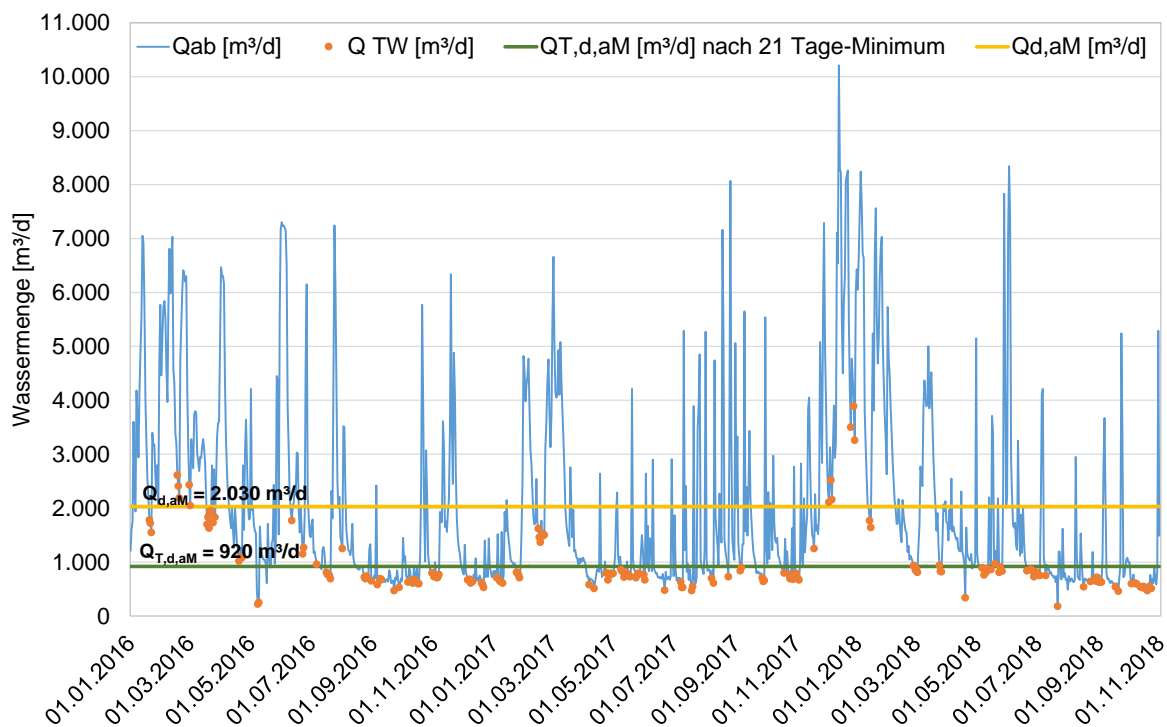


Bild 5.1: Wassermengen im Ablauf der KA Blankenheim in m^3/d mit Trockenwettertagen nach 21 Tage-Minimum

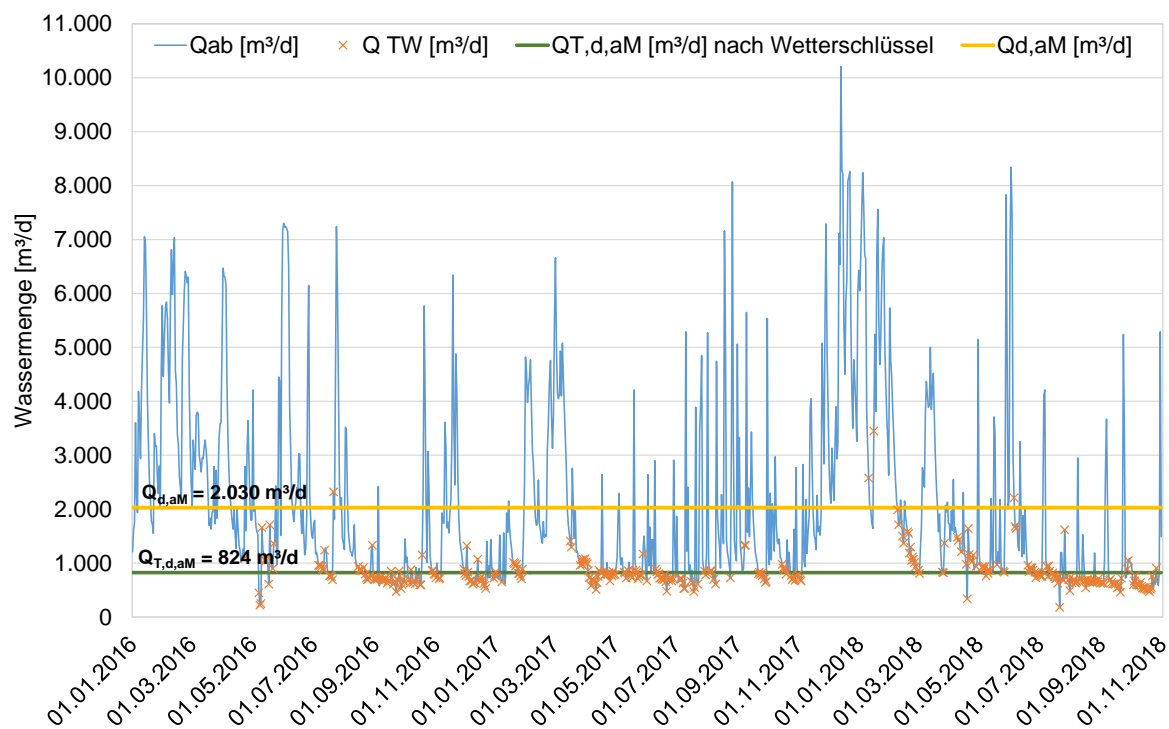


Bild 5.2: Wassermengen im Ablauf der KA Blankenheim in m^3/d mit Trockenwettertagen nach Wetterschlüssel

Zur Bemessung der 4. Reinigungsstufe wird die Auslegungswassermenge gemäß den Planungshinweisen von (Kom-M.NRW, 2016) bestimmt. Folgende Bemessungshinweise sind dabei für Mischsysteme einzuhalten:

- $Q_{\text{Auslegung}} \geq Q_{\text{T,h,max}}$ (3-Jahresmittel)
- $Q_{\text{Behandelt}} \geq \text{JSM}$
- $Q_{\text{Behandelt}} \geq 70\%$ von JAM (Teilstrombehandlung)

Die Auslegung als Vollstrombehandlung inklusive Mischwasserabfluss statt der Auslegung auf einen maximalen Trockenwetterabfluss würde einerseits zu einer geringen frachtbezogenen Erhöhung des Gesamtwirkungsgrades um ca. 7 % (Maus et al., 2014), andererseits gleichzeitig zu deutlich erhöhten Investitionen und Betriebskosten führen. Da im Falle der hier untersuchten Kläranlage Blankenheim keine immissionsbasierten Anforderungen bekannt sind, wird daher eine wirtschaftlichere Teilstrombehandlung gewählt.

Für die Kläranlage Blankenheim liegen keine stündlichen Zu- oder Ablaufwassermengen über einen längeren Zeitraum vor. Der maximale stündliche Trockenwetterzufluss muss daher berechnet werden. Dies kann entweder anhand eines Trockenwettertagesganges und der maximalen täglichen Trockenwassermenge (2016 – 2018) erfolgen oder anhand des Divisors $x_{Q_{\text{max}}}$ gemäß Arbeitsblatt ATV-DVWK A 198 (2003).

Für die Ermittlung des maximalen Trockenwetterzuflusses anhand eines normierten Tagesganges ist ein typischer Trockenwettertag in Bild 5.3 dargestellt. Hierfür wurden die vorliegenden Minutenwerte in 1h-Mittelwerte umgerechnet. Aus diesem typischen Tagesgang eines Trockenwettertages kann ein normierter Tagesgang berechnet werden. Für den maximalen Tagesabfluss von $48 \text{ m}^3/\text{h}$ beträgt der Faktor 1,7. Um den maximalen Trockenwetterzufluss zu ermitteln, wird dieser Faktor mit dem maximalen täglichen Trockenwetterabfluss/24 multipliziert. Dieser wurde aus den Bild 5.1 und Bild 5.2 mit $1.500 \text{ m}^3/\text{d}$ ($63 \text{ m}^3/\text{h}$) abgeschätzt. Daraus ergibt sich ein stündliches Trockenwettermaximum von $108 \text{ m}^3/\text{h}$ ($63 \text{ m}^3/\text{h} \times 1,73 = 108 \text{ m}^3/\text{h}$) bzw. $30,0 \text{ l/s}$.

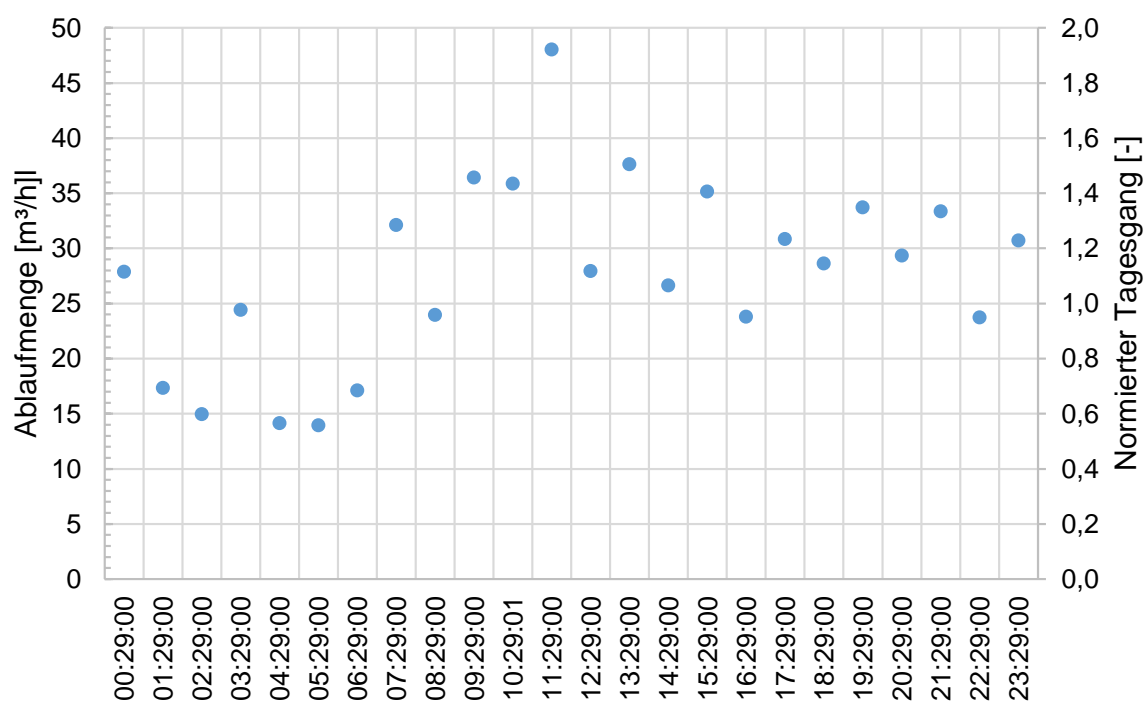


Bild 5.3: Wassermengen im Ablauf der KA Blankenheim in m^3/h am 15.07.2019 als 1h-MW und normierte Werte für diesen Tagesgang

Der Divisor zur Berechnung des maximalen stündlichen Trockenwetterabflusses gemäß ATV-DVWK-A 198 (2003) wird für die KA Blankenheim (4.500 EW) mit 10,5 abgelesen. Der maximale stündliche Trockenwetterabfluss kann anschließend berechnet werden, indem der mittlere tägliche Trockenwetterabfluss (2016 – 2018) durch den $x_{Q_{\max}}$ dividiert wird (Annahme $Q_{F,aM} = 0$). Für $Q_{T,h,\max}$ ergibt sich somit eine Trockenwettermaximum von $87,7 \text{ m}^3/\text{h}$ bzw. $24,4 \text{ l/s}$.

$Q_{T,h,\max}$ beträgt gemäß Erlaubnisbescheid $31,7 \text{ l/s}$ bzw. $57 \text{ m}^3/0,5 \text{ h}$. Die berechneten Werte liegen somit in der Größenordnung des im Erlaubnisbescheid angegeben zulässigen maximalen Trockenwetterabflusses. Für die Auslegung der 4. Reinigungsstufe werden aufgerundet $120 \text{ m}^3/\text{h}$ bzw. $33,3 \text{ l/s}$ angesetzt.

Bild 5.4 zeigt, dass bei einer Auslegungswassermenge für die 4. Reinigungsstufe von 120 m³/h bzw. 2.880 m³/d (\cong 1,05 Mio. m³/a) an ca. 76 % der Tage im Jahr die gesamte Abwassermenge (Vollstrombehandlung) behandelt werden kann.

Die mittlere Jahresschmutzwassermenge (JSM) (2016 – 2018) beträgt gemäß Betriebs-tagebuch im Mittel rund 295.200 m³/a, zulässig sind maximal 450.000 m³/a. Die Jahresabwassermenge (JAM) beträgt für die Jahre 2016 bis 2018 im Mittel 740.400 m³/a (70 % entsprechen 516.10 m³/a).

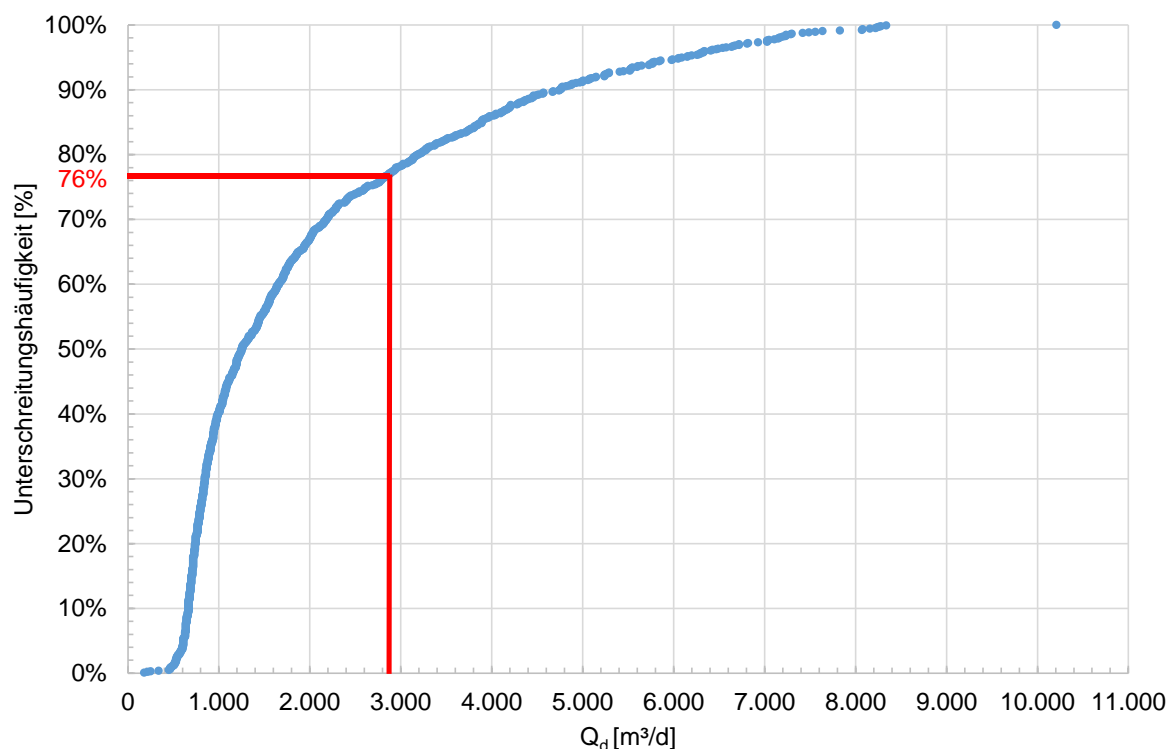


Bild 5.4: Unterschreitungshäufigkeit des täglichen Abflusses Q_d (2016 – 2018)

Folgende Nachweise zur Ermittlung der Auslegungswassermenge gemäß den Planungshinweisen für Anlagen zur Mikroschadstoffelimination werden somit erfüllt (KOM-M.NRW, 2016):

- $Q_{\text{Auslegung}} \geq Q_{T,h,\text{max}}$ 120 m³/h > 108 m³/h
- $Q_{\text{Behandelt}} \geq \text{JSM}$: 0,58 Mio. m³/a > 0,45 Mio. m³/a
- $Q_{\text{Behandelt}} \geq 70 \% \text{ der JAM}$: 0,58 Mio. m³/a > 0,52 Mio. m³/a

Damit ergeben sich die in Tabelle 5.1 zusammengefassten Bemessungswerte.

Tabelle 5.1: Zusammenstellung der maßgebenden Wassermengen

		[m³/d]	[m³/h]	[l/s]	Quelle
Täglicher Abfluss im Jahresmittel	$Q_{d,aM}$	2.030	85	24	Betriebsdaten (2016 - 2018)
Täglicher Trockenwetterabfluss im Jahresmittel	$Q_{T,d,aM}$	824	34	10	Betriebsdaten (2016 - 2018)
maximaler stündlicher Trockenwetterabfluss	$Q_{T,h,max}$	-	108	30	Abg. über Trockenwettertag (15.07.2019) und $Q_{T,d,max}$
Bemessungswassermenge	Q_{Bem}	2.880	120	33	
minimaler stündlicher Trockenwetterabfluss	$Q_{T,h,min}$	-	4	1	Abg. über Trockenwettertag (15.07.2019) und $Q_{T,d,min}$
Mischwasserzulauf	Q_M	-	202/0,5	112	Erlaubnisbescheid

5.2 Auswahl geeigneter Verfahren für die KA Blankenheim

5.2.1 Kriterien zur Verfahrensauswahl

Bereits großtechnisch erprobte Verfahren zur Spurenstoffelimination sind die Ozonung sowie der Einsatz von Pulveraktivkohle (PAK) und granulierter Aktivkohle (GAK). Ein weiteres, bisher nur im Pilotmaßstab erprobtes Verfahren ist der Retentionsbodenfilter. Mögliche Varianten für eine 4. Reinigungsstufe auf der KA Blankenheim werden unter Berücksichtigung der nachfolgend aufgelisteten Kriterien ausgewählt (KOM-M.NRW, 2016):

- Eliminationsgrad der Verfahren hinsichtlich relevanter Mikroschadstoffe
- Vorhandene nutzbare Verfahrens- und Bautechnik (z. B. Filtrationsanlage, freie Beckenkapazität)
- Platzbedarf und Flächenverfügbarkeit
- Bromatbildungspotenzial des Abwassers bei Ozonverfahren
- Verbesserung der Reinigungsleistung der Kläranlage (z. B. CSB, AFS, P_{ges} , Keime)
- Ganzheitliche energetische Betrachtung (inkl. Transportwege, Herstellung Aktivkohle, Sauerstofferzeugung)
- Zusätzlicher Personalbedarf

5.2.2 Örtliche Randbedingungen und Bauflächen auf der KA Blankenheim

Die 4. Reinigungsstufe muss in die vorhandene Bau- und Verfahrenstechnik integriert werden. Bei allen Verfahrensvarianten wird eine möglichst geringe organische Zulaufbelastung angestrebt, weswegen die zusätzliche Reinigungsstufe hinter der Nachklärung angeordnet wird. Es wird weiterhin geprüft, ob vorhandene Bausubstanzen an passender Stelle umgenutzt werden können bzw. ob genügend Baufläche für neue Becken zur Verfügung steht.

Als Aufstell- bzw. Baufläche wird im Wesentlichen der Bereich unterhalb der Nachklärbecken auf der rechten Seite des Schlammstapelbehälters identifiziert.

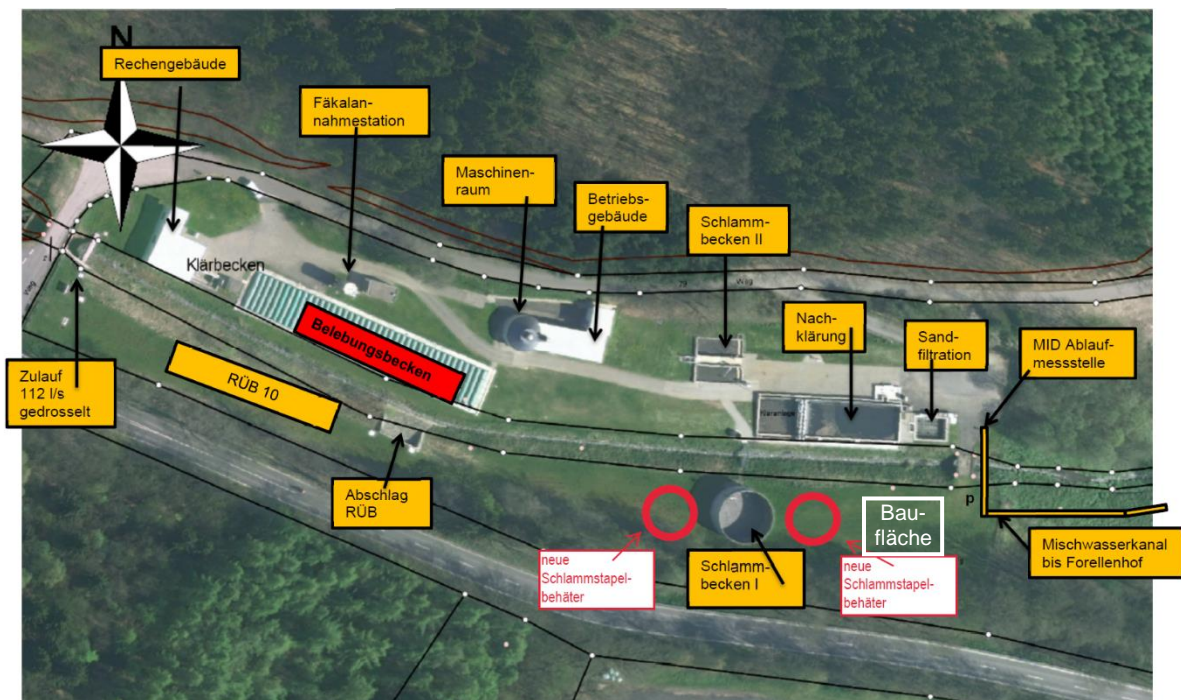


Bild 5.5: Lageplanschema (potenzielle Baufläche für 4. Reinigungsstufe: weiße Markierung)

Auf der KA Blankenheim ist aktuell bereits eine DynaSand®-Filtration in Betonbauweise installiert. Bild 5.6 zeigt schematisch den Aufbau eines solchen Filters. In Tabelle 5.2 sind die Kenngrößen zur Auslegung der Sandfilter aufgelistet. Die 6 Filterzellen mit einer Gesamtfläche von 30 m² sind auf eine maximale Abwassermenge (Regenwetterabfluss) von 403 m³/h ausgelegt. Die Sandfiltration ist zweistraßig ausgelegt, sodass je 3 Filter einzeln beschickt werden können.

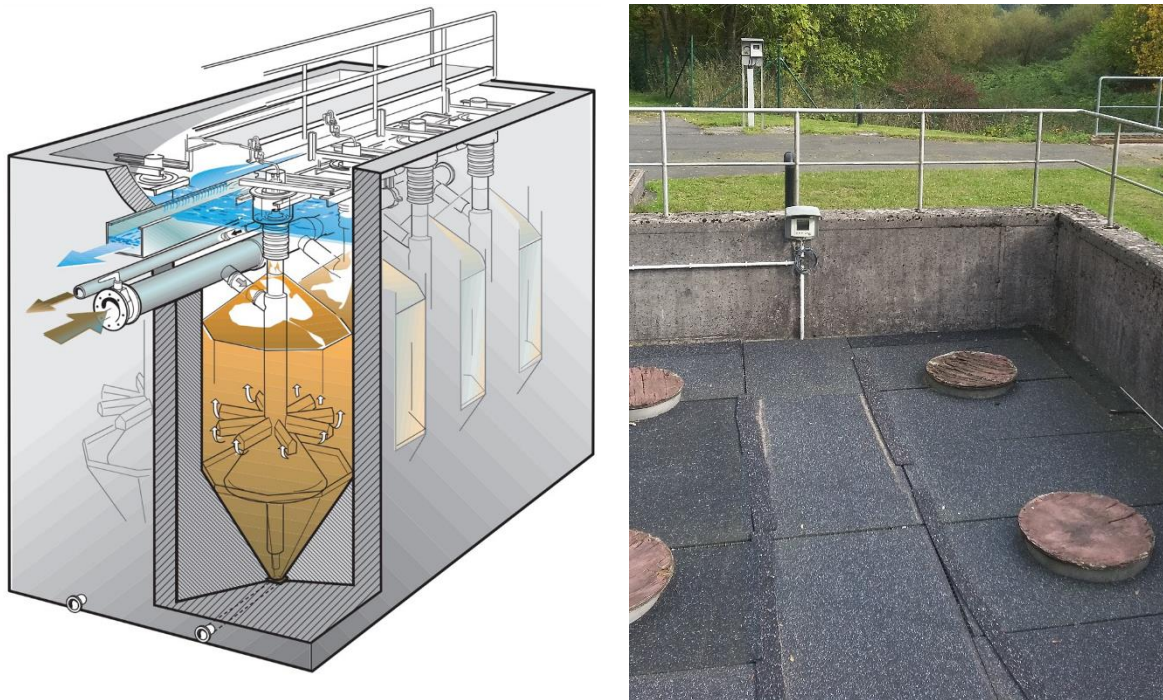


Bild 5.6: Skizze Sandfilter im Betonbecken (links, www.nordic-water.de) und Draufsicht auf die Sandfilter der KA Blankenheim

Tabelle 5.2: Kenngrößen der Sandfilter

Technische Daten Filtration	Abk.	Wert	Einheit
Anzahl Filter gesamt	n	6	-
Fläche Einzelfilter	A_{fil}	5	m ²
Filterfläche gesamt	$A_{\text{fil,ges}}$	30	m ²
Maximale Abwassermenge ¹⁾	Q_{max}	403	m ³ /h
Max. Oberflächenbelastung		13,4	m/h
Filterbetthöhe	h	1,5	m
Mögliche Zielwerte	AFS	10	mg/l
(mit pFM-Dosierung)	P	1	mg/l

¹⁾ max. Regenwetterabfluss

5.2.3 Verfahrensauswahl

Wie in Kapitel 3 beschrieben, gibt es verschiedene Verfahren, um Mikroschadstoffe zu eliminieren. Auf Basis der in den vorhergehenden Kapiteln dargestellten Randbedingungen können vorab geeignete Varianten einer 4. Reinigungsstufe ausgewählt werden. Die nachfolgende Tabelle führt die verschiedenen Verfahren und Verfahrenskombinationen auf, die grundsätzlich anwendbar sind. Diese werden hinsichtlich ihrer technischen Umsetzbarkeit auf der KA Blankenheim bewertet.

Tabelle 5.3: Übersicht über die möglichen Varianten

Verfahren/Ort	Nachbehandlung	Bewertung	Fazit
Ozonung	Filtration	Neubau der Ozonung, Nutzung der vorhandenen Sandfiltration	
Ozonung	Biol. aktiviertes Wirbelbett	Zusätzlicher Neubau; Beschickungspumpwerk	
Retentionsbodenfilter	-	Platzangebot nicht ausreichend	
GAK-Filtration	-	Umrüstung vorhandener DynaSand-Filter möglich	
Kombinationsverfahren (Ozon + GAK)	-	Durch Kombination hohe Investitionskosten	
PAK in Belebung	Filtration	Keine landwirtschaftliche Klärschlammverwertung möglich	

Für die Kläranlage Blankenheim werden hierauf aufbauend zwei unterschiedliche Ausbaukonzepte unter Berücksichtigung der örtlichen Randbedingungen (Sandfilter, Platzmangel) zur Integration einer 4. Reinigungsstufe in die vorhandene Bau- und Verfahrenstechnik untersucht.

- **Variante 1: Ozonungsbehandlungsstufe**
Neubau Reaktorbehälter, Sauerstofftank, Ozongenerator, Nachbehandlung im vorhandenen Sandfilter
- **Variante 2: Umrüstung Sandfilter in kontinuierliche gespülte GAK-Filter**
Materialaustausch in der vorhandenen Sandfilteranlage

Hierzu werden zunächst die notwendigen Bemessungsparameter hergeleitet. Anschließend erfolgt für jede Verfahrensvariante eine Anlagendimensionierung, eine Beschreibung der technischen Ausführung inklusive Lageplankonzept und eine Kostenschätzung.

5.3 V1: Ozonung mit Nachbehandlung im vorhandenen Sandfilter

Für die großtechnische Umsetzung einer Ozonbehandlung sind ein Sauerstofftank, ein Ozongenerator, ein Ozonreaktor inklusive Eintragungssystem und Abgasbehandlung zu planen. Aufgrund der möglichen Bildung von problematischen reaktiven Umwandlungsprodukten, sollte der Ozonung eine biologische Nachbehandlungstufe (z. B. Sand-/Biofilter oder Wirbelbett) nachgeschaltet werden (Abegglen, Siegrist, 2012). Eine mögliche Verfahrensführung liefert Bild 5.7.

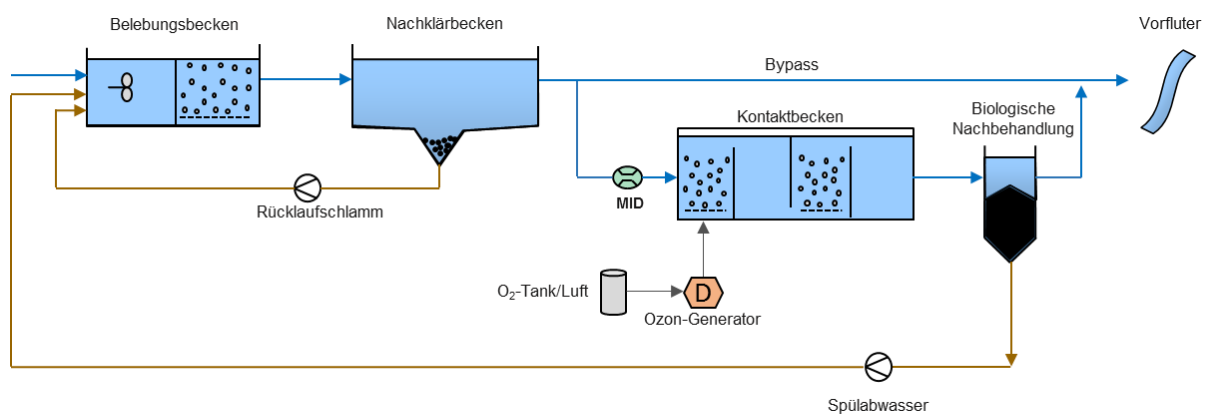


Bild 5.7: Fließschema Ozonierung als 4. Reinigungsstufe

5.3.1 Dimensionierung

Ozonkonzentration über spezifische Ozondosis

Die erforderliche Ozonkonzentration wird über die Wahl einer Ozondosis (z_{spez}) berechnet. Bei einem üblichen Literaturwert von $z_{\text{spez}} = 0,7 \text{ gO}_3/\text{gDOC}$ (vgl. Tabelle 3.4) und einer berechneten DOC-Konzentration von $9,3 \text{ mg/l}$ im Ablauf der Nachklärung (vgl. Kapitel 4.3) ergibt sich:

$$c_{\text{O}_3} = z_{\text{spez}} \cdot c_{\text{DOC}} = 0,7 \cdot 9,3 = 6,5 \text{ mg O}_3/\text{l} \quad (c_{\text{O}_3, \text{gewählt}} = 7,0 \text{ mg/l})$$

Die berechnete DOC-Konzentration ist vor einer Planung einer Ozonung anhand eines Messprogramms zu verifizieren.

