

# MACHBARKEITSSTUDIE ZUR ELIMINATION VON MIKROSCHADSTOFFEN AUF DER KLÄRANLAGE FREUDENBERG

**Auftraggeber:**



**Stadt Freudenberg**

17.05.2018

Spiekermann GmbH Consulting Engineers  
Fritz-Vomfelde-Str. 12, 40547 Düsseldorf  
[www.spiekermann.de](http://www.spiekermann.de)

**Bearbeitung:**

Dr. Christian Mauer, Rebecca Bechlin, Rebecca Blass, Dalia Männicke, Stefanie Rademacher

## A ERLÄUTERUNGSTEXT

<b>INHALTSVERZEICHNIS</b>		<b>SEITE</b>
<b>1</b>	<b>VERANLASSUNG, AUFGABENSTELLUNG UND ZIELSETZUNG</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>BESTANDSSITUATION</b>	<b>2</b>
2.1	Einzugsgebiet und Indirekteinleiter	2
2.2	Bestandsanlage	2
2.3	Verfügbare Flächen	5
2.4	Baugrund	7
<b>3</b>	<b>STAND DER FORSCHUNG ZUR SPURENSTOFFELIMINATION</b>	<b>8</b>
3.1	Überblick	8
3.2	Adsorptionsverfahren	11
3.2.1	Grundlagen	11
3.2.2	Einsatz von Aktivkohle in der Abwassertechnik zur Spurenstoffelimination	12
3.2.3	Pulveraktivkohle	13
3.2.4	Granulierte Aktivkohle	15
3.3	Ozonung	19
<b>4</b>	<b>PLANUNGS- UND BEMESSUNGSGRUNDLAGEN</b>	<b>21</b>
4.1	Grundlagen	21
4.2	Hydraulische Bemessungsgröße	21
4.3	Standardparameter	24

<b>5</b>	<b>ANALYTIK</b>	<b>26</b>
5.1	Screening auf Mikroschadstoffe	26
5.1.1	Vorfluter	29
5.1.2	Nachklärung	32
5.1.3	Krankenhaus	35
5.2	Schüttelversuche zur Bestimmung der Adsorptionsisotherme	37
5.3	Potentielle Eliminationsleitung mittels Adsorptionsverfahren	39
<b>6</b>	<b>VARIANTENUNTERSUCHUNG</b>	<b>41</b>
6.1	Variante 1: nachgeschaltete Filtration über GAK	41
6.1.1	Variantenbeschreibung	41
6.1.2	Bemessung	43
6.1.3	Integration in den Betrieb	44
6.1.4	Investitionskosten	46
6.1.5	Betriebskosten	46
6.2	Variante 2: PAK-Dosierung nach dem „Schwerter-Verfahren“	47
6.2.1	Variantenbeschreibung	47
6.2.2	Bemessung	49
6.2.3	Integration in den Betrieb	51
6.2.4	Investitionskosten	53
6.2.5	Betriebskosten	53
6.3	Variante 3: Simultane Pulveraktivkohle-Dosierung	54
6.3.1	Variantenbeschreibung	54
6.3.2	Bemessung	56
6.3.3	Integration in den Betrieb	57
6.3.4	Investitionskosten	58
6.3.5	Betriebskosten	58

<b>7</b>	<b>CFD-SIMULATION NACHKLÄRBECKEN</b>	<b>59</b>
7.1	Grunduntersuchung	59
7.1.1	Analyse des Mittelbauwerks	61
7.1.2	Analyse des Klarwasserablaufs	62
7.2	Betriebsdatenauswertung	62
7.3	Modellaufbau für die Simulation	63
7.4	Ableitung charakteristischer Randbedingungen für die Simulationen	64
7.4.1	Schlammeigenschaften	64
7.4.2	Hydraulische Belastung	65
7.4.3	Weitere Parameter	66
7.4.4	Zusammenfassung Randbedingungen	67
7.5	Nachweissimulationen	68
7.5.1	Nachweis der aktuellen Betriebsweise	68
7.5.2	Nachweis für Simultane PAK-Dosierung	70
7.5.3	Nachweis des Schwerter-Verfahrens	72
7.6	Zusammenfassung der Simulationsstudie	74
<b>8</b>	<b>VARIANTENVERGLEICH UND ZUSAMMENFASSUNG</b>	<b>76</b>
8.1	Kostenvergleich	76
8.1.1	Investitions- und Betriebskosten	76
8.1.2	Betrachtung der Jahreskosten	78
8.1.3	Sensitivitätsanalyse	81
8.2	Nicht-monetäre Aspekte	83
8.3	Zusammenfassung	86
<b>9</b>	<b>LITERATURVERZEICHNIS</b>	<b>89</b>

## **ABBILDUNGSVERZEICHNIS**

---

Abbildung 2.1: Trennbauwerk im Zulauf der Kläranlage und RÜB	2
Abbildung 2.2: Belebungsbecken und Nachklärbecken 1	3
Abbildung 2.3: Entleerte DynaSand-Filter	4
Abbildung 2.4: Lageplan der Kläranlage Freudenberg	6
Abbildung 3.1: Eliminationsleistung eines GAK-Filters (Abegglen, Siegrist, 2012)	16
Abbildung 3.2: Erzielte Bettvolumina bis zum Erreichen der Grenzkriterien (Balken: Grenzkriterium erreicht, Dreieck: Grenzkriterium bis Versuchsende nicht erreicht) (Benstöm et al., 2016)	17
Abbildung 3.3: Prinzipschema einer Ozonanlage (Abegglen, Siegrist, 2012)	19
Abbildung 4.1: Maximalwerte des stündlichen Trockenwetterabflusses für die Jahre 2014 - 2016	22
Abbildung 4.2: Tägliche Zulaufmengen der Kläranlage Freudenberg in den Jahren 2014 - 2016	23
Abbildung 4.3: Anteil der Teilstrommenge zur Spurenstoffanlage an der Jahresabwassermenge im Jahr 2016	23
Abbildung 4.4: CSB- Konzentration im Jahresverlauf und Konzentration der CSB Sondermessung (72h Mischprobe) im Ablauf der Nachklärung	24
Abbildung 4.5: P <sub>Ges</sub> - Konzentration im Jahresverlauf im Ablauf der Filtration und Konzentration der PO <sub>4</sub> -P und P <sub>Ges</sub> Sondermessung (72h Mischprobe) im Ablauf der Nachklärung	25
Abbildung 5.1: Mikroschadstoffbelastung (Arzneimittel) in [µg/l] im Vorfluter oberhalb der Einleitung	29
Abbildung 5.2: Mikroschadstoffbelastung (u.a. Röntgenkontrastmittel und Korrosionsschutzmittel) in [µg/l] im Vorfluter oberhalb der Einleitung	30
Abbildung 5.3: Mikroschadstoffbelastung (Arzneimittel) in [µg/l] im Vorfluter unterhalb der Einleitung	30
Abbildung 5.4: Mikroschadstoffbelastung (u.a. Röntgenkontrastmittel und Korrosionsschutzmittel) in [µg/l] im Vorfluter unterhalb der Einleitung	31
Abbildung 5.5: Mikroschadstoffbelastung (Arzneimittel) in [µg/l] im Ablauf der Nachklärung	32

Abbildung 5.6: Mikroschadstoffbelastung (u.a. Röntgenkontrastmittel und Korrosionsschutzmittel) in [ $\mu\text{g/l}$ ] im Ablauf der Nachklärung	33
Abbildung 5.7: Vergleich der Mikroschadstoffbelastung im Ablauf der NK mit Belastung anderer Kläranlagen Abläufe in NRW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserforschung	34
Abbildung 5.8: Mikroschadstoffbelastung in [ $\mu\text{g/l}$ ] im Abwassers des Indirekteinleiters (Diakonie Klinikum Krankenhaus Bethesda)	35
Abbildung 5.9: Adsorptionsisotherme zur Spurenstoffelimination bei zunehmender PAK-Dosis im Ablauf der Nachklärung	37
Abbildung 5.10: Adsorptionsisotherme zur Spurenstoffelimination der sechs Leitparameter und deren Mittelwert bei zunehmender PAK-Dosis im Ablauf der Nachklärung	38
Abbildung 0.1: Eliminationsleistung frischer (rot) und reaktivierter Aktivkohle (blau) über das behandelte Bettvolumen (Nahrstedt et al., 2017)	42
Abbildung 0.2: Variante 1 – Umrüstung der vorhandenen Filtration	45
Abbildung 0.3: Verfahrensschema des Schwerter Verfahrens	47
Abbildung 0.4: Durchschnittliche Eliminationsgrade der Behandlung mit PAK im dynamischen Rezirkulationsbetrieb (Basis 5 mg/l, Mittel 10 mg/l, Hochdosierung 15 mg/l) (ARGE Spurenstoffe NRW, 2014 S. 202)	48
Abbildung 0.5: Variante 2 – Schwerter Verfahren	52
Abbildung 0.6: Verfahrensschema der simultanen PAK-Dosierung	54
Abbildung 0.7: Trübungsverlauf im Zu- und Ablauf der DynaSand-Filtration bei PAK-Dosierung in die Belebung (Obrecht et al., 2015)	56
Abbildung 0.8: Variante 3 – Simultane Dosierung	57
Abbildung 6.1: Rücklaufverhältnis in Abhängigkeit der Ablaufmenge der Kläranlage.	60
Abbildung 6.2: Rechengitter des Nachklärbeckens mit Lage der Randbedingungen des Zulaufes (1), des Schlammrücklaufes (2) und des Ablaufes (3).	63
Abbildung 6.3: Zweidimensionale Häufigkeitsverteilung des Schlammindex und der Schlammkonzentration auf Basis der Betriebsdaten. $\Delta\text{ISV} = 10 \text{ ml/g}$ , $\Delta\text{TS}_{\text{BB}} = 0,5 \text{ g/l}$ . Angabe der angepassten ISV- $\text{TS}_{\text{BB}}$ -Wertepaare für die Niedrig- und Hochlast. Die grüne Funktion beschreibt mögliche Wertepaare aus ISV und $\text{TS}_{\text{BB}}$ , die das 10 %-Perzentil des VSV bilden. Die gelbe Funktion beschreibt die	

Wertepaare für das 50 %-Perzentil des VSV und die rote Linie für das 95 %-Perzentil. Die grauen Kreise zeigen jeweils die ermittelten repräsentative Lastfälle.	65
Abbildung 6.4: Schlammkonzentrationsfeld, aktuelle Betriebsweise ohne PAK, Bestandseinlaufbauwerk, VSV-Hochlast, Trockenwetter (oben), Regenwetter (unten).	69
Abbildung 6.5: Schlammkonzentrationsfeld, aktuelle Betriebsweise ohne PAK, höhenvariables Einlaufsystem, VSV-Hochlast, Trockenwetter (oben), Regenwetter (unten).	70
Abbildung 6.6: Schlammkonzentrationsfeld, aktuelle Betriebsweise mit PAK, Bestandseinlaufbauwerk, VSV-Hochlast, Trockenwetter (oben), Regenwetter (unten).	71
Abbildung 6.7: Schlammkonzentrationsfeld, aktuelle Betriebsweise mit PAK, höhenvariables Einlaufsystem, VSV-Hochlast, Trockenwetter (oben), Regenwetter (unten).	72
Abbildung 6.8: Schlammkonzentrationsfeld beim Schwerter Verfahren (ohne Schlammverlagerung). VSV-Hochlast mit maximalem ISV (ein um 10 ml/g höherer ISV führt zum Versagen der Becken). Regenwetter. Bestandseinlaufbauwerk (oben). Höhenvariables Einlaufsystem (unten).	73
Abbildung 6.9: Nachgewiesene Leistungsfähigkeiten in Bezug auf die Schlammvolumenbeschickung.	74
Abbildung 7.1: Bruttoinvestitionskosten [€]	76
Abbildung 7.2: Bruttoinvestitionskosten inkl. höhenvariabler Zulauf [€]	77
Abbildung 7.3: Bruttojahreskosten [€/a]	79
Abbildung 7.4: Bruttojahreskosten inklusive höhenvariabler Zulauf [€/a]	80
Abbildung 7.5: spezifische Nettojahreskosten in Abhängigkeit der Anschlussgröße (Herbst et al., 2016, verändert)	81
Abbildung 7.6: Variation der Filterstandzeit	82
Abbildung 7.7: Variation der Dosiermenge	83

## **TABELLENVERZEICHNIS**

---

Tabelle 4.1: Zulaufmengen Spurenstoffanlage	22
Tabelle 5.1: Analyisierte Spurenstoffe mit Bewertungskriterium	26
Tabelle 5.2: Schadstofffrachten des Krankenhauses und im Ablauf der Nachklärung	36
Tabelle 5.3: Prognose der verbesserten Ablaufkonzentrationen nach Aktivkohlebehandlung	40
Tabelle 7.1: Becken- und Betriebskennwerte. <sup>1</sup> Nach DWA-A 131 (2016) bezogen auf den Fließweg ab Einlauföffnung.	59
Tabelle 7.2: Einordnung in horizontal oder vertikal durchströmtes Becken (A 131, Tabelle 5). Lichte Weite = Abstand der Einlauföffnung $h_e$ zum Beckenrand.	60
Tabelle 7.3: Beckentiefen und zulässige Belastungen nach dem Arbeitsblatt DWA-A 131.	61
Tabelle 7.4: Statistische Kennzahlen der Trockenwetteranalyse.	66
Tabelle 7.5: Randbedingungen für die Simulationen.	67
Tabelle 8.1: Zusammenfassung der Investitionskosten	76
Tabelle 8.2: Zusammenfassung der Betriebskosten	77
Tabelle 8.3: Zusammenfassung der Jahreskosten	78
Tabelle 8.4: spezifische Jahreskosten	79
Tabelle 8.5: Jahreskosten inklusive höhenvariabler Zulauf	80
Tabelle 8.6: Vergleich der Varianten	84
Tabelle 8.7: Primärenergieverbrauch und CO <sub>2</sub> -Fußabdruck je t Aktivkohle für verschiedene Rohstoffe (DWA-AG KA-8.6, 2016)	85



## **B ANLAGEN**

### **ANLAGENVERZEICHNIS**

---

#### **1 ANHANG ZUR SIMULATIONSSTUDIE**

#### **2 BEMESSUNG DER VARIANTEN**

- 2.1 Bemessung Variante 1: Nachgeschaltete Filtration über GAK
- 2.2 Bemessung Variante 2: PAK-Dosierung nach dem Schwerter-Verfahren
- 2.3 Bemessung Variante 3: Simultane Dosierung in die Belebung

#### **3 KOSTENSCHÄTZUNG**

- 3.1 Kostenschätzung Variante 1: Nachgeschaltete Filtration über GAK
  - 3.1.1 Investitionskosten
  - 3.1.2 Betriebskosten
  - 3.1.3 Energiebedarf
- 3.2 Kostenschätzung Variante 2: PAK-Dosierung nach dem Schwerter-Verfahren
  - 3.2.1 Investitionskosten
  - 3.2.2 Betriebskosten
  - 3.2.3 Energiebedarf
- 3.3 Kostenschätzung Variante 3: Simultane Dosierung in die Belebung
  - 3.3.1 Investitionskosten
  - 3.3.2 Betriebskosten
  - 3.3.3 Energiebedarf
- 3.4 Jahreskosten
- 3.5 Adaptbauwerk
- 3.6 Jahreskosten inklusive Adaptbauwerk

#### **4 LAGEPLÄNE**

- 4.1 Variante 1: Nachgeschaltete Filtration über GAK
- 4.2 Variante 2: PAK-Dosierung nach dem Schwerter-Verfahren
- 4.3 Variante 3: Simultane Dosierung in die Belebung

## 1 VERANLASSUNG, AUFGABENSTELLUNG UND ZIELSETZUNG

Im Jahr 2013 wurden im Vorfluter der Kläranlage Freudenberg, dem Asdorfer Bach, an der Messstelle „An der Landesgrenze“ Messungen zu Mikroschadstoffen im Gewässer durchgeführt. Dabei wurde für Carbamazepin eine Überschreitung der Qualitätskriterien festgestellt.

Auf Basis von Modellberechnungen und Monitoring-Ergebnissen sind auch für andere Stoffe Überschreitungen zu erwarten. Insbesondere gilt dies auch für den Parameter Diclofenac, der sich auf der sogenannten Watch-List der EU befindet und somit verstärkt überwacht und auf Basis der Ergebnisse in Zukunft möglicherweise als prioritär eingestuft wird. Die Machbarkeitsstudie soll klären, wie der Spurenstoffeintrag aus der Kläranlage Freudenberg in das Gewässer Asdorfer Bach zu bewerten ist und welche Verfahren zur Spurenstoffelimination auf der KA Freudenberg umgesetzt werden könnten.

Ausgehend von den durch das Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW empfohlenen wesentlichen Inhalten für Machbarkeitsstudien für Anlagen zur Mikroschadstoffelimination wurden die Inhalte festgelegt und im Vorfeld spezifiziert. Diese besonderen Spezifikationen der Aufgabenstellung wurde mit allen Besprechungsteilnehmern im Detail durchgesprochen.

Die weitergehende Charakterisierung des Abwassers im Hinblick auf mögliche Behandlungsverfahren betrachtet die Hintergrundbelastung des CSB und Phosphor im Ablauf der Nachklärung. Zudem werden im Rahmen der Machbarkeitsstudie Analysen verschiedener Spurenstoffe im Ablauf der Kläranlage Freudenberg sowie im Gewässer durchgeführt und ausgewertet. Die Machbarkeitsstudie wird durch eine Simulation der Nachklärung ergänzt.

Die Machbarkeitsstudie beinhaltet die Untersuchung von drei Varianten:

Variante 1: nachgeschaltete Filtration über granuliert Aktivkohle (Umrüstung der vorhandenen DynaSand-Filter auf DynaSand-Carbon-Filter)

Variante 2: Pulveraktivkohle-Dosierung nach dem „Schwerter Verfahren“

Variante 3: Simultane Pulveraktivkohle-Dosierung in die Belebung

Eine Ozonung wird aufgrund der Problematik der Transformationsprodukte nicht in Betracht gezogen.

## 2 BESTANDSSITUATION

### 2.1 Einzugsgebiet und Indirekteinleiter

Das Einzugsgebiet der Kläranlage Freudenberg umfasst zwei Entwässerungsgebiete:

Freudenberg I: Büschergrund, Freudenberg, Plittershagen, Alte Heide, Mausbach

Freudenberg II: Bottenberg, Oberheuslingen, Niederheuslingen, Heisberg, Oberfischbach, Niederndorf, Dirlenbach

mit insgesamt 14.300 natürlichen Einwohnern. Die Entwässerungsgebiete werden getrennt der Kläranlage zugeführt. Freudenberg I fließt im Freispiegel zur Kläranlage. Das Abwasser aus Freudenberg II wird durch das Pumpwerk Niederndorf zur Kläranlage gefördert.

Im Einzugsgebiet der Kläranlage befindet sich ein großer spurenstoffrelevanter Indirekteinleiter. Hierbei handelt es sich um das Diakonie Klinikum Krankenhaus Bethesda in Freudenberg mit 5 Fachabteilungen und 183 Betten. Das Krankenhaus verfügt weder über eine eigene Großküche noch über eine Wäscherei.

### 2.2 Bestandsanlage

Die Kläranlage Freudenberg ist für einen maximalen Mischwasserzufluss von 275 l/s ausgelegt. Im Zulauf befindet sich ein Trennbauwerk über welches das Abwasser des Entwässerungsgebiets Freudenberg I der Kläranlage zugeleitet wird. Hier wird der Zulaufstrom auf max. 225 l/s begrenzt. Das darüberhinausgehende Abwasser wird in das RÜB abgeleitet. Hinter dem Trennbauwerk wird anschließend das Abwasser aus dem Entwässerungsgebiet Freudenberg II eingeleitet. Der maximale Regenwasserabfluss ist hier auf 50 l/s begrenzt.



Abbildung 2.1: Trennbauwerk im Zulauf der Kläranlage und RÜB

Die Kläranlage liegt ca. 6 m höher als das Trennbauwerk mit dem RÜB. Im Rechengebäude befindet sich daher das Zulaufpumpwerk, welches das Abwasser zur Rechenanlage fördert. Die Mengenmessung mittels MID erfolgt unmittelbar vor dem Pumpwerk. Im Pumpwerk sind vier trocken aufgestellte Schraubenzentrifugalradpumpen vom Fabrikat Hidrostral installiert. Zwei der Pumpen werden mit Frequenzumrichter betrieben.