Maximale Ozonmenge über Bemessungswassermenge und Ozonkonzentration

Zur Auslegung der Ozonerzeugung wird die maximal erforderliche Ozonmenge ($B_{O_3,max}$) benötigt, welche sich über die Bemessungswassermenge (Q_{Bem}) und die Ozonkonzentration (c_{O_3}) berechnet: Mit der gewählten Ozonkonzentration von $c_{O_3} = 7,0 \text{ g/m}^3$ und $Q_{Bem} = 120 \text{ m}^3/\text{h}$ ergibt sich eine maximale Ozonerzeugung von:

$$B_{O_3,max} = Q_{Bem} \cdot c_{O_3} = 120 \cdot 7,0 = 840 \text{ g/h (20 kg/d)}$$

Minimale Ozonmenge über Minimalzulauf und Ozonkonzentration

Die minimale Ozonerzeugung ($B_{O_3,min}$) wird zur Auslegung des Eintragungssystems benötigt und berechnet sich für die minimale Trockenwetterwassermenge von $14 \text{ m}^3/\text{h}$ (Tabelle 5.1) zu:

$$B_{O_3,min} = Q_{T,h,min} \cdot c_{O_3} = 14,0 \cdot 7,0 = 98 \text{ g/h (2,35 kg/d)}$$

Erforderliches Reaktorvolumen (Kontaktbecken) über Ozonzehrung

Das erforderliche Volumen (V_{R,O_3}) ergibt sich aus der Bemessungswassermenge (Q_{Bem}), der Zeit bis zur vollständigen Ozonzehrung ($t_{Zehrung}$) und einem von Maus et al. (2014) vorgeschlagenen Faktor zur Berücksichtigung einer ungleichmäßigen Durchströmung des Ozonreaktors:

$$V_{R,O_3} = \frac{Q_{Bem} \cdot t_{Zehrung}}{0,35} = \frac{120 \cdot 0,117\text{h}}{0,35} = 40,1 \text{ m}^3$$

Da das Zehrungsverhalten für die vorhandene Abwassermatrix nicht bekannt ist, wird ein Literaturwert von 7 Minuten ($\cong 0,117\text{h}$) angenommen. Es ergibt sich ein erforderliches Volumen von 40 m^3 . Zuzüglich einer Ausgasungszone (1/4 des Gesamtvolumens) beträgt das gewählte Gesamtvolumen 50 m^3 . Damit beträgt die hydraulische Aufenthaltszeit bei der Bemessungswassermenge von $120 \text{ m}^3/\text{h}$ insgesamt 25 min, bei der minimalen Trockenwetterwassermenge erhöht sich die Kontaktzeit auf 210 min.

Die Anlage wird zusammengefasst wie folgt ausgelegt:

Zeit bis Ozon aufgezehrt ist	$t_{Zehrung} =$	7	min
Faktor ungleichmäßige Durchströmung	$f_{Strömung} =$	0,35	-
Aufenthaltszeit	$t =$	20	min
erf. Volumen Reaktor	$V_{erf} =$	40	m^3
zzgl. Ausgasungszone (=1/4 von V)		10	m^3
gewähltes Volumen	$V_{ges} =$	50	m^3
Hydraulische Aufenthaltszeit V_{ges}			
bei V_{ges} und Q_{Bem}	$t_K =$	25	min
bei V_{ges} und $Q_{T,h,min}$	$t_K =$	214	min

5.3.2 Ausführungskonzept

Ausbaukonzept

Der Ablauf der Nachklärung wird, statt wie bisher den DynaSand-Filtern, bis zu der gewählten Teilstrommenge dem 2-straßigen Ozonungsreaktor zugeleitet. Bei Wassermengen, welche die Bemessungswassermenge überschreiten, wird der Ozonreaktor mit der Überschreitungswassermenge im Bypass über den ursprünglichen Fließweg in Richtung Sandfilter umfahren. Sowohl der behandelte Teilstrom als auch der Bypass werden vereint und gelangen nachfolgend zur Filtrationsstufe.

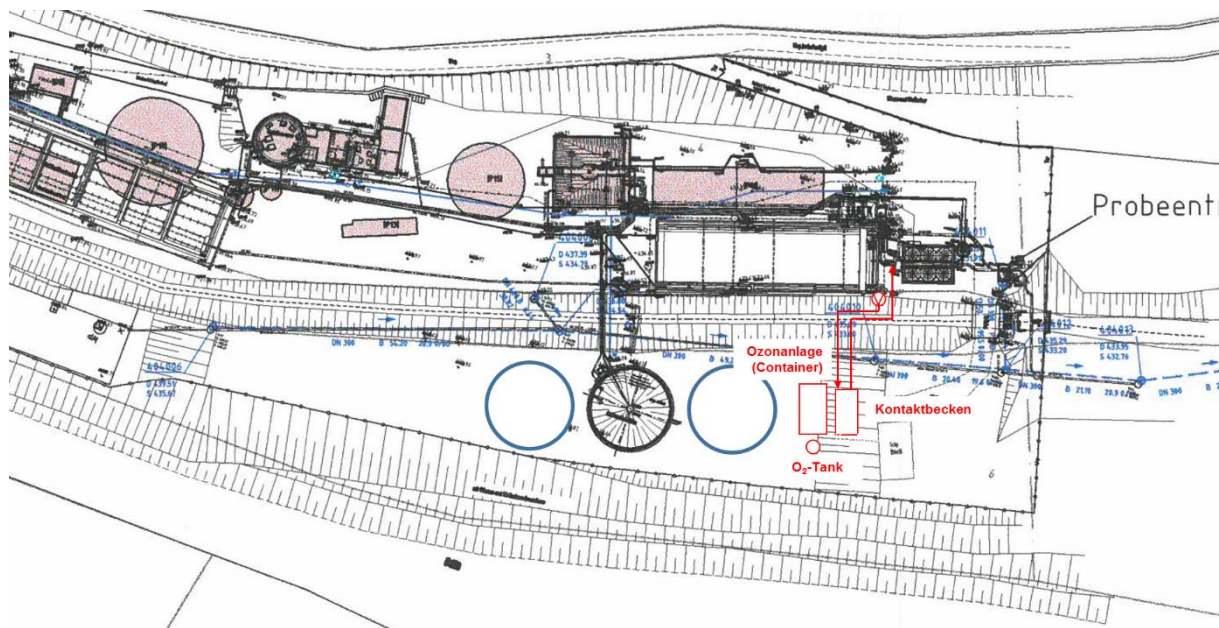


Bild 5.8: Lageplan KA Blankenheim – Var. 1: Ozonung

Kontaktreaktor

Der Kontaktreaktor kann grundsätzlich als kaskadiertes Beckenvolumen, Schlaufenreaktor oder als Rohrreaktor (Pfpfenströmung) ausgeführt werden.

Bei dem Einsatz von Diffusoren zum Ozoneintrag sollte eine Beckentiefe von 5,0 m nicht unterschritten werden, um einen weitestgehenden Übergang des gasförmigen Ozons in die Wasserphase zu erreichen (Maus et al., 2014). Es wird ein Reaktorbecken mit einer Tiefe von 6 m gewählt. Das erforderliche Volumen des Kontaktbeckens beträgt 50 m³. Es wird ein 2 m breites und 4 m langes Becken gewählt. Dieses erhält mittig eine Leitwand.

Das Kontaktbecken kann nicht in den hydraulischen Fließweg eingebunden werden und erhält somit ein zusätzliches Zulaufpumpwerk.

Ozoneintrag

Es stehen zwei Varianten zur Verfügung. Der Eintrag über Diffusoren (ozonhaltiges Gas wird direkt eingetragen) oder der Eintrag über Injektoren (ein Teilstrom des Abwassers wird über Injektorpumpen mit dem Gas versetzt und anschließend mit dem Hauptstrom vermischt). Da bei dem Eintrag über Injektoren ein aufwändiger Pumpenkreislauf notwendig ist und aktuell kein verfahrenstechnischer Vorteil bekannt ist, wird der Eintrag über Diffusoren gewählt.

Flüssigsauerstofftank und Verdampfer

Es wird ein vertikaler Flüssigsauerstofftank gewählt (16 – 18 bar, $\varnothing = 1,6$ m, Fundament 2,5 m x 2,5 m). Über einen luftbeheizten Verdampfer wird der gespeicherte Sauerstoff in einen gasförmigen Aggregatzustand umgewandelt und dem Ozongenerator zugeführt.

Sauerstoffbedarf (vgl. auch Tabelle 13.1 im Anhang)

O ₂ -Bedarf für behandelte Abwassermenge Q_{Teil}	40.520	kg/a
O ₂ -Volumen Bedarf (0,75 m ³ /kg, bei 1bar)	30.310	m ³ /a
O ₂ Bedarf (16 bar)	1.890	m ³ /a

Tankanlage

geom. Volumen	$V_{\text{geo}} =$	3.160	Liter
Inhalt bei 1 bar, 15°C	$V_{\text{O}_2} =$	2.560	m ³ Sauerstoff
Lieferungen Flüssigsauerstoff pro Jahr		1,34	1/a

Ozongenerator

Der Ozongenerator muss gemäß Dimensionierung maximal 0,84 kg Ozon pro Stunde produzieren. Zusammen mit einer Abgasbehandlung kann ein entsprechender Generator in einem Container (Größe ca. 7,6 m x 3,0 m x 2,6 m) neben dem Reaktorbecken aufgestellt werden.

5.3.3 Diskussion Variante 1 - Ozonung und Nachbehandlung im Sandfilter

Für die Installation einer Ozonungsanlage sind ein Kontaktbecken und eine Containeranlage für den Ozongenerator sowie ein Sauerstofftank zu errichten. Die Integration einer 4. Reinigungsstufe mittels Ozonung ist somit mit einem mittleren baulichen Aufwand umsetzbar. Das Kontaktbecken kann hydraulisch voraussichtlich nicht im Freigefälle eingebunden werden, sodass ein Zulaufpumpwerk notwendig ist. Bei einer Tiefgründung des Bauwerks ist ggf. eine Grundwasserhaltung notwendig, die zusätzliche Investitionen verursacht.

Vorteilhaft ist bei dieser Variante, dass keine teure Aktivkohle gekauft werden muss, die zu erheblichen Betriebskosten führt. Nachteilig ist jedoch, dass die Ozonung eine zusätzliche Behandlungsstufe auf der Kläranlage ist.

5.4 V2: Umbau der DynaSand-Filter in kontinuierliche GAK-Filter

Da auf der KA Blankenheim bereits 6 DynaSand-Filter installiert sind, bietet sich eine Umrüstung dieser Anlage zu kontinuierlich betriebenen GAK-Filtern an. Diese funktionieren nach dem gleichen Prinzip wie kontinuierlich betriebene Sandfilter. Die Beschickung erfolgt im unteren Bereich des Filterbettes. Das zu filternde Wasser durchströmt den Filter somit von unten nach oben und fließt im oberen Bereich des Filters über eine Schwelle in den Filtratablauf. Schmutzstoffe werden im Filterbett zurückgehalten. Der am stärksten verschmutzte Bereich des Filterbettes wird mit der Mammutpumpe (Druckluft) nach oben zum Sandwäscher gefördert, wodurch die Filterpartikel schon teilweise durch die Turbulenz der Mammutpumpe gereinigt werden. Für die Reinigung im Wäscher wird ein kleiner Teil des Filtrats genutzt, welches den Filter anschließend als Spülwasser (Filtrat + abgetrennte Schmutzpartikel) verlässt. Das gereinigte Filtermaterial (Sand oder GAK) fällt nach der Reinigung auf das Filterbett zurück und steht wieder als Filtermaterial zur Verfügung.

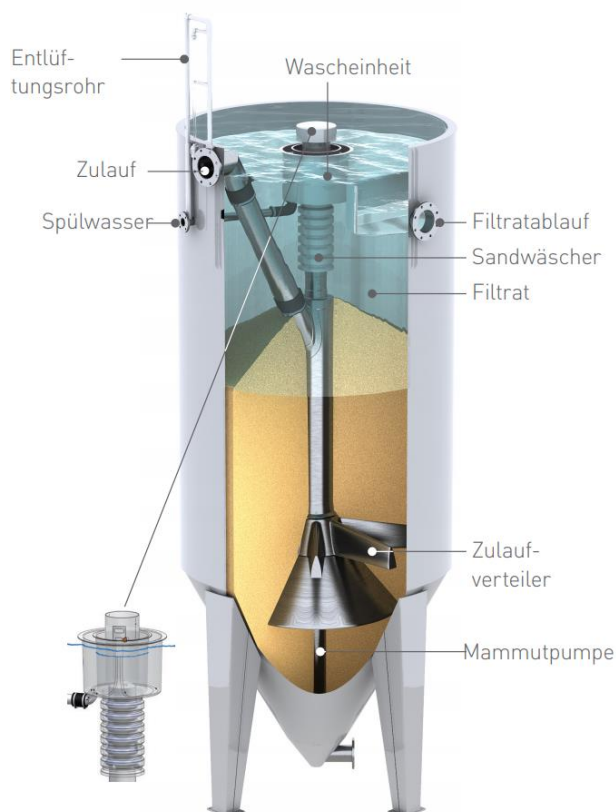


Bild 5.9: Kontinuierlich arbeitender Sandfilter (www.nordicwater.com/de)

5.4.1 Dimensionierung

Für die Umrüstung von Sandfiltern in kontinuierlich betriebene GAK-Filter sind verschiedene Modifikationen notwendig. Auch die Dimensionierung bzw. Auslegung der Wassermengen unterscheidet sich in gewissen Bereichen.

Überprüfung der Kontaktzeit im Filterbett:

Die Kontaktzeit für kontinuierlich betriebene GAK-Filter beträgt 20 Minuten. Im Rahmen der Untersuchungen zum Einsatz von granulierter Aktivkohle auf der KA Emmingen-Liptingen wurde eine maximale Filterbettgeschwindigkeit von 7 m/h ermittelt (Locher et al., 2015). Für die Auslegung des GAK-Filters wird somit eine Filtergeschwindigkeit von 2 – 6 m/h angesetzt. Um Probleme im Sandwäscher zu vermeiden, sind GAK-Körnungen > 1 mm zu verwenden (Montag et al., 2013). Die Auslegung erfolgt analog zu den anderen Verfahren auf den Bemessungszufluss ($\approx Q_{T,h,max}$) von $Q_{Bem} = 120 \text{ m}^3/\text{h}$ bzw. 33 l/s (Tabelle 5.1).

Tabelle 5.4: Auslegung Variante 2 - GAK in Dyna-Sand Carbon Filtration

DynaSand Carbon Filtration	Parameter	gewählt / berechnet	Einheit
Anzahl Filter gesamt	n	6	-
Fläche Einzelfilter	A_{fil}	5	m^2
Filterfläche gesamt (6 x 5 m^2)	$A_{fil,ges}$	30	m^2
Beschickung	Q	14 - 120	m^3/h
Filtergeschwindigkeit	v_{Filter}	2 - 6	m/h
Filterbetthöhe	h	1,5	m
Mindest-Kontaktzeit	$t_{Kontakt}$	20	Min
Annahme Standzeit der GAK		12	Monate
Erforderliches GAK pro Jahr		45	m^3/a
Schüttdichte (Bsp. AquaSorb® 2000)		460	kg/m^3
Aktivkohle (Körnung 1,0 – 3,0 mm)		3,45	t/Filter
Gesamtmenge Aktivkohle		20,7	t
Spülwassermenge, pro Filter		1 - 2	$\text{m}^3/(\text{h} \cdot \text{Filter})$
Spülwassermenge, gesamt		6 - 12	m^3/h
Druckluftbedarf		6	Nm^3/h
Jährlich zu behandelnde Bettvolumina (BV) (bei 1,05 Mio. m^3/a)		23.300	BV
Mittlere Kontaktzeit ($Q_{d,aM} = 85 \text{ m}^3/\text{h}$)	t	32	Min

Die Kontaktzeit bei der Behandlung des Bemessungszuflusses berechnet sich wie folgt:

$$\frac{\text{Filterfläche} \cdot \text{Filterbetthöhe}}{\text{Wassermenge } Q_{T,h,\max}} = \text{Kontaktzeit}$$

$$\frac{30\text{m}^2 \cdot 1,5\text{m}}{120\text{m}^3/\text{h}} = 0,375 \text{ h} = 22,5 \text{ Min.}$$

Die minimal erforderliche Kontaktzeit von 20 Minuten wird somit eingehalten. Die vorhandenen Sandfilter zur Vollstrombehandlung des Abwassers eignen sich somit von den Abmessungen her für eine Umrüstung zur Teilstrombehandlung (76 % von JAM) mit GAK.

5.4.2 Ausführungskonzept

Umrüstung des Zulaufs und der Filtereinheit

Da die Sandfilter inkl. Bypass bereits auf der Kläranlage vorhanden sind, wird davon ausgegangen, dass grundsätzlich keine zusätzlichen Beschickungspumpen installiert oder Änderungen an der Rohrleitungsführung vorgenommen werden müssen. Allerdings sind in den Zulauf der Filter ein MID sowie ein E-Schieber zu installieren, um den Zufluss zu den Filtern zu regulieren.

Austauschen der Mammutpumpe

Beim Betrieb des Filters mit GAK anstelle von Sand wird weniger Druckluft benötigt. Die vorhandene Mammutpumpe ist durch eine auf GAK als Filtermaterial optimierte Pumpe zu ersetzen.

Messtechnik/Druckluftsteuerung

Es ist ebenfalls eine Messeinheit vorzusehen (Rotameter), welche zukünftig die niedrigeren Luftmengen erfassen kann. Dies macht eine Anpassung in den Schaltschränken notwendig.

Austausch der Sandfüllung gegen granulierten Aktivkohle

Der Sand ist zunächst mit einem Saugwagen aus den vorhandenen 6 Sandfiltern zu entfernen. Anschließend kann die GAK eingebracht werden (z. B. aus Silofahrzeugen). Feinanteile sollten ausgewaschen werden.

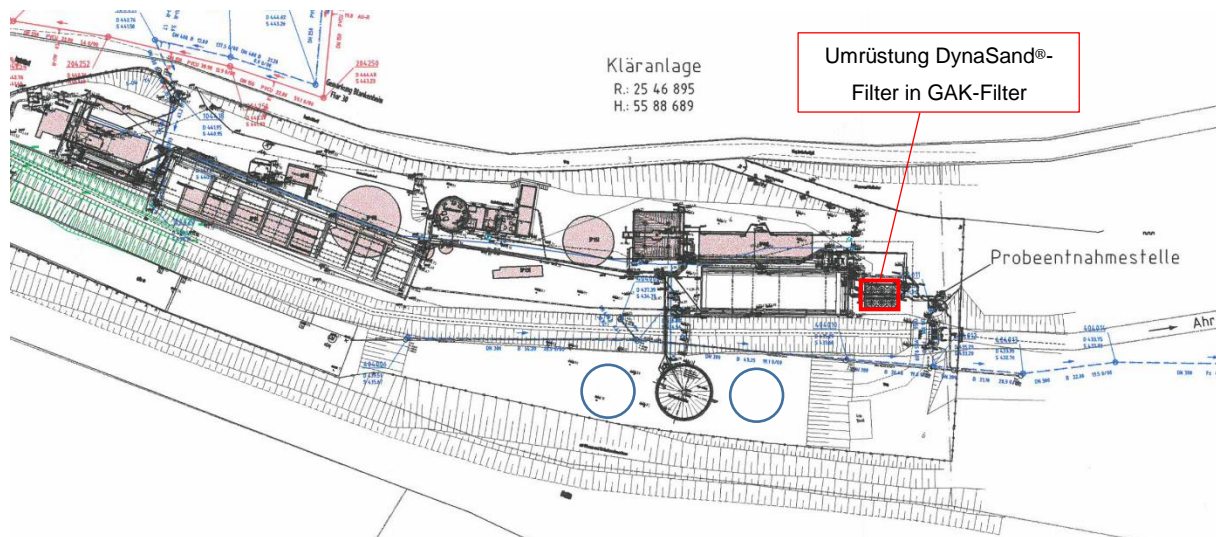


Bild 5.10: Lageplan KA Blankenheim – Var. 2: Umrüstung der DynaSand®-Filter

5.4.3 Diskussion Variante 2 - Umbau Dyna-Sand®-Filtration

Die Integration einer 4. Reinigungsstufe auf der KA Blankenheim kann durch den Austausch des Sandes in den vorhandenen Filtern gegen GAK mit geringem baulichen bzw. verfahrenstechnischem Aufwand (z. B. Austausch der Mammutpumpen) realisiert werden. Die Kläranlage erhält somit keinen zusätzlichen Betriebspunkt, da die vorhandene Filtration lediglich umgebaut wird. Für diese Variante wird daher auch kein weiterer Platz für die Umsetzung benötigt.

Vorteilhaft ist bei der GAK-Filtration im Vergleich zur PAK-Dosierung, dass die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung auch zukünftig möglich sein wird. Nachteilig bei der Umrüstung der Sandfilter auf GAK ist, dass zukünftig im Regenwetterfall nur die Bemessungswassermenge, d. h. 76 % der JAM, im GAK-Filter behandelt werden kann.

Eine Unsicherheit hinsichtlich der Betriebskosten ist die Standzeit der GAK-Filter, die vor allem von den abwasserspezifischen Randbedingungen abhängt und zu der es nur wenige großtechnische Referenzen gibt. Jedoch wurden in labor- und halbtechnischen Untersuchungen bereits sehr gute Mikroschadstoffentnahmen über Standzeiten der GAK von mindestens 1,5 Jahren bzw. bis zu 30.000 Bettvolumina erreicht (Locher et. al, 2015, Eawag, 2019). Für den Austausch der GAK ist im Rahmen einer Planung ein geeignetes Umbau- und Betriebskonzept zu entwickeln, um bei Trockenwetter einzelne Filterzellen außer Betrieb nehmen zu können.

Es ist zu beachten, dass im Regenwetterfall nur ein Teilstrom des Abwassers im Sandfilter behandelt wird und für den restlichen Abwasserstrom (Ablauf Nachklärung) keine Feststoffabscheidung wie bisher (Sandfilter) stattfindet.

6 Kostenschätzung KA Blankenheim

Der Wirtschaftlichkeitsvergleich der beiden untersuchten Varianten erfolgt auf Basis einer Investitions- und Betriebskostenschätzung. Anhand der Jahreskosten und der spezifischen Kosten je m³ behandeltem Abwasser werden die Varianten verglichen.

6.1 Investitionskosten

Anhand der Dimensionierung und konzeptionellen Bemessung der beiden Varianten (vgl. Kapitel 4) werden nachfolgend die benötigten Investitionskosten für die verschiedenen Lösungsvarianten ermittelt und dabei in die Kostengruppen Bau-, Maschinen- und E/MSR-Technik unterteilt. Grundlage der verwendeten Einheits- oder Pauschalpreise sind Richtpreisangebote der Anlagenhersteller und Kostenschätzungen auf Basis von vergleichbaren Projekten.

Tabelle 6.1: Zusammenstellung der geschätzten Investitionskosten

Pos.	Kurztext		Variante 1	Variante 2
			Ozon	GAK
1	Bautechnik	€	148.100 €	36.200 €
2	Maschinentechnik	€	555.000 €	235.600 €
3	E/MSR-Technik	€	200.600 €	27.000 €
	Gesamtsumme (netto)	€	903.700	298.800
	+ 19 % MwSt.	€	171.700	56.800
	Gesamtsumme (brutto)	€	1.075.400	355.600
	Verhältnis		302%	100%

Im Ergebnis zeigt sich, dass in Bezug auf den Investitionsbedarf Variante 1 (Ozon) mit Investitionen in Höhe von 1,08 Mio. € die weitaus teurere Variante darstellt. Die Umrüstung der DynaSand-Filter in kontinuierliche GAK-Filter (Variante 2) benötigt im Vergleich zur Ozonung mit ca. 0,36 Mio. € nur ungefähr 1/3 der Investitionen.

Der große Unterschied begründet sich im Wesentlichen durch den erhöhten Bauaufwand für das Kontaktbecken und die Ozonanlage. Bei der Ozonbehandlung muss ein neuer Ozonreaktor (Kontaktbecken) zwischen Nachklärung und Filtration sowie eine Ozongenerator

(zzgl. O₂-Tank und Verdampfer) installiert werden. Bei der Variante 2 entfällt diese Anlagentechnik.

6.2 Betriebskosten

Für die Berechnung der Betriebskosten wurden folgende Kennwerte (netto) verwendet:

- Strombezugskosten 0,21 EUR/kWh
- Spez.Stromverbrauch Pumpe 4,5 Wh/(m³*m)
- Personalkosten 65.000 EUR/MA/a
- Lieferkosten GAK-Frischkohle 1,6 EUR/kg (450 kg/m³)
- Transportkosten GAK/PAK psch. 5.000 €/Anlieferung
- Sauerstoff (O₂ verflüssigt) 150 EUR/Mg,
zzgl. 12 EUR/Mg Energiezuschlag
- O₂-Tankmiete inkl. Verdampfer 250 EUR/Monat
- O₂-Tankmanagement 25 EUR/Monat

Die spezifischen Lieferkosten für die Aktivkohlen stammen aus einer aktuellen Preisanfrage bei einem Hersteller. Für alle verbrauchsgebundenen Kosten wurden die mittleren Verbrauchsmengen aus der Anlagendimensionierung für die mittlere Wassermenge herangezogen.

Wartung und Instandhaltung wurden über folgende Prozentsätze der Netto-Investitionskosten abgeschätzt:

- Bautechnik: 1,0% der netto-Investitionskosten/a
- Maschinentchnik: 4,0% der netto-Investitionskosten/a
- E-/MSR-Technik: 2,0% der netto-Investitionskosten/a

Tabelle 6.2: Zusammenstellung der geschätzten Betriebskosten

Pos.	Kurztext		Variante 1 Ozon	Variante 2 GAK
1	Betriebsgebundene Kosten	€/a	60.200	42.800
1.1	Wartungs- und Instandhaltung	€/a	27.700	10.300
1.2	Personalkosten	€/a	32.500	32.500
2	Verbrauchsgebundene Kosten	€/a	31.500	57.600
2.1	Energiekosten	€/a	21.800	0
2.2	Sauerstoff (flüssig) inkl. Tankmiete	€/a	9.700	0
2.3	GAK - Granulierte Aktivkohle	€/a	0	57.600
	Betriebskosten netto	€	91.700	100.400
	+ 19 % MwSt.	€	17.400	19.100
	Betriebskosten brutto	€	109.100	119.500
	spez.Kosten (nur Betrieb):	€/m ³	0,19	0,21
	Verhältnis		100%	110%

Zusammengefasst ergeben sich die höchsten Betriebskosten mit 119.500 €/a (brutto) bei der GAK-Variante. Die Betriebskosten für die Ozonung liegen mit 109.200 €/a ca. 10 % unter den Betriebskosten der GAK-Variante. Zu erklären ist dies durch den hohen Anteil der Bezugskosten an granulierten Aktivkohle, welche aufgrund der besseren Eliminationsleistung ausschließlich mit Frischkohle abgeschätzt wurde. Durch den Einsatz eines Reaktivs könnten die jährlichen Betriebskosten gesenkt werden. Vor einer planerischen Umsetzung wird hierzu empfohlen, die Eliminationsleistung insbesondere bzgl. Ibuprofen und ER-Calux mit unterschiedlichen Kohlen zunächst vorab in einem labor- oder halbtechnischen Versuch zu überprüfen.

6.3 Jahreskosten

Die Jahreskosten ergeben sich aus den zuvor aufgeführten laufenden Betriebskosten zuzüglich der kapitalisierten Investitionskosten. Zur Ermittlung letzterer wurden folgende Nutzungsdauern und Zinssätze angesetzt:

- Nutzungsdauer Bautechnik 30 a
- Nutzungsdauer Maschinenteknik 15 a
- Nutzungsdauer E-/MSR-Technik 10 a
- Zinssatz 3,0 %

Es ergeben sich die in der nachfolgenden Tabelle zusammengestellten Jahreskosten. Die Variante Ozonung weist mit 201.400 €/a um ca. 50.000 € höhere Jahreskosten auf als die Variante 2 mit GAK. Dies liegt vor allem an den deutlich höheren Investitionskosten der Variante 1 (siehe Tabelle 6.1).

Tabelle 6.3: Zusammenstellung der geschätzten Jahreskosten

Pos.	Kurztext		Variante 1 Ozon	Variante 2 GAK
A	Kapitalgebundene Kosten	€/a	77.600	24.800
B	Betriebsgebundene Kosten	€/a	60.200	42.800
C	Verbrauchsgebundene Kosten	€/a	31.500	57.600
	Jahreskosten netto	€/a	169.300	125.200
	spez. Kosten (netto)	€/m³	0,29	0,22
	+ 19 % MwSt.	€/a	32.200	23.800
	Jahreskosten brutto	€/a	201.400	148.900
	spez. Kosten (brutto):	€/m³	0,35	0,26
	Verhältnis		135%	100%

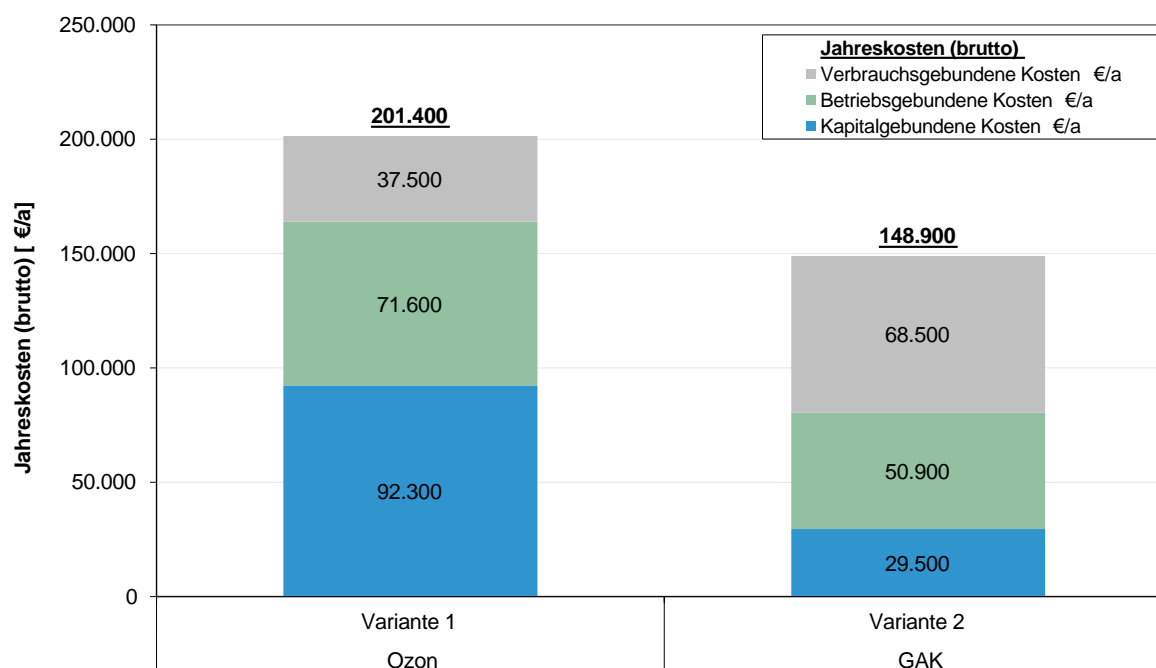


Bild 6.1: Vergleich der Jahreskosten (brutto) für die betrachteten Varianten

6.4 Projektübergreifender Kostenvergleich

Zum Quervergleich und zur Plausibilitätskontrolle dient ein Abgleich der ermittelten spezifischen Kosten mit einer aktuellen Kostenfunktion. Aktuelle Zusammenstellungen zu spezifischen Kosten von 4. Reinigungsstufen finden sich in der Veröffentlichung des Kompetenzzentrums Mikroschadstoffe.NRW zur Planung und Dimensionierung von 4. RS

(Kom-M.NRW, 2016). Dieser Planungsanleitung wurde die Kostenfunktion entnommen und anschließend die für den Standort Blankenheim geschätzten Kosten eingetragen. Es zeigt sich, dass die berechneten Jahreskosten wie auch die spezifischen Kosten (netto) von rund 22 Ct/m³ bei Umrüstung der DynaSand-Filter bzw. rund 29 Ct/m³ bei Errichtung einer Ozonung in einem plausiblen Bereich liegen. Zu beachten ist der logarithmische Maßstab der Anschlussgröße in Bild 6.2. Aufgrund der bisher nur in geringer Anzahl vorliegenden Machbarkeitsstudien für kleine Kläranlagen weist die Kostenfunktion in diesem Bereich eine große Unschärfe auf.