Die Rechenanlage ist mit einem Meva Filterstufenrechen mit 4 mm Spaltbreite ausgestattet. Zur Erhöhung der hydraulischen Kapazität, beispielsweise bei der Entleerung von Stauraumkanälen, ist zusätzlich ein Rechen im Umgehungsgerinne nutzbar. Das Rechengut des Umgehungsrechens wird dabei unmittelbar nach der Entnahme wieder zurück in das Hauptgerinne zurückgeworfen. Die Entnahme des Rechenguts erfolgt anschließend über den Filterstufenrechen. Weitergehend wird das Rechengut mit einer Rechengutpresse entwässert.

Neben der Rechenanlage und dem Zulaufpumpwerk befinden sich im Kellergeschoss des Gebäudes die Gebläsestation mit vier Gebläsen sowie das Sandfanggebläse und ein Kompressor für die Mammutpumpe im Sandtrichter des Sandfangs.

Der belüftete Sand- und Fettfang schließt unmittelbar an das Rechengebäude an und ist einstraßig ausgeführt. Der Sand wird mittels Schildräumer in die Trichterspitze geräumt. Eine Mammutpumpe fördert das Gut über einen Pilgerschrittklassierer zu einem Container, der im Rechengebäude aufgestellt ist.

Anschließend wird das Abwasser in das Belebungsbecken weitergeleitet. Das Becken wird nach dem Prinzip der gemeinsamen aeroben Schlammstabilisierung betrieben. Es ist in sechs Beckenkammern aufgeteilt und hat ein Volumen von 6.400 m<sup>3</sup> und bietet die Möglichkeit auch zweistraßig betrieben zu werden. Zurzeit werden die Kammern jedoch hintereinander durchflossen. Die ersten zwei Kammern dienen der reinen Denitrifikation und sind mit Rührwerken ausgestattet. Die folgenden vier Becken können intermittierend belüftet/unbelüftet betrieben werden. Diese Beckenkammern werden über eine sogenannte Mischrampen-Regelung betrieben (MIRAR-Regelung von Büro Dr. Denkert). Zusätzlich befindet sich in jedem Becken ein vertikales Rührwerk. Der Lufteintrag erfolgt über EPDM-Schlauchbelüfter. Sowohl die Belüfter als auch die Gebläse sollen in absehbarer Zeit erneuert werden. Im Zulauf der Belebung erfolgt zudem eine pH-Wert-Stützung durch Kalkmilchdosierung, welche vor Ort selbst angemischt wird. Jedes der belüfteten Becken verfügt über einen eigenen Blendenregulierschieber (Egger Iris-Blende).



Abbildung 2.2: Belebungsbecken und Nachklärbecken 1

Der Ablauf des Belebungsbeckens wird über ein Verteilerbauwerk auf die beiden runden Nachklärbecken verteilt. Die Fällmitteldosierung zur Phosphatelimination mit Eisen-III-



Chlorid erfolgt direkt in den Quelltopf. Es besteht zudem die Möglichkeit einer Nachfällung, die jedoch zurzeit außer Betrieb ist. Der Fällmitteltank befindet sich zwischen den beiden Becken an der Asdorfer Straße. Die Nachklärbecken sind mit Schildräumern ausgestattet und verfügen über eine einseitig angeströmte Zackenschwelle nach DIN mit vorgeschalteter Tauchwand. Der Rücklaufschlamm wird in den Nachklärbecken mithilfe je einer Tauchmotorpumpe abgezogen und zum Rücklaufschlamm-schacht am Belebungsbecken in getrennte Vorkammern gefördert. Anschließend wird der Rücklaufschlamm gemeinsam in den Zulauf der Belebung geleitet. Die Mengenerfassung erfolgt mittels MID.

Der Ablauf der Nachklärung fließt in einen Schacht vor dem Filtrationsgebäude zusammen. Der Schacht ist so konstruiert, das die Filtration z.B. bei Sanierungs- oder Wartungsarbeiten umfahren werden kann. Die Filtration ist zweistraßig ausgebaut. Je Straße sind acht DynaSand-Filter in ein Betonbecken eingebaut. Aufgrund des bautechnischen Zustands wurden die DynaSand-Filter in diesem Jahr saniert. Im Rahmen dieser Maßnahme wurden zusätzliche Verstärkungsrippen eingebaut und die Mammutpumpen erneuert. Die Entnahme des Sandes gestaltete sich im Zuge der Außerbetriebnahme als problematisch. Aus diesem Grund muss geprüft werden, wie bei einer Umstellung auf Aktivkohle der Betriebsaufwand geringgehalten werden kann. Im Keller des Filtrationsgebäudes stehen zwei Gebläse/Kompressoren vom Fabrikat Boge und ein dazugehöriger Druckwindkessel. Unter dem Gebläsekeller befindet sich ein weiterer Kellerraum, welcher nur über Leiter zugänglich ist. Hier befindet sich der Grundablass zur Entleerung der Filterstraßen. Über den Grundablass können die Straßen jedoch nur bis zur Oberkante der Trichterspitzte entleert werden. An den Ablauf der Filtration schließt sich unmittelbar die Probenahmestelle an.



Abbildung 2.3: Entleerte DynaSand-Filter

Der Auslauf der Kläranlage mündet in eine Auenlandschaft am Asdorfer Bach. Hier ist daher nicht ohne weiteres ersichtlich, welches der Hauptlauf des Gewässers ist. Zwischen eigentlicher Einleitstelle und dem Hauptgewässer liegen etwa 30 m.

Der anfallende Schlamm wird im Voreindicker eingedickt. Anschließend wird der Schlamm zu dem eigentlichen Eindickbehälter vor der Schlammentwässerung geleitet. Momentan erfolgt dies über eine Kammerfilterpresse des Fabrikats Rittershaus & Blecher. Die Presse muss mittelfristig saniert bzw. erneuert werden.

### **2.3    Verfügbare Flächen**

Das Gelände der Kläranlage Freudenberg ist durch Hochwasserschutzdämme im Nord- und Südwesten eingefasst. Aus diesem Grund stehen nur wenige freie Flächen zur Verfügung, die für eine Anlieferung und Lagerung von pulverisierter Aktivkohle und den Bau eines Kontaktbeckens, wie für das Schwerter Verfahren benötigt, zugänglich sind. Der Lageplan verdeutlicht, dass ungenutzte Flächen vor allem im südöstlichen Teil des Geländes vorhanden sind.

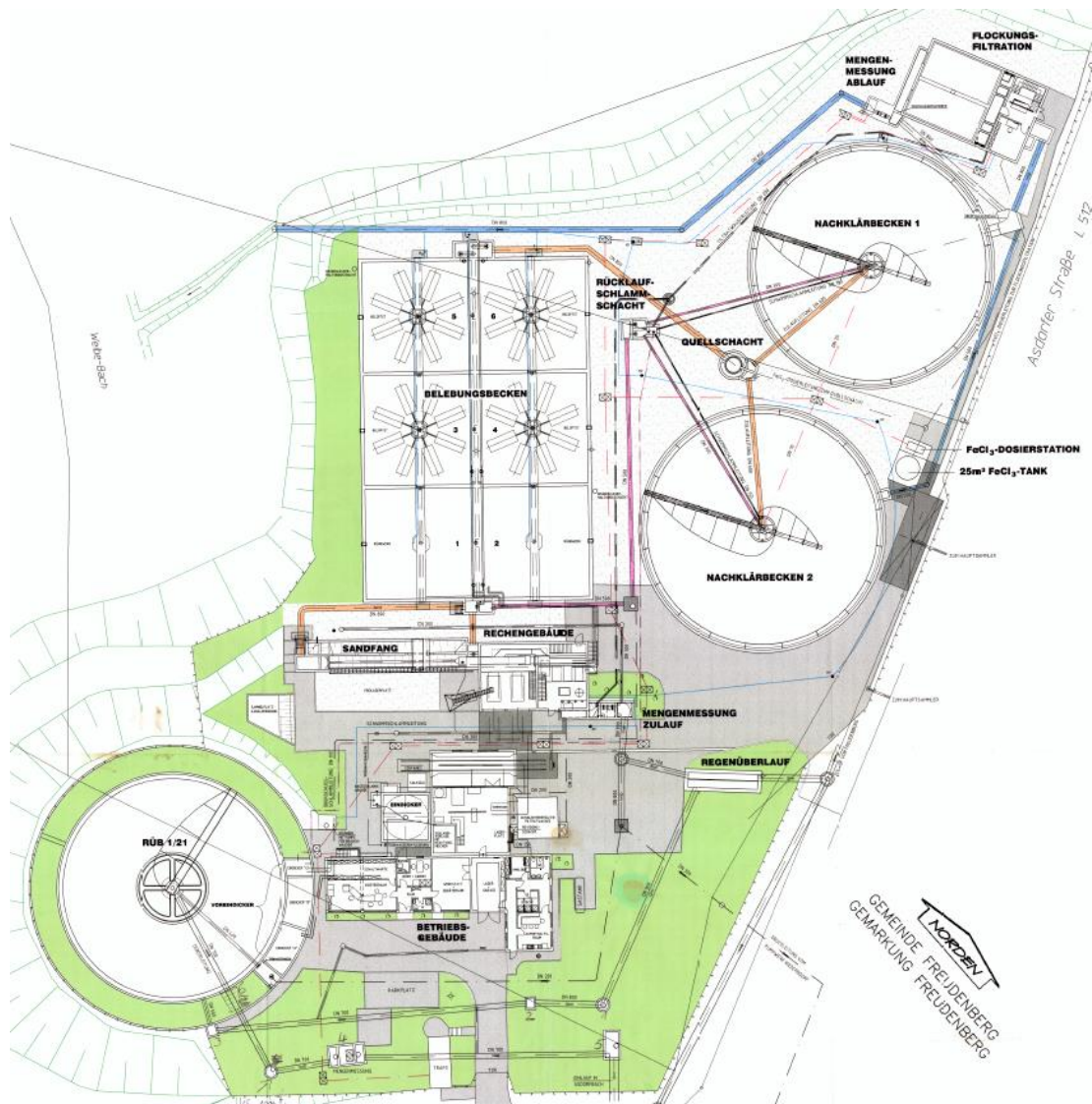


Abbildung 2.4: Lageplan der Kläranlage Freudenberg

Ein möglicher Standort für ein Kontaktbecken muss eine ausreichende Fläche aufweisen und für den Bau anfahrbar sein. Zudem muss die Fläche in räumlicher Nähe zum Belebungsbecken und dem Ablauf der Filtration positioniert sein, um eine optimale Leitungsführung zu ermöglichen. Die freie Fläche im Südosten des Kläranlagengeländes ist daher eher ungeeignet.

Der Standort für die Positionierung eines für das Schwerter Verfahren und die simultane Dosierung erforderlichen Silo- und Dosiersystems muss mit einem Silofahrzeug anfahrbar sein, um die Anlieferung des Systems sowie der pulverisierten Aktivkohle zu ermöglichen. Zudem ist für den Betrieb des Silo- und Dosiersystems ein Strom- sowie Brauchwasseranschluss erforderlich. Um eine optimale Leitungsführung zu ermöglichen, sollte die Fläche daher nah an bestehenden Anschlusspunkten sowie möglichst nah am Eintragsort der Aktivkohle liegen.

## 2.4 Baugrund

Die Kläranlage Freudenberg wurde auf einer ehemaligen Teichanlage errichtet. Da der Untergrund aus Schlammsschichten von bis zu 15 m Mächtigkeit besteht, wurden die Bestandsgebäude und -bauwerke auf Pfählen gegründet. Auch für neu zu errichtende Bauwerke ist eine Pfahlgründung erforderlich. Der Grundwasserspiegel liegt ca. 1,20 m unter GOK.



### 3 STAND DER FORSCHUNG ZUR SPURENSTOFFELIMINATION

#### 3.1 Überblick

Unter dem Begriff Mikroschadstoffe wird eine breite Palette von Substanzen zusammengefasst, welche anthropogen verursacht in geringen Konzentrationen im Bereich ng/l bis µg/l in Oberflächengewässern nachgewiesen werden können. Dazu gehören beispielsweise Medikamentenrückstände, Haushaltschemikalien, Pflanzenschutzmittel, polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe und Schwermetalle. Andere Bezeichnungen für die genannten Substanzen sind Mikroverunreinigungen oder Spurenstoffe.

Der Eintrag über das kommunale Abwassersystem, d. h. Kläranlagenüberläufe und Mischwasserentlastungen stellt für viele Mikroschadstoffe den Haupteintragspfad in die Gewässer dar. Zu diesen Stoffen gehören Medikamentenrückstände oder Haushaltschemikalien. Die Mikroschadstoffe werden in konventionellen Kläranlagen nur in geringem Maße abgebaut. Ein großer Teil der zufließenden Spurenstoffe gelangt daher über den Ablauf der Kläranlagen in die Gewässer. Die Abbaubarkeit, wie auch die Bioakkumulation und das Sorptionspotential sind stoffspezifisch unterschiedlich.

Der Eintrag der Stoffe in die Gewässer über den Ablauf der Kläranlagen erfolgt kontinuierlich. Daraus folgt, dass Pflanzen, Tiere und Mikroorganismen eine chronische Belastung erfahren. Hormonaktive Substanzen haben schon in sehr geringen Konzentrationen nachteilige Auswirkungen auf die Fortpflanzung von Wasserlebewesen. Biozide und Pflanzenschutzmittel schaden der Gewässerflora und -fauna. Hinzu kommt, dass sich Stoffe mit ähnlichen Wirkmechanismen in ihrer Wirkung summieren (Abegglen, Siegrist, 2012). Die Auswirkungen der kombinierten Schadwirkungen verschiedener Mikroschadstoffe sind kaum abschätzbar. Aus Gründen des vorbeugenden Gesundheitsschutzes und um einen chemisch und ökologisch guten Zustand der Oberflächengewässer zu erreichen, muss der Eintrag von Mikroverunreinigungen in die Umwelt so weit wie möglich verhindert werden.

In den EU-Richtlinien 2008/105/EG und 2013/39/EG wurden Umweltqualitätsnormen für 45 prioritäre Stoffe bzw. Stoffgruppen festgelegt. Diese Stoffe werden als erhebliches Risiko für die Gewässer eingestuft und bilden den Maßstab zur Beurteilung des von der Wasserrahmenrichtlinie geforderten „guten chemischen Zustandes“ der Gewässer. Die Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juni 2016 (OGewV) listet die Umweltqualitätsnormen zur Beurteilung des chemischen Zustandes als Jahresdurchschnittswert in Anlage 8 auf. Eine Überwachung wird für Stoffe gefordert für die zu erwarten ist, dass die Hälfte der Umweltqualitätsnorm überschritten wird (OGewV, 2016).

Um den Eintrag von Mikroschadstoffen in die Gewässer zu verringern, sollten vielschichtige Ansätze verfolgt werden. Maßnahmen können an der Quelle, dezentral oder als „End-of-pipe“-Maßnahmen ergriffen werden. Eine Reduzierung des Eintrags an der Quelle kann durch konsequente Vorsorgegedanken mit dem Fokus auf Eintragsvermeidungsstrategien erreicht werden. Die Behandlung belasteter Abwasserströme, z.B. von Krankenhäusern und großen Industriebetrieben, vor Ort vor Einleitung in das Kanalnetz stellt eine dezentrale

Maßnahme dar. Als „End-of-pipe“-Maßnahmen werden Ansätze bezeichnet, welche zu einer Verbesserung der Reinigungsleistung auf der Kläranlage führen und damit den Eintrag von Mikroschadstoffen in Gewässer reduzieren.

Zur Elimination von Mikroschadstoffen als 4. Reinigungsstufe auf kommunalen Kläranlagen sind verschiedene Verfahren verfügbar. Das Umweltbundesamt (2015) unterscheidet vier verschiedene Verfahrensgruppen nach dem Wirkmechanismus:

- Adsorptive Verfahren wie beispielsweise Fällung/Flockung, Ionenaustauscher oder Aktivkohleverfahren
- Biologische Verfahren wie beispielsweise Abwasserteiche oder Biofiltration
- Oxidative Verfahren wie beispielsweise Ozonung oder Chlorung
- Physikalische Verfahren (Filtrationsverfahren)

Die Kombination verschiedener Verfahren ist ebenfalls möglich.

Abbeglen und Siegrist (2012) haben die folgenden Anforderungen an Verfahren zur Elimination von Mikroverunreinigungen formuliert:

- Erzielung einer Breitbandwirkung
- Vermeidung der Bildung unerwünschter Nebenprodukte oder Abfälle
- Das Verfahren muss in die Anlage integriert und betrieben werden können und darf die Reinigungsleistung nicht negativ beeinflussen
- Vertretbarer Aufwand für angemessenen Nutzen

In den folgenden Kapiteln wird näher auf Behandlungsmöglichkeiten durch adsorptive Verfahren unter Verwendung von Aktivkohle sowie auf oxidative Verfahren unter Verwendung von Ozon eingegangen. Diese Verfahren gelten als wirkungsvoll für den Einsatz in der Abwasserbehandlung und werden bereits auf verschiedenen Kläranlagen in großtechnischen Versuchen und im Betrieb eingesetzt.

Aufgrund der Vielfalt der Mikroschadstoffe und deren Stoffeigenschaften ergeben sich stoffspezifische Wirksamkeiten in der Elimination. Zur Einordnung der Effizienz der Verfahren werden daher durchschnittliche Eliminationsgrade für die vom Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW empfohlenen Leitparameter (Diclofenac, 1H-Benzotriazol, Carbamazepin, Metoprolol, Clarithromycin und Sulfamethoxazol) angegeben. Das Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW (2016) empfiehlt ein Eliminationsziel von 80 % der Konzentration der Leitparameter im Jahresmittel. Diese Vorgabe kann unter Einsatz von Aktivkohle- oder Ozonverfahren erreicht werden.

Das Förderprogramm Ressourceneffiziente Abwasserbeseitigung NRW II (ResA II) der NRW.Bank ermöglicht eine Förderung in Form eines Zuschusses von bis zu 70 % für Maßnahmen zur Reduzierung von Schadstofffrachten im Förderbereich „Reduzierung von Stoffeinträgen aus öffentlichen Abwasserbehandlungsanlagen“. In Kombination mit dem Pro-

gramm „NRW.Bank.Ergänzungsprogramm.Abwasser“ ist eine Förderung als Ratendarlehen über eine Laufzeit von 30 Jahren, mit einem Finanzierungsanteil von bis zu 100 % möglich. (NRW.Bank, 2017)

## 3.2 Adsorptionsverfahren

### 3.2.1 Grundlagen

Die Adsorption ist ein Prozess, bei dem eine Anreicherung von Stoffen an der Oberfläche von Festkörpern stattfindet. Aus einer fluiden Phase werden die gelösten Substanzen und Spurenstoffe an den Festkörper, dem Adsorbens, angebunden und damit aus dem Abwasser entfernt. Die Anhaftung der Partikel, die Sorption, beruht auf chemischen und physikalischen Prozessen. Die chemischen Prozesse sind in der Regel irreversibel, wobei die physikalischen Prozesse reversibel sind. Diese beruhen auf van-der-Waals und Coulomb-Kräften.

Bei Aktivkohle handelt es sich um ein hochreaktives Adsorbens, da an eine sehr große und fein poröse Oberfläche angebunden wird. Die Elimination der Mikroschadstoffe wird durch die Entnahme der beladenen Aktivkohle hervorgerufen. Nach der Entnahme kann eine Weiterbehandlung bzw. Regenerierung der Aktivkohle stattfinden.

Aktivkohle besteht aus Graphitkristallen und wird aus kohlenstoffhaltigen Rohstoffen hergestellt. Zur Anwendung kommen beispielsweise Aktivkohlen aus Stein- und Braunkohle, Holz, Torf oder Kokosnussschalen.

Die Aktivierung der Rohkohle erfolgt bei Kohlen die zur Wasseraufbereitung verwendet werden, üblicherweise unter Verwendung von Wasserdampf. Darüber hinaus kann die Aktivierung mit Hilfe von Säuren erfolgen. Der Aktivierungsprozess führt zum Abbau flüchtiger Rohstoffkomponenten und zu einer Vergrößerung der spezifischen Oberfläche.

Aktivkohlen können in niedrig (500 bis 800 m<sup>2</sup>/g), mittel (800 bis 1.200 m<sup>2</sup>/g) und hoch (1.200 bis 1.500 m<sup>2</sup>/g) aktivierte Kohlen klassifiziert werden. Die Adsorptionskapazität steigt mit der spezifischen Oberfläche an. Die erreichte spezifische Oberfläche ist abhängig von den Parametern des Aktivierungsverfahrens (Temperatur, Aufenthaltszeit). Aktivkohlen sind in pulverisierter, granulierter oder zylindrischer Form verfügbar.

Die Herstellung von Aktivkohlen ist mit einem hohen Rohstoff- und Energieaufwand verbunden. Zur Erzeugung von 1 kg Aktivkohle werden 3-5 kg Kohle benötigt (Abegglen, Siegrist, 2012). Mutz et al. (2017) berechneten den zusätzlichen kumulierten Energieaufwand und CO<sub>2</sub>-Fußabdruck durch Spurenstoffelimination mit Ozon und Aktivkohle für eine Kläranlage der Größenklasse 5. Zusätzlich wurde eine UV-Desinfektion des Abwassers berücksichtigt. In den Berechnungen ergab sich für mittlere Dosiermengen eine Zunahme des kumulierten Energieaufwands um 53 % für Ozon (0,7 g<sub>O<sub>3</sub></sub>/g<sub>DOC</sub>) und 47-86 % für Aktivkohle (2,5 g<sub>PAK</sub>/g<sub>DOC</sub> bzw. 20.000 BV). Der CO<sub>2</sub>-Fußabdruck erhöhte sich für eine mittlere Dosierung um 30 % für Ozon und um 28-74 % für die betrachteten Aktivkohlevarianten. Für beide Parameter sind die Zunahmen für Varianten unter Verwendung von pulverisierter Aktivkohle größer als für granuliert Aktivkohle (Mutz et al., 2017).

### *Adsorptionsverhalten*

Die Adsorption eines Stoffes an eine Aktivkohle wird über Adsorptionsisothermen charakterisiert. Diese stellen dar, wie groß die Beladung der Aktivkohle bei einer bestimmten Restkonzentration in der Lösung ist. Das Sorptions-Gleichgewicht stellt sich für jeden Stoff in Abhängigkeit der Aktivkohle-Dosierung bei ausreichender Kontaktzeit ein. Dabei ist das Ausmaß der Adsorption abhängig von den Eigenschaften der verwendeten Aktivkohle, des Stoffes sowie der Zusammensetzung des Abwassers.

Zur Beschreibung der Isothermen für wässrige Lösungen wie Abwasser wird nach Abegglen und Siegrist (2012) häufig der Ansatz von Freundlich verwendet. Demnach ist:

$$q_i = K_{f,i} * C_i^n$$

Mit:

- $q_i$  Beladung des Sorbents mit dem Stoff i
- $K_{f,i}$  Freundlich-Koeffizient
- $C_i$  Konzentration des Sorbats in der Lösung
- $n$  Freundlich-Exponent

Die Parameter der Adsorptionsisothermen müssen stoffspezifisch in Laborversuchen ermittelt werden und gelten nur für die untersuchten Bedingungen. Die Größenordnung der ermittelten Parameter kann jedoch Hinweise auf die Adsorptionsaffinität eines Stoffes liefern. Darüber hinaus kann auf diese Weise die Wirksamkeit verschiedener Aktivkohlen zur Adsorption bestimmter Stoffe verglichen werden.

Für die Spurenstoffelimination sollten die Isothermen möglichst tiefe Werte für  $n$  und hohe Werte für  $K_{f,i}$  aufweisen, um die Beladung der Kohle zu maximieren (Abegglen, Siegrist, 2012).

Die Eliminationsleistung der Aktivkohlen in Bezug auf Mikroschadstoffe wird durch die eingebrachte Dosierung, den Gehalt an organischen Bestandteilen (DOC), die Kontaktzeit, die verwendete Aktivkohle (Ausgangsmaterial und Art der Aktivierung) und die Verwendung von Fäll- und Flockungsmitteln beeinflusst (Abegglen, Siegrist, 2012). Darüber hinaus sind Ionisation, Polarität und Löslichkeit der zu adsorbierenden Stoffe sowie pH-Wert und Temperatur wichtige Einflussgrößen auf die Aktivkohleadsorption.

### **3.2.2 Einsatz von Aktivkohle in der Abwassertechnik zur Spurenstoffelimination**

Der Einsatz von Aktivkohle in pulverisierter Form oder granuliert in Festbettadsorbern ist eine etablierte Technologie in der Trinkwasseraufbereitung und industriellen Reinigungsprozessen. Die Umsetzung in der Anwendung zur Elimination von Mikroschadstoffen in der Abwassertechnik sowie Beispiele für Anlagen in großtechnischem und Realmaßstab werden im Folgenden beschrieben.

### 3.2.3 Pulveraktivkohle

Handelsübliche pulverisierte Aktivkohlen weisen mittlere Korngröße zwischen 10 und 50 µm auf.

Es gibt verschiedene Konzepte zur Einbindung einer Pulveraktivkohlenstufe:

- Dosierung in ein der Nachklärung nachgeschaltetes Kontaktbecken mit Absetzbecken und Rezirkulation der Überschusskohle in das Kontaktbecken oder die biologische Stufe. Dies ermöglicht die Entkopplung der Aufenthaltszeit der Kohle von der hydraulischen Aufenthaltszeit.
- Dosierung in ein der Nachklärung nachgeschaltetes Kontaktbecken ohne Absetzbecken. Die Abtrennung der Kohle erfolgt in der Filtration
- Das so genannte „Schwerter-Verfahren“ sieht eine Teilstrombehandlung des Ablaufs der Nachklärung und Dosierung in einem Kontaktbecken, Rückführung in den aeroben Teil der Belebung vor. Der Abzug erfolgt über den Überschusschlamm.
- Dosierung vor der Filtrationsstufe. Damit werden der Überstauraum eines Filters und das Filterbett als Kontaktraum genutzt.
- Dosierung in das Belebungsbecken. Da neben Mikroschadstoffen auch zahlreiche andere Abwasserinhaltsstoffe adsorbieren können, muss bei der Zugabe von pulverisierter Aktivkohle in die biologische Stufe eine höhere Dosierung gewählt werden.
- Dosierung in einen Membranbioreaktor

Wird eine Pulveraktivkohlenstufe ergänzt, ist eine Filtration vor dem Ablauf der Kläranlage notwendig, um einen Eintrag von Aktivkohle in das Gewässer zu verhindern.

Eine Pulveraktivkohlenstufe bewirkt eine Erhöhung des Energieverbrauchs auf der Kläranlage um 0,01-0,04 kWh/m<sup>3</sup> (ca. 5 %) (Abbegelen, Siegrist, 2012). Abbegelen und Siegrist (2012) schätzen den Primärenergiebedarf für Herstellung und Transport inklusive des zusätzlichen Energieverbrauchs auf der Kläranlage auf insgesamt 0,32-0,45 kWh/m<sup>3</sup>, wobei der wesentliche Anteil des Energiebedarfs auf die Herstellung der Pulveraktivkohle zurückzuführen ist. Zudem bewirkt die Zugabe von pulverisierter Aktivkohle eine Erhöhung der Schlammproduktion um 5-10 % bei gleichzeitiger Erhöhung des Heizwertes des Klärschlammes. Abrasive und korrosive Eigenschaften der Aktivkohle müssen bei neuen Anlagen berücksichtigt werden und können bei Einbindung in bestehende Anlagenteile zu vermehrtem Verschleiß führen.

Zusätzlich zur Elimination von Mikroschadstoffen bewirkt die Zugabe von pulverisierter Aktivkohle eine Reduktion der organischen Restfracht des Abwassers (DOC und CSB) um 30-45 % sowie eine Entfärbung des Abwassers (Abegglen, Siegrist, 2012).

Die Anwendung von pulverisierter Aktivkohle zur Mikroschadstoffelimination wurde mehrfach auf verschiedenen Anlagen im In- und Ausland erprobt. Einen Überblick bieten die

Homepages der Kompetenzzentren Mikroschadstoffe NRW und Baden-Württemberg. Die Umsetzung in großtechnischem Maßstab erfolgte in Deutschland unter anderem in:

- Böblingen-Sindelfingen
- Dülmen
- Kressborn-Langenargen
- Mannheim
- Schwerte
- Ulm-Steinhäule

### 3.2.4 Granulierte Aktivkohle

Granulierte Aktivkohle weist Korngrößen im Bereich einiger mm auf. Daher werden deutlich geringere spezifische Oberflächen als bei pulverisierter Aktivkohle erreicht.

Der Einsatz von Filtern mit granulierter Aktivkohle erfolgt in der Regel nach der biologischen Stufe, um die Belastung mit organischen Abwasserinhaltsstoffen zu minimieren und maximale Standzeiten zu erreichen.

Eine Vielzahl unterschiedlicher Konfigurationen von Filtern, beispielsweise aufwärts oder abwärts durchströmt mit Rückspülvorrichtung, können in einer oder mehreren Filterzellen realisiert werden.

In Filtern ohne Rückspülung tritt neben der adsorptiven Wirkung der Aktivkohle eine biologische Wirkung der Filter durch Bildung eines Biofilms auf der Oberfläche der Aktivkohlekörner auf. Es erfolgt eine Abnahme der Konzentration der adsorbierbaren Stoffe mit der Fließrichtung. Beladungs- und Konzentrationsprofile stellen sich über die Filterbetthöhe ein. Die gesättigte Zone, in der das Filtermaterial beladen ist, verschiebt sich über die Laufzeit des Filters immer weiter in Fließrichtung. Sobald sie das Ende des Filters erreicht, beginnt die Konzentration des Adsorbats im Ablauf anzusteigen. Dieser Vorgang wird als Durchbruch bezeichnet und kennzeichnet das Ende der erreichbaren Filterstandzeit. Eine regelmäßige Überwachung der Ablaufwerte ist daher notwendig.

Bei Filtern mit Rückspüleinrichtung findet keine Ausbildung einer gesättigten und ungesättigten Zone statt, da die Kohle durch den Spülvorgang wiederholt umgeschichtet wird. Dadurch stellt sich im gesamten Filter eine in etwa gleichmäßige Beladung ein.

Der spezifische Durchbruch  $c/c_0$  ist der Quotient aus Ab- und Zulaufkonzentration und kann zum Vergleich der Eliminationsleistung verschiedener Filter herangezogen werden.

Zur Charakterisierung der Filterstandzeit wird häufig das durchgesetzte Bettvolumen (BV) angegeben. Die Größe beschreibt, welches Abwasservolumen pro Filtervolumen behandelt werden kann:

$$BV = \frac{V_{\text{beh}}}{V_{\text{Filter}}}$$

Mit Erhöhung des durchgesetzten Bettvolumens steigt die Filterstandzeit und sinken die Kosten.

Abbildung 3.1 verdeutlicht den Verlauf der Eliminationsleistung eines Filters mit granulierter Aktivkohle über die Filterstandzeit für unterschiedlich gut adsorbierbare Substanzen. Es wird deutlich, dass die Eliminationsleistung des Filters abhängig von der Adsorbierbarkeit des Mikroschadstoffes ist. Die Leistung nimmt stoffspezifisch mit dem durchgesetzten Bettvolumen ab.



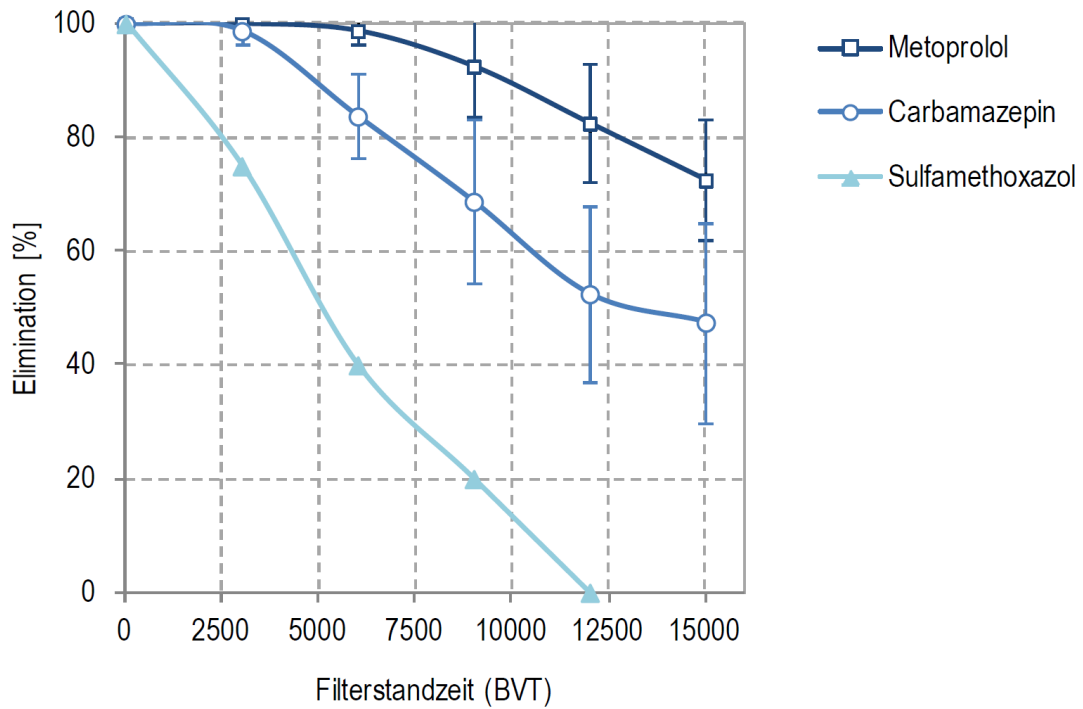


Abbildung 3.1: Eliminationsleistung eines GAK-Filters (Abegglen, Siegrist, 2012)

Für die folgende Abbildung 3.2 wurden insgesamt 34 Studien zur Filtration mit granulierter Aktivkohle ausgewertet, um die in den Versuchen erzielten Bettvolumina für DOC und verschiedene Spurenstoffe vergleichend gegenüber stellen zu können.

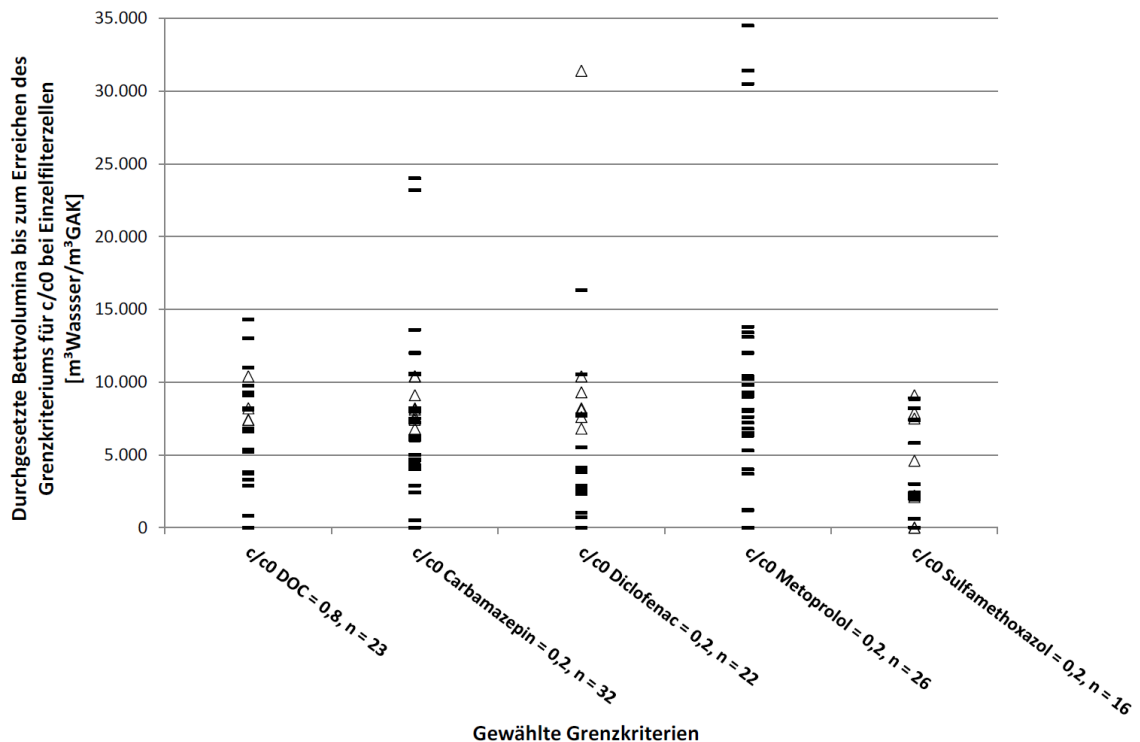


Abbildung 3.2: Erzielte Bettvolumina bis zum Erreichen der Grenzkriterien (Balken: Grenzkriterium erreicht, Dreieck: Grenzkriterium bis Versuchsende nicht erreicht) (Benstöm et al., 2016)

Aufgrund unterschiedlicher Kennzahlen des Prozesses (Leerbettkontaktzeit, Durchfluss), der verwendeten Kohle (z.B. Korngröße, Rohstoff) sowie der Abwassermatrix ergibt sich ein heterogenes Bild. Weitere Auswertungen zeigten, dass eine Vorreinigung des Abwassers aus der Nachklärung durch Filtrationsstufen wie Festbettdenitrifikation, Flockungsfilter, Membranbioreaktor oder den Einsatz von Ultrafiltration die Filterstandzeit erhöht (Benstöm et al., 2016). Das Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW (2016) empfiehlt zur Vermeidung von Verstopfungen eine Feststoffkonzentration im Zulauf der Filter im Mittel unter 15 mg/l.

Der Verlust von Filtermaterial durch Abrasion wurde von Benstöm (2017) mit 0,1 bis 1,5 Massen-% bei einjährigem Betrieb von Filtern mit granulierter Aktivkohle angegeben.

Nach Erreichen der Filterstandzeit wird die beladene Kohle entnommen und kann regeneriert und erneut in den Filter eingebaut werden. Die Regenerierung benötigt weniger Energie als die Herstellung frischer Aktivkohle. Durch die thermische Reaktivierung der Kohle gehen etwa 10-20 % des Rohstoffs verloren, der bei Einbau durch frische Kohle ersetzt werden muss (Komp.Mikro.NRW, 2016).

Der Energiebedarf für den Filterbetrieb wird von Abegglen und Siegrist (2012) mit 0,01-0,05 kWh/m³ angegeben.

Neben der Elimination von Mikroschadstoffen bewirkt die Filtration mit granulierter Aktivkohle auch eine Reduktion der organischen Belastung, der Feststoffe sowie von adsorbierbaren organischen Halogenen (AOX).

In einem großtechnischen Versuch auf der Kläranlage Gütersloh-Putzhagen wurde der Betrieb von Flockungsfiltren (System Biofor) mit granulierter Aktivkohle untersucht. Die Aktivkohlefilter wurden den Flockungsfiltren nachgeschaltet. Der Vergleich von frischer mit reaktivierter Aktivkohle ergab gleiche Eliminationsleistungen für alle untersuchten Stoffe über den gesamten Versuchszeitraum. Die Verwendung reaktivierter Aktivkohle ermöglicht eine Reduzierung der Betriebskosten, da reaktivierte Kohle etwa 20 % günstiger ist. Der CSB-Durchbruch erfolgte bei den betrachteten Filtren bei ca. 4.000 Bettvolumina. (Nahrstedt et al., 2017)

Die Anwendung von granulierter Aktivkohle zur Mikroschadstoffelimination wurde mehrfach auf verschiedenen Anlagen im In- und Ausland erprobt. Die Umsetzung in großtechnischem Maßstab erfolgte in Deutschland unter anderem in:

- Bad Oeynhausen
- Harsewinkel
- Köln Rodenkirchen
- Rietberg
- Gütersloh-Putzhagen

Einen Überblick bieten die Homepages der Kompetenzzentren Mikroschadstoffe NRW und Baden-Württemberg.

### 3.3 Ozonung

Die Ozonung ist in der Trink- und Badewasser- sowie in der Kühl- und Industrieabwasserbehandlung weit verbreitet.

Ozon ( $O_3$ ) ist ein technisches herstellbares Gas, das aufgrund seines hohen Redoxpotentials eine starke Oxidationsfähigkeit aufweist. Dadurch reagiert das Gas beim Eintrag in Wasser direkt mit den darin enthaltenen organischen und anorganischen Inhaltsstoffen. Da Ozon ein stark oxidierendes und damit stark reizendes Gas ist, sind Sicherheitsmaßnahmen für das Betriebspersonal notwendig. Alle Anlagenbestandteile müssen aus korrosionsbeständigem Material gefertigt werden. Abbildung 3.3 verdeutlicht das Prinzipschema einer Ozonanlage.