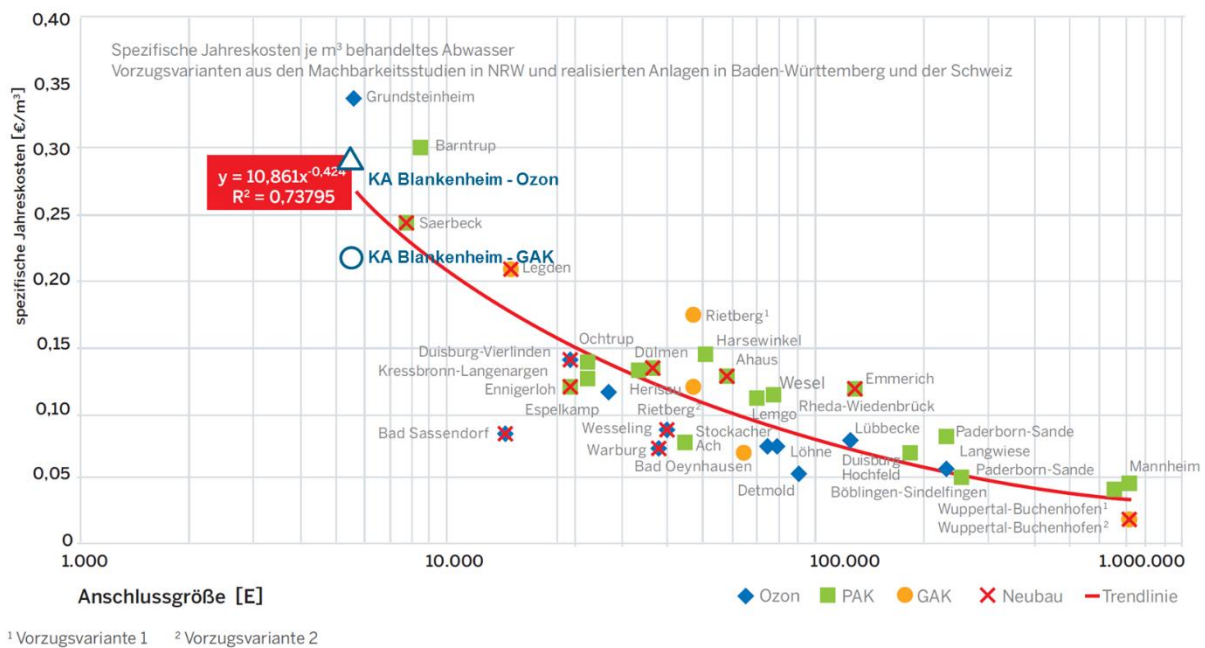



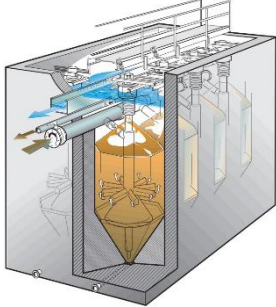
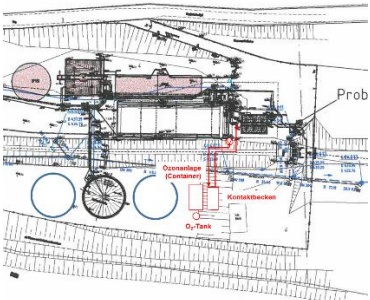
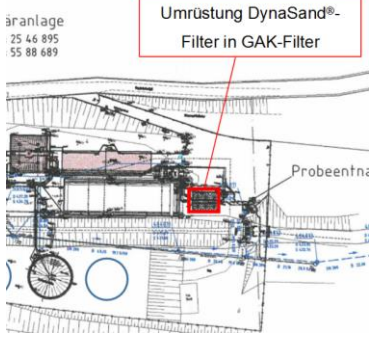
Bild 6.2: Spez. Jahreskosten in Abhängigkeit der Anschlussgröße je m³ behandeltem Abwasser (verändert nach Kom-M.NRW., 2016)

7 Variantenvergleich und Verfahrensempfehlung für die KA Blankenheim

Die untersuchten Varianten werden nachfolgend miteinander verglichen und nach verschiedenen Kriterien bewertet. Auf dieser Basis wird eine Vorzugsvariante ausgewählt.

7.1 Variantenvergleich

Tabelle 7.1: Übersicht über die betrachteten Varianten

	Variante 1 Ozonbehandlung	Variante 2 GAK-Filtration
Bestandteile	<ul style="list-style-type: none"> • Kontaktbecken, • Verteilerbauwerk, • Ozonerzeuger, • Restozonvernichter • Flüssigsauerstofftank mit Verdampfer 	<ul style="list-style-type: none"> • Umrüstung der Filteranlage • Materialanpassung V4A • Austausch Filtermaterial • Anpassung Spülprogramm
Beispiel-Bild	 <p>Bildquelle (Lyko, 2013)</p>	 <p>Bildquelle (www.nordic-water.de)</p>
Konzeptskizze		 <p>Umrüstung DynaSand®-Filter in GAK-Filter</p>
Vorteile	<ul style="list-style-type: none"> • Unabhängig von Kohlepreisen • Viele Regelmöglichkeiten • Bereits einige großtechnische Umsetzungen bekannt 	<ul style="list-style-type: none"> • Keine Nebenprodukte • Kein Bauaufwand • Kaum Wartungsbedarf • Einfacher Betrieb
Nachteile	<ul style="list-style-type: none"> • Transformationsprodukte z.T. unbekannt • Sicherheitsanforderungen • Energiebedarf • Zusätzlicher Betriebspunkt 	<ul style="list-style-type: none"> • Prozess-Regelung nur eingeschränkt möglich (über Filterlaufzeit) • Regelmäßig 1 – 3 Filter außer Betrieb zu nehmen für Materialaustausch

7.2 Bewertung und Verfahrensempfehlung

Neben dem Vergleich der Kosten werden bei der nachfolgenden Bewertung weitere Kriterien berücksichtigt, die nachfolgend aufgelistet werden:

- **Jahreskosten:**

Die Jahreskosten werden als wichtigstes Kriterium angesehen und daher mit der höchsten Wichtigkeit (45%) eingestuft. Hier sind die Ozonbehandlung und die GAK-Filtration mit 3 bzw. 1 Punkten zu bewerten.

- **Reinigungsleistung**

Ein weiteres Kriterium ist die Reinigungsleistung in Bezug auf die Reduzierung der Mikroschadstoffe und auch eine mögliche zusätzliche Reinigungswirkung in Bezug auf die Standardabwasserparameter. Der Unterschied der Verfahren ist hierbei nur sehr gering, daher werden beide Varianten gleich bewertet (2P). In Verbindung mit der benötigten Nachbehandlung wird die Ozonung mit 3P bewertet.

- **Transformationsprodukte**

Der Mechanismus der Mikroschadstoff-Elimination ist nicht bei allen Varianten gleich. Während die adsorptiven Verfahren (GAK) die Spurenstoffe ohne Bildung von Nebenprodukten aus der gelösten Phase entnehmen, entstehen bei der Oxidation durch Ozon Abbau- bzw. Transformationsprodukte. Die Ozonbehandlung wird daher mit 1P gewertet, das Adsorptionsverfahren erhält 3 P.

- **Betriebs- und Wartungsaufwand**

Die Integration einer neuen Verfahrensstufe bedeutet zusätzlichen Aufwand für das Betriebspersonal. Hier hat die Ozonbehandlung mit dem zusätzlichen Kontaktbecken und der Ozonerzeugung einen weit höheren Aufwand (2P) als die GAK-Filtration (3P).

- **Planungssicherheit / Referenzen**

Die Ozonbehandlung ist bereits mehrfach großtechnisch umgesetzt (3P). Die GAK-Filtration ist zwar seit Jahrzehnten aus der Trinkwasserbehandlung bekannt, aber für den Abwasserbereich fehlen noch langjährige Erfahrungen (1P).

- **Nachhaltigkeit (CO₂-Emissionen)**

In Bezug auf die Nachhaltigkeit ist keine der Varianten als besonders gut zu bewerten. Insbesondere die zumeist importierte Kohle als Ausgangsbasis der Aktivkohle ist negativ zu werten (1P), aber auch der Energiebedarf der Ozonerzeugung (2P).

Die folgende Bewertungsmatrix (Tabelle 7.2) zeigt alle berücksichtigten Kriterien mit der entsprechenden prozentualen Wichtigkeit. Die Bewertung erfolgt über eine Punktevergabe von 1-3. Die Variante 2 (GAK) erzielt mit 2,65 Punkten das bessere Ergebnis, insbesondere

aufgrund der niedrigeren Investitionskosten, des geringeren Wartungs- und Betriebsaufwandes und der Tatsache, dass im Vergleich zur Ozonung (2,05 Punkte) keine Transformationsprodukte entstehen. Auf eine Beurteilung, welches Verfahren in Bezug auf die Sensitivität (vgl. Grafiken im Kapitel 5.5) besser zu beurteilen ist, wird verzichtet. Es ist damit zu rechnen, dass sowohl die Strom- als auch die Kohlepreise ansteigen. Die entgegensteuernde Verringerung der Kosten durch Variation der Dosiermenge oder eine Optimierung der Standzeit erscheint bei beiden Verfahren als durchführbar.

Tabelle 7.2: Bewertungsmatrix

Kriterium	Wichtung	Variante 1		Variante 2	
		Ozonbehandlung		GAK-Filtration	
	%	Punkte	gewichtet	Punkte	gewichtet
Jahreskosten	45	2	0,90	3	1,35
Reinigungsleistung	15	3*	0,45	2	0,30
Transformationsprodukte	15	1	0,15	3	0,45
Betriebs- und Wartungsaufwand	15	2	0,30	3	0,45
Planungssicherheit/Referenzen	5	3	0,15	1	0,05
Nachhaltigkeit / Co2-Emission	5	2	0,10	1	0,05
Summe	100	10	2,05	13	2,65

* inkl. Nachbehandlung (Sand, GAK)

Punkte:

1 - schlecht

2 - mittel

3 - gut

Auswahl der Vorzugsvariante

Als Vorzugsvariante wird Variante 2 ausgewählt, d. h. die Umnutzung der vorhandenen DynaSand-Filteranlage unter Austausch des Filtermaterials durch granulierten Aktivkohle (GAK). Ausschlaggebend sind insbesondere die einfache Betriebsweise ohne zusätzliche Verfahrenstechnik und die im Verhältnis zur Ozonung deutlich geringeren Investitionskosten. Eine spätere Anpassung der Anlagentechnik bei neuem Kenntnisstand oder veränderten Reinigungsanforderungen ist zudem problemlos möglich.

8 Kläranlage Freilingen

8.1 Beschreibung

Die Kläranlage Freilingen hat eine Ausbaugröße von 2.300 EW. Die Anlage verfügt über eine Belebung mit simultaner aerober Schlammstabilisierung. Das gereinigte Abwasser wird zunächst in den Weiler- bzw. Mühlenbach eingeleitet und gelangt anschließend in die Ahr (Vorfluter). Der auf der KA Freilingen anfallende Klärschlamm wird mitverbrannt.

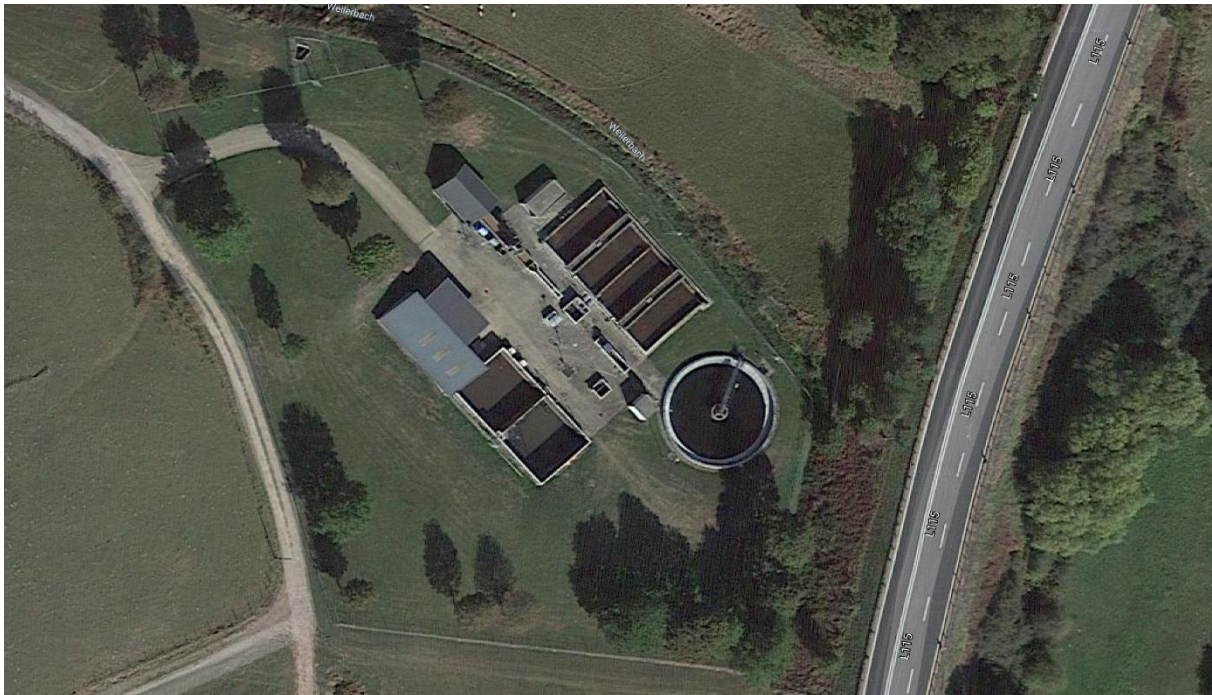


Bild 8.1: Luftbild der KA Freilingen

Einzugsgebiet

Der Kläranlage Freilingen fließt das Abwasser aus den Ortslagen Freilingen und Lommersdorf sowie aus der nahe gelegenen Ferienanlage zu. Im Einzugsgebiet befinden sich insgesamt 3 Regenüberlaufbecken (RÜB).

Indirekteinleiter

In Bezug auf die untersuchten Mikroschadstoffe sind insbesondere die Krankenhäuser von Bedeutung. Im Einzugsgebiet der Kläranlage Freilingen befinden sich weder Krankenhäuser noch Seniorenheime.

Anlagendaten

Die Anlagendaten der Kläranlage Freilingen sind in Tabelle 4.1 zusammengefasst.

Tabelle 8.1 Kenngrößen der Kläranlage Freilingen

Kenngröße	Abk.	Wert	Einheit	Quelle
Ausbaugröße	EW _{Ausbau}	2.300	[E]	Erlaubnisbescheid 2000
Auslastung	EW _{CSB, 85%}	2.690	[E]	Betriebsdaten (2016 - 2018)
Jahresabwassermenge	JAM	436.478	[m ³ /a]	Betriebsdaten (2016 - 2018)

Mechanische Reinigungsstufe

Das Abwasser wird zunächst mit einem Rechen und anschließend in einem belüfteten Sand-Fettfang mechanisch gereinigt.

Biologische Reinigungsstufe

Die biologische Abwasserreinigung wird alternierend betrieben und besteht aus zwei Belebungsbecken mit einem Volumen von je $V = 366 \text{ m}^3$.

Nachklärung

Die Nachklärung besteht aus einem Rundbecken ($A = 200 \text{ m}^2$, $V = 450 \text{ m}^3$). Der Rücklaufschlamm wird über ein Schlammumpwerk in den Verteiler der Belebungsbecken gefördert und der Überschussschlamm gelangt in zwei rechteckige Schlammbecken mit einem Volumen von je $V = 250 \text{ m}^3$.

Schlammbehandlung

Der aerob stabilisierte Schlamm wird einem Stapelbehälter zugeführt und anschließend mitverbrannt.

Überwachungswerte

Die einzuhaltenden Überwachungs- (bis 31.12.2019) und Selbsterklärungswerte (ab 01.01.2020) sind in Tabelle 4.2 aufgeführt.

Tabelle 8.2: Überwachungswerte für die Kläranlage Freilingen

	Einheit	Erlaubnis-	Selbsterklärungs-
		bescheid	werte
		Bis 31.12.2019	Ab 01.01.2020
CSB	mg/l	60	30
NH₄-N	mg/l	4	-
N_{ges}	mg/l	10	15
P_{ges}	mg/l	1,2	1,0

8.2 Ermittlung der Anschlussgröße

Das Arbeitsblatt DWA-A 131 (2016) sieht eine Bemessung auf Grundlage des 2-Wochenmittels der organischen Frachten in den Perioden der maßgebenden Temperaturen vor. Voraussetzung dafür ist eine Probendichte von mindestens 4 Proben pro Woche. Die Beprobung des Abwassers der KA Freilingen erfolgt im Schnitt einmal pro Woche im Zulauf zur Kläranlage, sodass insgesamt 146 Messwerte vorliegen. Aus diesem Grund erfolgt die Berechnung der aktuellen Belastung alternativ nach dem Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 198 (2003) auf Grundlage der an 85 % der Zeit unterschrittenen Fracht CSB-Fracht. Der an 85 % der Tage erreichte oder unterschrittene Wert beträgt 323 kg CSB/d. Unter Berücksichtigung einer einwohnerspezifischen Fracht von 120 g CSB/(E*d) beträgt die Anschlussgröße der KA Freilingen rund 2.670 EW. Die mittlere tägliche Schmutzfracht beträgt 230 kg/d entsprechend 1.920 EW und wird in der Regel als Bezugsgröße für den spezifischen Energiebedarf herangezogen.

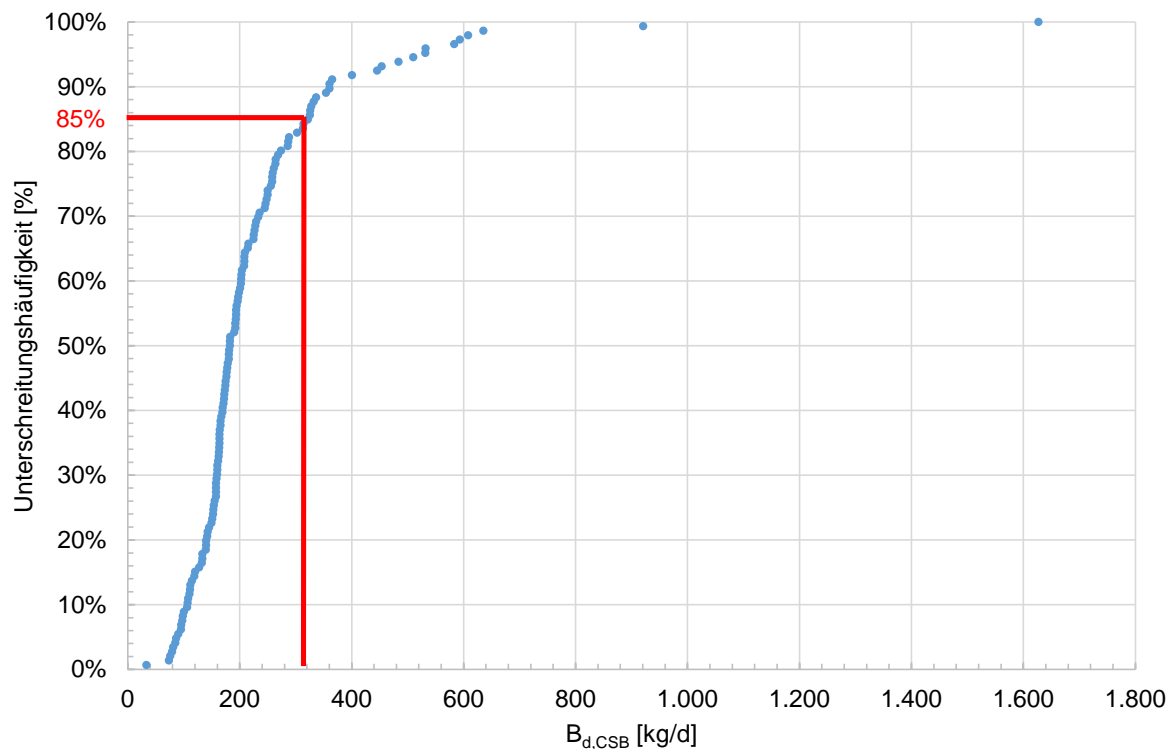


Bild 8.2: Unterschreitungshäufigkeit der CSB-Frachten (2016 – 2018) im Zulauf der KA Freilingen zur Ermittlung der maßgebenden CSB-Fracht bzw. der Anschlussgröße

8.3 Auslegungsparameter für eine 4. Reinigungsstufe

Für die Auslegung einer nachgeschalteten 4. Reinigungsstufe ist die Zusammensetzung des gereinigten Abwassers und damit die Leistungsfähigkeit der vorgeschalteten Verfahrensstufen (Biologie, Nachklärung) von Bedeutung.

Bei allen Verfahrensvarianten zur Mikroschadstoffelimination wird ein möglichst feststofffreier Zulauf mit geringer organischer Hintergrundbelastung angestrebt, da sich niedrige CSB/DOC und AFS-Konzentrationen positiv auswirken.

Für das Jahr 2018 ergibt sich eine mittlere CSB-Ablaufkonzentration der Kläranlage in Höhe von $c_{\text{CSB,ab}} = 15,3 \text{ mg/l}$ (vgl. Bild 4.4). Über den Faktor $1/3$ kann diese annähernd genau in den DOC umgerechnet werden. Damit ergibt sich eine mittlere DOC-Konzentration von $c_{\text{DOC,ab}} = 15,3 / 3 = 5,1 \text{ mg/l}$.

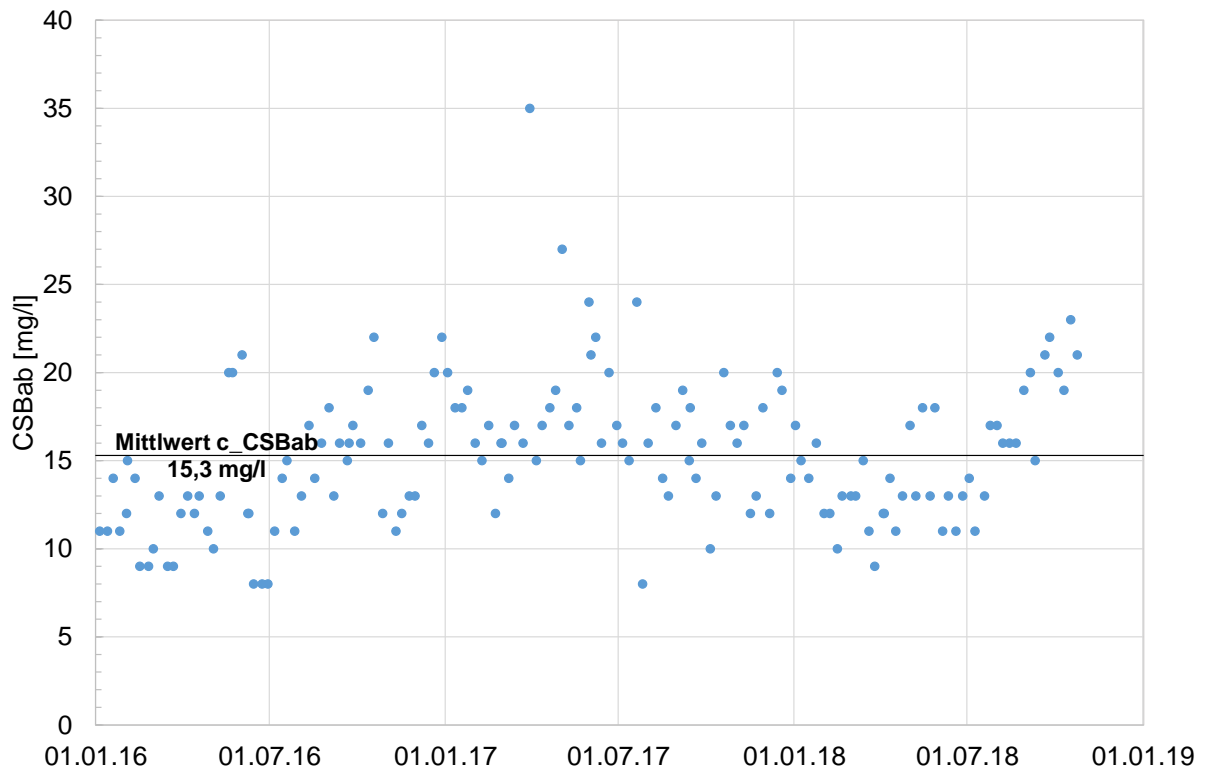
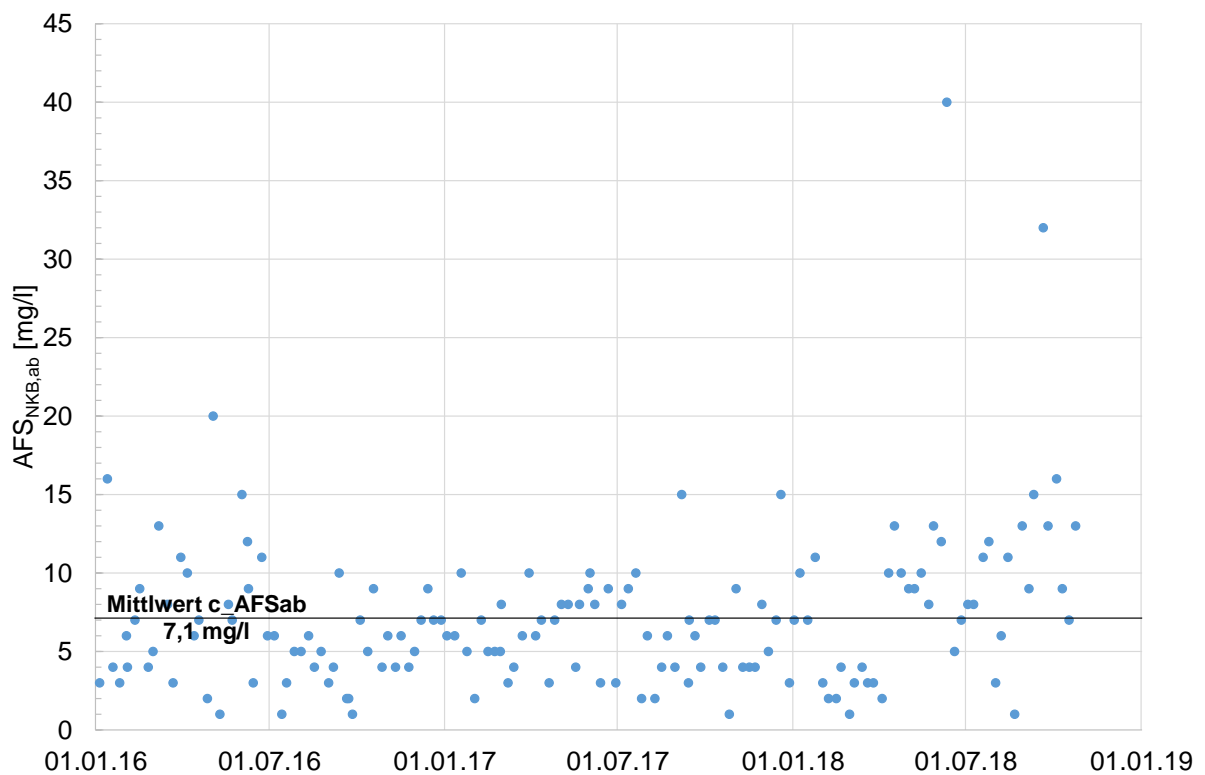


Bild 8.3: CSB-Konzentration im Ablauf der Kläranlage als Jahrgang

Die mittlere AFS-Konzentration liegt bei $c_{AFS,ab} = 7,1$ mg/l im Ablauf der Nachklärung (Bild 8.4).



8.4 Auswertung des Spurenstoff-Screenings – KA Freilingen

Um die Belastungssituation und die Reinigungsleistung der Kläranlage Freilingen in Bezug auf Mikroschadstoffe beurteilen zu können, werden die Ergebnisse des Abwasserscreenings nachfolgend ausgewertet und mit Literaturwerten verglichen.

In Summe lagen 2 Analysenergebnisse pro Parameter vor. Diese wurden als Mittelwert ausgewertet und einheitlich in Mikrogramm pro Liter umgerechnet. Die so ermittelten Ablaufkonzentrationen sind in Bild 8.4 absteigend sortiert dargestellt. Insbesondere die Industriechemikalien, aber auch die Biozide/Pflanzenschutzmittel lagen, typisch für ein ländlich strukturiertes Einzugsgebiet, häufig unter der Bestimmungsgrenze (BG).

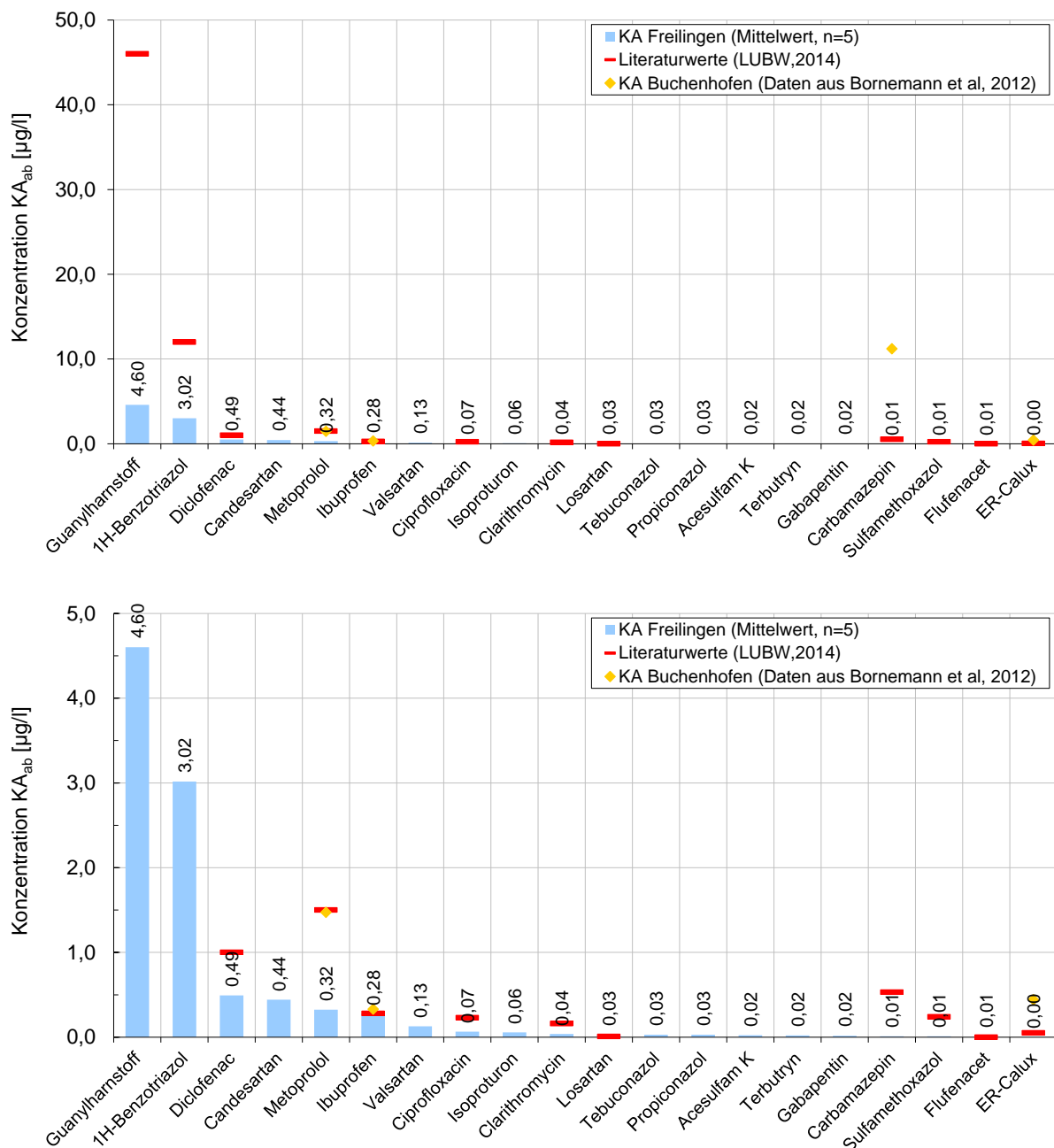


Bild 8.4: Gemessene Konzentration im Ablauf der Kläranlage Freilingen (Mittelwert aus 2 Analysen) und Vergleichswerte aus der Literatur

Die Elimination in der biologischen Stufe wurde gemäß des Kompetenzzentrums Spurenstoffe-BW (2018) für alle Substanzen (unter der Voraussetzung Zulaufkonzentration des Spurenstoffes $c_{\text{Zulauf}} < 5 \times \text{BG}_{\text{Ablauf}}$) als prozentuale Verringerung der Zulaufkonzentrationen ermittelt. Die Eliminationsleistung der Belebung ist in Bild 8.5 absteigend sortiert dargestellt.