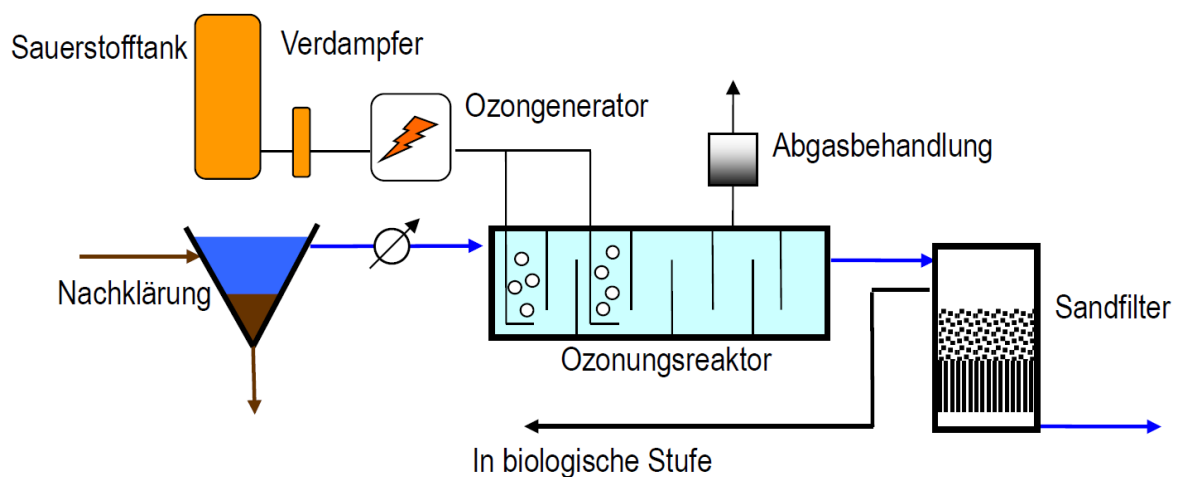


Abbildung 3.3: Prinzipschema einer Ozonanlage (Abegglen, Siegrist, 2012)

Das Ozongas wird vor Ort aus angeliefertem Sauerstoff oder getrockneter Luft erzeugt und gasförmig in das Abwasser eingetragen. Da die organische Hintergrundbelastung des Abwassers möglichst gering sein sollte, ist die Ozonbehandlung der Nachklärung nachgeschaltet. Damit keine Gesundheitsgefährdung für das Betriebspersonal auftritt, wird die Abluft aus dem Ozonierungsreaktor in einem Restozonvernichter behandelt. Nach der Ozonung durchfließt das Abwasser einen Sandfilter oder eine vergleichbare biologisch aktive Stufe, der zum Abbau möglicherweise entstehender Transformationsprodukte dient.

Beim Eintrag in das Wasser reagiert das Ozon über zwei Wirkmechanismen mit den Abwasserinhaltsstoffen:

- Direkte Oxidation von im Abwasser gelösten Substanzen, insbesondere elektronenreiche aromatische Verbindungen
- Indirekte Oxidation: Zerfall eines Teils des Ozons mit Hydroxid-Ionen ( $OH^-$ ) und organischem Kohlenstoff zu Hydroxyl-Radikalen ( $OH$ ). Diese reagieren schnell und

unspezifisch mit verschiedenen Substanzen (Mikroschadstoffen, aber auch org. Hintergrundmaterial)

Bei niedrigem pH-Wert läuft vorwiegend die direkte Oxidation ab, während bei hohen pH-Werten weitestgehend die Reaktion mit den Radikalen wirksam wird.

Bei der Ozonung werden die Abwasserinhaltsstoffe überwiegend in unbekannte Oxidationsprodukte zersetzt und nicht vollständig mineralisiert. Im Regelfall sind die Oxidationsprodukte im Vergleich zu den Ausgangsstoffen jedoch weniger schädlich. Dadurch gelingt die weitgehende Eliminierung einer großen Bandbreite von Mikroverunreinigungen (UBA, 2015).

Abhängig von den Abwasserinhaltsstoffen können allerdings Transformationsprodukte mit toxikologischer Relevanz (beispielsweise Bromat oder Nitrosamine) gebildet werden. Ob dies unter den örtlichen Bedingungen relevant ist, sollte durch Voruntersuchungen festgestellt werden. Abegglen, Siegrist (2012) empfehlen die Nachschaltung einer biologisch aktiven Stufe als zusätzliche Barriere zum Ablauf, die den Abbau der Transformationsprodukte ermöglicht.

Der Abbau eines Stoffes mit Hilfe von Ozon erfolgt substratspezifisch und ist abhängig von einer Reihe von Faktoren wie Ozondosis, pH-Wert, Alkalinität, Temperatur und dem Gehalt an organischem Kohlenstoff (DOC) und Nitrit.

Neben der Elimination von Mikroschadstoffen ist bei der Anwendung von Ozon eine Reduktion der Belastung mit Bakterien, Viren, Verfärbungen und Gerüchen zu erwarten.

Die Anwendung von Ozon zur Mikroschadstoffelimination wurde vielfach auf verschiedenen Anlagen im In- und Ausland erprobt. Einen Überblick bieten die Homepages der Kompetenzzentren Mikroschadstoffe NRW und Baden-Württemberg. Die Umsetzung in großtechnischem Maßstab erfolgte in Deutschland unter anderem in:

- Aachen-Soers
- Bad Sassendorf
- Duisburg-Vierlinden
- Köln-Rodenkirchen
- Warburg

Das Oxidationsverfahren ist in der vorliegenden Machbarkeitsstudie zur vollständigen Darstellung der möglichen, bereits großtechnisch umgesetzten Verfahren mit aufgeführt. Der Auftraggeber verzichtet auf Grundlage der Transformationsstoff-Problematik auf eine nähere Untersuchung der Methode.

## 4 PLANUNGS- UND BEMESSUNGSGRUNDLAGEN

### 4.1 Grundlagen

Die Auslegungswassermenge der Verfahren zur Mikroschadstoffelimination hängt maßgeblich vom Eliminationsziel der Anlage ab. Es gibt dazu einen immissions- und emissionsbasierten Ansatz. Der emissionsbasierte Ansatz sieht als Reinigungsziel eine Eliminierung von 80 % bezogen auf die Gesamtanlage vor, die mittels Indikatorsubstanzen überprüft wird. Der immissionsbasierte Ansatz betrachtet die individuellen Randbedingungen des Gewässers in das eingeleitet wird. Hier können z.B. durch die weitere Nutzung des Gewässers zur Trinkwassergewinnung weitere Einzelstoffe reglementiert sein. Die Festlegung der Einzelparameter basiert auf dem Bewirtschaftungskonzept des Gewässers.

Die Auslegungswassermenge ist generell mit der Genehmigungsbehörde abzustimmen. Sollten durch die Betrachtung des Gewässers keine weitergehenden Anforderungen angesetzt werden, kann der emissionsbasierte Ansatz gewählt werden. Dabei wird zwischen dem im Einzugsgebiet vorliegenden Trenn- und Mischsystemen unterschieden. Bei Trennsystemen soll eine Vollstrombehandlung erfolgen. Für Regenwasserspitzen, die durch Fremdwasser zur Anlage gelangen, wird ein zusätzlicher Bypass vorgesehen. Bei Mischsystemen kann bei dem emissionsbasierten Ansatz eine Teilstrombehandlung erfolgen. Dabei soll die Auslegungswassermenge mindestens der Jahresschmutzwassermenge entsprechen. Das bedeutet, dass eine Teilstrombehandlung des Abwassers im Sinne des Erlaubnisbescheides auf Basis des maximalen, stündlichen Trockenwetterabflusses  $Q_{T,h,max}$  ausgelegt werden kann. Eine weitere Anforderung ist, dass die Auslegungswassermenge mindestens 70 % der Jahresabwassermenge entspricht.

### 4.2 Hydraulische Bemessungsgröße

Das Einzugsgebiet der Kläranlage Freudenberg wird im Mischsystem entwässert. Für die Spurenstoffelimination kann somit eine Teilstrombehandlung in Betracht gezogen werden. Die Ermittlung des Trockenwetterabflusses erfolgte mithilfe der Zulaufmengen der Jahre 2014 bis 2016 und dem Wetterschlüssel. Hierbei wurden nur die Abflüsse an trockenen Tagen (Ziffer 1=trocken und Ziffer 2=Frost) in die Auswertung einbezogen. Für die Auswertung standen mittlere Tageswerte sowie minimale und maximale Zuflussmengen aus dem Betriebstagebuch der Kläranlage Freudenberg zur Verfügung. Es ergibt sich ein maximaler, stündlicher Trockenwetterabfluss von 555,85 m<sup>3</sup>/h bzw. 154,40 l/s (s. Abbildung 4.1). Der mittlere Trockenwetterabfluss beträgt etwa 80 l/s. Eine Auswertung der Daten mit dem gleitenden Minimum ergibt mit ca. 470 m<sup>3</sup>/h einen etwas niedrigeren Wert für den maximalen stündlichen Trockenwetterabfluss. Die Auslegungswassermenge wurde anhand der Auswertung mit dem Wetterschlüssel auf 154 l/s für  $Q_{T,h,max}$  festgelegt.

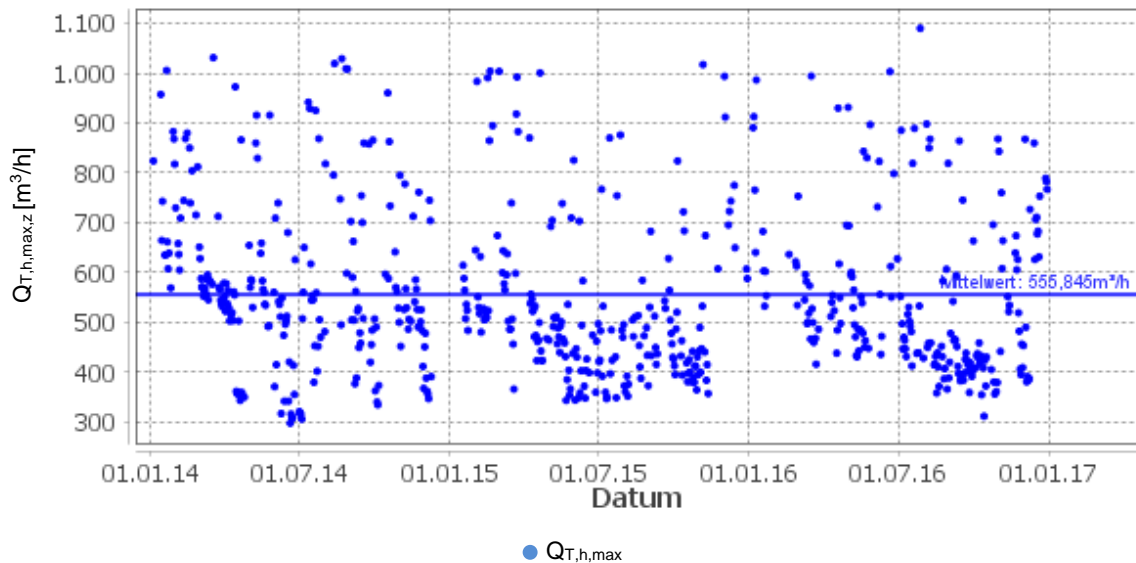


Abbildung 4.1: Maximalwerte des stündlichen Trockenwetterabflusses für die Jahre 2014 - 2016

Die drei Jahre wurden anschließend separat ausgewertet. Für jedes Jahr wurde die Ganglinie erstellt und die Summenhäufigkeit ermittelt. Die ermittelten Werte können der Tabelle 4.1 entnommen werden.

Tabelle 4.1: Zulaufmengen Spurenstoffanlage

		2014	2015	2016
$Q_d$	[l/s]	110	110	106
$Q_{d,max}$	[l/s]	261	275	275
$Q_{Bem}$	[l/s]	154	154	154
Anteil der Jahreswassermenge	[%]	94	91	92
$Q_{JAM,70\%}$	[l/s]	85	90	87

Mit der festgelegten Bemessungswassermenge von 154 l/s können im betrachteten Zeitraum von 3 Jahren im Mittel 92 % der anfallenden Abwassermenge behandelt werden. Die gesamte Jahresabwassermenge beträgt 3.422.525 m<sup>3</sup>/a. Der Anteil von 92 % entspricht damit 3.148.723 m<sup>3</sup>/a. Die gebührenrelevante Abwassermenge liegt bei 725.000 m<sup>3</sup>/a.

In der nachfolgenden Abbildung 4.2 ist die Ganglinie des Zulaufs zur Kläranlage abgebildet.

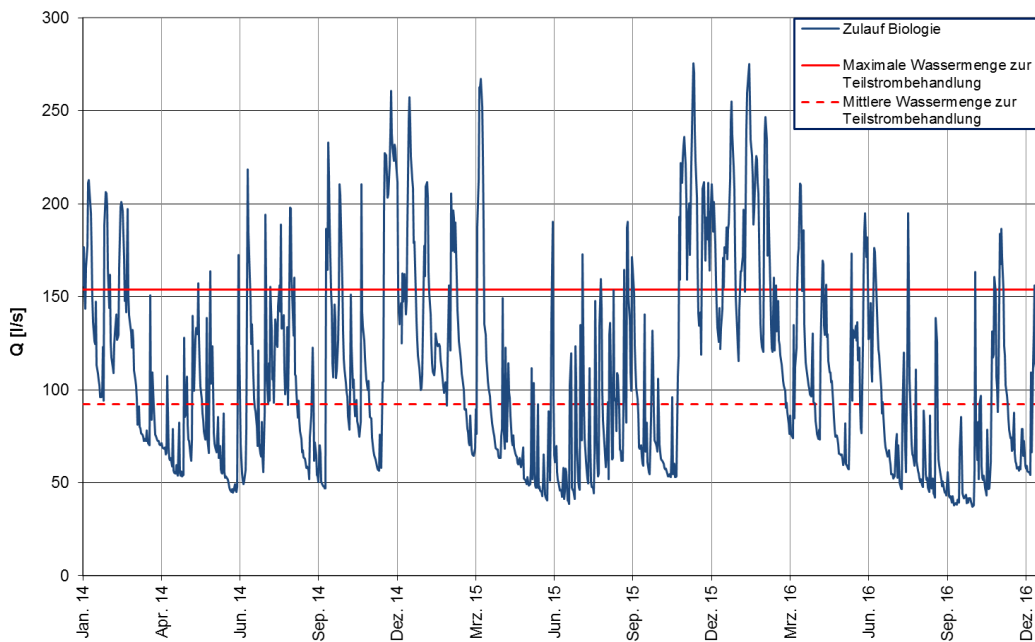


Abbildung 4.2: Tägliche Zulaufmengen der Kläranlage Freudenberg in den Jahren 2014 - 2016

Der maximale Mischwasserzufluss  $Q_M$  beträgt 275 l/s. Der Anteil der Jahreswassermenge ist beispielhaft über der zu behandelnden Teilstrommenge in Prozent für das Jahr 2016 in der Abbildung 4.3 dargestellt.

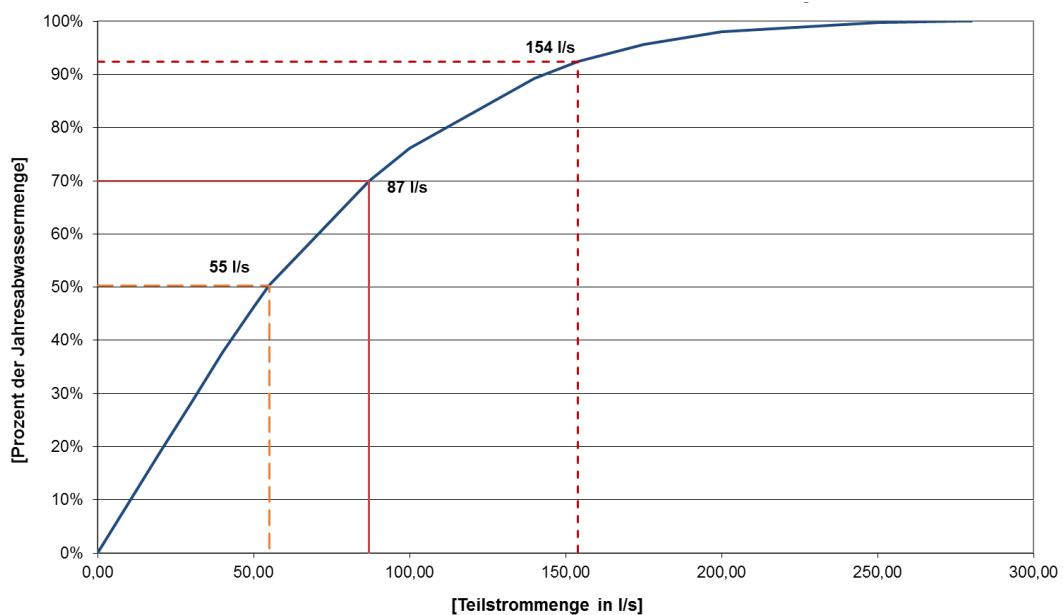


Abbildung 4.3: Anteil der Teilstrommenge zur Spurenstoffanlage an der Jahresabwassermenge im Jahr 2016



### 4.3 Standardparameter

Als Standardparameter ist der chemische Sauerstoffbedarf (kurz CSB) zur einfachen Charakterisierung des Ablaufs der Nachklärung als Zulauf der Filtration ermittelt worden. Abbildung 4.4 zeigt den Konzentrationsverlauf der im Betrieb erhobenen Werte (Stichproben) und zusätzlich die Konzentration der drei Sondermessungen als 72 Stunden Mischprobe im Mai, Juni und Oktober 2017. Des Weiteren sind der Abbildung die CSB Ablaufwerte der Filtration für die Betriebsjahre 2014 bis 2017 zu entnehmen. Im Mittel beträgt die Konzentration (auf Basis der Betriebsdaten) im Ablauf der Nachklärung 11 mg/l (Standardabweichung  $\pm 3$  mg/l), im Ablauf der Filtration 10 mg/l (Standardabweichung  $\pm 3$  mg/l). Aus den drei erhobenen Sondermessungen ergibt sich ein etwas höherer Mittelwert von 15 mg/l (Standardabweichung  $\pm 0,5$  mg/l). Vergleichend beträgt die CSB Ablaufkonzentration der Kläranlagen in Nordrhein-Westfalen im Mittel 25 mg/l (DWA- AG BIZ-1.1, 2015). Die gemessenen Konzentrationen befinden sich demnach unterhalb der mittleren Ablaufkonzentration im landesweiten Vergleich. Im „Erläuterungsbericht zum Entwurf zur Erweiterung der Kläranlage der Stadt Freudenberg“ aus dem Jahr 1991 wird ein CSB-Grenzwert von 40 mg/l gefordert. Dieser Wert wird deutlich unterschritten. Die geringe CSB Konzentration stellt keine zusätzliche Belastung für eine nachgeschaltete Stufe zur Spurenstoffelimination dar.

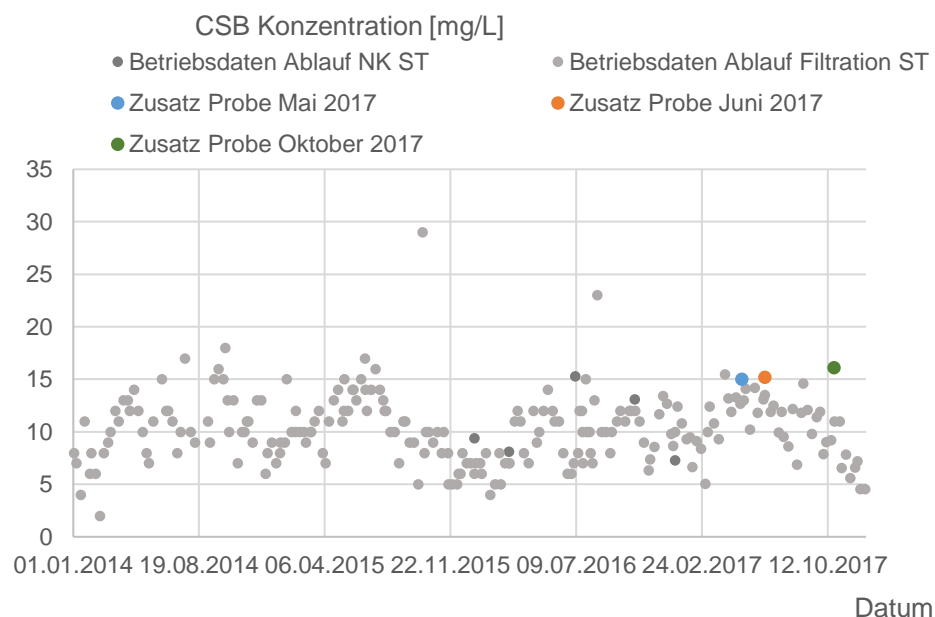


Abbildung 4.4: CSB- Konzentration im Jahresverlauf und Konzentration der CSB Sondermessung (72h Mischprobe) im Ablauf der Nachklärung

Im Rahmen der für die Machbarkeitsstudie durchgeführten Messkampagnen ist die Trübung des Wassers als schwach (frei von Schwebstoffen) beschrieben worden und die Färbung des Wassers als klar identifiziert.

Im Zuge der betrieblichen Datenerfassung wird im Ablauf der Filtration die Gesamtposphorkonzentration gemessen und ist in Abbildung 4.5 dargestellt. Des Weiteren sind der Abbildung die Konzentrationswerte der Sondermessung (72h-Mischproben) für PO<sub>4</sub>-P und P<sub>Ges</sub> aus dem Jahr 2017 aus dem Ablauf der Nachklärung zu entnehmen. Im Mittel beträgt die im Betrieb ermittelte Konzentration 0,36 mg/l (Standardabweichung ± 0,25 mg/l). Die im Rahmen der Sondermessung erhobenen Datenwerte befinden sich im Vergleich zu den Betriebsdaten im ähnlichen Konzentrationsbereich und betragen im Mittel für PO<sub>4</sub>-P 0,3 mg/l (Standardabweichung ± 0,2 mg/l) und 0,3 mg/l (Standardabweichung ± 0,22 mg/l) für P<sub>Ges</sub>. Laut dem „Erläuterungsbericht zum Entwurf zur Erweiterung der Kläranlage der Stadt Freudenberg“ aus dem Jahr 1991 muss bei Einleitung ein PO<sub>4</sub>-P Grenzwert von 1 mg/l eingehalten werden. Anhand Abbildung 4.5 ist deutlich zu erkennen, dass der Ablaufgrenzwert eingehalten wird.

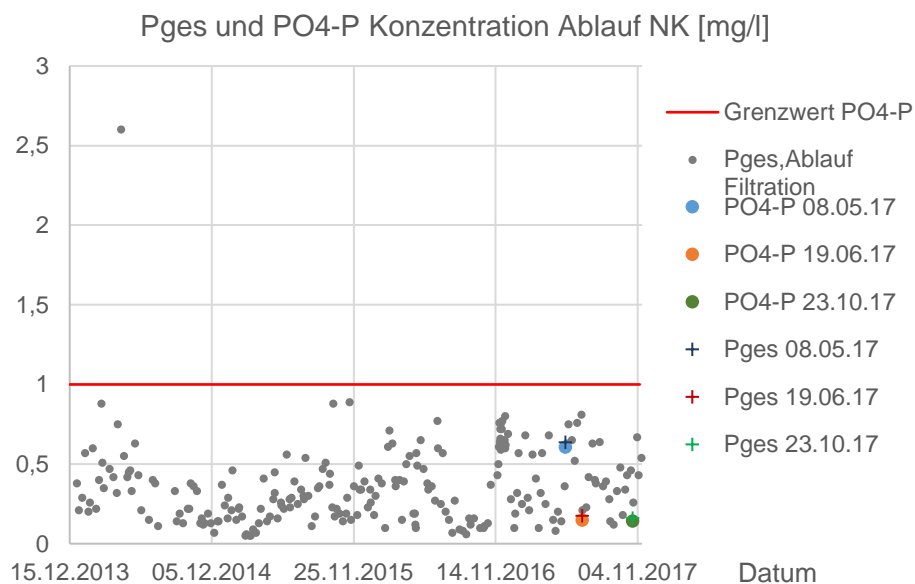


Abbildung 4.5: P<sub>Ges</sub>- Konzentration im Jahresverlauf im Ablauf der Filtration und Konzentration der PO<sub>4</sub>-P und P<sub>Ges</sub> Sondermessung (72h Mischprobe) im Ablauf der Nachklärung

## 5 ANALYTIK

### 5.1 Screening auf Mikroschadstoffe

Im Rahmen der zu diesem Kurzbericht zugehörigen Machbarkeitsstudie sind der Vorfluter (ober- und unterhalb der Einleitung der Kläranlage Freudenberg) zweimal im Mai und Juni 2017 und der Abwasserstrom des Krankenhauses zweimal im Juni und Oktober 2017 stichprobenartig beprobt worden. Im Ablauf der Nachklärung wurde im Mai, Juni und zusätzlich im Oktober 2017 eine 72h-Mischprobenkampagne durchgeführt. Die folgend dargestellten Parameter der Mikroschadstoffe sind durch das renommierte IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserforschung analysiert worden (vgl. Tabelle 5.1).

Tabelle 5.1: Analytierte Spurenstoffe mit Bewertungskriterium

Stoffgruppe	Stoff	Bewertungswert [µg/l] * Quelle
Antibiotika	Clarithromycin, Sulfamethoxazol	0,1 / 0,6 **
Betablocker	Metoprolol	7,3 *
Analgetika	Diclofenac, Ibuprofen	0,05 / 0,01 **
Antiepileptika	Carbamazepin, Gabapentin	0,5 / 0,1 **
Röntgenkontrastmittel	Iopamidol, Iomempromid, Iopromid	0,1 *
Synthetische Östrogene	17 a – Ethinylestradiol, 17 b – Estradiol	0,000035 / 0,0004 **
PFC (Perfluorcarbone)	PFOA (Perfluorooctansäure), PFOS (Perfluorooctansulfonsäure)	0,1 / 0,00065 **
PSM (Pflanzenschutzmittel)	Glyphosat, Terbutryn, Mecoprop	0,1 * / 0,065 / 0,1 **
Polycyclische Aromatische KW	Pyren, Benzi(ghi)perylen	0,0023 / 0,1 *
Korrosionsschutzmittel	1H-Benzotriazol (4 und 5 Methyl-1H-Benzotriazol)	10 ** (*)

\*Anlage D4 „Leitfaden für das Monitoring von Oberflächengewässer - Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (als „Richtwert MULNV NRW“ in Abbildung dargestellt).

\*\*Tabelle 2-2 Leitsubstanzen und Bewertungskriterien für das erweiterte Monitoring (*Komp.Mikro.NRW, 2016*) (als „Richtwert Komp.Mikro.NRW“ in Abbildungen dargestellt).

Der Begriff der Mikroschadstoffe in Gewässern ist zum aktuellen Zeitpunkt nicht offiziell definiert. Das Kompetenzzentrum für Mikroschadstoffe.NRW versteht darunter Stoffe wie Arzneimittel, Röntgenkontrastmittel und beispielsweise Haushaltschemikalien, die über verschiedene Eintragspfade in die Gewässer gelangen. Als ein Eintragspfad sind Einleitungen von kommunalen Kläranlagen zu nennen. Auf Basis des Verschlechterungsverbots und des Verbesserungsgebots des Wasserhaushaltsgesetz § 27 Abs. 1 und 2 WHG setzt die Oberflächengewässerverordnung (OGewV) verbindliche Konzentrationswerte im Gewässer (sog. Umweltqualitätsnormen) für einige Mikroschadstoffe fest. Dabei handelt es sich beispielsweise um Metalle und Pflanzenschutzmittel wie Bentazon und Mecoprop. So genannte unregulierte Stoffe umfassen Mikroschadstoffe, die in der Oberflächengewässerverordnung keine Konzentrationswertvorgabe haben, jedoch für die Gewässerökologie relevant sein können. Führt die Einleitung der sogenannten unregulierten Stoffe zu einem Defizit im Gewässer, bzw. ist zu vermuten, dass die Einleitung einen Beitrag zu der Belastung leistet, besteht Handlungsbedarf (Komp.Mikro.NRW\_1).

Der Zustand eines Gewässers wird anhand des Monitorings nach § 10 OGewV bestimmt. Wenn der ökologische Zustand bzw. das Potential des untersuchten Gewässers nicht den geforderten „guten“ Zustand erreicht, oder Konzentrationswerte von Mikroschadstoffen in der betroffenen Einleitung nachgewiesen werden, die in Anlage D4 des Monitoringleitfadens NRW Umwelt aufgeführt sind und deren Überschreitung die aquatische Biozönose möglicherweise schädigt, sind entsprechend dem Verschlechterungsverbot Maßnahmen einzuleiten. Im zweiten Fall ist davon auszugehen, dass die Überschreitung des Konzentrationswertes des jeweiligen Mikroschadstoffs mitverantwortlich für eine Schädigung der aquatischen Biozönose ist (Komp.Mikro.NRW\_1).

Die Probenahmestellen zur Bestimmung der Gewässergüte werden nach dem Monitoring Leitfaden des MKULNV Teil B gewählt. Erhoben und bewertet werden im Rahmen des Monitorings nach § 10 OGewV prioritäre und nicht-prioritäre Schadstoffe bei denen eine Überschreitung der halben Umweltqualitätsnorm, des halben Qualitätsziels und des halben Orientierungswerts nicht auszuschließen ist. Bei den Orientierungswerten die in Anlage D4 des Monitoringleitfadens dargestellt sind, handelt es sich um Stoffe für die bislang keine verbindlichen Grenzen festgelegt wurden. Die Orientierungswerte dienen zur Einschätzung der potenziellen Signifikanz der Mikroschadstoffkonzentration und sind unter anderem das Produkt von LAWA Forschungsvorhaben. Die in der Anlage D4 angegebenen Orientierungswerte für Arznei- und Röntgenkontrastmittel gehen auf Literaturstudien zurück. Für einige weitere Stoffe liegen auf EU Ebene so genannte *predicted no effect concentration* kurz PNEC-Werte vor. Ergänzend wurden von der LAWA Vorsorgewerte von 0,1 µg/l für Pflanzenschutzmittel und 10 µg/l für sonstige organische Mikroverunreinigungen definiert. Diese Vorsorgewerte basieren auf einer Konvention. (MULNV NRW, 2017 Monitoringleitfaden Teil A).

Die Bewertung der im Rahmen der Machbarkeitsstudie erhobenen Daten erfolgt auf Grundlage der in Tabelle 5.1 dargestellten Bewertungskriterien und dem vom Land Nordrhein-Westfalen angenommenen Vorsorgewert von 0,1 µg/l. Basierend auf dem Gebot zur nachhaltigen Bewirtschaftung der Gewässer nach dem Wasserhaushaltsgesetz wird vom Land

Nordrhein-Westfalen ein langfristiges Mindestqualitätsziel für organische Schadstoffe über den Vorsorgewert von 0,1 µg/l abgeleitet. Diese Vorgabe gilt für alle Oberflächengewässer und Grundwasserkörper, die direkt und indirekt zur Trinkwassergewinnung dienen. Der Wert ergibt sich aus dem Reinheitsanspruch gemäß DIN 2000 für Trinkwasser und dem hygienischen Prinzip der Minimierung vermeidbarer Belastungen im Trinkwasser (MULNV NRW, 2014).

Die Ausweitung der Abwasserbehandlung auf eine effektive Reduktion von Mikroschadstoffen wird dem „Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW“ zufolge dann relevant, wenn die Zielverfehlungen der im Gewässer ermittelten Konzentrationen in direkten Zusammenhang mit der Einleitung von behandeltem Abwasser gebracht werden können (*Komp.Mikro.NRW, 2015*).

Folgend werden alle Konzentrationen der untersuchten Parameter (logarithmisch) an den unterschiedlichen Probenahmestellen im Vorfluter (oberhalb und unterhalb der Einleitung der Kläranlage), in der Nachklärung der Kläranlage Freudenberg und im Ablauf des Krankenhauses dargestellt, wobei Konzentrationen unterhalb der Nachweisgrenze nicht aufgeführt sind.

### 5.1.1 Vorfluter

Abbildung 5.1 zeigt in Bezug auf die untersuchten und relevanten Parameter eine Überschreitung des Richtwerts (0,1 µg/l) von Gabapentin in den Messungen vom Juni 2017. Der Richtwert für Metoprolol (10 µg/l) und Carbamazepin von 0,5 µg/l wird nicht überschritten. Der Messpunkt befindet sich oberhalb der Einleitung der Kläranlage Freudenberg.

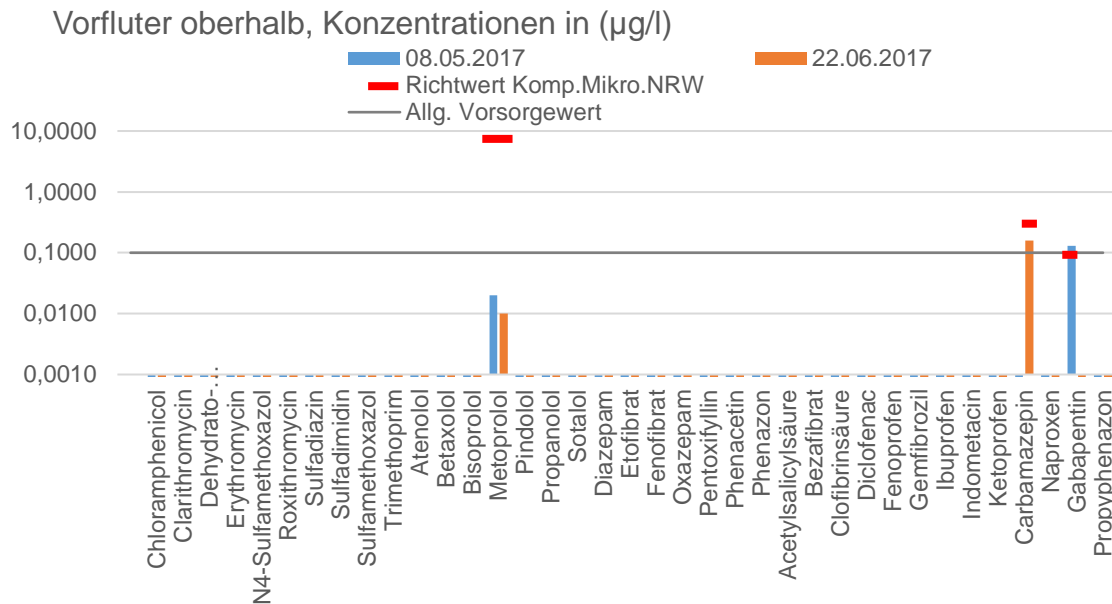


Abbildung 5.1: Mikroschadstoffbelastung (Arzneimittel) in [µg/l] im Vorfluter oberhalb der Einleitung

Die Belastung mit Röntgenkontrastmitteln, Hormonen, Korrosionsschutz- sowie Pflanzenschutzmitteln oberhalb der Einleitung überschreitet den Vorsorgewert anhand der analysierten Konzentrationen nicht. Abbildung 5.2 ist eine Korrosionsschutzmittelkonzentration (1H-Benzotriazol) von 0,01 µg/l zu entnehmen, der aus Tabelle 5.1 zu entnehmende Richtwert von 10 µg/l wird damit nicht überschritten.

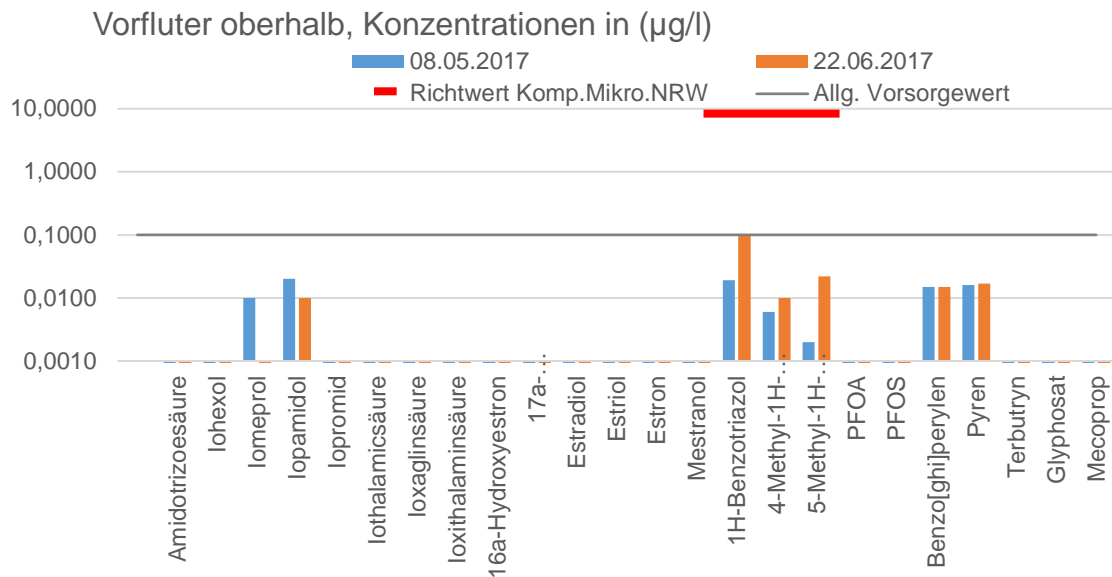


Abbildung 5.2: Mikroschadstoffbelastung (u.a. Röntgenkontrastmittel und Korrosionsschutzmittel) in [ $\mu\text{g/l}$ ] im Vorfluter oberhalb der Einleitung

Unterhalb der Einleitung des behandelten Abwassers der Kläranlage Freudenberg sind im Vorfluter höhere Mikroschadstoffkonzentrationen registriert worden (vgl. Abbildung 5.3 und Abbildung 5.4). Dabei ist vor Allem auf die Belastung mit Diclofenac (Richtwert 0,05  $\mu\text{g/l}$ ) und Gabapentin (Richtwert 0,1  $\mu\text{g/l}$ ) hinzuweisen. Der Vorsorgewert von 0,1  $\mu\text{g/l}$  wird von weiteren Substanzen wie Sulfamethoxazol, Atenolo, Bisoprolol, Metoprolol, Sotalol, Oxazepam und Naproxen überschritten (vgl. Abbildung 5.3). Der Richtwert für Metoprolol befindet sich bei 7,3  $\mu\text{g/l}$  und wird von den gemessenen Konzentrationen nicht überschritten.

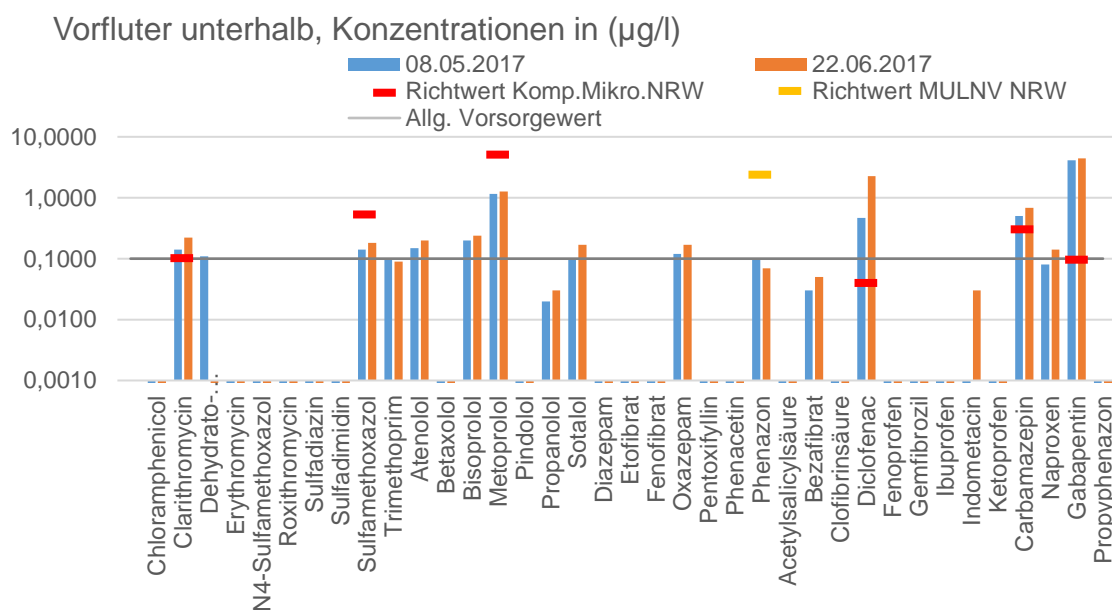


Abbildung 5.3: Mikroschadstoffbelastung (Arzneimittel) in [ $\mu\text{g/l}$ ] im Vorfluter unterhalb der Einleitung

Weitere Belastungskonzentrationen für Mikroschadstoffe unterhalb der Einleitung im Vorfluter sind Abbildung 5.4 zu entnehmen. Der Vorsorgewert wird von Stoffen der Gruppe der Röntgenkontrast- und Pflanzenschutzmittel anhand der analysierten Konzentrationen überschritten. Explizit sind im Rahmen der Messkampagne Konzentration größer 0,1 µg/l für die folgenden Substanzen nachgewiesen worden: Amidotrizoessäure, Ihexol, lomeprol, lopamidol, lothalamicsäure und Glyphosat. Die Belastung mit Korrosionsschutzmitteln (1H-Benzotrazol (inklusive 4- und 5-Methyl-1H-Benzotrazol) wird aufgrund des höher angesetzten Vorsorgewerts von 10 µg/l als weniger schädlich eingeschätzt.