Es zeigt sich wie zu erwarten, dass je nach Stoffeigenschaften eine sehr unterschiedliche Elimination erreicht wird. So sind Stoffe wie Ibuprofen oder Acesulfam K biologisch gut abbaubar, während Stoffe wie Metoprolol oder Terbutryn nur in einem geringen Umfang reduziert werden.

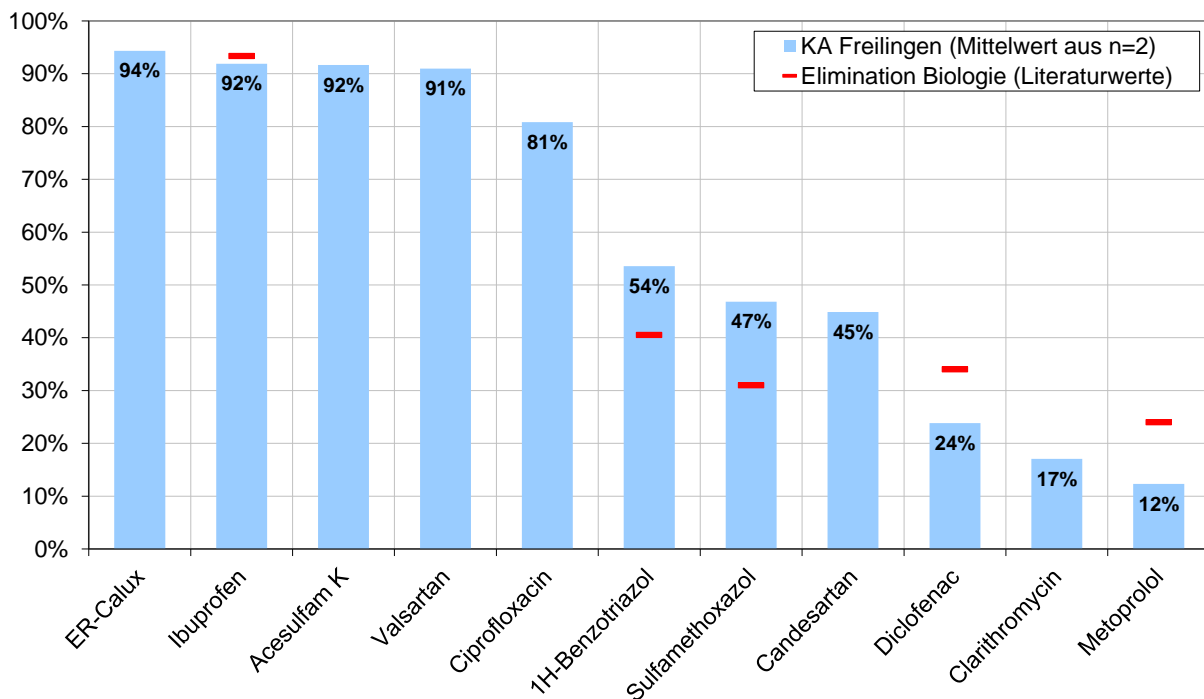


Bild 8.5: Elimination (Bezug Zulauf – Ablauf KA) und Vergleich mit Literaturwerten

Über die Betrachtung der Spurenstoffkonzentrationen im Ablauf der Kläranlage und der Elimination hinaus ist auch die Betrachtung der Spurenstoffkonzentrationen im Gewässer nach der Kläranlage interessant. Herangezogen werden für diese Betrachtung die Präventiv- und Orientierungswerte aus dem Anhang D4 des Monitoringleitfadens für Oberflächengewässer (MUNLV, 2009). Die Bewertung der Konzentration im Gewässer erfolgt, indem die gemessene Konzentration im Verhältnis zur Umweltqualitätsnorm (UQN) bzw. zum Orientierungs-/Präventivwert gesetzt wird. Werte, die kleiner als die Hälfte der UQN betragen, werden mit „sehr gut“ bewertet. Liegen die Werte zwischen $\frac{1}{2}$ und 1 UQN, so ist die Konzentration als

„gut“ zu bewerten. Bis zur zweifachen Konzentration des Bewertungskriteriums kann diese als „mäßig“ und darüber hinaus als „unbefriedigend“ (2 UQN – 4 UQN) bzw. „schlecht“ (> 4 UQN) eingestuft werden. Tabelle 8.3 fasst die Ergebnisse und Bewertung der Messungen aus der Machbarkeitsstudie (2019) im Gewässer zusammen. Es wird deutlich, dass die gemessenen Konzentrationen für Diclofenac, Ibuprofen, ER-Calux und Guanylarnstoff das 2- bis 21-fache des Orientierungswertes betragen. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass Guanylarnstoff gemäß einer Veröffentlichung des Landesamtes für Natur, Umwelt- und Verbraucherschutz NRW analytisch schwer zu fassen ist (LANUV NRW, 2016). Die Umweltqualitätsnormen der Biozide und Pflanzenschutzmittel wurden jedoch nicht überschritten. Auch die Konzentrationen der Industriechemikalien lagen bei jeder Messung in der Regel unter der Bestimmungsgrenze.

Tabelle 8.3: Vorschlag des Kom-M.NRW zur Bewertung der Spurenstoffkonzentrationen im Gewässer nach Einleitung KA Freilingen basierend auf Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer (MUNLV, 2009)

Stoffgruppe	Nr.	Substanz	Einheit	Analyse 1 Dez. 2019	Analyse 2 März 2020	UQN, Beurteilungswerte gemäß Anhang D4_Zyklus 3
Korrosionsschutzmittel	1	1H-Benzotriazol	µg/l	0,82	0,62	10
Humanpharmaka	2	Carbamazepin	µg/l	0,01	0,01	0,5
	3	Gabapentin	µg/l	0,01	0,01	0,1
	4	Diclofenac	µg/l	0,13	0,10	0,05
	5	Ibuprofen	µg/l	0,16	0,06	0,01
	6	Metoprolol	µg/l	0,12	0,12	7,3
	7	Valsartan	µg/l	0,03	0,08	0,1
	8	Losartan	µg/l	u.d.B.	u.d.B.	0,1
	9	Candesartan	µg/l	0,21	0,07	0,1
	10	Guanylarnstoff	µg/l	2,10	0,03	0,1
	Östrogene	11	ER-Calux	µg/l	0,000210	0,000240
Antibiotika	12	Sulfamethoxazol	µg/l	0,03	0,01	0,6
	13	Clarithromycin	µg/l	0,02	0,23	0,1
	14	Ciprofloxacin	µg/l	u.d.B.	0,01	0,036
Industriechemikalien	15	Perfluorbutansäure (PFBA)	µg/l	u.d.B.	u.d.B.	0,1
	16	Perfluorbutansulfonsäure (PFBS)	µg/l	u.d.B.	u.d.B.	0,1
	17	Perfluorpentansäure (PFPeA)	µg/l	u.d.B.	u.d.B.	0,1
	18	Perfluorhexansäure (PFHxA)	µg/l	u.d.B.	u.d.B.	0,1
	19	Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS)	µg/l	u.d.B.	u.d.B.	0,1
	20	Perfluorheptansäure (PFHpA)	µg/l	u.d.B.	u.d.B.	0,1
	21	Perfluorooctansäure (PFOA)	µg/l	u.d.B.	u.d.B.	0,1
	22	Perfluorooctansulfonsäure (PFOS)	µg/l	u.d.B.	u.d.B.	0,1
	23	Perfluorononansäure (PFNA)	µg/l	u.d.B.	u.d.B.	0,1
	24	Perfluordecansäure (PFDeA)	µg/l	u.d.B.	u.d.B.	0,1
	25	H4PFOS (PFOS-Ersatzstoff)	µg/l	u.d.B.	u.d.B.	0,1
Biozide / Pflanzenschutzmittel	26	Mecoprop P	µg/l	u.d.B.	u.d.B.	0,1
	27	Terbutryn	µg/l	u.d.B.	u.d.B.	0,065
	28	Isoproturon	µg/l	u.d.B.	0,01	0,3
	29	Flufenacet	µg/l	u.d.B.	u.d.B.	0,04
	30	Tebuconazol	µg/l	u.d.B.	u.d.B.	1
	31	Propiconazol	µg/l	u.d.B.	u.d.B.	1
Lebensmittelzusatzstoff	32	Acesulfam K	µg/l	0,01	0,01	0,1

u.d.B. - unter der Bestimmungsgrenze

sehr gut	< 1/2 UQN
gut	1/2 UQN - UQN
mäßig	UQN - 2 UQN
unbefriedigend	2 UQN - 4 UQN
schlecht	> 4 UQN

9 Lösungsvarianten KA Freilingen

9.1 Auslegungswassermenge

In Bild 5.1 ist die tägliche Wassermenge im Ablauf der KA Freilingen in m^3/d für die Jahre 2016 bis 2018 dargestellt. Im Mittel ergibt sich ein täglicher Ablauf von $Q_{d,aM} = 1.200 \text{ m}^3/\text{d}$. Die Wassermenge bei Trockenwetter wurde nach ATV-DVWK-A 198 bestimmt. Als Trockenwettertag gelten hierbei die Tage, an denen der Zulauf bis zu 20 % über der Minimallinie (21 Tage-Minimum) liegt. Im Mittel ergibt sich ein Trockenwetterablauf von rund $550 \text{ m}^3/\text{d}$.

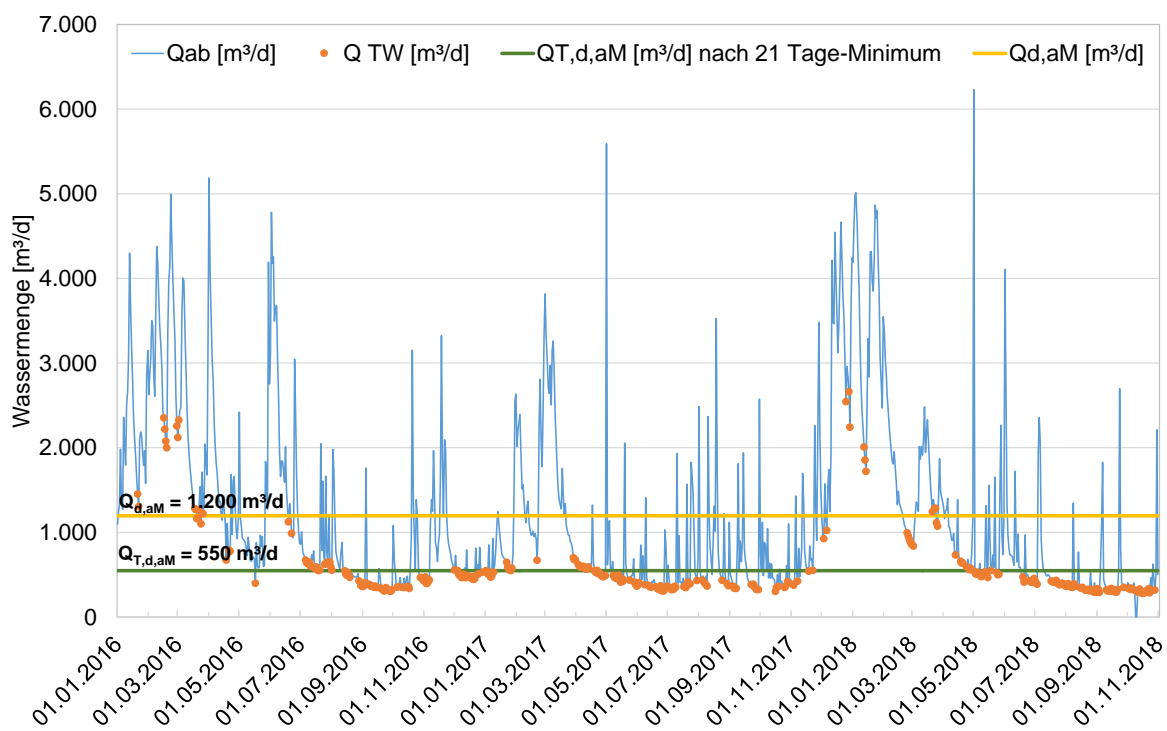


Bild 9.1: Wassermengen im Zulauf der KA Freilingen in m^3/d mit Trockenwettertagen nach 21 Tage-Minimum

Werden die Trockenwettertage nach Wetterschlüssel bestimmt, ergibt sich ein ähnliches Bild (siehe Bild 5.2). Der mittlere Trockenwetterablauf beträgt dann $500 \text{ m}^3/\text{d}$.

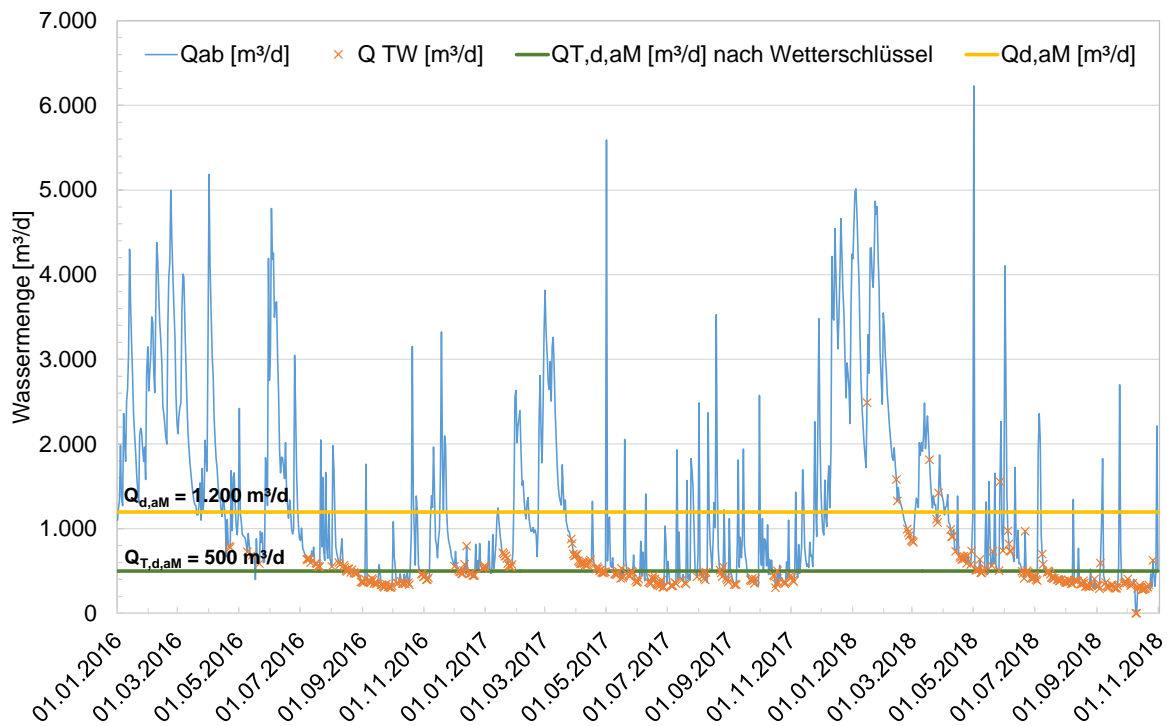


Bild 9.2: Wassermengen im Ablauf der KA Freilingen in m³/d mit Trockenwettertagen nach Wetterschlüssel

Zur Bemessung der 4. Reinigungsstufen wird die Auslegungswassermenge gemäß den Planungshinweisen von (Kom-M.NRW, 2018) bestimmt. Folgende Bemessungshinweise sind dabei einzuhalten:

$$Q_{\text{Auslegung}} \geq Q_{T,h,\max} \text{ (3-Jahresmittel)}$$

$$Q_{\text{Behandelt}} \geq \text{JSM}$$

$$Q_{\text{Behandelt}} \geq 70 \% \text{ von JAM}$$

Die Auslegung als Vollstrombehandlung inklusive Mischwasserabfluss statt der Auslegung auf einen maximalen Trockenwetterabfluss würde einerseits zu einer geringen frachtbezogenen Erhöhung des Gesamtwirkungsgrades um ca. 7 % (Maus et al., 2014), andererseits gleichzeitig zu deutlich erhöhten Investitionen und Betriebskosten führen. Da im Falle der hier untersuchten Kläranlage Freilingen keine immissionsbasierten Anforderungen bekannt sind, wird daher eine wirtschaftlichere Teilstrombehandlung gewählt.

Für die Kläranlage Freilingen liegen keine stündlichen Zu- oder Ablaufwassermengen über einen längeren Zeitraum vor. Ein typischer Trockenwettertag ist in Bild 9.3 dargestellt. Hierfür wurden die vorliegenden Minutenwerte in 1h-Mittelwerte umgerechnet. Der maximale Trockenwetterzufluss beläuft sich auf $Q_{T,h,\max} = 15 \text{ m}^3/\text{h}$. Aus dem normierten Tagesgang ergibt sich für diesen Abfluss ein Faktor von 1,25. Um den maximalen Trockenwetterzufluss zu

ermitteln, wird dieser Faktor mit dem maximalen Trockenwetterabfluss multipliziert. Dieser wurde aus den Bild 5.1 und Bild 5.2 mit $1.200 \text{ m}^3/\text{d}$ ($50 \text{ m}^3/\text{h}$) abgeschätzt. Daraus ergibt sich ein stündliches Trockenwettermaximum von $108 \text{ m}^3/\text{h}$ ($50 \text{ m}^3/\text{h} \times 1,25 = 63 \text{ m}^3/\text{h}$) bzw. $17,3 \text{ l/s}$.

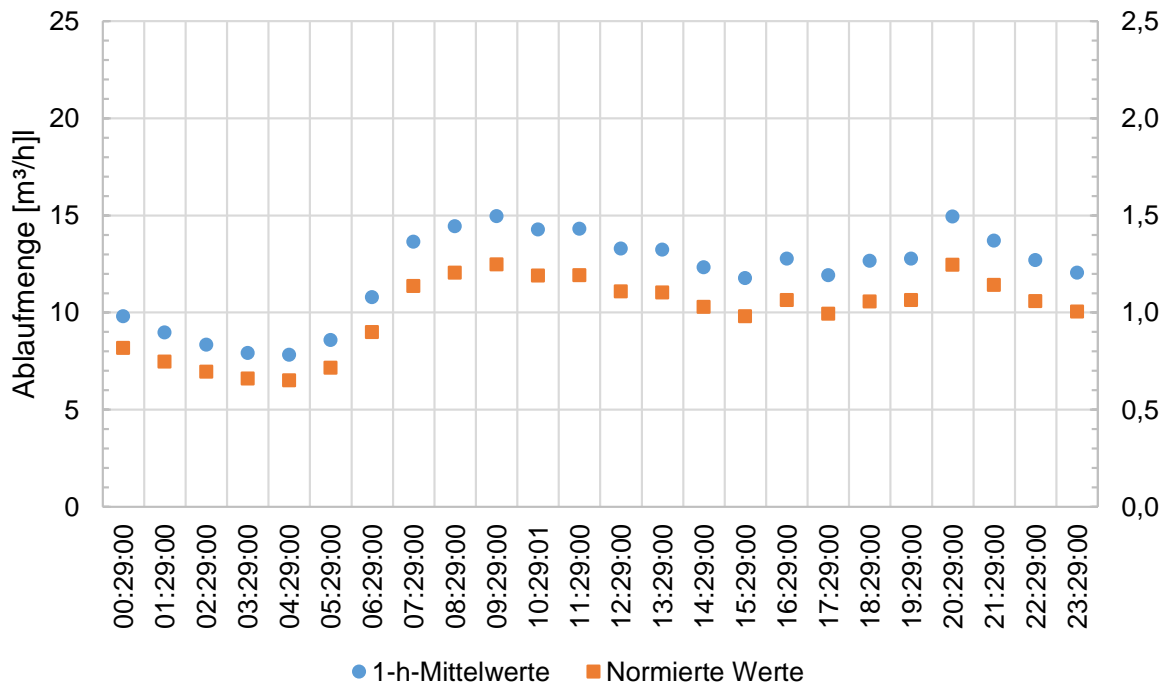


Bild 9.3: Wassermengen im Ablauf der KA Freilingen in m^3/h am 20.09.2019 als 1h-MW

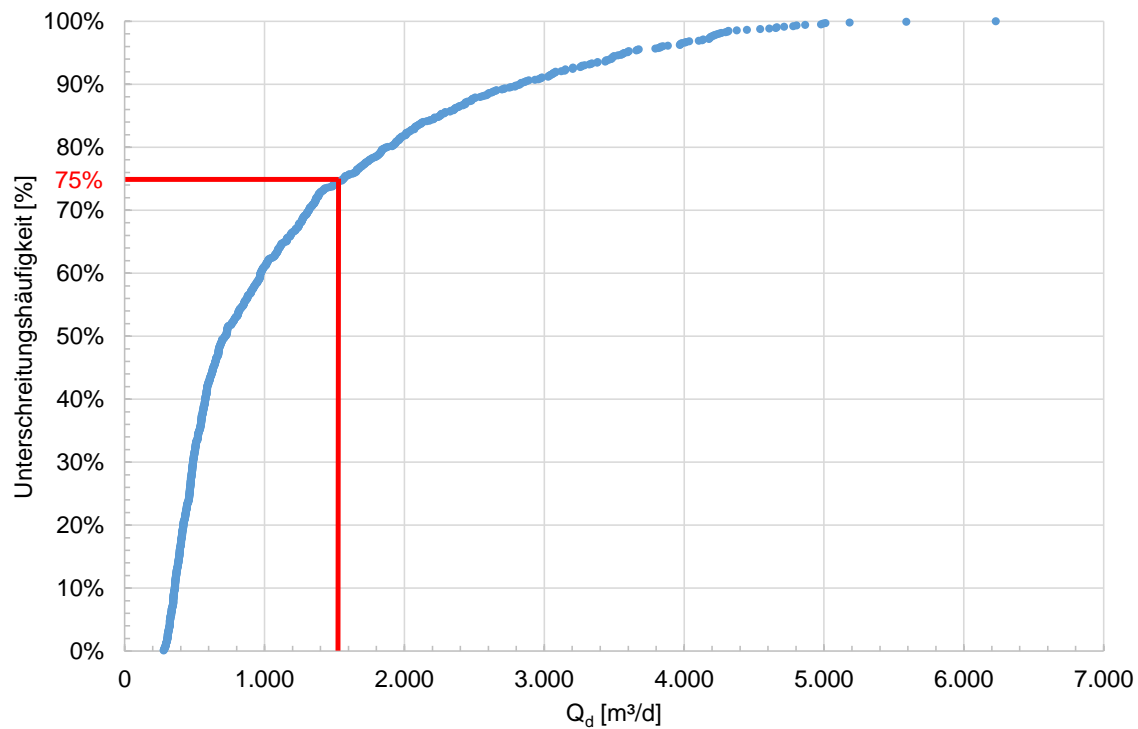
Der Divisor zur Berechnung des maximalen stündlichen Trockenwetterabflusses gemäß ATV-DVWK-A 198 (2003) wird für die KA Freilingen ($2.690 \text{ EW}_{\text{CSB},85}$) mit $9,0$ aus dem Diagramm abgelesen. Den maximalen stündlichen Trockenwetterabfluss kann anschließend berechnet werden, indem der mittlere tägliche Trockenwetterabfluss (2016 – 2018) durch den $x_{Q_{\text{max}}}$ dividiert wird (Annahme $Q_{\text{F,aM}} = 0$). Für $Q_{\text{T,h,max}}$ ergibt sich somit eine Trockenwettermaximum von $60,9 \text{ m}^3/\text{h}$ bzw. $16,9 \text{ l/s}$.

$Q_{\text{T,h,max}}$ beträgt gemäß Erlaubnisbescheid 15 l/s und Q_{max} beträgt 60 l/s . Die berechneten Werte liegen somit in der Größenordnung des im Erlaubnisbescheid angegeben zulässigen maximalen Trockenwetterabflusses. Für die Auslegung der 4. Reinigungsstufe werden 18 l/s bzw. $65 \text{ m}^3/\text{h}$ angesetzt.

Die jährlich behandelte Abwassermenge beträgt somit:

$$Q_{\text{behandelt}} = 65 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 24 \text{ h/d} \cdot 365 \text{ d/a} = 569.400 \text{ m}^3/\text{a} (\cong 1.560 \text{ m}^3/\text{d})$$

Bild 5.4 zeigt, dass bei einer Auslegungswassermenge für die 4. Reinigungsstufe von $65 \text{ m}^3/\text{h}$ bzw. $1.560 \text{ m}^3/\text{d}$ an ca. 75 % der Tage im Jahr die gesamte Abwassermenge (Vollstrombehandlung) behandelt werden kann.



Die Jahresschmutzwassermenge (JSM) beträgt gemäß der Betriebsdaten rund 200.100 m³/a, zulässig sind maximal 430.000 m³/a. Die Jahresabwassermenge (JAM) beträgt für die Jahre 2016 bis 2018 im Mittel 436.500 m³/a (70 % entsprechen 305.500 m³/a).

Folgende Nachweise zur Ermittlung der Auslegungswassermenge gemäß den Planungshinweisen für Anlagen zur Mikroschadstoffelimination werden somit erfüllt (Kom-M.NRW, 2018):

- $Q_{\text{Bem}} > Q_{T,h,\text{max}}$ 65 m³/h > 61 m³/h
- $Q_{\text{Behandelt}} \geq \text{JSM}$: 570.000 m³/a > 430.000 m³/a
- $Q_{\text{Behandelt}} \geq 70 \% \text{ der JAM}$: 570.000 m³/a > 305.500 m³/a

Damit ergeben sich die in Tabelle 5.1 zusammengefassten Bemessungswerte.

Tabelle 9.1: Zusammenstellung der maßgebenden Wassermengen

Abfluss KA Freilingen		[m³/d]	[m³/h]	[l/s]	Quelle
Täglicher Abfluss im Jahresmittel	$Q_{d,aM}$	1.195	50	14	Betriebsdaten (2016 - 2018)
Täglicher Trockenwetterabfluss im Jahresmittel	$Q_{T,d,aM}$	548	23	6	Betriebsdaten (2016 - 2018)
maximaler stündlicher Trockenwetterabfluss	$Q_{T,h,max}$	-	62	17	Abg. über Trockenwettertag (20.09.2019) und $Q_{T,d,max}$
Bemessungswassermenge	Q_{Bem}	1.560	65	18	
minimaler stündlicher Trockenwetterabfluss	$Q_{T,h,min}$	-	8	-	Abg. über Trockenwettertag (15.07.2019) und $Q_{T,d,min}$
Mischwasserzulauf	Q_M	-	108/0,5	60	Erlaubnisbescheid

9.2 Auswahl geeigneter Verfahren für die KA Freilingen

9.2.1 Kriterien zur Verfahrensauswahl

Bereits großtechnisch erprobte Verfahren zur Spurenstoffelimination sind die Ozonung sowie der Einsatz von Pulveraktivkohle (PAK) und granulierter Aktivkohle (GAK). Ein weiteres, bisher nur im Pilotmaßstab erprobtes Verfahren ist der Retentionsbodenfilter. Mögliche Varianten für eine 4. Reinigungsstufe werden unter Berücksichtigung der nachfolgend aufgelisteten Kriterien gewählt (ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW, 2016):

- Eliminationsgrade der Verfahren hinsichtlich relevanter Mikroschadstoffe
- Vorhandene nutzbare Verfahrens- und Bautechnik (z. B. Filtrationsanlage, freie Beckenkapazität)
- Platzbedarf und Flächenverfügbarkeit
- Bromatbildungspotenzial des Abwassers bei Ozonverfahren
- Verbesserung der Reinigungsleistung der Kläranlage (z. B. CSB, AFS, P_{ges} , Keime)
- Ganzheitliche energetische Betrachtung (inkl. Transportwege, Herstellung Aktivkohle, Sauerstofferzeugung)
- Zusätzlicher Personalbedarf

9.2.2 Örtliche Randbedingungen und Bauflächen auf der KA Freilingen

Die 4. Reinigungsstufe muss in die vorhandene Bau- und Verfahrenstechnik integriert werden. Bei allen Verfahrensvarianten wird dabei eine möglichst geringe organische Zulaufbelastung angestrebt, weswegen die zusätzliche Reinigungsstufe hinter der Nachklärung angeordnet

wird. Als mögliche Baufläche wird die Freifläche unterhalb der Schlammbecken identifiziert. Diese weist eine Fläche von ca. 700 m² auf. In den auf der Kläranlage vorhandenen Betriebsgebäuden ist aktuell kein Platz für weitere Anlagentechnik.



Bild 9.4: Luftbild der KA Freilingen mit freien Bauflächen

9.2.3 Verfahrensauswahl

Auf Basis der in den vorhergehenden Kapiteln geschilderten Randbedingungen können vorab geeignete Varianten einer 4. Reinigungsstufe ausgewählt werden. Die nachfolgende Tabelle führt die verschiedenen Verfahren und Verfahrenskombinationen auf, die grundsätzlich anwendbar sind. Diese werden hinsichtlich ihrer technischen Umsetzbarkeit auf der KA Freilingen qualitativ bewertet.

Verfahren/Ort	Nachbehandlung	Bewertung	Fazit
Ozonung	Filtration, Wirbelbett, Retentionsbodenfilter	Hohe Kosten für Ozonung und Neubau Nachbehandlung	
Retentionsbodenfilter	-	Platzangebot nicht ausreichend	
GAK-Druckfiltration	-	Großtechnische Erfahrungen, Neubau GAK-Filter notwendig	
Kombinationsverfahren (Ozon + GAK)	-	Durch Kombination hohe Investitionskosten, aber längere GAK-Standzeiten	
PAK in Belebung	Filtration	Geringe großtechnische Erfahrungen, geringer baulicher Aufwand	

Für die Kläranlage Freilingen werden auf Basis der Verfahrensauswahl zwei unterschiedliche Ausbaukonzepte zur Integration einer 4. Reinigungsstufe in die vorhandene Bau- und Verfahrenstechnik untersucht.