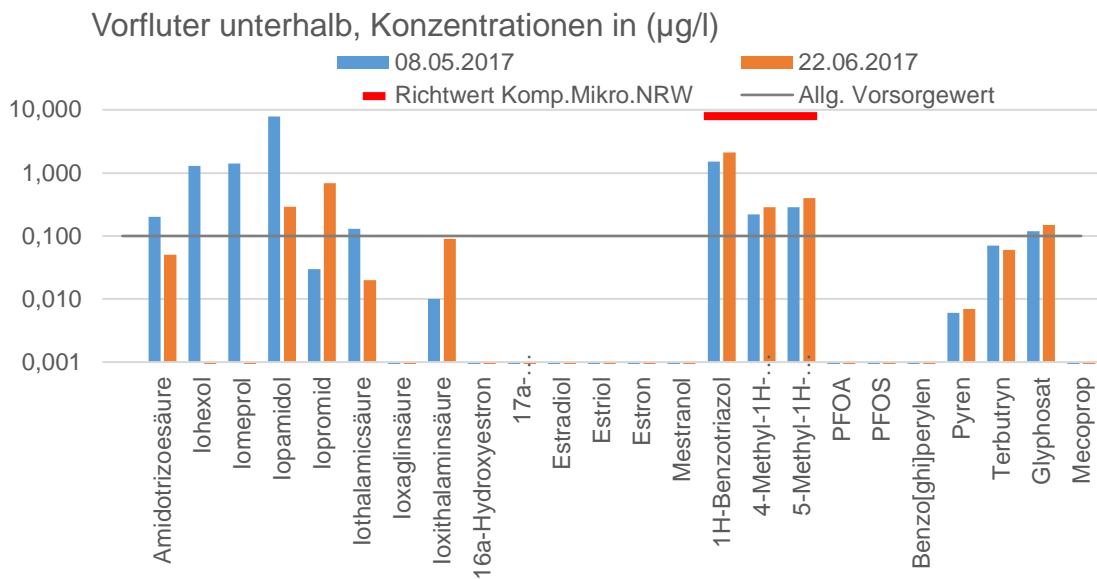


Abbildung 5.4: Mikroschadstoffbelastung (u.a. Röntgenkontrastmittel und Korrosionsschutzmittel) in [µg/l] im Vorfluter unterhalb der Einleitung



### 5.1.2 Nachklärung

Die stofflichen Belastungen im Ablauf der Nachklärung sind Abbildung 5.5 und Abbildung 5.6 zu entnehmen, wobei Überschreitungen der Richtwerte festzustellen sind. Überschritten werden Clarithromycin (Richtwert 0,1 µg/l), Diclofenac (Richtwert 0,05 µg/l), Carbamazepin (Richtwert 0,5 µg/l) und Gabapentin (Richtwert 0,1 µg/l). Deutlich überschritten werden die Richtwerte von den erhobenen Konzentrationswerten für Diclofenac und Gabapentin und beeinflussen damit den ökologischen Zustand des Gewässers bei Einleitung negativ. Der Mittelwert für die Konzentration an Carbamazepin im Ablauf der Nachklärung beträgt 0,76 µg/l.

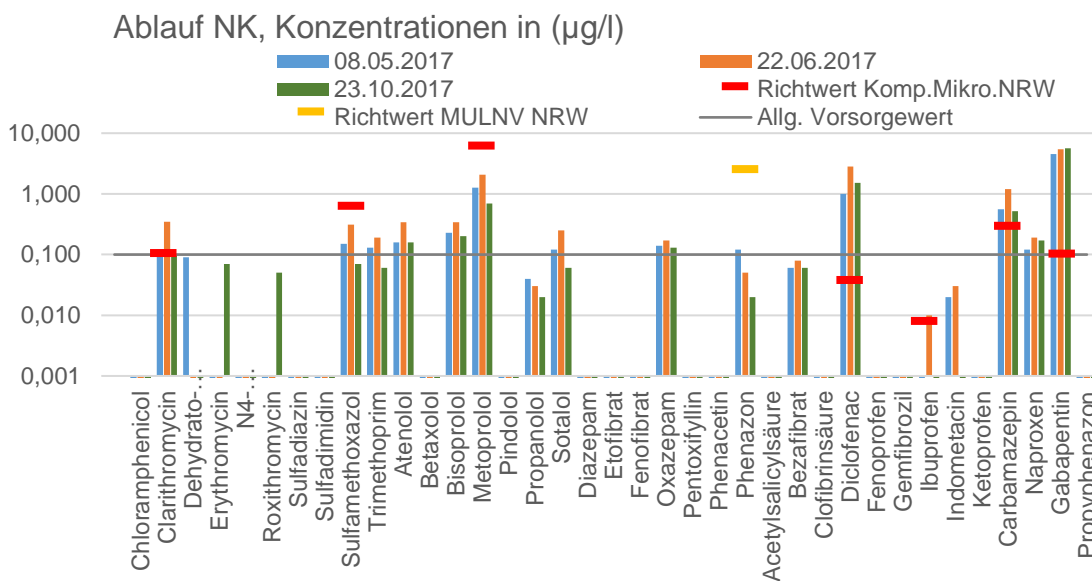


Abbildung 5.5: Mikroschadstoffbelastung (Arzneimittel) in [µg/l] im Ablauf der Nachklärung

In Abbildung 5.6 sind keine Überschreitungen von Richtwerten zu erkennen. In der Stoffgruppe der Röntgenkontrast- und Pflanzenschutzmittel liegen die Werte über dem Vorsorgewert, wobei unter anderem auf die Konzentration von Iopamidol (Mai und Oktober) hingewiesen werden soll. Diese überschreitet mit einem Konzentrationswert von 8 µg/l bzw. 12 µg/l den Vorsorgewert um rund das 80 bzw. 110-fache. Die Konzentration von Korrosionsschutzmitteln (1H-Benzotriazol (inklusive 4- und 5-Methyl-1H-Benzotriazol) wird auf Grundlage des Bewertungskriteriums aus Tabelle 5.1 mit 10 µg/l als weniger schädlich eingeschätzt. Des Weiteren sind Abbildung 5.6 folgenden Substanzen zu entnehmen, die anhand der ermittelten Konzentration den Vorsorgewert überschreiten: Amidotrizoesäure, Ihexol, Iomeprol, Iopamidol, Iothalamicsäure, Ioxithalaminsäure und Glyphosat.

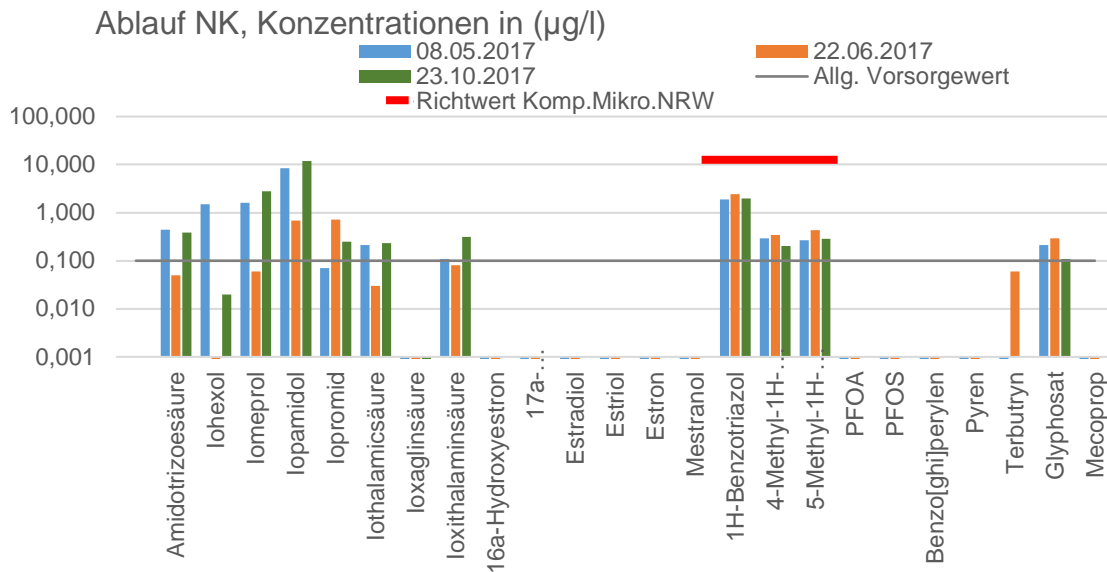


Abbildung 5.6: Mikroschadstoffbelastung (u.a. Röntgenkontrastmittel und Korrosionsschutzmittel) in [ $\mu\text{g/l}$ ] im Ablauf der Nachklärung

Abbildung 5.7 sind die analysierten Schadstoffkonzentrationen als Einzelmesswert im Vergleich zu Minimal und Maximal detektierenden Konzentration im Land Nordrhein-Westfalen zu entnehmen. Das Rheinisch-Westfälische Institut für Wasserforschung, welches die Analyse durchgeführt hat, stellt in der Abbildung zusätzlich die Mittleren Konzentrationen anderer beprobter Kläranlagenabläufe und vergleichend dazu den Mittelwert der im Rahmen dieser Studie ermittelten Konzentrationen dar. Es wird deutlich, dass die im Zuge der vorliegenden Machbarkeitsstudie erhobenen Messwerte (Clarithromycin, Sulfamethoxazol, Metoprolol, Diclofenac und Carbamazepin) im Bereich der mittleren Konzentrationen der ebenfalls vom IWW analysierten Kläranlagenabläufe liegen. Die Konzentration der Stoffe Amidotrizoesäure, Ihexol, lomeprol, Iopamidol, Iothalamicsäure, Ioxithalaminsäure sowie der Korrosionsschutzmittel (1H-Benzotriazol (inklusive 4- und 5-Methyl-1H-Benzotriazol) befindet sich unterhalb der ermittelten Mittelwerte. Besonders hinzuweisen ist auf die Glyphosat-Belastung, welche im Vergleich deutlich über der höchsten gemessenen Ablaufkonzentration der Datengrundlage des IWW liegt.

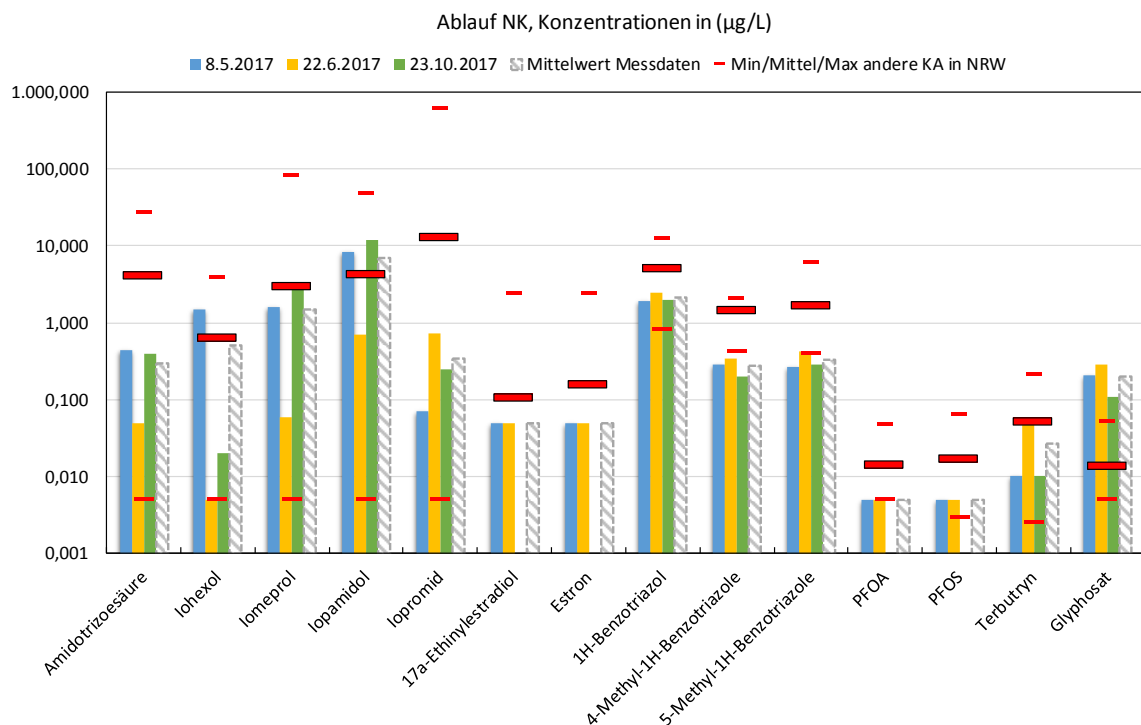
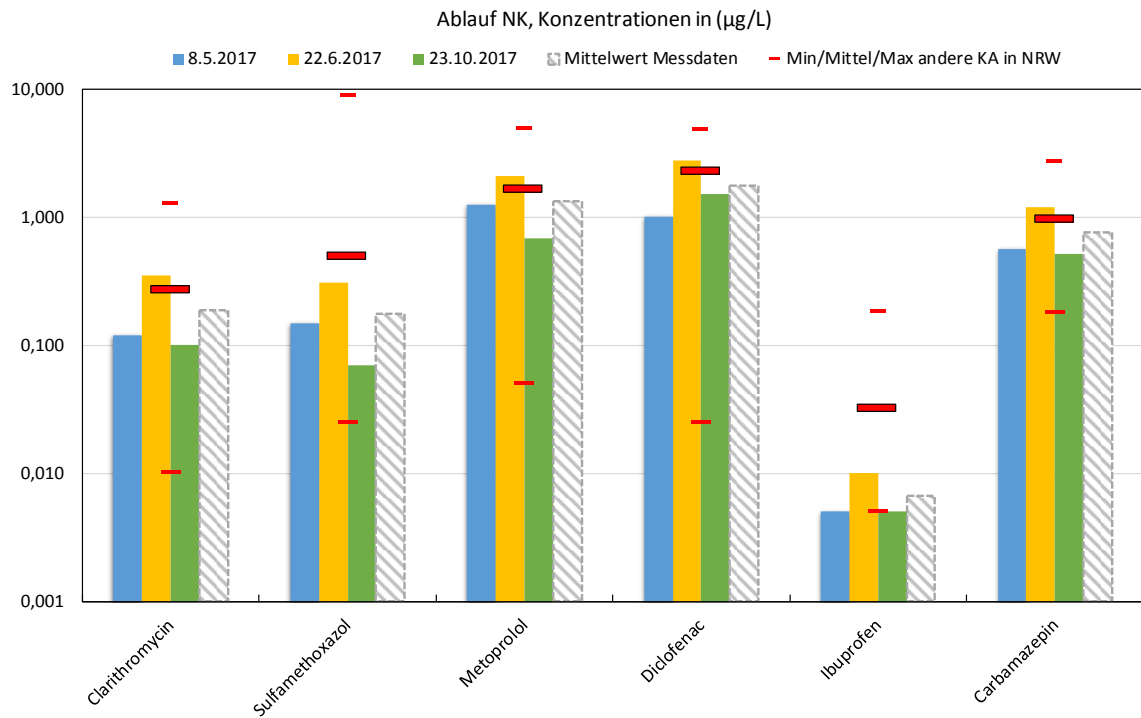


Abbildung 5.7: Vergleich der Mikroschadstoffbelastung im Ablauf der NK mit Belastung anderer Kläranlagen Abläufe in NRW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserforschung

### 5.1.3 Krankenhaus

Die Mikroschadstoffzusammensetzung des Abwassers des indirekt einleitenden Krankenhauses (vgl. Abbildung 5.8) zeigt eine hohe Belastung durch Clarithromycin, Carbamazepin, Diclofenac, Gabapentin und Ibuprofen. Der Vergleich mit den Richtwerten (vgl. Tabelle 5.1) zeigt deutliche Überschreitungen beispielsweise für die Gabapentin Konzentration (20 µg/l gegenüber Richtwert 0,1 µg/l) und für die Ibuprofen Konzentration, die mit einem Messwert von 9 µg/l den Richtwert von 0,01 µg/l um das 900-fache übersteigt. Die Belastung mit Röntgenkontrastmitteln kann anhand der durchgeführten Analytik nicht im Abwasser des Krankenhauses identifiziert werden.

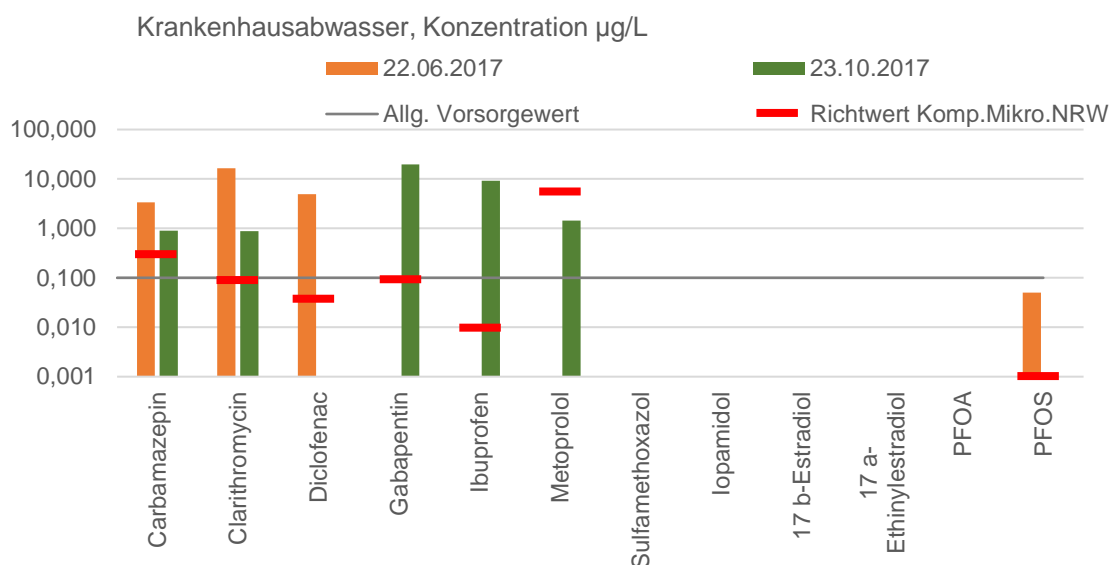


Abbildung 5.8: Mikroschadstoffbelastung in [µg/l] im Abwassers des Indirekteinleiters (Diakonie Klinikum Krankenhaus Bethesda)

Um eine Einschätzung des Belastungsanteils des Krankenhausabwassers am Gesamtablauf der Kläranlage zu erhalten werden folgend die Frachten in Masse pro Zeiteinheit betrachtet. Aufgrund der Tatsache, dass keine Abflussdaten des Krankenhauses vorliegen wird basierend auf der Anzahl der Betten der Schmutzwasseranfall geschätzt. Auf Grundlage der vorhandenen Bettenanzahl von 183 Betten kann mit der Annahme von 450 Liter Abwasser pro Tag und Bett (gewählt nach FLÖSER (1995)) die tägliche Schadstofffracht des Indirekteinleiters abgeschätzt werden. In Tabelle 5.2 sind die mittleren Schadstofffrachten des Krankenhauses und zusätzlich die mittleren Frachten im Ablauf der Nachklärung als Multiplikation der mittleren Abflusswerte über den Zeitraum der Mischprobenahme und der gemessenen Konzentration der Mischprobe dargestellt. Der Frachtanteil des Krankenhausabwassers am Ablauf der Nachklärung befindet sich für Carbamazepin, Diclofenac, Gabapentin und Metoprolol unterhalb von 5 Prozent. Für Clarithromycin ergibt sich ein Anteil von 115 Prozent. Hier ist auf die Messung im Juni 2017 hinzuweisen, die mit 17 µg/l deutlich höher ist als die Messung vom Oktober 2017 (0,87 µg/l) und bezogen auf die Fracht

im Ablauf der Nachklärung einen Anteil von rund 70 Prozent aufweist. Der Vergleich zu den Konzentrationswerten im Ablauf der Nachklärung zeigt für die Messung im Juni 2017 ebenfalls einen erhöhten Wert. Der Frachtanteil an Ibuprofen mit über 1000 Prozent basiert lediglich auf einem Konzentrationswert im Ablauf der Nachklärung und ebenfalls einem Wert des Krankenhausabwassers. Allerdings sind die Messwerte in Bezug auf das Probenahmedatum nicht zueinander gehörig weshalb die Aussagekraft dieser Zahl zu hinterfragen ist.