- **Bau von mit GAK bestückte Druckfilter**
- **PAK-Dosierung ins Belebungsbecken**

Hierzu werden zunächst die notwendigen Bemessungsparameter hergeleitet. Anschließend erfolgt für jede Verfahrensvariante eine Anlagendimensionierung, eine Beschreibung der technischen Ausführung inklusive Lageplankonzept (Skizze) und eine Kostenschätzung.

9.3 V1: Bau von GAK Druckfiltern

Als Variante mit granulierter Aktivkohle wird die Bemessungswassermenge ($\cong Q_{T,h,max}$) nach dem Ablauf des Nachklärbeckens der 4. Reinigungsstufe zugeführt. Die darüber hinaus gehende Abwassermenge wird über den Bypass direkt in den Vorfluter eingeleitet. Das Fließschema dieser Variante zeigt Bild 9.5.

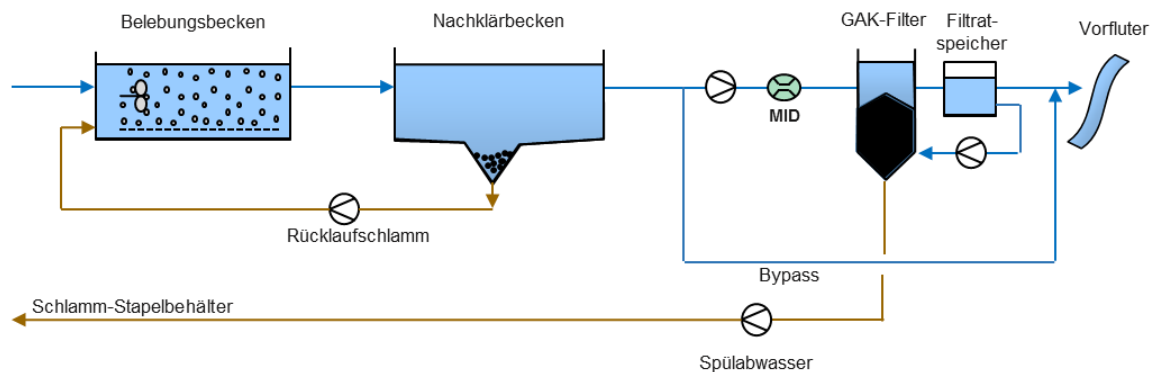


Bild 9.5: Fließschema GAK-Druckfilter als 4. Reinigungsstufe

9.3.1 Dimensionierung

Der ausgewählte Teilstrom von $65 \text{ m}^3/\text{h}$ wird über die GAK-Druckfilter geführt. Die Reinigungsleistung der GAK-Filtration wird maßgeblich durch die Kontaktzeit mit dem zu behandelnden Abwasser mit der Aktivkohle bestimmt. Die Filterstufe wird anhand folgender Bemessungsparameter gemäß den Anleitungen zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffentfernung des Kompetenzzentrums NRW (2016) ausgelegt:

- Leerbettkontaktzeit (EBCT): 5 – 30 min
- Filtergeschwindigkeit: 5 – 15 m/h
- Betthöhe GAK: 1,5 – 3,0 m

Folgende Werte wurden gewählt:

- Anzahl Filter: 4 Stück
- Betthöhe GAK: 2,0 m
- Leerbettkontaktzeit (EBCT): ca. 20 min
- Filterfläche gesamt: $10,2 \text{ m}^2$

Die Stufe kann als Druckfiltration – zumeist in Filterkesseln aus Stahl – oder als offene Filtration realisiert werden. Für den Anwendungsfall wurde eine Ausführung als Druckfilter gewählt. Die gewählte Filtergröße und –anzahl ermöglicht die temporäre Außerbetriebnahme von 1 – 2 Filterelementen für den Austausch der beladenen Kohle.

Unter der Annahme einer GAK-Standzeit von 20.000 Filterbettvolumina und einer zu behandelnden Jahreswassermenge von ca. 327.400 m³/a ergibt sich eine Laufzeit/Nutzungsdauer der GAK von:

$$\frac{n_{\text{Filter}} \cdot A_{\text{Filter}} \cdot H_{\text{Filter}} \cdot n_{\text{Bettvolumen}}}{Q_{\text{Teil}}} = \frac{4 \cdot 2,5\text{m}^2 \cdot 2\text{m} \cdot 16.000}{327.400\text{m}^3/\text{a}} = 1,0 \text{ a}$$

Unter den o. g. Annahmen wäre die beladene Aktivkohle somit nach ca. 1 Jahr zu reaktivieren oder gegen neuen Aktivkohle auszutauschen. Mit einer spez. Masse von 0,5 Mg/m³ berechnet sich folgender jährlicher Bedarf an neuer bzw. regenerierter GAK:

$$\frac{n_{\text{Filter}} \cdot A_{\text{Filter}} \cdot H_{\text{Filter}} \cdot 0,5 \text{ Mg/m}^3}{1,0 \text{ a}} = \frac{4 \cdot 2,5\text{m}^2 \cdot 2\text{m} \cdot 0,5\text{Mg/m}^3}{1,0 \text{ a}} = 10 \text{ Mg}_{\text{GAK}}/\text{a}$$

Um eine fundiertere Angabe zu den durchsetzbaren Bettvolumina zu erhalten, empfiehlt das Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW (2016) vorab Versuche mit GAK im labor- oder halbtechnischen Maßstab durchzuführen.

9.3.2 Ausführungskonzept

Die neue GAK-Filteranlage kann auf der Fläche unter dem Schlammstapelbehälter errichtet werden. Die Lage ist in Bild 9.7 skizziert. Die Filteranlage wird aus dem Ablauf der Nachklärung beschickt. In das Ablaufgerinne ist ein neues Trennbauwerk zu errichten, sodass Abflüsse $Q > Q_{\text{Bem}}$ über den Bypass direkt in den Vorfluter geleitet werden können. Die Filteranlage wird ein Zulaufpumpwerk vorgesehen. Da diskontinuierlich betriebene Filter regelmäßig durch Spülungen gereinigt werden müssen, wird ein Filtratwasserspeicher zur Bereitstellung einer ausreichenden Spülwassermenge vorgesehen. Das verschmutzte Spülwasser wird direkt in die Schlammspeicher geleitet. Für die Luftspülung werden zwei Gebläse vorgesehen.



Bild 9.6: Beispiele von GAK-Druckfiltern

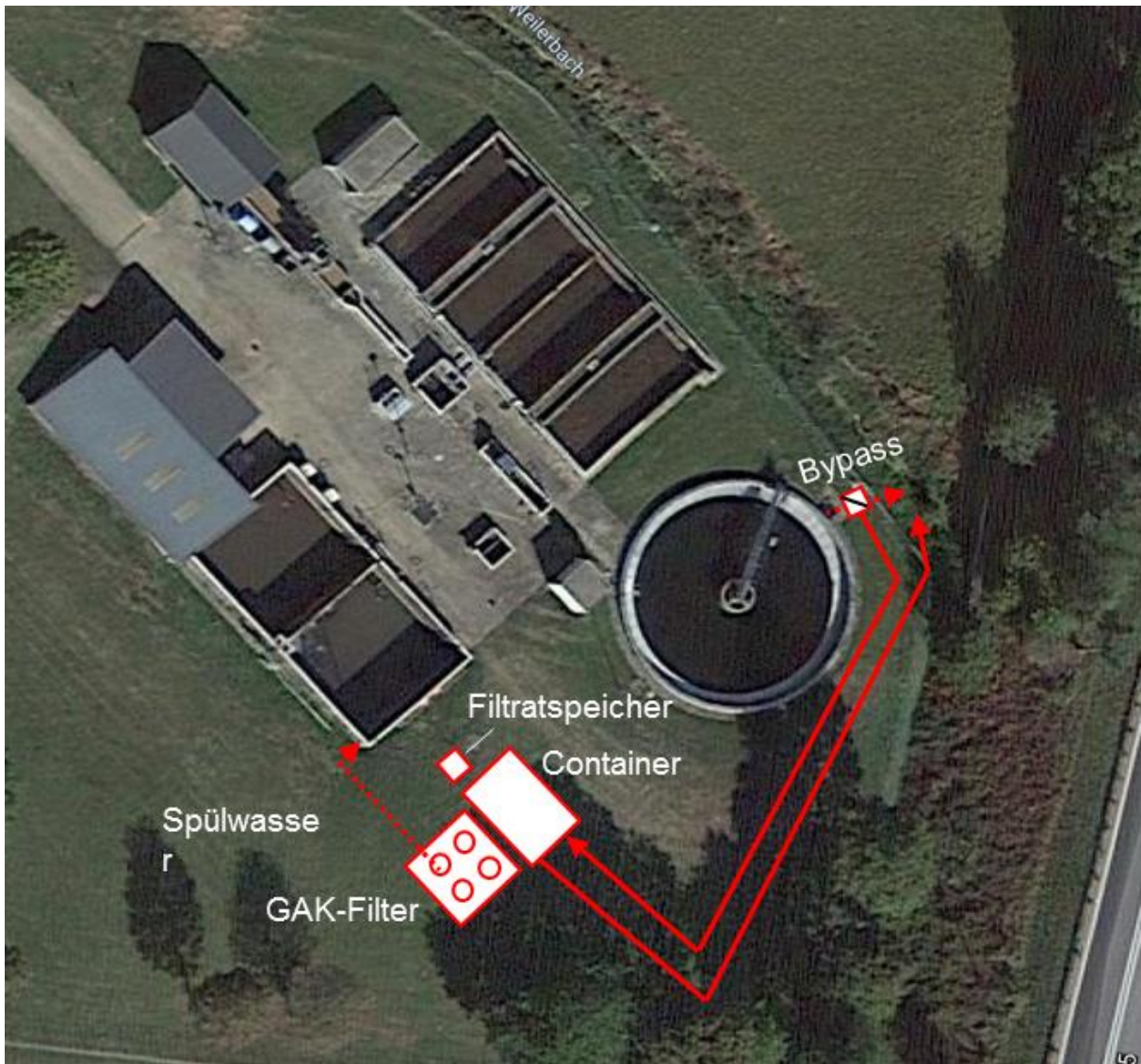


Bild 9.7: Lageplan GAK-Druckfilter auf der KA Freilingen

9.3.3 Diskussion Variante 1 - GAK-Druckfilter

Die grundsätzliche Leistungsfähigkeit von GAK-Filtern ist bereits aus der Trinkwasseraufbereitung bekannt und dort häufig im Einsatz. Im Bereich der Abwasserreinigung liegen bisher jedoch nur wenige Erfahrungswerte vor. Die wesentliche Anwendungsbegrenzung sind die Feststoffe im Zulauf zum Filter, welche in Abhängigkeit von der Konzentration ein häufiges Spülen der Filter erforderlich machen können und so den Filterbetrieb negativ beeinflussen. Zudem werden die Betriebskosten maßgeblich durch die Standzeit der Kohle beeinflusst. Daher wird empfohlen, die Umsetzbarkeit einer GAK-Filtration (ohne Vorfiltration) vorab in halbtechnischen Versuche zu überprüfen (Benstöm et al., 2016). Ein positiver Effekt ist jedoch, dass durch die Filtration eine Reduzierung der Phosphorkonzentration und –fracht im Ablauf der Kläranlage erfolgt.

Für die Beschickung der GAK-Druckfilter ist ein zusätzliches Zulaufpumpwerk notwendig (Teilstrombehandlung). Ansonsten ist der bauliche Aufwand relativ gering (Fundament für GAK-Filter, verbindende Rohrleitungen). Im Vergleich zu einer PAK-Dosierung in die Belebung wird keine GAK mit dem Überschussschlamm entnommen, sodass die Schlammmenge nicht erhöht wird und die Klärschlammverwertung flexibel bleibt, da eine landwirtschaftliche Verwertung als auch eine (Mono-/Mit-)Verbrennung möglich sind.

9.4 PAK-Dosierung ins Belebungsbecken und Tuchfiltration

Bei dieser Variante wird PAK in die biologische Stufe zugegeben. Die beladene Kohle wird anschließend in den Nachklärbecken zusammen mit dem Überschussschlamm weitgehend abgezogen. Um einen Austrag von Pulveraktivkohlepartikel, die mit Spurenstoffen beladen sind, aus den Nachklärbecken in das Gewässer zu verhindern, wird eine platzsparende Tuchfiltration nachgeschaltet. Für die großtechnische Umsetzung einer PAK-Dosierung in den Flockungsraum einer bestehenden Filtration ist eine Dosieranlage ggf. mit einem entsprechenden Lagerbehälter für die Pulverkohle in direkter Nähe des Belebungsbeckens zu errichten. Es sind keine zusätzlichen Kontaktreaktoren und Abscheideeinrichtungen erforderlich. Bild 9.8 zeigt das Verfahrensschema dieser Variante zur Mikroschadstoffelimination. Durch die PAK sowie durch die zusätzlichen Fäll- und Flockungsmittel erhöht sich die zu entsorgende Schlammmenge. Eine landwirtschaftliche Ausbringung des Klärschlammes wäre durch die enthaltene Kohle nicht mehr zulässig.

Vor der Umsetzung dieser Variante muss jedoch in jedem Fall die Leitungsfähigkeit der bestehenden Nachklärung detailliert überprüft werden.

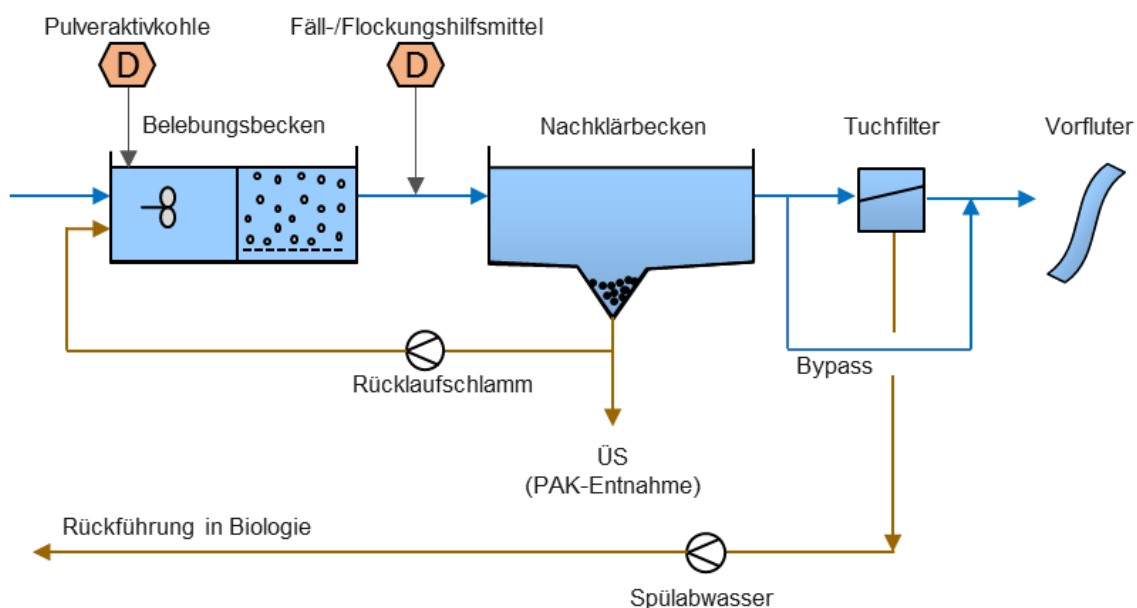


Bild 9.8: Verfahrensschema Variante 4: PAK – Tuchfiltration

9.4.1 Dimensionierung

Für die Auslegung der PAK-Stufe wird geprüft, ob eine ausreichende Kontaktzeit der Kohle bei der Bemessungswassermenge gegeben ist und gleichzeitig eine funktionierende Raumfilterwirkung bei maximaler Feststoffbeladung besteht. Eine tabellarische Zusammenfassung der Dimensionierung kann dem Anhang entnommen werden (Tabelle 13.9).

Die Dosierrate einer PAK-Zugabe in die Belebung ist generell höher als bei einer Zugabe in Kontaktbecken im Ablauf der Nachklärung.

Die Anlage wird zusammengefasst für folgende Parameter ausgelegt:

- PAK-Dosierung: 10 – 20 mg/l
- PAK-Fracht: 0,3 – 2,4 kg/h (je nach PAK-Dosier- und Wassermenge)
- Hilfsmittel: 2,0 – 8,0 mg_{Fe}/l (Eisen(III)chlorid)

Die Dosiermenge ist proportional zum Zufluss zu den Belebungsbecken und wird bis zu dem Bemessungszufluss von 65 m³/h gesteigert (siehe Kapitel 5.2), d. h. wenn die Zulaufwassermenge die Bemessungswassermenge übersteigt, wird die PAK-Dosierung nicht weiter erhöht. Damit wird der Verdünnungseffekt der Spurenstoffe im Mischwasserfall berücksichtigt.

- PAK-Bedarf: 2,8 - 31 kg PAK/d
4,9 Mg_{PAK}/a
- FeCl₃-Bedarf: 1,3 Mg_{FeCl₃}/a

Die voraussichtliche PAK-Menge für $Q_{\text{Teil}} = 327.000 \text{ m}^3/\text{a}$ liegt bei 4,9 Mg/a (Dosierung mit 15 mg/l).

Für die Auslegung des Scheibenfilters wird eine maximale Filtergeschwindigkeit von 9 m/h angesetzt. Die Auslegungswassermenge wird mit $Q_{d,\text{max}} = 6.230 \text{ m}^3/\text{d}$ (Betriebsdaten 2016 – 2018) gewählt.

- Filterfläche erforderlich bei $Q_{d,\text{max}}$: $A = 6.230 \text{ m}^3/\text{d} / 9 \text{ m/h} = 28,9 \text{ m}^2$
- Gewählt 1 Filtereinheit mit 6 Scheiben je $5 \text{ m}^2 = 30 \text{ m}^2$

9.4.2 Ausführungskonzept

Für die Dosierung wird ein kombiniertes Pulveraktivkohlelager- und Dosiersystem mit einem Nutzvolumen von 1,5 m³ gewählt (Bild 9.10). Die Dosierstation wird oberhalb des Belebungsbeckens errichtet und benötigt eine Fläche von 1,2 x 1,2 m zzgl. Fundament. Die Pulveraktivkohle wird direkt in das Belebungsbecken dosiert. Die Leitungsführung wird so ausgebildet, dass die Dosierung entweder direkt in den vorderen Bereich, aber auch in den hinteren Bereich des Belebungsbeckens dosiert werden kann. Wenn die Zulaufwassermenge die Bemessungswassermenge übersteigt, wird die PAK-Dosierung nicht weiter erhöht. Damit wird der Verdünnungseffekt der Spurenstoffe im Mischwasserfall berücksichtigt.

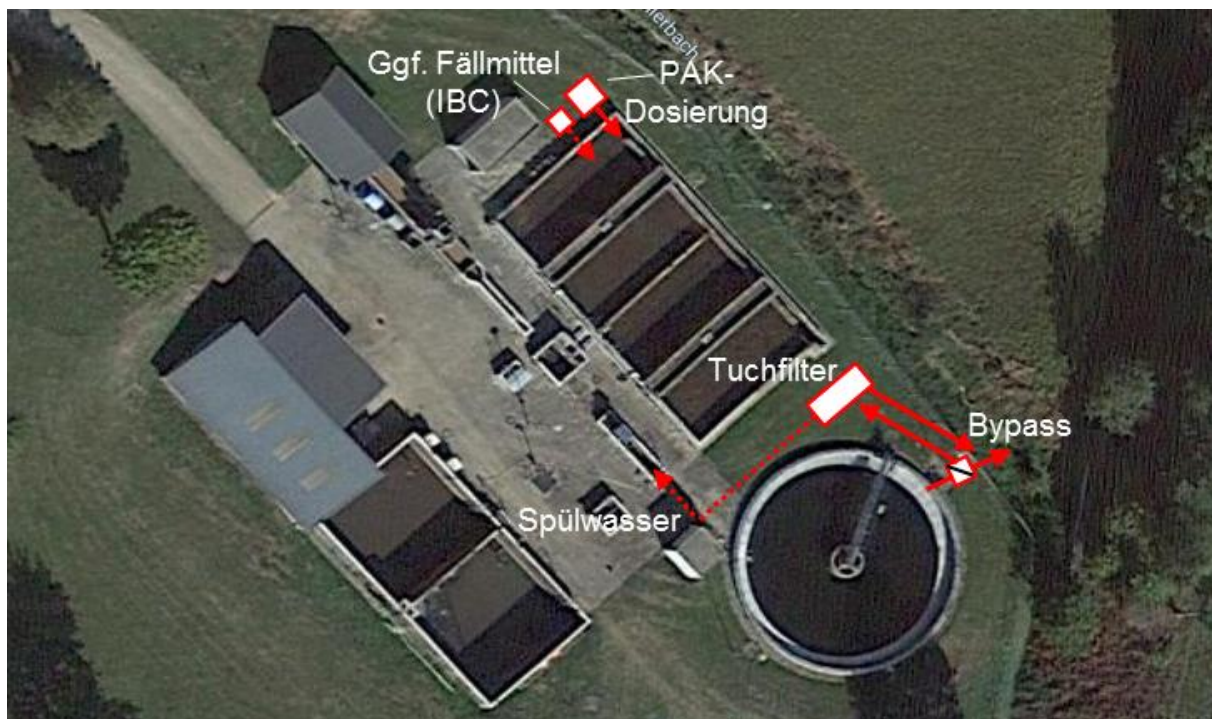


Bild 9.9: Lageplankonzept für PAK-Dosierung ins Belebungsbecken

Bei einem Lagervolumen von $V_{\text{Nutz}} = 1,5 \text{ m}^3$ und einer PAK-Dichte von ca. 450 kg/m^3 ergibt sich eine Lagerkapazität von 675 kg. Bei einem durchschnittlichen PAK-Verbrauch von $0,6 \text{ kg/h}$ ist der PAK-Behälter nach 52 d bzw. rund 1,7 Monaten leer und muss gewechselt werden. Für das Lagerkonzept werden insgesamt 5 Behälter sowie ein Hubwagen vorgesehen, welcher für den Wechsel der Behälter benötigt wird. Bei der Nutzung von 5 PAK-Lagerbehältern ist eine Befüllung aller Behälter im Durchschnitt nach ca. 8,4 Monaten notwendig.



Bild 9.10: Beispiel eines PAK-Lager- und Dosierbehälters (AK-Dos, Fa. Sülzle-Kopf) von außen (links) und Innenansicht des Containers (rechts)

Der Tuchfilter wird zwischen dem Belebungsbecken und der Nachklärung aufgestellt und ist verfahrenstechnisch der Nachklärung nachgeschaltet. Hierfür ist ein zusätzliches Betonbauwerk (ca. 6,3 m x 3,0 m x 4,7 m) notwendig, in welches der Tuchfilter eingebaut wird. Der Filter weist eine hydraulische Verlusthöhe von 60–70 cm auf. Da kein hydraulischer Schnitt der KA Freilingen vorliegt, jedoch ein deutlicher Höhenunterschied zum Vorfluter vorliegt, wird davon ausgegangen, dass der Tuchfilter hydraulisch in die bestehende Anlage eingebunden werden kann. Sollte dies als Ergebnis einer planerischen Prüfung nicht möglich sein, so ist ein zusätzliches Zulaufpumpwerk zum Tuchfilter vorzusehen.

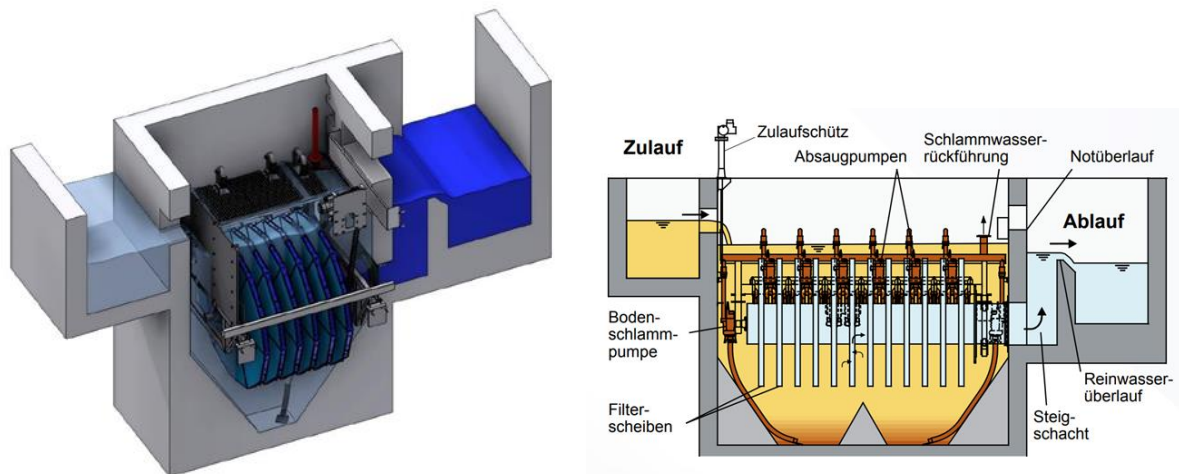


Bild 9.11: Tuchfilter im Schnitt inkl. Betonbauwerk

9.4.3 Diskussion Variante 2 – PAK-Dosierung in die Belebung

Die Installation des PAK-Lager- und Dosiersystems ist mit relativ geringem baulichen Aufwand verbunden, da lediglich ein Fundament für das System erforderlich ist. Für die nachgeschaltete Filteranlage ist ein Betonbauwerk notwendig (Tiefgründung). Der Platzbedarf ist durch die

kompakte Bauweise beider Anlagenteile jedoch insgesamt gering. Der maschinen- und steuerungstechnische Aufwand ist im mittleren Bereich. Die Kosten für eine Wasserhaltung wurden abgeschätzt. Diese sind jedoch im Rahmen einer Planung durch ein Baugrundgutachten zu verifizieren, da sie einen großen Kostenfaktor darstellen können.

Im Vergleich zur nachgeschalteten Spurenstoffelimination (Ablauf Nachklärung) sind noch höhere Konzentrationen abbaubarer Stoffe in der Belebung vorhanden, woraus eine deutlich höhere Sekundärbeladung der Kohle und damit verbunden ein erhöhter PAK-Verbrauch resultieren kann. Durch die Dosierung in den Hauptstrom muss das gesamte Abwasser filtriert werden, sodass der nachgeschaltete Tuchfilter auf die maximale Wassermenge $Q_{d,max}$ ausgelegt werden muss. Die PAK-Dosierung kann nicht konzentrationsabhängig erfolgen, sondern in Abhängigkeit vom Volumen oder der CSB-Konzentration. Die nachgeschaltete Tuchfiltration ist für den gesamten Abwasserstrom ausgelegt, um einen PAK-Abtrieb in den Vorfluter zu verhindern. Die Vollstromfiltration bietet darüber hinaus den Vorteil, auch im Regenwetterfall aus der Nachklärung abgetriebene Feststoffe zurückzuhalten.

Da die PAK ins Belebungsbecken dosiert wird, erfolgt eine Entnahme der beladenen Kohle mit dem Überschussschlamm. Das führt dazu, dass eine landwirtschaftliche Klärschlammverwertung nicht möglich ist. Der Klärschlammfall wird insgesamt erhöht.

10 Kostenschätzung KA Freilingen

Der Wirtschaftlichkeitsvergleich der beiden untersuchten Varianten erfolgt auf Basis einer Investitions- und Betriebskostenschätzung. Anhand der Jahreskosten und der spezifischen Kosten je m³ behandeltem Abwasser werden die Varianten verglichen.

10.1 Investitionskosten

Anhand der Dimensionierung und konzeptionellen Bemessung der beiden Varianten (vgl. Kapitel 4) werden nachfolgend die benötigten Investitionskosten für die verschiedenen Lösungsvarianten ermittelt und dabei in die Kostengruppen Bau-, Maschinen- und E/MSR-Technik unterteilt. Grundlage der verwendeten Einheits- oder Pauschalpreise sind Richtpreisangebote der Anlagenhersteller und Kostenschätzungen auf Basis von vergleichbaren Projekten.

Tabelle 10.1: Zusammenstellung der geschätzten Investitionskosten

Pos.	Kurztext		Variante1	Variante2
			GAK	PAK
			GAK-Druckfilter	PAK-Dosierung ins Belebungsbecken
1	Bautechnik	€	149.050	320.400
2	Maschinentechnik	€	578.700	405.700
3	E/MSR-Technik	€	180.100	184.800
	Gesamtsumme (netto)	€	907.850	910.900
	+ 19 % MwSt.	€	172.500	173.100
	Gesamtsumme (brutto)	€	1.080.350	1.084.000
	Verhältnis		100%	100%

Die Investitionen für die Variante 1 „GAK-Druckfiltration“ und Variante 2 „PAK-Dosierung Belebungsbecken“ sind mit je ca. 1,08 Mio. € gleich hoch.

Für beide Varianten sind bauliche Aufwendungen (Fundamente, Rohrleitungen, Betonbehälter) sowie die Installation neuer Maschinentechnik wie z. B. Druckfilter, Zulaufpumpwerk und Tuchfilter notwendig.

10.2 Betriebskosten

Für die Berechnung der Betriebskosten wurden folgende Kennwerte (netto) verwendet:

- Strombezugskosten 0,21 EUR/kWh
- Spez. Stromverbrauch Pumpe 4,5 Wh/(m³*m)
- Personalkosten 65.000 EUR/MA/a
- Lieferkosten GAK-Frischkohle 1,6 EUR/kg (450 kg/m³)
- Lieferkosten PAK 1,8 EUR/kg (450 kg/m³)
- Schlammentsorgung 400 EUR/Mg

Die spezifischen Lieferkosten für die Aktivkohlen stammen aus einer aktuellen Preisanfrage bei einem Hersteller. Für alle verbrauchsgebundenen Kosten wurden die mittleren Verbrauchsmengen aus der Anlagendimensionierung für die mittlere Wassermenge herangezogen.

Wartung und Instandhaltung wurden über folgende Prozentsätze der Netto-Investitionskosten abgeschätzt:

- Bautechnik: 1,0% der netto-Investitionskosten/a
- Maschinentchnik: 4,0% der netto-Investitionskosten/a
- E-/MSR-Technik: 2,0% der netto-Investitionskosten/a

Tabelle 10.2: Zusammenstellung der geschätzten Betriebskosten

Pos.	Kurztext		Variante1 GAK	Variante2 PAK
1	Betriebsgebundene Kosten	€/a	52.200	47.100
1.1	Wartungs- und Instandhaltungskosten	€/a	28.200	23.100
1.2	Personalkosten	€/a	24.000	24.000
2	Verbrauchsgebundene Kosten	€/a	22.500	18.300
2.1	Energiekosten	€/a	0	0
2.2	GAK - Granulierte Aktivkohle als Reaktivat	€/a	19.400	0
2.3	PAK - Pulverförmige Aktivkohle	€/a	0	16.100
2.4	Schlammentsorgung PAK	€/a	0	2.000
2.5	Energieverbrauch	€/a	3.090	170
	Betriebskosten netto	€	74.700	65.400
	+ 19 % MwSt.	€	14.200	12.400
	Betriebskosten brutto	€	88.900	77.800
	spez.Kosten (nur Betrieb):	€/m³	0,27	0,24
	Verhältnis		100%	88%

Zusammengefasst ergeben sich die höchsten Betriebskosten mit knapp 88.900 €/a (brutto) bei der GAK-Variante. Die Betriebskosten für die simultane PAK-Dosierung mit

anschließender Tuchfiltration liegen mit 77.800 €/a gut 12 % unter den Betriebskosten der GAK-Variante. Zu erklären ist dies unter anderem durch etwas höhere Wartungs- und Instandhaltungskosten, welche anteilig auf die Investitionen für Maschinen- (4 %), Bau- (1 %) und EMSR-Technik (2 %) berechnet werden. Ein höherer maschinentechnischer Anteil bei der Variante 1 (GAK) führt somit bei gleichen Gesamt-Investitionen zu höheren Wartungs- und Instandhaltungskosten. Zudem führt ein höherer GAK-Bedarf sowie der zusätzliche Pumpaufwand (Zulaufpumpen GAK-Druckfilter) zu höheren Betriebskosten.

Vor einer planerischen Umsetzung wird hierzu empfohlen, die Eliminationsleistung insbesondere bzgl. Ibuprofen und ER-Calux mit unterschiedlichen Kohlen zunächst vorab in einem labor- oder halbtechnischen Versuch zu überprüfen.

10.3 Jahreskosten

Die Jahreskosten ergeben sich aus den zuvor aufgeführten laufenden Betriebskosten zuzüglich der kapitalisierten Investitionskosten. Zur Ermittlung letzterer wurden folgende Nutzungsdauern und Zinssätze angesetzt:

- Nutzungsdauer Bautechnik 30 a
- Nutzungsdauer Maschinentechnik 15 a
- Nutzungsdauer E-/MSR-Technik 10 a
- Zinssatz 3,0 %

Die Jahreskosten sind in der nachfolgenden Tabelle zusammengestellt. Die Variante GAK weist mit 180.800 €/a um ca. 17.000 € höhere Jahreskosten (brutto) auf als die Variante 2 mit PAK. Diese Differenz setzt sich zu gleichen Anteilen aus ca. 4.000 – 5.000 € höhere Kosten allen Bereichen, d. h. in den sowohl den Kapital- als auch in Betriebs- und Verbrauchsgebundenen Kosten zusammen.

Tabelle 10.3: Zusammenstellung der geschätzten Jahreskosten

Pos.	Kurztext		Variante1 GAK	Variante2 PAK
A	Kapitalgebundene Kosten	€/a	77.200	72.000
B	Betriebsgebundene Kosten	€/a	52.200	47.100
C	Verbrauchsgebundene Kosten	€/a	22.500	18.300
	Jahreskosten netto	€/a	151.900	137.400
	spez. Kosten (netto)		0,46	0,42
	+ 19 % MwSt.	€/a	28.900	26.100
	Jahreskosten brutto	€/a	180.800	163.500
	spez.Kosten (brutto):	€/m³	0,55	0,50
	Verhältnis		100%	90%

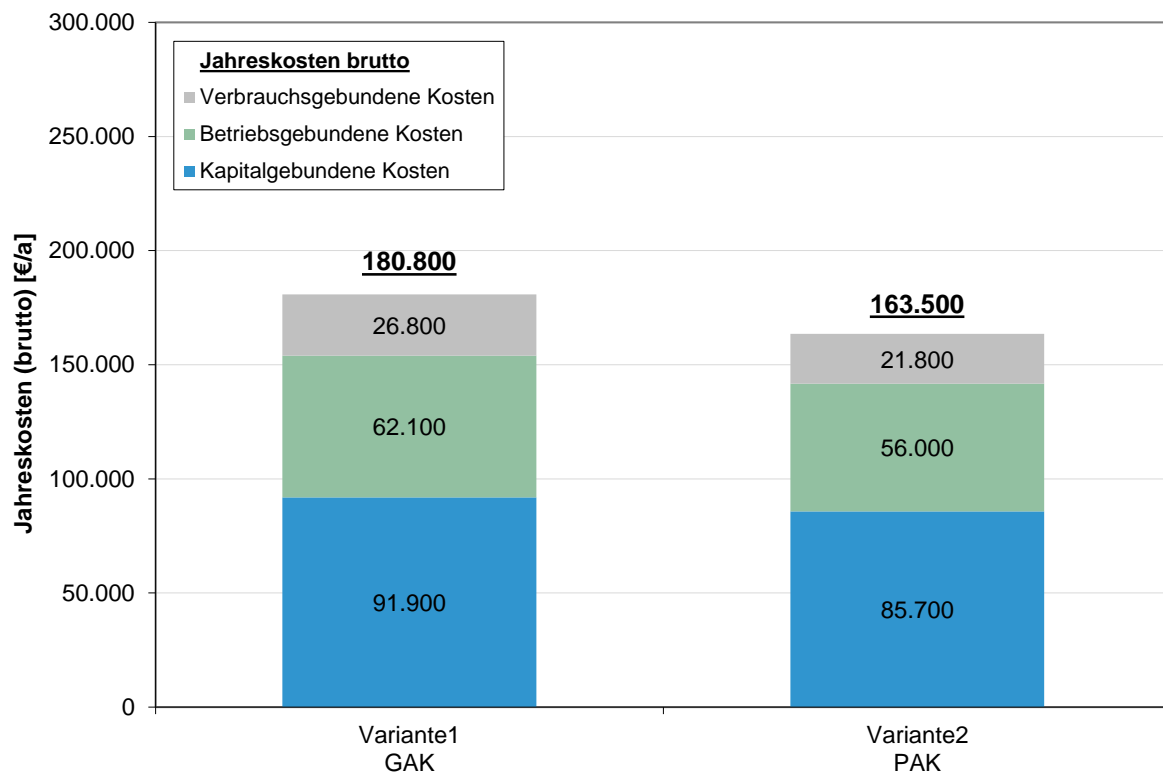
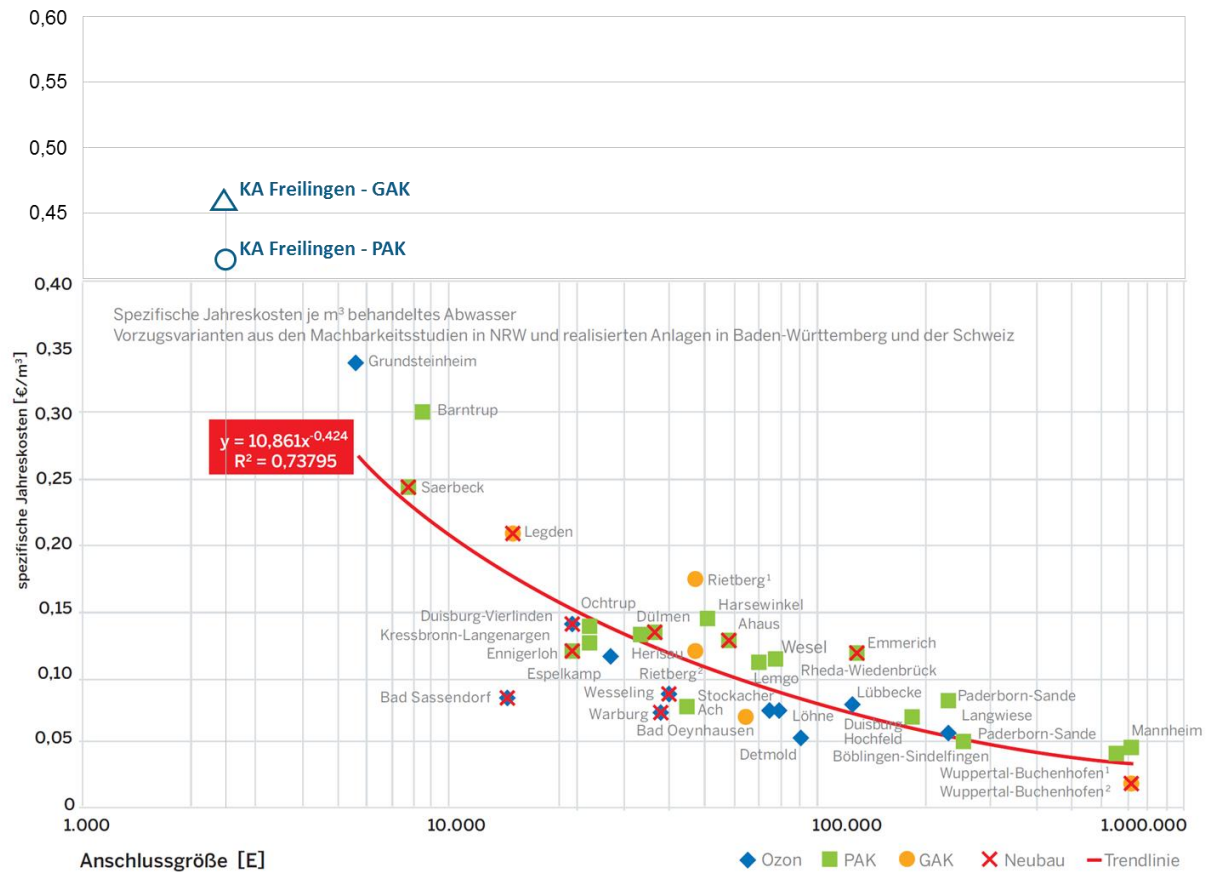


Bild 10.1: Vergleich der Jahreskosten (brutto) für die betrachteten Varianten

10.4 Projektübergreifender Kostenvergleich

Zum Quervergleich und zur Plausibilitätskontrolle dient ein Abgleich der ermittelten spezifischen Kosten mit einer aktuellen Kostenfunktion. Aktuelle Zusammenstellungen zu spezifischen Kosten finden sich in der Veröffentlichung des Kompetenzzentrums Mikroschadstoffe.NRW zur Planung und Dimensionierung von 4. RS (Kom-M.NRW, 2016). Dieser Planungsanleitung wurde die Kostenfunktion entnommen und die für den Standort Freilingen geschätzten Kosten eingetragen. Es zeigt sich, dass die berechneten spezifischen Kosten (netto) je m³ behandeltem Abwasser von rund 0,46 €/m³ bei einer GAK-Druckfiltration bzw. rund 0,42 €/m³ bei einer simultanen PAK-Dosierung in einem plausiblen Bereich liegen. Zu beachten ist der logarithmische Maßstab der Anschlussgröße in Bild 10.2. Aufgrund der bisher nur in geringer Anzahl vorliegenden Machbarkeitsstudien für kleine Kläranlagen weist die Kostenfunktion in diesem Bereich eine große Unschärfe auf.



¹ Vorzugsvariante 1 ² Vorzugsvariante 2


Bild 10.2: Spez. Jahreskosten (netto) in Abhängigkeit der Anschlussgröße je m³ behandeltem Abwasser (verändert nach Kom-M.NRW., 2016)

11 Variantenvergleich und Verfahrensempfehlung für die KA Freilingen

Die untersuchten Varianten werden nachfolgend miteinander verglichen und nach verschiedenen Kriterien bewertet. Auf dieser Basis wird eine Vorzugsvariante ausgewählt.

11.1 Variantenvergleich

Tabelle 11.1: Übersicht über die betrachteten Varianten

	Variante 1 GAK-Druckfiltration	Variante 2 Simultane PAK-Dosierung
Bestandteile	<ul style="list-style-type: none"> Zulaufpumpen Fundament 4 Druckfilter Trennbauwerk Verbindende Rohrleitungen 	<ul style="list-style-type: none"> Silo inkl. Dosiereinheit Fundament Dosierleitung ins Belebungsbecken Betonbauwerk für Tuchfilter Tuchfilter Trennbauwerk
Beispiel-Bild	 <p>(Bildquelle Fa. Jacobi) (Bildquelle Fa. CarboTech)</p>	 <p>(Bildquelle Fa. Sülzle-Kopf) (Bildquelle Fa. Mecana)</p>
Konzeptskizze		
Vorteile	<ul style="list-style-type: none"> Keine Nebenprodukte geringer Bauaufwand geringer Wartungsbedarf Einfacher Betrieb 	<ul style="list-style-type: none"> Keine Nebenprodukte Geringer Wartungsbedarf Regelmöglichkeiten Vollstromfiltration (Vermeidung von Feststoffabtrieb) Einfacher Betrieb
Nachteile	<ul style="list-style-type: none"> Prozess-Regelung nur eingeschränkt möglich (über Filterlaufzeit) Regelmäßig 1 Filter außer Betrieb zu nehmen für Materialaustausch Abhängigkeit vom Kohlepreis 	<ul style="list-style-type: none"> Zusätzliche Feststoffe, die in den Filtern abgeschieden werden müssen Regelmäßiger Wechsel des Kohlesilos Abhängigkeit von Kohlepreis Wenig großtechnische Erfahrung mit Auswirkung auf Biologie

11.2 Bewertung und Verfahrensempfehlung

Neben dem Vergleich der Kosten werden bei der nachfolgenden Bewertung weitere Kriterien berücksichtigt, die nachfolgend aufgelistet werden:

- **Jahreskosten:**

Die Jahreskosten werden als wichtigstes Kriterium angesehen und daher mit der höchsten Wichtigkeit (45%) eingestuft. Hier sind die GAK-Druckfiltration und die simultane PAK-Dosierung mit je 2 Punkten zu bewerten.

- **Reinigungsleistung**

Ein weiteres Kriterium ist die Reinigungsleistung in Bezug auf die Reduzierung der Mikroschadstoffe und auch eine mögliche zusätzliche Reinigungswirkung in Bezug auf die Standardabwasserparameter. Der Unterschied der Verfahren ist hierbei nur sehr gering, daher werden beide Varianten gleich bewertet (2P).

- **Transformationsprodukte**

Der Mechanismus der Mikroschadstoff-Elimination ist bei beiden Varianten gleich. Es handelt sich um adsorptive Verfahren (GAK/PAK), die Spurenstoffe ohne Bildung von Nebenprodukten aus der gelösten Phase entnehmen. Daher erhalten beide Verfahren die höchste Punktzahl (3 P).

- **Betriebs- und Wartungsaufwand**

Die Integration einer neuen Verfahrensstufe bedeutet zusätzlichen Aufwand für das Betriebspersonal. Hier haben beide Verfahren aufgrund zusätzlicher Verfahrenstechnik (Zulaufpumpwerk und GAK-Filter bzw. Dosierstation und Tuchfilter) einen ungefähr gleich hohen zusätzlichen Betriebsaufwand (2P).

- **Planungssicherheit / Referenzen**

Die GAK-Filtration ist zwar seit Jahrzehnten aus der Trinkwasserbehandlung bekannt, aber für den Abwasserbereich fehlen noch langjährige Erfahrungen (3P). Im Vergleich sind die Erfahrungen jedoch deutlich größer als im Bereich der simultanen PAK-Dosierung (2P).

- **Nachhaltigkeit (CO₂-Emissionen)**

In Bezug auf die Nachhaltigkeit ist keine der Varianten als besonders gut zu bewerten. Insbesondere die zumeist importierte Kohle als Ausgangsbasis der Aktivkohle ist negativ zu werten. Jedoch ist der zusätzliche Energiebedarf zum Betrieb der Varianten geringer als bei einer Ozonung (2P).

Die folgende Bewertungsmatrix (Tabelle 11.2) zeigt alle berücksichtigten Kriterien mit der entsprechenden prozentualen Wichtigkeit. Die Bewertung erfolgt über eine Punktevergabe von 1-3. Die Variante 1 (GAK) erzielt mit 2,2 Punkten aufgrund der höheren Planungssicherheit

bzw. der Referenzen aus dem Trinkwasserbereich das bessere Ergebnis. Auf eine Beurteilung, welches Verfahren in Bezug auf die Sensitivität (vgl. Grafiken im Kapitel 5.5) besser zu beurteilen ist, wird verzichtet. Es ist damit zu rechnen, dass sowohl die Strom- als auch die Kohlepreise ansteigen. Die entgegensteuernde Verringerung der Kosten durch Variation der Dosiermenge oder eine Optimierung der Standzeit erscheint bei beiden Verfahren als durchführbar.

Tabelle 11.2: Bewertungsmatrix

Kriterium	Wichtung	Variante 1		Variante 2	
		GAK-Filtration		Simultane PAK-Dosierung	
	%	Punkte	gewichtet	Punkte	gewichtet
Jahreskosten	45	2	0,90	2	0,90
Reinigungsleistung	15	2	0,30	2	0,30
Transformationsprodukte	15	3	0,45	3	0,45
Betriebs- und Wartungsaufwand	15	2	0,30	2	0,30
Planungssicherheit/Referenzen	5	2	0,10	1	0,05
Nachhaltigkeit / Co2-Emission	5	2	0,10	2	0,10
Summe	100	13	2,15	12	2,10

Punkte:

1 - schlecht

2 - mittel

3 - gut

Auswahl der Vorzugsvariante

Im Rahmen dieser Studie kann keine eindeutige Vorzugsvariante gewählt werden. Beide Varianten sind mit geringem bis mittlerem baulichen Aufwand umsetzbar und betrieblich einfach, weisen jedoch auch gewisse Unsicherheiten auf.

Die Betriebskosten für die Variante 1 (GAK) hängen sehr stark von der Standzeit der GAK-Filter ab, welche hier mit 20.000 Bettvolumina gewählt wurde.

Aufgrund eines fehlenden hydraulischen Längsschnittes wurde bei der Variante 2 davon ausgegangen, dass die Tuchfiltration in den hydraulischen Fließweg eingebunden werden kann. Dies wäre im Rahmen einer weiteren Planung zu prüfen. Falls eine Einbindung nicht möglich ist, wird ein weiteres Pumpwerk notwendig.

12 Zusammenfassung und Fazit

Ausgangssituation

Im Auftrag der Gemeinde Blankenheim hat die WiW mbH eine Spurenstoffstudie für die Kläranlagen Blankenheim (Ausbaugröße 4.500 EW) und Freilingen (Ausbaugröße 2.300 EW) erstellt.

Voruntersuchungen

Die Ergebnisse des Screenings zeigten, dass sich die Konzentrationen der untersuchten Mikroschadstoffe im Ablauf beider Kläranlagen **tendenziell unter** den Werten aus der Literatur und von anderen Kläranlagen liegen. Für Ibuprofen und ER-Calux (KA Blankenheim/KA Freilingen) sowie ebenfalls für Diclofenac und Guanylharnstoff (KA Freilingen) konnten in den Gewässern hinter den Kläranlagen deutlich erhöhte Konzentrationen festgestellt werden, die zu einer Überschreitung der Orientierungswerte gemäß Anhang D4 des Monitoringleitfadens für Oberflächengewässer (MUNLV, 2009) beitragen.

Lösungsvarianten

Im Rahmen der Machbarkeitsstudie zur Integration einer 4. Reinigungsstufe auf der **Kläranlage Blankenheim** wurden folgende Verfahrensvarianten festgelegt und untersucht:

- **Ozonbehandlungsstufe:** Neubau Reaktorbehälter, Sauerstofftank, Ozongenerator
- **Filtration über granulierten Aktivkohle:** Materialaustausch in der vorh. Filtration

Für die **Kläranlage Freilingen** wurden folgende Verfahrensvarianten festgelegt und untersucht:

- **GAK-Druckfiltration:** Neubau Trennbauwerk, Zulaufpumpwerk, Druckbehälter
- **Simultane PAK-Dosierung:** PAK-Lager- und Dosiereinheit, Tuchfilter inkl. Betonbauwerk

Die Varianten wurden für eine festgelegte Auslegungswassermenge vordimensioniert sowie als Ausführungskonzept beschrieben und zeichnerisch dargestellt. Auf Basis dieser Konzepte wurden Betriebs- und Investitionskosten abgeschätzt und in Jahreskosten umgerechnet. Die Bewertung der Verfahren erfolgte anhand einer Matrix mit verschiedenen Kriterien.

Handlungsempfehlung

Die höchste Punktzahl in der vorgenannten Bewertung für die **KA Blankenheim** erreicht die Variante 2, die Umrüstung der vorhandenen DynaSand-Filter in eine kontinuierliche GAK-

Filtration. Diese Variante kann im Zuge der Filtersanierung sehr einfach umgesetzt werden und der laufende Betrieb gestaltet sich im Vergleich am einfachsten.

Auf der **KA Freilingen** sind die Varianten 1 (GAK) und 2 (Simultane PAK-Dosierung) gleichwertig und beide zur Integration einer 4. Reinigungsstufe geeignet.

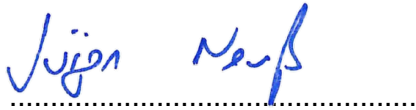
Fazit

Die Kläranlagen Blankenheim und Freilingen haben eine Ausbaugröße von 4.500 EW bzw. von 2.300 EW. Zur Integration einer 4. Reinigungsstufe auf Kläranlagen mit Ausbaugrößen kleiner 10.000 EW liegen bisher nur wenige Machbarkeitsstudien vor. In der hier durchgeführten Studie wurden sehr hohe spezifische Jahreskosten für die technische Umsetzung einer Spurenstoffelimination auf den Kläranlagen Blankenheim und Freilingen ermittelt, die im Kostenvergleich signifikant über den Kosten bei Kläranlagen der Größenklassen 4 und 5 liegen. Aufgrund des damit **ungünstigen Kosten-Nutzen-Verhältnisses** wie auch der absolut niedrigen Eintragsfracht an Mikroschadstoffen ist eine Nachrüstung einer 4. Reinigungsstufe bei Kläranlagen dieser Ausbaugröße daher **kritisch zu bewerten**. Vor einer Weiterverfolgung sollte zunächst eine Gesamtbetrachtung des Einzugsgebietes der Ahr unter Berücksichtigung aller Abwassereinleiter erfolgen, die aufgrund der hohen Bedeutung für die Gewässerökologie auch den Parameter Phosphor mit bewertet. Dies könnte beispielhaft im Rahmen einer vom Land Nordrhein-Westfalen durchgeführten Eintragsbilanzierung für das Einzugsgebiet der Ahr erfolgen.

13 Unterzeichnung

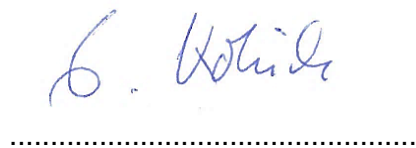
Aufgestellt:

Wuppertal, September 2020



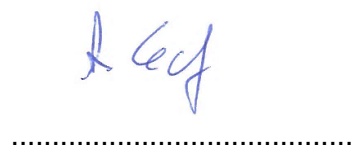
.....

Dipl.-Ing. Jürgen Neuß
Ingenieurbüro H. Berg & Partner GmbH



.....

Dr.-Ing. Gerd Kolisch
Wupperverbandsgesellschaft für integrale Wasserwirtschaft mbH



.....

Angela Cech, M. Sc.

Abbildungsverzeichnis

Bild 1.1:	Eintragspfade für Mikroschadstoffe	2
Bild 1.2:	Abbau in Abhängigkeit des Schlammalters (Pinnekamp et al. ,2012)	3
Bild 2.1:	Oberflächenwasserkörper in der Planungseinheit PE_AHR_1700 (Bestandsaufnahme NRW 2013 - Steckbriefe der Planungseinheiten im Teileinzugsgebiet Mittelrhein/Mosel NRW)	7
Bild 2.2:	Simulierte Spurenstoffkonzentration im Zu- und Ablauf (Böckmann, 2013).....	11
Bild 3.1:	Schema der Porenstruktur (links) und mikroskopische Aufnahme (rechts)	13
Bild 3.2:	Aktivkohle in unterschiedlicher Mahlfeinheit (Quelle: Donau Carbon)	14
Bild 3.3:	Transportmechanismen bei der Aktivkohleadsorption (Sontheimer, 1985).....	15
Bild 3.4:	GAK als Ersatz für konv. Filtermaterial (Ausbau Anthrazit, Kolisch et al.,2014)	17
Bild 3.5:	GAK als separater Druckfilter (Quelle: Herbst et al. 2013)	17
Bild 3.6:	Verfahrensschema zur GAK-Filtration	17
Bild 3.7:	Verfahrensschema zur zweistufigen nachgeschaltete GAK-Filtration	17
Bild 3.8:	Bettvolumina einer GAK-Filtration bei verschiedenen Szenarien zur Reinigungsleistung (Benstöm et al., 2014).....	19
Bild 3.9:	Lagersilo und Dosiereinrichtung	20
Bild 3.10:	Verfahrensschema zur PAK-Zugabe in ein Kontaktbecken mit Rückführung.....	21
Bild 3.11:	Verfahrensschema zur PAK-Zugabe im Zulauf eines Flockungsfilters	21
Bild 3.12:	Verfahrensschema zur PAK-Zugabe in die Biologie	21
Bild 3.13:	Verfahrensschema Ozonierung	24
Bild 3.14:	Sauerstofftank und Ozongenerator	25
Bild 3.15:	Ozon-Kontaktbecken (Lyko, 2013)	25
Bild 3.16:	Mikroschadstoffentfernung: Spezifische Jahreskosten je m ³ behandeltem Abwasser – Stand 2016 (Kom-M.NRW, 2016).....	27
Bild 3.17:	Schematischer Querschnitt durch ein Retentionsbodenfilterbecken (DWA- A 178, 2019).....	29

Bild 3.18:	Verhältnis der Spurenstoffkonzentration im Zu- und Ablauf des RBF Kanten (Pinnekamp et al., 2013)	31
Bild 3.19:	Versuchsanlage im Labor der Universität Luxembourg, Interreg-Projekt EmiSûre	32
Bild 3.20:	Gesamt-Investitionskosten (brutto) je m ² Filterfläche (Dahmen, 2018).....	34
Bild 3.21:	Kostenbetrachtung für einen RBF bzw. RBF ^{plus} am Beispiel der KA Rheinbach (Brunsch, 2019)	35
Bild 4.1:	Luftbild der KA Blankenheim	36
Bild 4.2:	Unterschreitungshäufigkeit der CSB-Frachten (2016 – 2018) im Zulauf der KA Blankenheim zur Ermittlung der maßgebenden CSB-Fracht bzw. der Anschlussgröße.....	39
Bild 4.3:	AFS-Konzentration im Ablauf der Kläranlage nach den Sandfiltern	41
Bild 4.4:	CSB-Konzentration im Ablauf der Kläranlage als Jahresgang	42
Bild 4.5:	Gemessene Konzentrationen im Ablauf der Kläranlage Blankenheim (Mittelwert aus 2 Analysen) und Vergleichswerte aus der Literatur in der Übersicht (oben) und Detailansicht (unten).....	43
Bild 4.6:	Elimination (Zulauf KA – Ablauf KA) und Vergleich mit Literaturwerten (Abbelgen, 2012; Götz, 2012, LUBW 2014).....	44
Bild 5.1:	Wassermengen im Ablauf der KA Blankenheim in m ³ /d mit Trockenwettertagen nach 21 Tage-Minimum.....	46
Bild 5.2:	Wassermengen im Ablauf der KA Blankenheim in m ³ /d mit Trockenwettertagen nach Wetterschlüssel	47
Bild 5.3:	Wassermengen im Ablauf der KA Blankenheim in m ³ /h am 15.07.2019 als 1h-MW und normierte Werte für diesen Tagesgang	48
Bild 5.4:	Unterschreitungshäufigkeit des täglichen Abflusses Q _d (2016 – 2018)	49
Bild 5.5:	Lageplanschema (potenzielle Baufläche für 4. Reinigungsstufe: weiße Markierung)	51
Bild 5.6:	Skizze Sandfilter im Betonbecken (links, www.nordic-water.de) und Draufsicht auf die Sandfilter der KA Blankenheim.....	52
Bild 5.7:	Fließschema Ozonierung als 4. Reinigungsstufe	54
Bild 5.8:	Lageplan KA Blankenheim – Var. 1: Ozonung.....	56

Bild 5.9:	Kontinuierlich arbeitender Sandfilter (www.nordicwater.com/de)58
Bild 5.10:	Lageplan KA Blankenheim – Var. 2: Umrüstung der DynaSand®-Filter61
Bild 6.1:	Vergleich der Jahreskosten (brutto) für die betrachteten Varianten65
Bild 6.2:	Spez. Jahreskosten in Abhängigkeit der Anschlussgröße je m ³ behandeltem Abwasser (verändert nach Kom-M.NRW., 2016).....66
Bild 8.1:	Luftbild der KA Freilingen70
Bild 8.2:	Unterschreitungshäufigkeit der CSB-Frachten (2016 – 2018) im Zulauf der KA Freilingen zur Ermittlung der maßgebenden CSB-Fracht bzw. der Anschlussgröße.....73
Bild 8.3:	CSB-Konzentration im Ablauf der Kläranlage als Jahresgang74
Bild 8.4:	Gemessene Konzentration im Ablauf der Kläranlage Freilingen (Mittelwert aus 2 Analysen) und Vergleichswerte aus der Literatur76
Bild 8.5:	Elimination (Bezug Zulauf – Ablauf KA) und Vergleich mit Literaturwerten76
Bild 9.1:	Wassermengen im Zulauf der KA Freilingen in m ³ /d mit Trockenwettertagen nach 21 Tage-Minimum.....78
Bild 9.2:	Wassermengen im Ablauf der KA Freilingen in m ³ /d mit Trockenwettertagen nach Wetterschlüssel79
Bild 9.3:	Wassermengen im Ablauf der KA Freilingen in m ³ /h am 20.09.2019 als 1h-MW80
Bild 9.4:	Luftbild der KA Freilingen mit freien Bauflächen83
Bild 9.5:	Fließschema GAK-Duckfilter als 4. Reinigungsstufe85
Bild 9.6:	Beispiele von GAK-Druckfiltern.....86
Bild 9.7:	Lageplan GAK-Druckfilter auf der KA Freilingen87
Bild 9.8:	Verfahrensschema Variante 4: PAK – Tuchfiltration88
Bild 9.9:	Lageplankonzept für PAK-Dosierung ins Belebungsbecken90
Bild 9.10:	Beispiel eines PAK-Lager- und Dosierbehälters (AK-Dos, Fa. Sülzle-Kopf) von außen (links)und Innenansicht des Containers (rechts)91
Bild 9.11:	Tuchfilter im Schnitt inkl. Betonbauwerk91
Bild 10.1:	Vergleich der Jahreskosten (brutto) für die betrachteten Varianten96

Bild 10.2:	Spez. Jahreskosten (netto) in Abhängigkeit der Anschlussgröße je m ³ behandeltem Abwasser (verändert nach Kom-M.NRW., 2016).....	97
------------	---	----

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2.1:	Untersuchte Substanzen des Screenings (03.-04.12.19 und 17.-18.03.20).....	10
Tabelle 3.1:	Übersicht über Verfahrensvarianten zur 4.Reinigungsstufe	12
Tabelle 3.2:	Zusammenfassung der wesentlichen Auslegungsparameter GAK-Filtration	18
Tabelle 3.3:	Zusammenfassung der Auslegungsparameter einer PAK-Adsorptionsstufe.....	22
Tabelle 3.4:	Zusammenfassung der wesentlichen Auslegungsparameter einer Ozonung	26
Tabelle 3.5:	Zusammenfassung ausgewählter AOP-Verfahren.....	28
Tabelle 4.1:	Kenngößen der Kläranlage Blankenheim	37
Tabelle 4.2:	Überwachungs- und Selbsterklärungswerte für die Kläranlage Blankenheim gemäß Erlaubnisbescheid (gültig bis 31.12.2019).....	38
Tabelle 4.3:	Mittlere Werte für BSB ₅ , CSB, Phosphor und Stickstoff in abfiltrierbaren Stoffen im Ablauf der Nachklärung (DWA-A 203, 2019)	41
Tabelle 4.4:	Vorschlag des Kom-M NRW zur Bewertung der Spurenstoffkonzentrationen im Gewässer nach Einleitung KA Blankenheim basierend auf Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer (MUNLV, 2009)	45
Tabelle 5.1:	Zusammenstellung der maßgebenden Wassermengen.....	50
Tabelle 5.2:	Kenngößen der Sandfilter	52
Tabelle 5.3:	Übersicht über die möglichen Varianten	53
Tabelle 5.4:	Auslegung Variante 2 - GAK in Dyna-Sand Carbon Filtration	59
Tabelle 6.1:	Zusammenstellung der geschätzten Investitionskosten	62
Tabelle 6.2:	Zusammenstellung der geschätzten Betriebskosten.....	64
Tabelle 6.3:	Zusammenstellung der geschätzten Jahreskosten	65
Tabelle 7.1:	Übersicht über die betrachteten Varianten.....	67
Tabelle 7.2:	Bewertungsmatrix.....	69
Tabelle 8.1	Kenngößen der Kläranlage Freilingen	71