Tabelle 5.2: Schadstofffrachten des Krankenhauses und im Ablauf der Nachklärung

	$B_{D,Klinikum}$ Mittelwert	$B_{D, AN}$ Mittelwert	$\frac{B_{D,Klinikum} \text{ Mittelwert}}{B_{D, AN} \text{ Mittelwert}}$
	[g/d]	[g/d]	[Prozent]
Carbamazepin	0,18	4,94	3,55
Clarithromycin	0,72	0,62	115,17
Diclofenac	0,40	11,66	3,47
Gabapentin	1,63	36,12	4,51
Ibuprofen	0,76	0,06	1363,13
Metoprolol	0,12	8,65	1,38
Sulfamethoxazol	< NWG	1,11	-
Iopamidol	< NWG	53,41	-
17 b-Estradiol	nicht auswertbar <sup>1</sup>	< NWG	-
17 a-Ethinylestradiol	nicht auswertbar <sup>1</sup>	< NWG	-
PFOA	< NWG	< NWG	-
PFOS	0,0041	< NWG	-

<sup>1</sup>Matrixstörung

Zusammenfassend kann als wesentliche Ursache für die deutliche Differenz der Belastung an Mikroschadstoffen ober- und unterhalb der Einleitung des behandelten Abwassers im Vorfluter die Einleitung des behandelten Abwassers identifiziert werden. Dies basiert auf der deutlichen Übereinstimmung der Belastung der unterschiedlichen Substanzen im Ablauf der Nachklärung und unterhalb der Einleitung im Vorfluter. Die Ähnlichkeit der Belastung im Vorfluter (unterhalb) und im Ablauf der Nachklärung besteht in der Ausprägung der Konzentrationswerte und Belastungen der gleichen Stoffgruppen (vgl. Abbildung 5.3 und 5.5 bzw. 5.4 und 5.6). Auf Basis der übereinstimmenden Belastung im Ablauf der Nachklärung und der Messstelle unterhalb der Einleitung im Vorfluter, besteht unter der Voraussetzung des negativen Einflusses der Spurenstoffe im Gewässer Handlungsbedarf, die Spurenstoffe vor der Einleitung zu eliminieren. Der Einfluss der Einleitung des Krankenhauses ist auf Basis der vorhandenen Daten nicht eindeutig zu identifizieren. Der Auswertung des IWW (Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserforschung) zufolge führt die Einleitung in den Vorfluter in Bezug auf die Schadstoffkonzentration zu einer Verdünnung der Konzent-

ration im Ablauf der Kläranlage um rund 30 Prozent. An dieser Stelle muss darauf hingewiesen werden, dass die Datengrundlage (zwei Messwerte) bezüglich der Mikroschadstoff- und Wassermengenmessung für weitere Schlussfolgerungen erhöht werden muss.

## 5.2 Schüttelversuche zur Bestimmung der Adsorptionsisotherme

Der Schüttelversuch dient zur Bestimmung der Adsorptionsisotherme und damit zur Festlegung der optimalen Dosiermenge für die Zugabe von pulverisierter Aktivkohle. Der Versuch wurde mit der Kohlensorte Carpobal und variablen Dosierungen mit einer Probe aus dem Ablauf der Nachklärung der Kläranlage Freudenberg im Labor des IWW (Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserforschung) durchgeführt.

Die Adsorptionsisothermen wurden nach DVWG W 239 in Wasserproben des Ablaufs der Nachklärung analysiert. Messtechnisch wird die zu analysierende Probe mit Carbamazepin und Sulfamethoxazol dotiert um eine deutlich messbare Belastung zu erzielen. Nach 24 Stunden schütteln wird die Aktivkohle mittels Membranfiltern abfiltriert und die Analyse organischer Wasserinhaltsstoffe erfolgt. Die Ergebnisse verdeutlicht Abbildung 5.9.

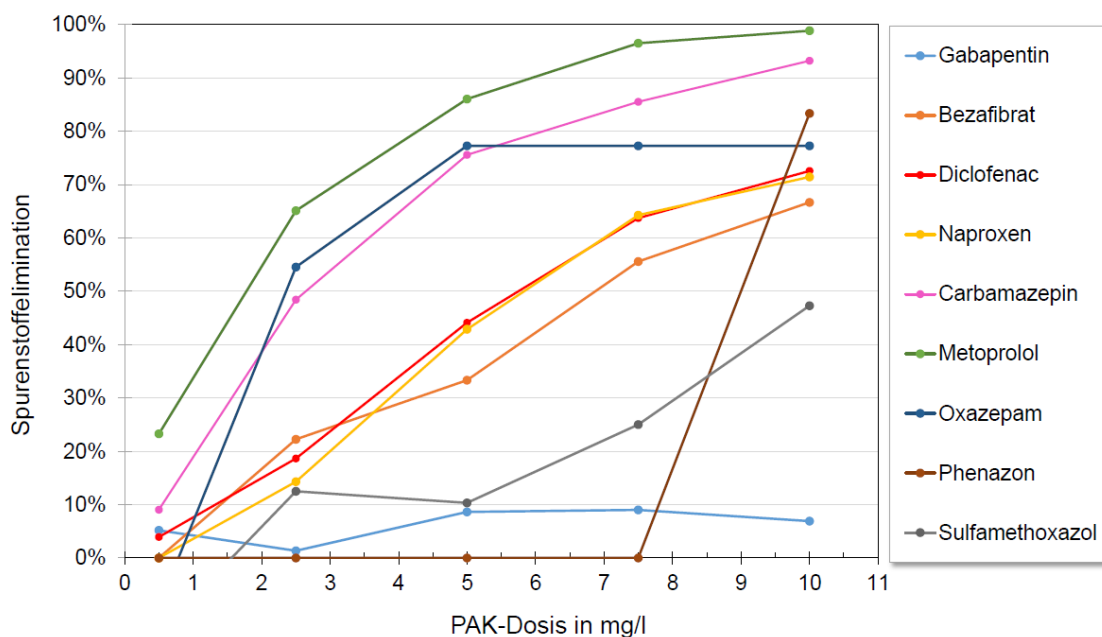


Abbildung 5.9: Adsorptionsisotherme zur Spurenstoffelimination bei zunehmender PAK-Dosis im Ablauf der Nachklärung

Mit Erhöhung der PAK-Dosis erfolgt jeweils eine höhere Spurenstoffelimination. Die Adsorbierbarkeit der Spurenstoffe ist jedoch stoffspezifisch sehr unterschiedlich. Demzufolge liegt die Elimination bei einer Dosierung von 10 mg/l zwischen ca. 10 % für Gabapentin und nahezu 100 % für Metoprolol.

In Abbildung 5.10 sind die Isothermen der sechs Leitparameter und der sich aus ihnen ergebende Mittelwert dargestellt. Da die Parameter 1H-Benzotriazol und Clarithromycin nicht bestimmt wurden, wurden Isothermen für diese Stoffe angenommen. Der Abbildung liegt die Annahme zugrunde, dass 1H-Benzotriazol sich in Bezug auf das Adsorptionsverhalten wie Carbamazepin und Clarithromycin sich wie Sulfamethoxazol verhält. Gapentin als weiterer sich im Abwasser befindlicher Stoff weist eine geringe Adsorbierbarkeit als Sulfamethoxazol auf.

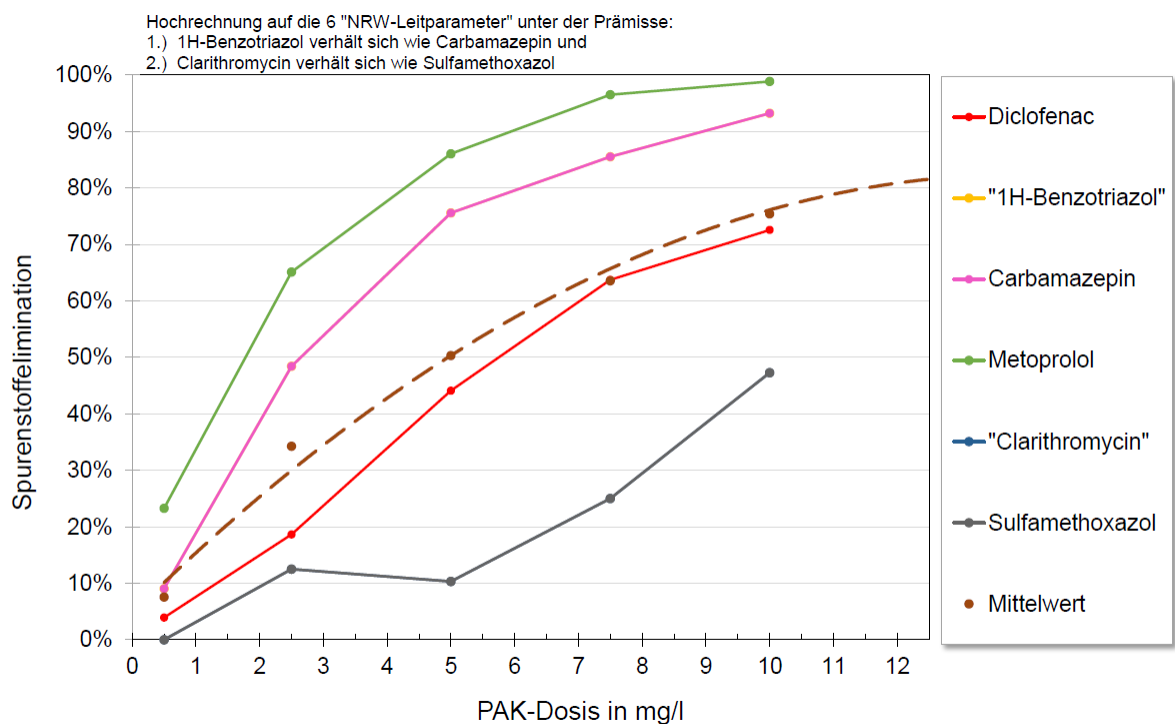


Abbildung 5.10: Adsorptionsisotherme zur Spurenstoffelimination der sechs Leitparameter und deren Mittelwert bei zunehmender PAK-Dosis im Ablauf der Nachklärung

Basierend auf dem unterschiedlichen Adsorptionsverhalten der Spurenstoffe wird zur Ermittlung der erforderlichen Dosiermenge von einer gemittelten Eliminationsleistung der Leitparameter ausgegangen. Zum Erreichen einer mittleren Elimination von 80 Prozent (vgl. Abschnitt 3.1) als Empfehlung des Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW (2016), ist nach Auswertung des Mittelwerts der sechs Leitparameter (vgl. Abbildung 5.10) eine PAK-Dosis von 12 mg/l erforderlich. Ebenfalls vom Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe (2016) wird eine Dosierung von pulverisierter Aktivkohle zwischen 10 und 20 mg/l für Verfahren mit separater Adsorptionsstufe empfohlen. Aufgrund der geringen CSB-Konzentration im Ablauf der Nachklärung der Kläranlage Freudenberg (vgl. Kapitel 4.3) ist hier eine Dosiermenge im unteren Bereich des Bereichs ausreichend.

Aufgrund dieser Ergebnisse wird für die Kohledosierung im Schwerter Verfahren eine Dosierung von 12 mg/l angenommen. Auf Grundlage der unterschiedlichen Zugabepunkte von Verfahrensvariante 2 und 3 (Schwerter-Verfahren und simultane Zugabe) unterscheiden sich die Dosiermengen in den Verfahren. Neben den Spurenstoffen können auch organische Wasserinhaltsstoffe, die in der Belebung eliminiert werden, an die Aktivkohle binden. Aus diesem Grund wird für die simultane Dosierung (Zugabe direkt in die Belebung vgl. Kapitel 6.3) eine höhere Dosis angenommen.

Um die Elimination der Spurenstoffe sicherzustellen, sollte bei einer Entscheidung für die Verfahrensvariante 3 die optimale Dosiermenge in einem weiteren Versuch mit Zulaufwasser der Belebung ermittelt werden.

### **5.3 Potentielle Eliminationsleitung mittels Adsorptionsverfahren**

Das Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW (2016) empfiehlt zur Spurenstoffelimination ein mittleres Reduktionsziel von 80 Prozent für die Leitparameter (1H-Benzotriazol, Carbamazepin, Diclofenac, Metoprolol, Clarithromycin und Sulfamethoxazol). Dabei sind die Leitparameter solche, die im Rahmen von Mikroschadstoffeliminierungsverfahren als gut bis mittelmäßig entfernbar gelten. Für Adsorptionsverfahren mittels Aktivkohle sind 1H-Benzotriazol, Carbamazepin, Diclofenac und Metoprolol gut und Clarithromycin sowie Sulfamethoxazol mittelmäßig aus dem Wasserkörper reduzierbar (vgl. Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW (2016)). Die Zielelimination von im Mittel 80 Prozent bezieht sich nicht auf Einzelparameter, sondern entspricht der Summe der Eliminationsleistung in Bezug auf die oben genannten Leitparameter.

Basierend auf der im Schüttelversuch ermittelten Dosiermenge von 10 mg/l Aktivkohle sind in der nachfolgenden Tabelle die sechs Leitparameter (zusätzlich Gabapentin aufgrund der Überschreitung des Richtwerts) im Ablauf der Nachklärung der Kläranlage Freudenberg dargestellt. Des Weiteren sind der Tabelle die in den Adsorptionsversuchen ermittelten Eliminationsleistungen bei einer Pak-Dosierung von 10 mg/l zu entnehmen. Aus diesen Mittelwerten der Einzelmessungen wurden die bei Implementierung einer Verfahrensstufe zur Spurenstoffelimination prognostizierten verbesserten Ablaufkonzentrationen der entsprechenden Stoffe berechnet.



Tabelle 5.3: Prognose der verbesserten Ablaufkonzentrationen nach Aktivkohlebehandlung

Spurenstoff	Heutige Konzentration (Mittelwert)	Richtwert	Elimination (Dosierung von 10 mg/l)	Prognose-Konzentration
	<b>[µg/l]</b>	<b>[µg/l]</b>	<b>[%]</b>	<b>[µg/l]</b>
Diclofenac	1,773	0,05	70	0,532
1H Benzotriazol	2,11	10	90	0,211
Carbamazepin	0,76	0,5	90	0,076
Metoprolol	1,343	7,3	98	0,027
Clarithromycin	0,19	0,1	48	0,099
Sulfamethoxazol	0,177	0,6	48	0,103
Gabapentin	5,21	0,1	10	4,689

Bei den im Rahmen dieser Machbarkeitsstudie erfassten Mittelwertkonzentrationen im Ablauf der Nachklärung (vgl. Abschnitt 5.1.2) würden entsprechend der ermittelten Eliminationsleistung die Richtwerte für die Leitparameter 1H-Benzotriazol, Carbamazepin, Metoprolol, Clarithromycin und Sulfamethoxazol eingehalten werden. Wobei die Konzentration von 1H-Benzotriazol, Metoprolol und Sulfamethoxazol bereits im Ablauf der Nachklärung die angegebenen Richtwerte unterschreitet. Zur Reduktion der Diclofenac- und Gabapentin-konzentration (kein Leitparameter) im Ablauf der Kläranlage Freudenberg ist ein Adsorptionsverfahren nicht ausreichend, um den Richtwert zu unterschreiten. Hier wäre zur Erreichung der Richtwerte eine höhere Dosierungsmenge bzw. ein Kombinationsverfahren mit einer Oxidationsstufe zur Reduzierung der Diclofenackonzentration möglich. Ein effektives Verfahren zur Elimination von Gabapentin ist zum jetzigen Zeitpunkt nicht verfügbar.

## 6 VARIANTENUNTERSUCHUNG

Im folgenden Kapitel werden die für die Kläranlage Freudenberg möglichen Varianten einer Spurenstoffelimination untersucht. Aufgrund des Risikos möglicherweise entstehender toxischer Transformationsprodukte wurde eine Ozonung als mögliche oxidative Variante der Spurenstoffelimination ausgeschlossen. Aus diesem Grund werden im Weiteren drei adsorptive Verfahren betrachtet.

Variante 1: nachgeschaltete Filtration über granuliert Aktivkohle (Umrüstung der vorhandenen DynaSand-Filter auf DynaSand-Carbon-Filter)

Variante 2: Pulveraktivkohle-Dosierung nach dem „Schwerter Verfahren“

Variante 3: Simultane Pulveraktivkohle-Dosierung in die Belebung

Die Dimensionierung der Anlagen erfolgt überschlägig mit den in Kapitel 4.2 definierten Bemessungsabflüssen. Alle Konzepte sind in Lageplänen dargestellt.

### 6.1 Variante 1: nachgeschaltete Filtration über GAK

#### 6.1.1 Variantenbeschreibung

In Variante 1 wird eine Umrüstung der bestehenden DynaSand-Filtrationsanlage zu Festbettfiltern mit granulierter Aktivkohle betrachtet.

Die bestehenden DynaSand-Filter werden mit dem Ablauf der Nachklärung beschickt und aufwärts durchströmt. Es sind 2 Filterstraßen mit je 8 Filtern vorhanden, welche parallel betrieben werden. In jedem Filter ist ein Sandwäscher enthalten, der kontinuierlich einen Teil des Filtermaterials reinigt und umschichtet. Zur Sandwäsche wird ein Teil des Filtrats verwendet. Die Filter können nach dem gleichen Prinzip mit granulierter Aktivkohle betrieben werden.

Die Reinigungsleistung von Filtern mit granulierter Aktivkohle wurde in einem großtechnischen Versuch auf der Kläranlage Gütersloh-Putzhagen bis zu einem Filtratvolumen von ca. 12.700 Bettvolumina für verschiedene Spurenstoffe in frischer und reaktiver Aktivkohle beobachtet. Die Eliminationsraten sind stoffspezifisch und nehmen mit den durchflossenen Bettvolumina ab. Abbildung 6.1 verdeutlicht die Eliminationsleistung der Filter beispielhaft für Diclofenac, Carbamazepin und lomeprol.

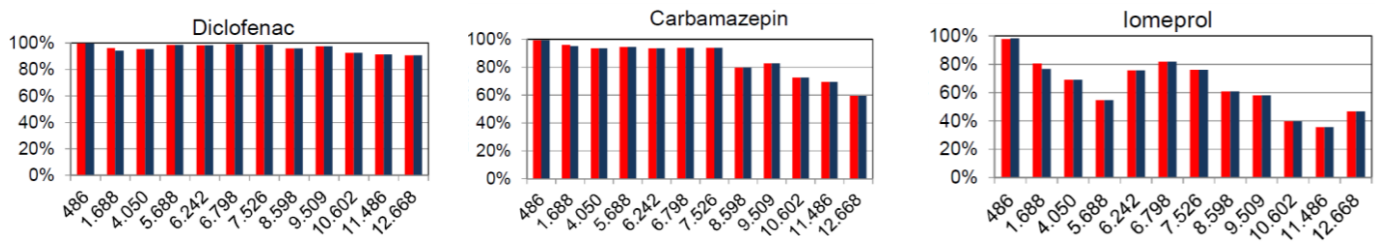


Abbildung 6.1: Eliminationsleistung frischer (rot) und reaktivierter Aktivkohle (blau) über das behandelte Bettvolumen (Nahrstedt et al., 2017)

Für Diclofenac wurden auch am Ende des Versuchszyklus auf der Kläranlage Gütersloh-Putzhagen Eliminationsraten von 90 % erreicht, während die Elimination von Carbamazepin mit dem Filtrationsvolumen deutlich abnahm. Das Röntgenkontrastmittel Iomeprol gehört zu den schlecht adsorbierbaren Mikroschadstoffen.

Der im Rahmen der vorliegenden Machbarkeitsstudie ermittelte Mittelwert für die Konzentration an Carbamazepin im Ablauf der Nachklärung beträgt 0,76 µg/l (vgl. Kapitel 5.1). Auch bei einer Elimination von nur noch etwa 60 % bei 12.000 Bettvolumina wird damit der von der LAWA vorgeschlagene Richtwert von 0,5 µg/l unterschritten.