Tabelle 8.2:	Überwachungswerte für die Kläranlage Freilingen.....	72
Tabelle 8.3:	Vorschlag des Kom-M NRW zur Bewertung der Spurenstoffkonzentrationen im Gewässer nach Einleitung KA Freilingen basierend auf Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer (MUNLV, 2009).....	77
Tabelle 9.1:	Zusammenstellung der maßgebenden Wassermengen.....	82
Tabelle 10.1:	Zusammenstellung der geschätzten Investitionskosten.....	93
Tabelle 10.2:	Zusammenstellung der geschätzten Betriebskosten.....	94
Tabelle 10.3:	Zusammenstellung der geschätzten Jahreskosten.....	95
Tabelle 11.1:	Übersicht über die betrachteten Varianten.....	98
Tabelle 11.2:	Bewertungsmatrix.....	100
Tabelle 12.1:	Dimensionierung Variante1 (Ozon).....	116
Tabelle 12.2:	Dimensionierung Variante 2 (GAK).....	117
Tabelle 12.3:	Investitionskosten Variante1 (Ozon).....	118
Tabelle 12.4:	Investitionskosten Variante 2 (GAK).....	119
Tabelle 12.5:	Betriebskosten der Varianten im Vergleich.....	120
Tabelle 12.6:	Jahreskosten der Varianten im Vergleich.....	121
Tabelle 12.7:	Screening-Ergebnisse für die KA Blankenheim.....	122
Tabelle 12.8:	Dimensionierung Variante 1 (GAK-Druckfilter).....	123
Tabelle 12.9:	Dimensionierung Variante 2 (PAK).....	124
Tabelle 12.10:	Investitionskosten Variante 1 (GAK).....	125
Tabelle 12.11:	Investitionskosten Variante 2 (PAK).....	126
Tabelle 12.12:	Betriebskosten der Varianten.....	127
Tabelle 12.13:	Gegenüberstellung der Jahreskosten der Varianten.....	128
Tabelle 12.14:	Screening-Ergebnisse für die KA Freilingen.....	129

Literaturverzeichnis

- Abegglen, C., H. Siegrist (2012): Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser, Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen, Bundesamt für Umwelt, Bern, Umwelt-Wissen Nr. 1214, 2012.
- Abegglen, C. (2010): Mikroverunreinigungen in Kläranlagen. Technische Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen. In: gwa (7/2010).
- Abegglen, C.; Joss A.; Siegrist, R. (2009): Spurenstoffe eliminieren: Kläranlagentechnik. In: *EAWAG News* (67 d, 6/2009), S. 25–27.
- Arge "Envelos" (2011): Energiebedarf von Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen - Phase 1. Abschlussbericht ENVELOLOS Phase 1. Unter Mitarbeit von H. Riße, S. Gredig-Hoffmann, L. Palmowski, K. Veltmann, D. Mousel, C. Mauer et al. Aachen.
- ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW (2016): Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination, 2. überarbeitete und erweiterte Auflage, Stand: 01.09.2016, Köln.
- ATV-DVWK (2003): Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 198, Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen. ATV-DVWK-Hauptausschüsse ES und KA, Hennef.
- DWA-A 178 (2019): Retentionsbodenfilteranlagen, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.. ISBN 978-3-88721-3. Hennef.
- DWA-M 176 (2013): Hinweise zur konstruktiven Gestaltung und Ausrüstung von Bauwerken zur zentralen Regenwasserbehandlung und -rückhaltung, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.. ISBN 978-3-942964-99-9. Hennef.
- 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, Abschlussbericht, gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV).
- Benstöm, F., Nahrstedt, A., Böhler, M., Siegrist, Pinnekamp, J. (2016): 52. Granulierte Aktivkohle – Ein Review halb- und großtechnischer Untersuchungen. Erschienen in: *Gewässerschutz – Wasser – Abwasser*, Aachen. ISBN 978-3-938996-45-4.
- Bergmann S. und Götz C. W. (2013): Mikroschadstoffe aus kommunalem Abwasser, Flächendeckende Situationsanalyse der Gewässerbelastungen und

- Reduzierungsmöglichkeiten in Nordrhein-Westfalen, KW Korrespondenz Wasserwirtschaft, 2013, 6(3), 139-144.
- BMU/UBA (Hrsg.) (2019): Ergebnispapier - Ergebnisse der Phase 2 des Stakeholder-Dialogs »Spurenstoffstrategie des Bundes« zur Umsetzung von Maßnahmen für die Reduktion von Spurenstoffeinträgen in die Gewässer. Eds.: Hillenbrand, T.; Tettenborn, F.; Bloser, M.; Bonn: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit/Dessau: Umweltbundesamt.
- Bolle, F.-W., (2011): Abschlussbericht Energiebedarf von Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen – Phase I, Aachen.
- Bode, H.; Grünebaum T.; Klopp R. (2010): Anthropogene Spurenstoffe aus Kläranlagen, Teil 2: Maßnahmen bei der Abwasserbehandlung- Möglichkeiten, Notwendigkeiten und Voraussetzungen. In: Korrespondenz Abwasser 2010 (57) Nr. 3, S. 240–244.
- Böckmann, D. (2013): Darstellung der Aufenthaltszeitverteilung von Mikroverunreinigungen am Beispiel der Kläranlage Schwerte und der Versuchskläranlage Düsseldorf – Ableitung von Strategien zur Optimierung der Probenahme, Masterarbeit an der Ruhr-Universität Bochum, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik, 2013.
- Boller, M. (2007): Activated carbon adsorption. Process Engineering II – Description and design of physical, chemical and biological processes and process combinations in drinking and wastewater, Zürich, Schweiz.
- Brunsch, A. F., ter Laak, T. L., Christoffels, E., Rijnaarts, H. H.M., Langenhoff A. A.M. (2018): Retention soil filter as post-treatment step to remove micropollutants from sewage treatment plant effluent, In: Science of the Total Environment 637 – 638.
- Brunsch, A. F. (2019): Retentionsbodenfilter^{plus} zur kombinierten Reinigung von Mischwasserabschlägen und Kläranlagenabläufen. 46. Berliner Wasserwerkstatt.
- Dahmen, H. (2018): Regenrückhaltebecken und Retentionsbodenfilter, Erfahrungen des Ertverbandes mit RBF – Forschung und Praxis, 04.07.2018.
- 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, zuletzt geprüft am 27.02.2013.
- Eawag (2019): Konsenspapier zum Ergebnis des Workshops vom 09.12.2019 an der Eawag – Hinweise zur Planung und Auslegung von diskontinuierlich gespülten GAK-Filtern zur Elimination organischer Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser. Verfügbar unter <https://www.dora.lib4ri.ch/eawag/islandora/object/eawag%3A21003/datastream/P>

DF/B%C3%B6hler-2020-Hinweise_zur_Planung_und_Auslegung-%28published_version%29.pdf , zuletzt geprüft am 25.08.2020.

- Eilers, L. (2000): Nanofiltration und Adsorption an Pulverkohle als Verfahrenskombination zur kontinuierlichen Abwasserreinigung. Dissertation, Technische Hochschule Aachen.
- Eltner, A. (1998): Behandlung hoch belasteter Abwässer durch Aktivkohleadsorption und Aktivkohle/Nanofiltration – Verfahrensvergleich und Bewertung. Dissertation. RWTH Aachen. ISBN-13: 978-3826533143.
- Firk und Barjenbruch, (2014): Möglichkeiten der Elimination von anthropogenen Spurenstoffen auf kommunalen Kläranlagen. In: Korrespondenz Abwasser 2014 (61) Nr. 10, S. 861–875.
- Frechen, F.-B.: Retentionsbodenfilter in Hessen, gefördert in den Jahren 2002 bis 2007 durch das Hessische Ministerium für Umwelt, Ländlichen Raum und Verbraucherschutz, Reihe „Wasser – Abwasser – Umwelt“, Bd. 29, Kassel University Press, 2010
- Hansen, J. (2019): Präsentation: Mikroschadstoffabbau in bewachsenen Bodenfiltern – erste Ergebnisse. Im Rahmen des Interreg-Projektes EmiSûre. Université du Luxembourg.
- Herbst, H.; Ante, S. (2010): Energiebedarf von Anlagen zur Mikroschadstoffentfernung. Zukunftsthema Energie- Sie Siedunglungswasserwirtschaft ist gefordert. Hg. v. G. z. U. Bochum.
- Herbst H., Antonini S., Schley A. (2013): „Einsatz von Aktivkohle zur Wasser-/Abwasserbehandlung“, Herausgeber: ARGE ompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW, Köln
- Herbst, H.; Maus, C.; Sasse, R. (2014): Abwasserozonung – Optimierte Auslegung auf basis mehrjähriger Betriebserfahrung. In: Tagungsband zum Kölner Kanal und Kläranlagen Kolloquium, Nr.: 12, Serie: Aachener Schriftern zur Stadtentwässerung, Band 18
- Herbst, H., Antakyali, D., Sasse, R., Ante, S., Schulz, J. (2016b): Kosten der Elimination von Mikroschadstoffen und mögliche Finanzierungsansätze, KA Korrespondenz Abwasser, Abfall ISSN: 1866-0029, Jg.63, Nr.2, S.124-130
- Kreuzinger, N., H. Schaar, H. Kroiss: Elimination von Mikroschadstoffen aus dem Ablauf kommunaler Anlagen durch nachgeschaltete Ozonung; Ergebnisse eines Forschungsprojektes in Österreich, 2010

- Kom-M.NRW (2018): Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination. Hrsg.: ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW, Köln, 3. Auflage, Bearbeitungsstand 13.04.2018, unveröffentlicht
- KomS (2018): Hrsg.: Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg, Handlungsempfehlungen für die Vergleichskontrolle und den Betrieb von Verfahrenstechniken zur gezielten Spurenstoffelimination, Stand 03/2018.
- LANUV NRW (2016): N-Guanylarnstoff - https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuv/analytik/non_target/N-Guanylarnstoff.pdf, Stand 15.08.20.
- Locher, C.; Jedele, K.; Hertel, M.; Maurer, P.; Steinmetz, H.(2015): Einsatz granulierter Aktivkohle zur Entnahme von Mikroverunreinigungen in kontinuierlich arbeitenden Filtern, Projektverbund Emmingen-Liptingen.
- Lyko, S. Nafo, I. (2013). Erfahrungen mit Anlagen zur Spurenstoffelimination – Ergebnisse und Erkenntnisse. In Tagungsband zum Kölner Kanal und Kläranlagen Kolloquium, Nr.: 14, Serie: Aachener Schriften zur Stadtentwässerung, Band 17
- Montag, N.; Knollmann, J.; Hübner, H. (2013): Ertüchtigung der Zentralkläranlage Rietberg zur Elimination von Spurenstoffen, erschienen in Abwasserreport 4.13 der Kommunalagentur NRW.
- Maus, C.; Herbst, H.; Ante, S.; Becker, H-P.; Glathe, W.; Börgers, A. Türk, J. (2014): Hinweise zu Auslegung und Design von Ozonanlagen zur Mikroschadstoffelimination. In: Korrespondenz Abwasser 2014 (61) Nr. 11, S. 998–1006.
- Mertens, F. M., Christoffels, E., Schreiber, C., Kistemann, T. (2012): Rückhalt von Arzneimitteln und Mikroorganismen am Beispiel des Retentionsbodenfilters Altendorf, Korrespondenz Abwasser Abfall 2012, 58 (12), 1137-1143
- Metzger, S., H.Kapp (2010): Einsatz von Pulveraktivkohle zur weitergehenden Reinigung von kommunalem Abwasser, Oldenburg Industrieverlag, München
- MKULNV-NRW (2015): Retentionsbodenfilter – Handbuch für Planung, Bau und Betrieb, Hrsg.: Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV), Düsseldorf
- MUNLV (2009): Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer – Integriertes Monitoringkonzept der landesspezifischen, nationalen und internationalen Messprogramme. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes NRW.

- Pinnekamp, J, Herr, Hochstrat, Hommes, Kazner, Löwenberg, Malms, Panglisch, Schumacher, Tatzel, Witgens, Yüce (2012): „Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen durch den Einsatz der Membrantechnik“ „MIKROMEM“ Phase 1, AZ IV-7-042 600 001G, Vergabenummer 08/058.1 Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen: Entwicklung von Konzeptionen und innovativen, kostengünstigen Reinigungsverfahren gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Aachen, 19.09.2012
- Pinnekamp, J., Tondera, K., Koenen, S., Stappert, U., Dahmen, H., Baxpehler, H., Kieseowski, R. (2013): Kurzbericht zum Forschungsvorhaben: Betriebsoptimierung von Retentionsbodenfiltern im Mischsystem, durchgeführt für das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV), Vergabenummer 08/058.2
- Pöpel, H. J.; Schmidt-Bregas, M.; Wagner, M. (1988): Aktivkohleanwendung in der Abwasserreinigung I. KA – Korrespondenz Abwasser 03 (35): 247–255.
- Sontheimer, H.; Frick, B.; Fettig, J.; Hörner, G.; Hubele, C.; Zimmer, G. (1985): Adsorptionsverfahren zur Wasserreinigung. Hrsg. DVGW-Forschungsstelle am Engle-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe (TH), 1984
- Tondera, K., Koenen, S., Dahmen, H., Pinnekamp, J. (2014): Untersuchung der Reduktion von Spurenstoffen, Bakterien, Bakteriophagen und abfiltrierbaren Stoffen im Retentionsbodenfilter Kanten, Korrespondenz Abwasser, Abfall, 2014 (61) Nr. 7
- UBA (2015): 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 86/2104
- UBA (2018): Arzneimittel in der Umwelt. Im Internet unter: <https://www.umweltbundesamt.de/daten/chemikalien/arsneimittel-in-der-umwelt>
- UBA (2019): Chemische Qualitätsanforderungen und Bewertung. Im Internet unter: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/gewaesser/fluesse/ueberwachung-bewertung/chemisch#textpart-3>
- UM Baden-Württemberg (2018): Arbeitspapier Spurenstoffelimination auf kommunalen Kläranlagen in Baden-Württemberg (Stand 20.11.2018) Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg (HRSG.)

Anhang

Teil 1: KA Blankenheim

Anhang 1:	Dimensionierung	116
Anhang 2:	Investitionskosten	118
Anhang 3:	Betriebskosten	120
Anhang 4:	Jahreskosten	121
Anhang 5:	Ergebnisse des Abwasserscreenings	122

Teil 2: KA Freilingen

Anhang 6:	Dimensionierung	123
Anhang 7:	Investitionskosten	125
Anhang 8:	Betriebskosten	127
Anhang 9:	Jahreskosten	128
Anhang 10:	Ergebnisse des Abwasserscreenings	129

Teil 1: KA Blankenheim

Anhang 1: Dimensionierung

Tabelle 13.1: Dimensionierung Variante1 (Ozon)

Maßgebende Wassermengen		[l/s]	[m³/h]	[m³/d]	[m³/a]	
Bemessungswassermenge	Q_{Bem}	33	120	2.880	1.051.200	
maximaler Trockenwetterzulauf	$Q_{T,h,max}$	30	108	-	-	Betriebsdaten (2016-2018)
mittlerer Trockenwetterzulauf	$Q_{T,d,aM}$	10	34	824	-	Betriebsdaten (2016-2018)
minimaler Trockenwetterzulauf	$Q_{T,h,min}$	1	4	-	-	Betriebsdaten (2016-2018)
behandelte Abwassermenge	Q_{Teil}	-	-	1.586	578.890	Anteil Teilstrom an JAM

Bemessung Ozonreaktor				
Zeit bis Ozon aufgezehrt ist	$t_{Zehrung}$	=	7 min	Literaturwert (Maus et al.,2014)
Faktor ungleichmäßige Durchströmung	$f_{Strömung}$	=	0,35	Literaturwert (Maus et al.,2014)
Aufenthaltszeit	t	=	20 min	
Volumina				
erf. Volumen Reaktor	V_{erf}	=	40,00 m³	$V_{erf} = \frac{Q_{Bem} \cdot t_{Zehrung}}{0,35}$
zzgl. Ausgasungszone (=1/4 von V)		=	10 m³	
gewähltes Volumen	V_{gew}	=	50 m³	
Hydraulische aufenthaltszeit Vges				
bei V_{ges} und Q_{Bem}	t_k	=	25,0 min	
bei V_{ges} und $Q_{T,h,min}$	t_k	=	797,6 min	
Gewählte Dimensionierung				
gewählte Tiefe	h	=	6,0 m	
Oberfläche	A	=	8,3 m²	
Länge	L	=	2,0 m	
Breite	B	=	4,2 m	

Bemessung Ozondosierung				
spez. Ozondosis (gewählt)	Z_{spez}	=	0,7 mgO ₃ /mgD	
mittlere DOC-Konzentration Ablauf NK	$C_{DOC,NKab}$	=	9,6 mg/l	
benötigte O ₃ -Dosierung	$C_{O_3,erf}$	=	6,72 mgO ₃ /l	
gewählte O ₃ -Dosierung	$C_{O_3,gew}$	=	7,00 mgO ₃ /l	
maximale Ozonerzeugung				
max Zulauf	Q_{Bem}	=	33 l/s	
max Ozonmenge	$B_{O_3,max}$	=	0,84 kg/h	$B_{O_3,max} = Q_{Bem} \cdot C_{O_3}$
		=	20,16 kg/d	
		=	7.358 kg/a	
Jährliche Ozonerzeugung				
behandelte Abwassermenge	$Q_{Teil,d}$	=	1.586 m³/d	
mittlere Ozonmenge	B_{O_3}	=	0,46 kg/h	$B_{O_3,d} = Q_{Teil,d} \cdot C_{O_3}$
		=	11,10 kg/d	
		=	4.052 kg/a	
minimale Ozonerzeugung				
min Zulauf	$Q_{T,h,min}$	=	1 l/s	
min Ozonmenge	$B_{O_3,mittel}$	=	0,02633 kg/h	$B_{O_3,min} = Q_{T,2h,min} \cdot C_{O_3}$
		=	0,631922 kg/d	
		=	231 kg/a	

Bemessung Sauerstoffbedarf				
Jährlicher Sauerstoffbedarf für behandelte Abwassermenge		=	4,6 kgO ₂ /h	1kg O ₃ benötigt 10kg O ₂
		=	111 kgO ₂ /d	
		=	40.522 kgO ₂ /a	
maximale Menge		=	8,4 kgO ₂ /h	
		=	202 kgO ₂ /d	
		=	73.584 kgO ₂ /a	
spez. Energiebedarf		=	0,15 kWh/m ³ _{geh}	
mittlerer Energiebedarf		=	86.834 kWh/a	

Tabelle 13.2: Dimensionierung Variante 2 (GAK)

Maßgebende Wassermengen		[l/s]	[m³/h]	[m³/d]	[m³/a]	
Bemessungswassermenge	Q_{Bem}	33	120	2.880	1.051.200	
maximaler Trockenwetterzulauf	$Q_{T,h,max}$	30	108	-	-	Betriebsdaten (2016-2018)
mittlerer Trockenwetterzulauf	$Q_{T,d,aM}$	10	34	824	-	Betriebsdaten (2016-2018)
minimaler Trockenwetterzulauf	$Q_{T,h,min}$	1	4	-	-	Betriebsdaten (2016-2018)
behandelte Abwassermenge	Q_{Teil}	-	66	1.586	578.890	Anteil Teilstrom an JAM

Filterdaten				
Anzahl Filter gesamt	n	6,0	-	
Fläche Einzelfilter	Afil	5,0	m²	
Filterfläche gesamt	Afil,ges	30,0	m²	
Filterbetthöhe	h	1,5	m	
Volumen Filtermaterial gesamt	m³	45,0	m³	
Volumen Einzelfilter	m³	7,5	m³	
Bedarf Aktivkohle (gemäß Herstellerangaben)		27,0	Mg	bei 450 kg/m³ (Schüttdichte)

Technische Daten GAK-Filtration				
Anzahl GAK-Filter	-	6,0	-	
Volumen GAK gesamt	m³	45,0	m³	
Volumen Einzelfilter	m³	7,5	m³	
Filtergeschwindigkeiten		4,0	m/h	$Q_{Bem} = 120 \text{ m}^3/\text{h}$
		3,6	m/h	$Q_{T,h,max} = 108 \text{ m}^3/\text{h}$
		2,2	m/h	$Q_{Teil} = 66 \text{ m}^3/\text{h}$
		1,1	m/h	$Q_{T,aM} = 34 \text{ m}^3/\text{h}$
		0,1	m/h	$Q_{T,h,min} = 4 \text{ m}^3/\text{h}$

Kontaktzeiten im Filterbett				
minimale Kontaktzeit	t_{min}	22,5	min	$Q_{Bem} = 120 \text{ m}^3/\text{h}$
mittlere Kontaktzeit	t_{mittel}	40,9	min	$Q_{Teil} = 66 \text{ m}^3/\text{h}$
maximale Kontaktzeit	t_{max}	717,8	min	$Q_{T,h,min} = 734 \text{ m}^3/\text{h}$

Standzeit				
behandelte Jahresabwassermenge	JAM _{beh}	737.269	m³/a	78% von JAM
Durchsatz bis Durchbruch	BV	20.000	m³/m³	
Anzahl GAK-Wechsel je Jahr		0,8	Stück	
Filterstandzeit		14,6	Monate	
Material pro Jahr		66,0	m³	
		29,7	Mg	inkl. Spülverluste/Schwimmkohleanteil

Anhang 2: Investitionskosten

Tabelle 13.3: Investitionskosten Variante1 (Ozon)

Investitionskostenabschätzung								
Pos	Beschreibung	Anzahl	Einheit	Einzelkosten [€/Einheit]	Bau- technik	Maschinen- technik	E/MSR- Technik	Gesamtkosten [€]
1	Baustelleneinrichtung							29.100,00 €
	10% von Bautechnik				10.000 €			
	5% von Maschinentechnik					19.100 €		
2	Kontaktbecken							53.300,00 €
	Erdaushub und Abfuhr (ca. 1 m unter GOF + 0,2m Oberboden)	26,4	m³	110 €/m³	2.900 €			
	Einbau und Verdichtung Tragschicht	6,6	m³	55 €/m³	400 €			
	Neubau Reaktor (1 Straße, 2 Kammern)	50	m³	1.000 €/m³	50.000 €			
3	Verteilerbauwerk und Anschlussleitungen							47.000,00 €
	Zulauf-/Ablaufleitung von/zu NKB/Filter, inkl. Erdarbeiten	40	m	500 €/m	20.000 €			
	Verteilerbauwerk (Aufteilung auf Ozonreaktor oder Umlaufleitung)	5	m³	1.000 €/m³	5.000 €			
	Schieber (mit E-Antrieb)	2	Stck	6.000 €/Stck		12.000 €		
	Zulaufpumpwerk	1	Stck	10.000 €/Stck		10.000 €		
4	Ozonanlage (ohne Einsatzgasversorgung)							532.500,00 €
	Anlage (Container) bestehend aus	1	psch	474.500 €				
	davon Maschinentechnik (=75% von gesamt)					355.900 €		
	davon Mess und Regeltechnik (=25% von gesamt)						118.600 €	
	N ₂ -Zudosierung inkl. Kompressor	1	inkl.					
	Ozongenerator (Typ SMOevo ^{plus} 410)	1	inkl.					
	Eintragssystem (4 Diffusoren inkl. Verrohrung, Ventile, Armaturen)	4	inkl.					
	Über-/Unterdruck Ausgleichsventil (Protego VD/SV DN 50)	1	inkl.					
	Automatische Gasverteilung	1	inkl.					
	Restozonvernichter (Typ WOD 102, inkl Gebläse und Demister))	2	inkl.					
	Tropfenabcheider (Demister)	1	inkl.					
	Kühlwasserversorgung (inkl. Wärmetauscher, Pumpe, Armaturen, Typ WCL S400)	1	inkl.					
	Umgebungsluftmonitor Ozon (Typ Honeywell XT Ozon)	1	inkl.					
	Umgebungsluftmonitor Sauerstoff (Typ Honeywell XT Sauerstoff)	1	inkl.					
	Ozongasüberwachung im Produktgas (Dose control)	1	inkl.					
	Ozongasüberwachung im Abgas (Typ BMT 964 OG)	2	inkl.					
	Lokales SPS-System (Siemes S7 inkl. TP700)	1	inkl.					
	Container 25'	1	Stck					
	Verpackung	1	inkl.					
	Transport (Container)	1	Stck	2.000 €/Stck		2.000 €		
	Fundamentplatte für Container (7,6 m x 3,0 m) inkl. Erdarbeiten	1	psch	16.000 €	16.000 €			
	Verrohrung und Montage vor Ort	1	psch	10.000 €		10.000 €		
	Anbindung Stromversorgung und PLS-Kläranlage	1	psch	20.000 €			20.000 €	
	Messgeräte (CSB, SAK ₂₅₄ , Nitrit)	2	Stck	5.000 €/Stck			10.000 €	
5	Einsatzgasversorgung (O₂-Anlage)							7.500,00 €
	Fundamentplatte (2,5 m * 2,5 m) inkl. Erdarbeiten, Statik	1	psch	5.400 €	5.400 €			
	Sicherheitsprüfung Drucktankanlage	1	psch	650 €		650 €		
	Anlieferung, Aufstellung, Montage	1	psch	800 €		800 €		
	Gefährdungsbeurteilung	1	psch	650 €		650 €		
	Zwischensumme				99.700 €	382.000 €	148.600 €	
	Summe Positionen 1-5				109.700 €	411.100 €	148.600 €	669.400 €
	Unvorhersehbares (15 %)				16.500 €	61.700 €	22.300 €	100.400 €
	Nebenkosten (20%)				21.900 €	82.200 €	29.700 €	133.900 €
	Gesamtsumme (netto)				148.100 €	555.000 €	200.600 €	903.700 €
	Mehrwertsteuer (19 %)				28.100 €	105.500 €	38.100 €	171.700 €
	Gesamtsumme (brutto)				176.200 €	660.500 €	238.700 €	1.075.400 €

Laufende Kosten aus Kapital und Wartungskosten								
Pos	Beschreibung	Anzahl	Einheit	Einzelkosten [€/Einheit]	Bau- technik	Maschinen- technik	E/MSR- Technik	Gesamtkosten [€]
	Wartung- und Instandhaltung (netto)							23.680 €
	1,0 %/a der Baukosten				1.480 €/a			
	4,0 %/a der Kosten für technische Installationen					22.200 €/a		
	2,0 %/a der Kosten für EMSR-Technik						4.010 €/a	
	Kapitalkosten (netto)							77.570 €
	Nutzungsdauer Bautechnik 30 Jahre				30 a			
	Nutzungsdauer Maschinentechnik in Jahren					15 a		
	Nutzungsdauer EMSR-Technik 10 Jahre						10 a	
	Zinssatz i				3 %	3 %	3 %	
	Kapitalwiedergewinnungsfaktor KFAKR (i;n)							
	Kapitalwiedergewinnungsfaktor Bau				0,051			
	Kapitalwiedergewinnungsfaktor Maschinentechnik					0,084		
	Kapitalwiedergewinnungsfaktor EMSR-Technik						0,117	
	Kapitalkosten Bau				7.560 €/a			
	Kapitalkosten Maschinentechnik					46.490 €/a		
	Kapitalkosten EMSR-Technik						23.520 €/a	
	Summe laufende Kosten (netto)							101.250 €

Tabelle 13.4: Investitionskosten Variante 2 (GAK)

Investitionskostenabschätzung								
Pos	Beschreibung	Anzahl	Einheit	Einzelkosten [€/Einheit]	Bau- technik	Maschinen- technik	E/MSR- Technik	Gesamtkosten [€]
1	Baustelleneinrichtung							10.800 €
	10% von Bautechnik				2.500 €			
	5% von Maschinentechnik					8.300 €		
2	Bauseitige Arbeiten							24.300 €
	Entleerung und Reinigung der Becken	6	Filter	1.200 €/Filter	7.200 €			
	Entsorgung Altmaterial (Sand)	60	m³	85 €/m³	5.100 €			
	Inspektion der Becken und Einbauteile	6	Filter	2.000 €/Filter	12.000 €			
3	Maschinentechnische Änderungen							176.200 €
	Umrüstung der Filteranlage	6	Filter	38.000 €/6 Filter		38.000 €		
	- Austausch der Schwebkörperdurchflussmesser							
	- Austausch der Mammutpumpen (zum Betrieb mit GAK)							
	- Austausch der Waschwassereinstellschieber							
	- Zusätzliche WW-Topf-Hauben							
	- Lieferung und Montage							
	- Inbetriebnahme und Dokumentation							
	Messtechnik						10.000 €	
	Filtermaterial-Abzugsrohr	6	Stck	700 €/Stk		4.200 €		
	E-Schieber Zulaufleitung	1	Stck	4.000 €/Stk		4.000 €		
	MID in Zulaufleitung	1	Stck	5.000 €/Stk		5.000 €		
	Materialanpassungen in Filteranlage	1	psch	115.000 €		115.000 €		
	- Demontage der Abdeckungen							
	- Ausbau der Einbauteile (Material 1.4301)							
	- Montage der Einbauteile (Material 1.4571) und Abdeckung							
	- Krangestellung und Gerüstbau							
	- Anbindung an Rohrleitungen							
4	Anpassung Spülprogramm							10.000 €
	Programmierung	1	psch	10.000 €			10.000 €	
	Summe Positionen 1-3				26.800 €	174.500 €	20.000 €	221.300 €
	Unvorhersehbares (15 %)				4.000 €	26.200 €	3.000 €	33.200 €
	Nebenkosten (20%)				5.400 €	34.900 €	4.000 €	44.300 €
	Gesamtsumme (netto)				36.200 €	235.600 €	27.000 €	298.800 €
	Mehrwertsteuer (19 %)				6.900 €	44.800 €	5.100 €	56.800 €
	Gesamtsumme (brutto)				43.100 €	280.400 €	32.100 €	355.600 €

Laufende Kosten aus Kapital und Wartungskosten								
Pos	Beschreibung	Anzahl	Einheit	Einzelkosten [€/Einheit]	Bau- technik	Maschinen- technik	E/MSR- Technik	Gesamtkosten [€]
	Wartung- und Instandhaltung (netto)							10.320 €
	1,0 %/a der Baukosten				360 €/a			
	4,0 %/a der Kosten für technische Installationen					9.420 €/a		
	2,0 %/a der Kosten für EMSR-Technik						540 €/a	
	Kapitalkosten (netto)							24.760 €
	Nutzungsdauer Bautechnik 30 Jahre				30 a			
	Nutzungsdauer Maschinentechnik 15 Jahre					15 a		
	Nutzungsdauer EMSR-Technik 10 Jahre						10 a	
	Zinssatz i				3 %	3 %	3 %	
	Kapitalwiedergewinnungsfaktor KFAKR (i;n)							
	Kapitalwiedergewinnungsfaktor Bau				0,05			
	Kapitalwiedergewinnungsfaktor Maschinentechnik					0,08		
	Kapitalwiedergewinnungsfaktor EMSR-Technik						0,12	
	Kapitalkosten Bau				1.850 €/a			
	Kapitalkosten Maschinentechnik					19.740 €/a		
	Kapitalkosten EMSR-Technik						3.170 €/a	
	Summe laufende Kosten (netto)							35.080 €

Anhang 3: Betriebskosten

Tabelle 13.5: Betriebskosten der Varianten im Vergleich

Pos.	Kurztext		Variante 1 Ozon	Variante 2 GAK
1	Betriebsgebundene Kosten	€/a	60.200	42.800
1.1	Wartungs- und Instandhaltung	€/a	27.700	10.300
1.2	Personalkosten	€/a	32.500	32.500
2	Verbrauchsgebundene Kosten	€/a	31.500	57.600
2.1	Energiekosten	€/a	21.800	0
2.2	Sauerstoff (flüssig) inkl. Tankmiete	€/a	9.700	0
2.3	GAK - Granulierte Aktivkohle	€/a	0	57.600
	Betriebskosten netto	€	91.700	100.400
	+ 19 % MwSt.	€	17.400	19.100
	Betriebskosten brutto	€	109.100	119.500
	spez.Kosten (nur Betrieb):	€/m³	0,19	0,21
	Verhältnis		100%	110%

Anhang 4: Jahreskosten

Tabelle 13.6: Jahreskosten der Varianten im Vergleich

Pos.	Kurztext	Variante1 Ozon	Variante2 GAK
A	Kapitalgebundene Kosten	77.570 €/a	24.760 €/a
	Investitionen	903.700 €	298.800 €
	Bautechnik	148.100 €	36.200 €
	Maschinentechnik	555.000 €	235.600 €
	EMSR-Technik	200.600 €	27.000 €
	Nutzungsdauer Bautechnik 30 Jahre	30	30
	Nutzungsdauer Maschinentechnik 15 Jahre	15	15
	Nutzungsdauer EMSR-Technik 10 Jahre	10	10
	Zinssatz i	3%	3%
	Kapitalwiedergewinnungsfaktor KFAKR (i;n)		
	Kapitalwiedergewinnungsfaktor Bau	0,05102	0,05102
	Kapitalwiedergewinnungsfaktor Maschinentechnik	0,08377	0,08377
	Kapitalwiedergewinnungsfaktor EMSR-Technik	0,11723	0,11723
A1	Kapitalkosten Bau	7.560 €/a	1.850 €/a
A2	Kapitalkosten Maschinentechnik	46.490 €/a	19.740 €/a
A3	Kapitalkosten EMSR-Technik	23.520 €/a	3.170 €/a
B	Betriebsgebundene Kosten	60.200 €/a	42.800 €/a
B 1	Wartungs- und Instandhaltungskosten	27.700 €/a	10.300 €/a
	1,0 %/a der Baukosten	1.500 €/a	400 €/a
	4,0 %/a der Kosten für technische Installationen	22.200 €/a	9.400 €/a
	2,0 %/a der Kosten für EMSR-Technik	4.000 €/a	500 €/a
B 2	Personalkosten	32.500 €/a	32.500 €/a
	Betreuung, Kontrolle, Betriebslabor	Menge 0,5 MA/a	0,5 MA/a
	spez. Preis	65.000 €/MA	65.000 €/MA
		32.500 €/a	32.500 €/a
C	Verbrauchsgebundene Kosten	31.470 €/a	57.600 €/a
C1	Energiekosten	21.800 €/a	
	Menge	86.834 kWh/a	
	spez. Preis	0,21 €/kWh	
		18.200 €/a	
	Menge	578.890 m³/a	
	spez. Energieverbrauch	4,5 Wh/(m³·m)	
	Förderhöhe (Annahme)	6,5 m	
	Menge	16.933 kWh/a	
	spez. Preis	0,21 €/kWh	
		3.600 €/a	
C2	Sauerstoff (flüssig)	9.670 €/a	
	(Typ BIOGON) inkl. Energiezuschlag	Menge 41 Mg/a	
	spez. Preis	162 €/Mg	
		6.600 €/a	
	Gefahrtzuschlag Flüssigsauerstoff (GGVSE/Mautgebühr)	Menge 0,74 Anlieferung/a	
	spez. Preis	90 €/Anlieferung	
		70 €/a	
	Tankmiete (Fa. Linde Typ T18/36) inkl. Verdampfer	Menge 12 Monate	
	spez. Preis	250 €/Monat	
		3.000 €/a	
C3	GAK - Granulierte Aktivkohle		57.600 €/a
	Menge		29,7 Mg/a
	Filterwechsel		0,82 Wechsel/a
	Transportkosten		5.000 €/Anlieferung
	Austausch Kohle		6.000 €/6 Filter
	spez. Preis		1.600 €/Mg
A	Kapitalgebundene Kosten	€/a	77.570 24.760
B	Betriebsgebundene Kosten	€/a	60.200 42.800
C	Verbrauchsgebundene Kosten	€/a	31.470 57.600
	Jahreskosten netto	€/a	169.240 125.160
	+ 19 % MwSt.	€/a	32.156 23.780
	Jahreskosten brutto	€/a	201.396 148.940
	spez.Kosten (brutto):	€/m³	0,35 0,26
	Verhältnis		135% 100%

Anhang 5: Ergebnisse des Abwasserscreenings

Tabelle 13.7: Screening-Ergebnisse für die KA Blankenheim

Stoffgruppe	Nr.	Substanz	Einheit	Analyseergebnisse KA Blankenheim											
				03.12.-04.12.19						17.03.-18.03.20					
				Gewässer vor KA	Zulauf KA	Ablauf KA	Gewässer hinter KA	Gewässer vor KA	Zulauf KA	Ablauf KA	Gewässer hinter KA				
Korrosionsschutzmittel Humanpharmaka	1	1H-Benzotriazol	ng/l	< 10	8300	1890	122	21,4	9960	1500	42,8	< 10	< 10		
	2	Carbamazepin	ng/l	< 10	34,5	48,8	< 10	< 10	51,5	122	< 10	< 10	< 10		
	3	Gabapentin	ng/l	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	10	10,7	< 10	< 10		
	4	Diclofenac	ng/l	< 10	909	518	32,9	< 10	853	609	33,1	< 10	< 10		
	5	Ibuprofen	ng/l	< 10	5800	57,2	30,2	< 10	6430	121	47,8	< 10	< 10		
	6	Metoprolol	ng/l	< 10	314	185	13,6	< 10	254	201	11,1	< 10	< 10		
	7	Valsartan	ng/l	< 10	1.050	37,4	< 10	< 10	2000	87,7	< 10	< 10	< 10		
	8	Losartan	ng/l	< 30	< 30	< 30	< 30	< 10	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30		
	9	Candesartan	ng/l	< 10	747	659	79,9	20,4	1450	338	28,7	< 10	< 10		
	10	Guanylharnstoff	ng/l	< 50	55	160	< 50	< 50	160	420	< 50	< 50	< 50		
Östrogene	11	ER-Calux	ng EEQ/l	0,067	8,9	0,14	0,11	0,048	21	0,17	0,047	< 10	< 10		
Antibiotika	12	Sulfamethoxazol	ng/l	< 10	529	182	23,9	< 10	76,5	80,9	< 10	< 10	< 10		
	13	Clarithromycin	ng/l	< 20	< 20	< 20	< 20	< 10	62	60,8	< 10	< 10	< 10		
Industriechemikalien	14	Ciprofloxacin	ng/l	< 20	453	< 20	< 20	13,9	59,8	11,1	< 10	< 10	< 10		
	15	Perfluorbutansäure (PFBA)	µg/l	< 0,016	< 0,018	< 0,017	< 0,015	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01		
	16	Perfluorbutansulfonsäure (PFBS)	µg/l	0,016	0,026	0,03	0,04	< 0,015	0,026	0,025	0,027	< 0,01	< 0,01		
	17	Perfluorpentansäure (PFPeA)	µg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01		
	18	Perfluorhexansäure (PFHxA)	µg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01		
	19	Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS)	µg/l	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,015	< 0,015	< 0,015	< 0,015	< 0,015	< 0,015		
	20	Perfluorheptansäure (PFHpA)	µg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01		
	21	Perfluoroctansäure (PFOA)	µg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01		
	22	Perfluordecansulfonsäure (PFOS)	µg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01		
	23	Perfluorundecansäure (PFNA)	µg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01		
24	Perfluordecansäure (PFDeA)	µg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01			
25	H4PFOS (PFOS-Ersatzstoff)	µg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01			
Biozide / Pflanzenschutzmittel	26	Mecoprop P	ng/l	< 30	< 30	< 30	< 30	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10		
	27	Terbutryn	ng/l	< 20	26,8	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20		
	28	Isoproturon	ng/l	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30		
	29	Flufenacet	ng/l	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10		
30	Tebuconazol	ng/l	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30			
31	Propiconazol	ng/l	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30			
Lebensmittelzusatzstoffe	32	Acesulfam K	ng/l	< 10	519	< 10	< 10	32,1	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10		

Teil 2: KA Freilingen

Anhang 6: Dimensionierung

Tabelle 13.8: Dimensionierung Variante 1 (GAK-Druckfilter)

Maßgebende Wassermengen		[l/s]	[m³/h]	[m³/d]	[m³/a]	
Bemessungswassermenge	Q_{Bem}	18	65	-	-	Betriebsdaten (2016-2018)
maximaler Trockenwetterzulauf	$Q_{\text{T,h,max}}$	15	60	-	-	Genehmigungsentwurf
mittlerer Trockenwetterzulauf	$Q_{\text{T,d,aM}}$	6	23	548	-	Betriebsdaten (2016-2018)
minimaler Trockenwetterzulauf	$Q_{\text{T,h,min}}$	3	12	279	-	Genehmigungsentwurf
behandelte Abwassermenge	Q_{Teil}	-	37	897	327.372	Anteil Teilstrom an JAM

Bemessung GAK-Filter			
Vorgaben			
Kontaktzeit	t	=	20,0 min
erf. Volumen	V	=	21,7 m³
Filtergeschwindigkeit	v	=	6,0 m/h
erf. Filterfläche	A	=	10,8 m²
Filterbetthöhe	H	=	2,0 m
Gewählte Abmessungen			
Durchmesser Filterkessel	D	=	1,8 m
Anzahl Filterkessel	n	=	4,0 -
Filterfläche pro Filter	A	=	2,5 m²
Filterfläche gesamt	A_{ges}	=	10,2 m²
Filterbetthöhe	H	=	2,0 m
Bettexpansion		=	30,0 %
	H	=	0,6 m
Freibord	H	=	0,5 m
Filterbettvolumen pro Filter	V	=	5,1 m³
Filterbettvolumen gesamt	V_{ges}	=	20,4 m³
Resultierende Prozessparameter			
Filtergeschwindigkeit (Leerrohrgeschwindigkeit)	v	=	6,4 m/h
Kontaktzeit (empty bed contact time)	t_{R}	=	18,8 min

Standzeit			
behandelte Jahresabwassermenge	JAM _{beh.}		327.372 m³/a
Durchsatz bis Durchbruch	BV		20.000 m³/m³
Anzahl GAK-Wechsel je Jahr			0,8 pro Jahr
Filterstandzeit			14,9 Monate
Material pro Jahr			25,3 m³
			9,6 Mg bei 380 kg/m³ (Schüttdichte)

Zulauf	
Zulaufpumpen	
Anzahl Zulaufpumpen	2+1
max. Fördermenge pro Zulaufpumpe	65
min. Förderhöhe	10
max. Förderhöhe	10
spez. Stromverbrauch	4,5 W/(m³*m)
Jährl. Stromverbrauch	14.700 kWh/a

Tabelle 13.9: Dimensionierung Variante 2 (PAK)

Maßgebende Wassermengen		[l/s]	[m³/h]	[m³/d]	[m³/a]	
Bemessungswassermenge PAK-Dosierung	$Q_{\text{Bem,PAK}}$	18	65	-	-	Betriebsdaten (2016-2018)
Bemessungswassermenge Tuchfilter	$Q_{\text{Bem,Tuchfilter}}$		260	6.230		Betriebsdaten (2016-2018)
maximaler Trockenwetterzulauf	$Q_{\text{T,h,max}}$	15	60	-	-	Erlaubnisbescheid
mittlerer Trockenwetterzulauf	$Q_{\text{T,d,aM}}$	6	23	548	-	Betriebsdaten (2016-2018)
minimaler Trockenwetterzulauf	$Q_{\text{T,h,min}}$	3	12	279	-	Betriebsdaten (2016-2018)
behandelte Abwassermenge	Q_{Teil}	-	37	897	327.372	Anteil Teilstrom an JAM

PAK-Verbrauch		
PAK-Dosierung	$C_{\text{PAK,min}}$	10 mg/l
	$C_{\text{PAK,mittel}}$	15 mg/l
	$C_{\text{PAK,max}}$	20 mg/l

PAK-Fracht		
bei Q_{Bem}	$B_{\text{d,PAK,10}}$	0,7 kg/h
	$B_{\text{d,PAK,15}}$	1,0 kg/h
	$B_{\text{d,PAK,20}}$	1,3 kg/h
bei $Q_{\text{T,d,aM}}$	$B_{\text{d,PAK,10}}$	0,2 kg/h
	$B_{\text{d,PAK,15}}$	0,3 kg/h
	$B_{\text{d,PAK,20}}$	0,5 kg/h
bei Q_{Teil}	$B_{\text{d,PAK,10}}$	0,4 kg/h
	$B_{\text{d,PAK,15}}$	0,6 kg/h
	$B_{\text{d,PAK,20}}$	0,7 kg/h

Bemessung Silo		
Silogröße (gewählt)	1,65 m³	(Nettovolumen)
	1,5 m³	(Nutzvolumen)
Anzahl Silos	5	
Nutzvolumen Silos Gesamt	7,5	
PAK-Dichte	450 kg/m³	
Maximale Kapazität	3.375 kg	
Reichweite für Q_{Teil}	250,9 d	
	8,4 Monate	
Jahresverbrauch PAK	4,9 Mg	(bei 15mg/l und Q_{Teil})
Befüllungen pro Jahr	1,5 [-]	

Bemessung Fällmittel		
Dosierung Wirksubstanz	4 mg Fe/l	
Dichte	1,5 kg/l	
Eisengehalt	0,1 g Fe/g	
FeCl_3 -Verbrauch bei $Q_{\text{T,d,aM}}$	0,6 l/h	0,01 m³/d
FeCl_3 -Verbrauch bei Q_{Teil}	1,0 l/h	0,02 m³/d
FeCl_3 -Verbrauch bei Q_{Bem}	1,7 l/h	0,04 m³/d
Lager vorhanden	30 m³	
Wirksubstanzverbrauch	1,3 Mg Fe/a	bezogen auf behandelte Wassermenge

Bemessung Filter		
Filtergeschwindigkeit	9 m/h	
Erforderliche Filterfläche	29 m²	
gewählt 1 Filtereinheit mit 6 Scheiben à 5 m²	30 m²	
Energiebedarf Filtereinheit (Antrieb, Absaugpumpen, Bodenschlammumpen)	790 kWh/a	(Herstellerangaben, ohne Energiekosten für ggf. zus. Spülwasserrückführung und Abwasserförderung)

Anhang 7: Investitionskosten

Tabelle 13.10: Investitionskosten Variante 1 (GAK)

Investitionskostenabschätzung							
Pos Beschreibung	Anzahl	Einheit	Einzelkosten [€/Einheit]	Bau- technik	Maschinen- technik	E/MSR- Technik	Gesamtkosten [€]
1 Baustelleneinrichtung							30.500 €
10% von Bautechnik				10.100 €			
5% von Maschinentechnik					20.400 €		
2 Bauseitige Arbeiten							100.250 €
Beschickungs- und Ablaufleitung inkl. Erdarbeiten	50	m	500 €/m	25.000 €			
Lufleitung	15	m	100 €/m	1.500 €			
Erdaushub und Abfuhr	100	m³	110 €/m³	11.000 €			
Einbau und Verdichtung Tragschicht	50	m³	55 €/m³	2.750 €			
Fundament GAK-Filter und Container	1	psch	20.000 €	20.000 €			
Stahlbauarbeiten (Bühnenkonstruktion, Geländer)	1	psch	10.000 €	10.000 €			
Verkehrswegebauarbeiten	1	psch	15.000 €	15.000 €			
Trennbauwerk	1	psch	15.000 €	15.000 €			
3 Maschinentechnik							541.700 €
Anlage bestehend aus	1	psch	533.700 €				
davon Maschinentechnik (=75% von gesamt)					400.300 €		
davon Mess und Regeltechnik (=25% von gesamt)						133.400 €	
GAK-Druckfilter	4,0	inkl.					
Zulaufpumpen	3,0	inkl.					
Spülwasserpumpe	2,0	inkl.					
Container inkl. Transport	1,0	inkl.					
Armaturen und Rohrleitungen		inkl.					
EMSR-Technik mit NSHV und Steuerungstechnik		inkl.					
Montage		inkl.					
Spülluftgebläse	2	Stck.	8.000 €/Stk		8.000 €		
Summe Positionen 1-3				110.350 €	428.700 €	133.400 €	672.450 €
Unvorhersehbares (15 %)				16.600 €	64.300 €	20.000 €	100.900 €
Nebenkosten (20%)				22.100 €	85.700 €	26.700 €	134.500 €
Gesamtsumme (netto)				149.050 €	578.700 €	180.100 €	907.850 €
Mehrwertsteuer (19 %)				28.300 €	110.000 €	34.200 €	172.500 €
Gesamtsumme (brutto)				177.350 €	688.700 €	214.300 €	1.080.350 €
Laufende Kosten aus Kapital und Wartungskosten							
Pos Beschreibung	Anzahl	Einheit	Einzelkosten [€/Einheit]	Bau- technik	Maschinen- technik	E/MSR- Technik	Gesamtkosten [€]
Wartung- und Instandhaltung (netto)							28.240 €
1,0 %/a der Baukosten				1.490 €/a			
4,0 %/a der Kosten für technische Installationen					23.150 €/a		
2,0 %/a der Kosten für EMSR-Technik						3.600 €/a	
Kapitalkosten (netto)							77.190 €
Nutzungsdauer Bautechnik 30 Jahre				30 a			
Nutzungsdauer Maschinentechnik 15 Jahre					15 a		
Nutzungsdauer EMSR-Technik 10 Jahre						10 a	
Zinssatz i				3 %	3 %	3 %	
Kapitalwiedergewinnungsfaktor KFAKR (i;n)							
Kapitalwiedergewinnungsfaktor Bau				0,05			
Kapitalwiedergewinnungsfaktor Maschinentechnik					0,08		
Kapitalwiedergewinnungsfaktor EMSR-Technik						0,12	
Kapitalkosten Bau				7.600 €/a			
Kapitalkosten Maschinentechnik					48.480 €/a		
Kapitalkosten EMSR-Technik						21.110 €/a	
Summe laufende Kosten (netto)							105.430 €

Tabelle 13.11: Investitionskosten Variante 2 (PAK)

Investitionskostenabschätzung								
Pos	Beschreibung	Anzahl	Einheit	Einzelkosten [€/Einheit]	Bau- technik	Maschinen- technik	E/MSR- Technik	Gesamtkosten [€]
1	Baustelleneinrichtung							35.900 €
	10% von Bautechnik				21.600 €			
	5% von Maschinentechnik					14.300 €		
2	PAK-Silo (1,5 m³)							215.200 €
	2 Lagercontainer und Dosiereinheit (Typ AK-DOS 1/1.1) bestehend aus	1	psch	161.200 €				
	davon Maschinentechnik (=75% von gesamt)					120.900 €		
	davon Mess und Regeltechnik (=25% von gesamt)						40.300 €	
	PAK-Lagerbehälter (V _{Nutz} = 1,5 m³)	1	inkl.					
	Druckluftverteiler	1	inkl.					
	PAK-Dosierung	1	inkl.					
	Einspüleinrichtung	1	inkl.					
	Schaltschrank (Siemens S7, inkl. TP)	1	inkl.					
	Kompressorstation	1	inkl.					
	Anbindung Stromversorgung und PLS-Kläranlage	1	psch	20.000 €			20.000 €	
	Fundament Silo (5m x 5m)	1	psch	10.000 €	10.000 €			
	Zusätzliche PAK-Container	3	Stck	3.000 €/Stck		9.000 €		
	Mobiler Kran/Gabelstapler (3 t)	1	Stck	15.000 €		15.000 €		
3	Zentrale Dosierstelle							47.000 €
	Kohleleitung von Silo	20	m	100 €/m	2.000 €			
	Trübungssonden im Filterüberstand zur Dosierkontrolle	8	Stck	5.000 €/Stck			40.000 €	
	Trübungssonde im Filtrat zur Kontrolle Feststoffrückhalt	1	Stck	5.000 €/Stck			5.000 €	
3	Tuchfilter							158.900 €
	Scheibenfilter Typ SF 6/30 V4A	1	Stck	100.000 €/Stck		100.000 €		
	Elektrosteuerung	1	psch	31.600 €			31.600 €	
	Transport	1	psch	5.200 €		5.200 €		
	Montage und Inbetriebnahme	1	psch	22.100 €		22.100 €		
4	Betonbehälter							217.700 €
	Erdaushub und Abfuhr (ca. 5 m unter GOF)	200	m³	110 €/m³	22.000 €			
	Einbau und Verdichtung Tragschicht	30	m³	55 €/m³	1.700 €			
	Neubau Reaktor (1 Straße, 2 Kammern)	100	m³	1.000 €/m³	100.000 €			
	Rohrleitungen Filtration und Ablauf	30	m	1.000 €/m	30.000 €			
	Spülwasserleitung und PAK-Dosierung	40	m	350 €/m		14.000 €		
	Trennbauwerk	1	psch	15.000 €	15.000 €			
	Wasserhaltung	1	psch	20.000 €	20.000 €			
	Verkehrswegebauarbeiten	1	psch	15.000 €	15.000 €			
	Zwischensumme				215.700 €	286.200 €	136.900 €	
	Summe Positionen 1-3				187.300 €	300.500 €	136.900 €	674.700 €
	Unvorhersehbares (15 %)				28.100 €	45.100 €	20.500 €	101.200 €
	Nebenkosten (20 %)				37.500 €	60.100 €	27.400 €	134.900 €
	Gesamtsumme (netto)				252.900 €	405.700 €	184.800 €	910.800 €
	Mehrwertsteuer (19 %)				48.100 €	77.100 €	35.100 €	173.100 €
	Gesamtsumme (brutto)				301.000 €	482.800 €	219.900 €	1.083.900 €

Laufende Kosten aus Kapital und Wartungskosten								
Pos	Beschreibung	Anzahl	Einheit	Einzelkosten [€/Einheit]	Bau- technik	Maschinen- technik	E/MSR- Technik	Gesamtkosten [€]
	Wartung- und Instandhaltung (netto)							18.757 €
	1,0 %/a der Baukosten				2.529 €/a			
	4,0 %/a der Kosten für technische Installationen					16.228 €/a		
	2,0 %/a der Kosten für EMSR-Technik						3.696 €/a	
	Kapitalkosten (netto)							68.551 €
	Nutzungsdauer Bautechnik 30 Jahre				30 a			
	Nutzungsdauer Maschinentechnik in Jahren					15 a		
	Nutzungsdauer EMSR-Technik 10 Jahre						10 a	
	Zinssatz i				3 %	3 %	3 %	
	Kapitalwiedergewinnungsfaktor KFAKR (i;n)							
	Kapitalwiedergewinnungsfaktor Bau				0,051			
	Kapitalwiedergewinnungsfaktor Maschinentechnik					0,084		
	Kapitalwiedergewinnungsfaktor EMSR-Technik						0,117	
	Kapitalkosten Bau				12.903 €/a			
	Kapitalkosten Maschinentechnik					33.984 €/a		
	Kapitalkosten EMSR-Technik						21.664 €/a	
	Summe laufende Kosten (netto)							87.308 €

Anhang 8: Betriebskosten

Tabelle 13.12: Betriebskosten der Varianten

Pos.	Kurztext		Variante1 GAK	Variante2 PAK
1	Betriebsgebundene Kosten	€/a	52.200	46.400
1.1	Wartungs- und Instandhaltungskosten	€/a	28.200	22.400
1.2	Personalkosten	€/a	24.000	24.000
2	Verbrauchsgebundene Kosten	€/a	22.490	18.270
2.1	Energiekosten	€/a	0	0
2.2	GAK - Granulierte Aktivkohle als Reaktivat	€/a	19.400	0
2.3	PAK - Pulverförmige Aktivkohle	€/a	0	16.100
2.4	Schlammensorgung PAK	€/a	0	2.000
	Betriebskosten netto	€	74.690	64.670
	+ 19 % MwSt.	€	14.191	12.287
	Betriebskosten brutto	€	88.881	76.957
	spez.Kosten (nur Betrieb):	€/m³	0,271	0,235
	Verhältnis		100%	87%

Anhang 9: Jahreskosten

Tabelle 13.13: Gegenüberstellung der Jahreskosten der Varianten

Pos.	Kurztext	Variante3 GAK		Variante2 PAK	
A	Kapitalgebundene Kosten	77.200 €/a		68.600 €/a	
	Investitionen	907.850 €		843.400 €	
	Bautechnik	149.050 €		252.900 €	
	Maschinentechnik	578.700 €		405.700 €	
	EMSR-Technik	180.100 €		184.800 €	
	Nutzungsdauer Bautechnik 30 Jahre	30		30	
	Nutzungsdauer Maschinentechnik 15 Jahre	15		15	
	Nutzungsdauer EMSR-Technik 10 Jahre	10		10	
	Zinssatz i	3%		3%	
	Kapitalwiedergewinnungsfaktor KFAKR (i;n)				
	Kapitalwiedergewinnungsfaktor Bau	0,051		0,051	
	Kapitalwiedergewinnungsfaktor Maschinentechnik	0,084		0,084	
	Kapitalwiedergewinnungsfaktor EMSR-Technik	0,117		0,117	
A1	Kapitalkosten Bau	7.600 €/a		12.900 €/a	
A2	Kapitalkosten Maschinentechnik	48.500 €/a		34.000 €/a	
A3	Kapitalkosten EMSR-Technik	21.100 €/a		21.700 €/a	
B	Betriebsgebundene Kosten	52.200 €/a		46.400 €/a	
B 1	Wartungs- und Instandhaltungskosten	28.200 €/a		22.400 €/a	
	1,0 %/a der Baukosten	1.500 €/a		2.500 €/a	
	4,0 %/a der Kosten für technische Installationen	23.100 €/a		16.200 €/a	
	2,0 %/a der Kosten für EMSR-Technik	3.600 €/a		3.700 €/a	
B 2	Personalkosten	24.000 €/a		24.000 €/a	
	Betreuung, Kontrolle, Betriebslabor	Menge	0,6 MA/a	0,6	MA/a
		spez. Preis	40.000 €/MA	40.000	€/MA
			24.000 €/a		24.000 €/a
C	Verbrauchsgebundene Kosten	22.490 €/a		18.270 €/a	
C1	GAK - Granulierte Aktivkohle	Menge	9,6 Mg/a		
		Filterwechsel	0,80 Wechsel/a		
		Transportkosten	5.000 €/Wechsel		
		spez. Preis	1.600 €/Mg		
			19.400 €/a		
C2	PAK - Pulverförmige Aktivkohle	Menge		4,9	Mg/a
		Lieferungen		1,45	Befüllungen/a
		Transportkosten		5.000	€/Befüllung
		spez. Preis		1.800	€/Mg
					16.100 €/a
C3	Schlamm Entsorgung PAK	Menge		4,9	Mg/a
	(Annahme 1g/m ³ PAK = 1 gTS/m ³)	spez. Preis		400	€/Mg
					2.000 €/a
C4	Fällmittel	Menge		1,3	Mg Fe/a
		spez. Preis		150	€/Mg
					Einsparung bei Simultanfällung
C5	Energiekosten	Menge	14.700 kWh/a	790	kWh/a
		Stromkosten	0,21 €/kWh	0,21	€/kWh
			3.090 €/a		170 €/a
A	Kapitalgebundene Kosten	€/a	77.200		68.600
B	Betriebsgebundene Kosten	€/a	52.200		46.400
C	Verbrauchsgebundene Kosten	€/a	22.490		18.270
	Jahreskosten netto	€/a	151.890		133.270
	+ 19 % MwSt.	€/a	28.859		25.320
	Jahreskosten brutto	€/a	180.749		158.590
	spez.Kosten (brutto):	€/m ³	0,552		0,484
	Anteil		100%		88%

Anhang 10: Ergebnisse des Abwasserscreenings

Tabelle 13.14: Screening-Ergebnisse für die KA Freilingen

Stoffgruppe	Nr. Substanz	Analyseergebnisse KA Freilingen									
		02.12.-03.12.19					18.03.-19.03.20				
Einheit	Gewässer vor KA (Wellerbach)	Zulauf des Dörferbachs	Zulauf KA	Ablauf KA	Gewässer hinter KA	Gewässer vor KA (Wellerbach)	Zulauf des Dörferbachs	Zulauf KA	Ablauf KA	Gewässer hinter KA	
Korrosionsschutzmittel	1 1H-Benzotriazol	ng/l	< 10	5.030	2.020	822	21	< 10	6.310	4.010	615
	2 Carbamazepin	ng/l	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	11	< 10
	3 Gabapentin	ng/l	< 10	28,7	22,9	< 10	< 10	< 10	14	12	11
	4 Diclofenac	ng/l	< 10	678,0	424,0	129,0	< 10	< 10	619	564	104
Humanpharmaka	5 Ibuprofen	ng/l	42,0	3.470,0	460,0	164,0	< 10	19	3.170	93	55
	6 Metoprolol	ng/l	< 10	406,0	344,0	119,0	< 10	< 10	332	303	115
	7 Valsartan	ng/l	< 10	161,0	42,1	32,4	< 10	< 10	1.180	215	84
	8 Losartan	ng/l	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30	38	< 30	< 30
	9 Candesartan	ng/l	< 10	910	596	206	< 10	< 10	694	288	68
	10 Guanylharnstoff	ng/l	< 50	100	5.100	2.100	< 50	< 50	250	4.100	< 50
	11 ER-Catux	ng EEO/l	0,130	0,0042	8,4	0,54	0,21	0,037	0,034	4,5	0,190
Antibiotika	12 Sulfamethoxazol	ng/l	< 10	161	42,1	32,4	< 10	< 10	60	< 10	< 10
	13 Clarithromycin	ng/l	< 20	21,5	25,2	21,2	< 10	< 10	49	325	232
	14 Ciprofloxacin	ng/l	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 10	110	26	< 10
	15 Perfluorbutansäure (PFBA)	µg/l	< 0,010	< 0,012	< 0,011	< 0,014	< 0,013	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010
Industriechemikalien	16 Perfluorbutansulfonsäure (PFBS)	µg/l	< 0,015	< 0,015	< 0,015	< 0,015	< 0,015	< 0,015	< 0,015	< 0,015	< 0,015
	17 Perfluorpentansäure (PFPeA)	µg/l	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010
	18 Perfluorhexansäure (PFHxA)	µg/l	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010
	19 Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS)	µg/l	< 0,015	< 0,015	< 0,015	< 0,015	< 0,015	< 0,015	< 0,015	< 0,015	< 0,015
	20 Perfluorheptansäure (PFHpA)	µg/l	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010
	21 Perfluoroctansäure (PFOA)	µg/l	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010
	22 Perfluordecansulfonsäure (PFOS)	µg/l	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010
	23 Perfluorundecansäure (PFNA)	µg/l	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010
	24 Perfluordecansäure (PFDeA)	µg/l	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010
	25 H4PFOS (PFOS-Ersatzstoff)	µg/l	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010
Biozide / Pflanzenschutzmittel	26 Mecoprop P	ng/l	< 30	< 30	< 30	< 30	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
	27 Terbutryn	ng/l	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20
	28 Isoproturon	ng/l	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30	180	83,6	< 10
	29 Flufenacet	ng/l	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
	30 Tebuconazol	ng/l	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30
	31 Propiconazol	ng/l	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30
Lebensmittelzusatzstoff	32 Acesulfam K	ng/l	< 10	243	35	< 10	< 10	34,6	< 10	< 10	