Zusätzlich zur Reduzierung der Belastung mit Mikroschadstoffen wurde in den Versuchen auf der Kläranlage Gütersloh-Putzhagen eine Halbierung der mittleren  $P_{ges}$ -Konzentration durch die Adsorber festgestellt. (Nahrstedt et al., 2017)

In großtechnischen Versuchen auf dem Verbandsklärwerk Obere Lutter wurden Filter mit granulierter Aktivkohle betrieben und über zwei Laufzeitperioden mit je 14 Monaten Standzeit beobachtet. Über die gesamte Filterlaufzeit konnten, für Leerbettkontaktzeiten zwischen 15 und 75 min, mittlere Eliminationsleistungen von 79-99 % für Diclofenac und 90-98 % für Carbamazepin erreicht werden. Für einen Filter mit variabler Fließgeschwindigkeit (2-8 m/h) wurden bis zum Ende der Standzeit 9.000 BV erreicht. Es wird davon ausgegangen, dass höhere Bettvolumina bis zu 13.000 erreichbar sind (Nahrstedt et al., 2014).

In den von Benstöm (2017) durchgeführten Versuchen konnte gezeigt werden, dass die in den Filtern verwendeten Aktivkohlen für Carbamazepin das Grenzkriterium von  $c/c_0=0,2$  auch für 20.000 Bettvolumina bei einer Kontaktzeit von 14 min nicht erreichten.

Ein Austausch des Filtermaterials wird notwendig, wenn im Filtrat die zuvor festgelegte maximale Ablaufkonzentration der Indikatorsubstanzen nicht mehr eingehalten werden kann. In einem großtechnischen Versuch auf der Kläranlage Rietberg wird die Umrüstung von DynaSand-Filtern mit granulierter Aktivkohle seit Anfang 2014 erprobt. Wie auf der Kläranlage Freudenberg sind die Filter in Rietberg in 2 Filterstraßen in Betonbauweise angeordnet. Im August 2016 erreichten die Filterstraßen eine kontinuierliche Betriebsdauer von 17 bzw. 19 Monaten (Knollmann, 2016). Ein Austausch des Filtermaterials findet zurzeit nach

einer Standzeit von 3 Jahren statt (Nordic Water, 2017, nachrichtlich). Angaben zur Eliminationsleistung der Filter über die Standzeit liegen zurzeit noch nicht vor. Die CSB-Konzentration im Zulauf der Filter liegt auf der Kläranlage Rietberg mit ca. 40 mg/l (Knollmann, 2016) deutlich über dem Ablaufwert der Nachklärung der Kläranlage Freudenberg (vgl. Kapitel 4.3).

Die Vor- und Nachteile der Umrüstung vorhandener Filter auf granuliert Aktivkohle sind im Folgenden kurz dargestellt.

Vorteile:

- Nutzung vorhandener Bauwerke und Flächen
- Die Kläranlage erhält keinen weiteren Betriebspunkt
- Kein Einfluss auf Belebungsbecken und Nachklärung

Nachteile:

- Sandfiltrationsstufe entfällt
- Eine effiziente Nachklärung muss sichergestellt werden
- Bypass um Filtration bei  $Q_M$

### 6.1.2 Bemessung

Die Filtrationsanlage wird für einen maximalen Trockenwetterzufluss von  $Q_{T,max}=154$  l/s ausgelegt. Der mittlere Trockenwetterzufluss beträgt ca. 80 l/s. Ein Abschlagsbauwerk ermöglicht eine vollständige Umfahrung der Filter und verhindert eine Überlastung im Regenwetterfall. Eine Umrüstung beider Filterstraßen zu Festbettfiltern mit granulierter Aktivkohle wird betrachtet. Die Filterfläche der beiden Filterstraßen mit je 8 Filtern beträgt insgesamt 80 m<sup>2</sup>. Die Filterbetthöhe beträgt 2,50 m.

Die Filtrationsstufe wird für eine Leerbettkontaktzeit (EBCT *empty bed contact time*) zwischen 5 und 30 min ausgelegt (Komp.Mikro.NRW, 2016). Das Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW (2016) empfiehlt eine Filtergeschwindigkeit von 5-15 m/h für den Betrieb von Filtern mit granulierter Aktivkohle. Erste Erfahrungen im Betrieb von umgerüsteten DynaSand-Filtern führten jedoch zu der Erkenntnis, dass eine Filtergeschwindigkeit von 10 m/h nicht überschritten werden sollte (Nordic Water, 2017, nachrichtlich). Andernfalls ist mit dem Aufschwimmen des Filterbetts zu rechnen.

Die Auslegung der auf granuliert Aktivkohle umgerüsteten Filter mit einer Betthöhe von 3,50 m auf der Kläranlage Rietberg erfolgte für den maximalen Trockenwetterzufluss. Damit ergab sich eine Filtergeschwindigkeit von 6 m/h (Ingenieurgesellschaft Knollmann, 2015).

Folgende Werte ergeben sich für eine Beschickung beider Filterstraßen mit dem maximalen Trockenwetterabfluss:

- Filtergeschwindigkeit: 6,93 m/h
- Leerbettkontaktzeit: 22 min

Setzt man die maximale Wassermenge  $Q_M$  zur Ermittlung der Filtergeschwindigkeit an, ergibt sich ein Wert von 12,38 m/h. Daraus ergibt sich, dass eine Beschickung der Filtration nur für den Trockenwetterabfluss erfolgen darf.

Betrachtet man die Beschickung einer Filterstraße mit dem maximalen Trockenwetterabfluss, liegt die Filtergeschwindigkeit mit 13,86 m/h ebenfalls deutlich über dem geforderten Wert von 10 m/h. Demzufolge ist für die geforderte Behandlung von 92 % der Jahresabwassermenge die Umrüstung beider Filterstraßen auf den Betrieb mit granulierter Aktivkohle erforderlich.

Die maximale Filtergeschwindigkeit von 10 m/h entspricht bei der vorhandenen Filterfläche beider Filterstraßen einem maximalen Zufluss von 800 m<sup>3</sup>/h bzw. 222 l/s. Mit diesem maximalen Durchfluss zur Filtration kann sogar etwa 99 % der jährlichen Wassermenge (vgl. Abbildung 4.3) mit einer Filtration durch granulierten Aktivkohle behandelt werden.

Es wird eine Filterstandzeit von 12 Monaten angenommen. Für den mittleren Trockenwetterzufluss ergibt sich damit ein 12.741-fach durchflossenes Bettvolumen. Der Bezug der durchflossenen Bettvolumina auf die behandelte Abwassermenge von 99 % der Jahresabwassermenge ergibt ein 16.941-fach durchflossenes Bettvolumen für den Zeitraum.

Die Betriebsergebnisse auf der Kläranlage Rietberg legen nahe, dass wesentlich längere Filterstandzeiten als die hier angenommenen 12 Monate erreicht werden können. Zur Ermittlung der erzielbaren Filterstandzeit unter den gegebenen Randbedingungen sollten ggf. Versuche vor Ort durchgeführt werden.

Mit einer angenommenen Schüttdichte von 450 kg/m<sup>3</sup> nach Rückspülung ergibt sich eine Aktivkohlenmenge von 112 t für das gesamte Filtervolumen von 249 m<sup>3</sup>. Die Schüttdichte wurde dem Datenblatt der granulierten Aktivkohle AquaSorb 2000 (8x16 mesh, Fa. Jacobi) entnommen, welche auch in der Filtration der Kläranlage Rietberg zum Einsatz kommt (siehe Ingenieurgesellschaft Knollmann, 2015).

### 6.1.3 Integration in den Betrieb

Die Umrüstung der bestehenden Filtrationsanlage ermöglicht die Nutzung vorhandener Bauwerke. Zudem erhält die Kläranlage keinen zusätzlichen Betriebspunkt. Abbildung 6.2 verdeutlicht die Positionierung des Filtergebäudes auf dem Klärwerksgelände.



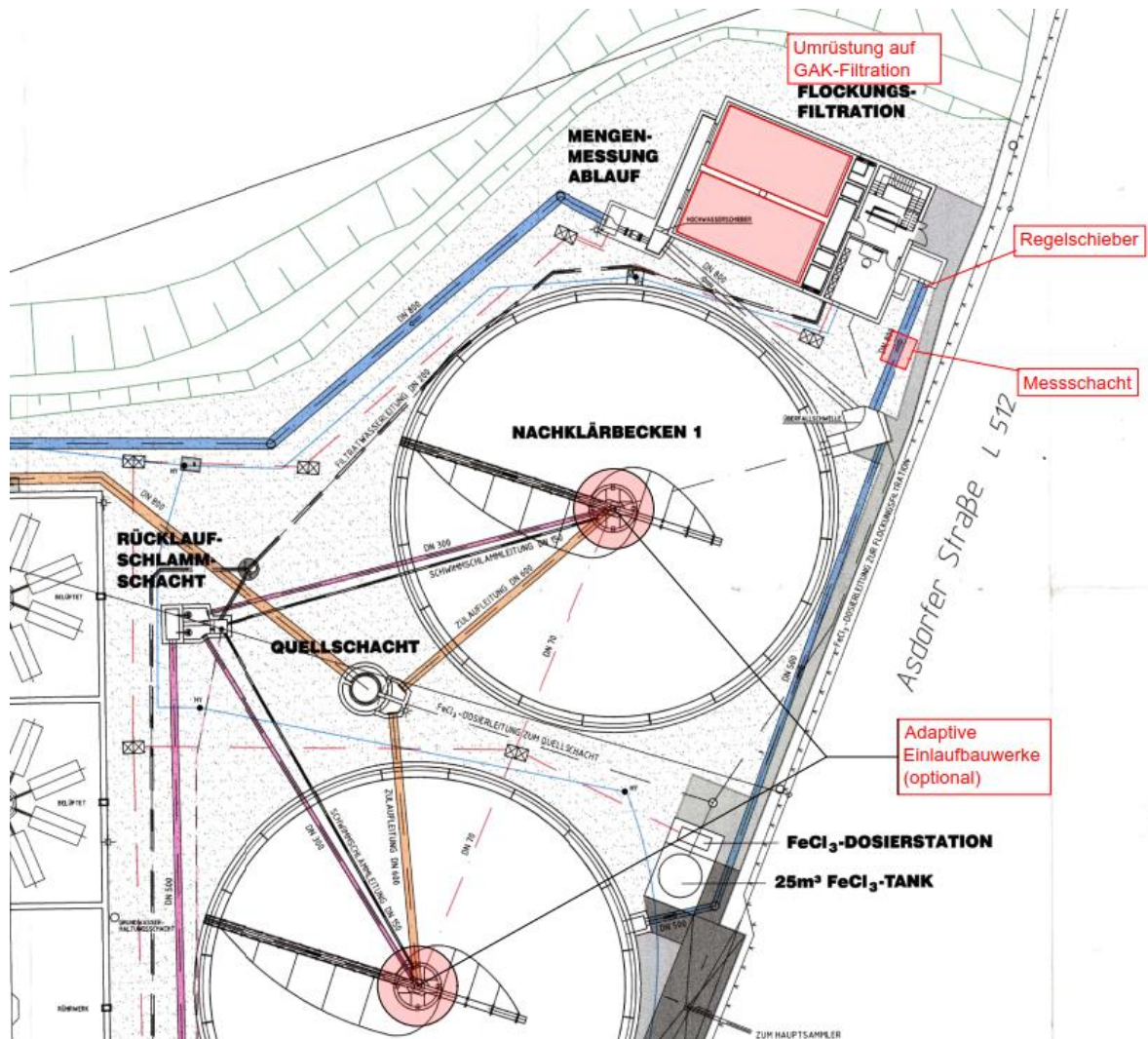


Abbildung 6.2: Variante 1 – Umrüstung der vorhandenen Filtration

Um den Austausch der granulierten Aktivkohle zu vereinfachen, sollte eine weitere Zufahrt zum Kläranlagengelände von der Asdorfer Straße aus an der Filtration eingerichtet werden. Die Aktivkohle wird aus den Filtern abgepumpt. Der Abpumpvorgang wird durch die Einrichtung einer neu zu errichtenden festen Verrohrung vereinfacht.

Durch die Begrenzung des Zuflusses zur Filtration auf 222 l/s, entsprechend einer Filtergeschwindigkeit von 10 m/h, muss ca. 1 % der Jahreswassermenge an der Filtration vorbeigeführt werden, um diese nicht hydraulisch zu überlasten. Im Regenwetterfall wird bei Überschreitung des maximalen Zuflusses daher Wasser aus dem Ablauf der Nachklärung über den bestehenden Bypass ungefiltert ins Gewässer eingetragen. In diesem Fall kann Phosphor aus dem Ablauf der Nachklärung in das Gewässer eingetragen werden. Zur Verbesserung der Funktionalität und der Ablaufwerte der Nachklärung kann diese mit einem höhenvariablen Zulauf nachgerüstet werden (vgl. Kapitel 7).

#### 6.1.4 Investitionskosten

In die Kostenschätzung für den Betrieb der bestehenden DynaSand-Filter mit granulierter Aktivkohle fließen die Investitionskosten für die Umrüstung der bestehenden Bau- und Maschinenteknik der Filter ein. Dazu gehört der Austausch der Mammutpumpen, die Umrüstung aller Rotameter auf einen geringeren Durchfluss, der Einbau von 2 Waschwasserwehren in jede Filtereinheit sowie die Anpassung der Steuerparameter der Filteranlage. Zudem wird eine feste Verrohrung für den Aktivkohleaustausch mittels Pumpen vorgesehen.

Um eine Übersteigerung des maximalen Trockenwetterabflusses bei der Beschickung der Filter zu verhindern, muss das Trennbauwerk vor dem Zulauf des Filtrationsgebäudes ggf. angepasst werden. Zudem ist die Errichtung eines Schachtes mit Durchflussmessung (beispielsweise über ein MID) und eines Regelschiebers zur Begrenzung des Zuflusses zur Filtration notwendig. Der Ausbau des Filtersandes sowie die Erstbefüllung der Filter mit granulierter Aktivkohle werden in den Investitionskosten berücksichtigt.

Insgesamt ergeben sich für Variante 1 Investitionskosten von rund 611.000 € netto beziehungsweise 727.000 € brutto. Ausführliche Tabellen zur Kostenermittlung finden sich im Anhang.

#### 6.1.5 Betriebskosten

Zur Ermittlung der Betriebskosten die nachfolgenden Randbedingungen zugrunde gelegt:

- Facharbeiter: 63 €/h
- Preis für pulverisierte Aktivkohle: 1.600 €/t

Die Kläranlage erhält durch die Umrüstung der bestehenden Filtrationsanlage keinen zusätzlichen Betriebspunkt. Da allerdings in regelmäßigen Abständen ein Austausch des Filtermaterials notwendig wird, wird ein zusätzlicher Personalbedarf in den Betriebskosten berücksichtigt.

Da Aktivkohle eine geringere Dichte als Sand aufweist, ist eine Umrüstung auf weniger leistungsstarke Mammutpumpen erforderlich. Zudem werden geringere Gebläseleistungen für den Transport der Kohle in der Pumpe benötigt. Dies führt zu einem um etwa 25-40 % geringeren Energieverbrauch der umgerüsteten Filtrationsanlage pro m<sup>3</sup> behandeltes Abwasser (Nordic Water, 2017, nachrichtlich). Da durch die Umrüstung ein niedrigerer Energieverbrauch im Vergleich zum heutigen Ausbauzustand zu erwarten ist, wurden diese in der Betriebskostenbetrachtung nicht berücksichtigt.

Für die Ermittlung der Betriebskosten wurde eine Filterstandzeit von 12 Monaten angesetzt. Auf der sicheren Seite wurde zudem eine Befüllung mit Neukohle angenommen. Die Verwendung von reaktivierter granulierter Aktivkohle kann diesen Kostenpunkt um etwa 20 % senken.

Insgesamt ergeben sich damit Betriebskosten von rund 197.000 €/a netto beziehungsweise 235.000 €/a brutto.

## 6.2 Variante 2: PAK-Dosierung nach dem „Schwerter-Verfahren“

### 6.2.1 Variantenbeschreibung

Das Verfahren wurde auf der Kläranlage Schwerte des Ruhrverbands entwickelt und im großtechnischen Versuch zwischen Oktober 2010 und Mai 2011 erprobt. Abbildung 6.3 verdeutlicht das Verfahren.

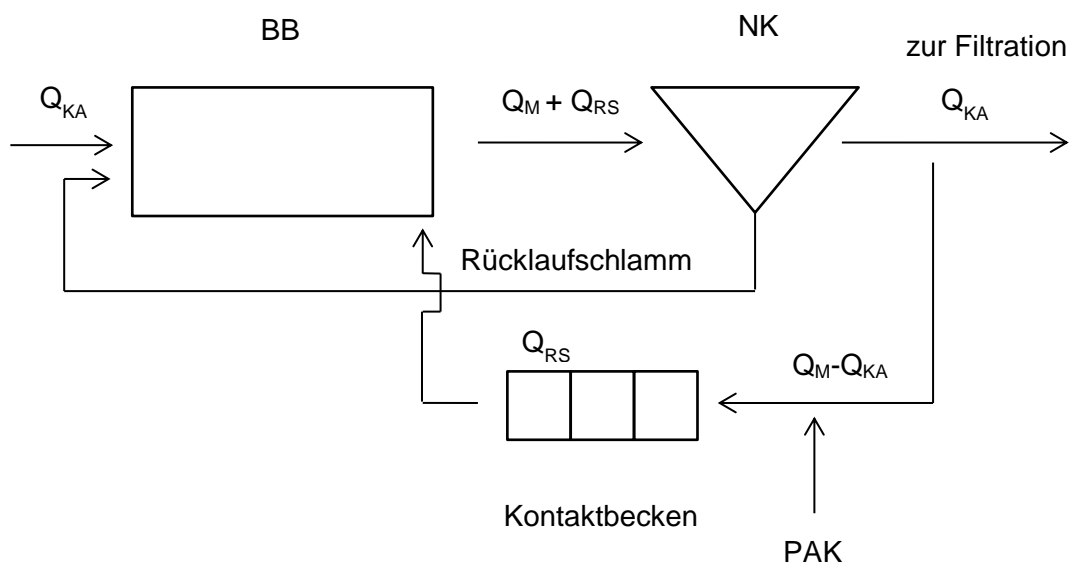


Abbildung 6.3: Verfahrensschema des Schwerter Verfahrens

Ein Teilstrom der Nachklärung wird vom Ablauf der Nachklärung abgetrennt und mit pulverisierter Aktivkohle versetzt. Nach einer Durchmischung in kaskadiert ausgeführten Kontaktbecken erfolgt die Rückführung in den aeroben Teil des Belebungsbeckens oder optional in den Zulauf der Nachklärung (ARGE Spurenstoffe NRW, 2014). Die Aktivkohle wird in die Schlammflocken eingebaut und über den Überschussschlamm und eine nachgeschaltete Filtration abgetrennt. Über den Rücklaufschlamm aus der Nachklärung gelangt die Kohle in das gesamte Belebungsbecken. So wird die pulverisierte Aktivkohle nicht nur im Kontaktbecken wirksam. Durch die Zugaben der PAK erhöht sich der TS-Gehalt im Belebungsbecken um ca. 16 Prozent und die Schlammmenge nimmt zu. Der Klärschlamm muss thermisch verwertet werden.

Die Rezirkulation erfolgt dynamisch. Ziel ist eine konstante hydraulische Beaufschlagung der Nachklärung mit der maximalen Wassermenge  $Q_M$ . Daraus folgt, dass sich bei Trockenwetterabfluss ein hohes Rezirkulationsverhältnis einstellt. In diesem Fall ist die stoffliche Belastung im Abwasser vergleichsweise hoch. Bei Regenwetter und damit verbunden niedrigerer stofflicher Belastung wird der Rezirkulationsstrom reduziert bis bei vollem Mischwasserzufluss ( $Q_M$ ) keine Rezirkulation mehr stattfindet. (ARGE Spurenstoffe NRW, 2014)



Unterstellt wird, dass bei Regenwetter die Verdünnung der Spurenstoffe ausreichend und damit eine Behandlung nur in geringerem Maße notwendig ist.

Auf der Kläranlage Schwerte konnten mit einer Dosierung von 15 mg/l (Hochdosierung) in den dynamischen Rezirkulationsstrom Eliminationsleistungen um die 90 % für den Großteil der betrachteten Substanzen nachgewiesen werden (vgl. Abbildung 6.4). Bilanziert wurde vom Zulauf des Belebungsbeckens bis zum Ablauf der Nachklärung.

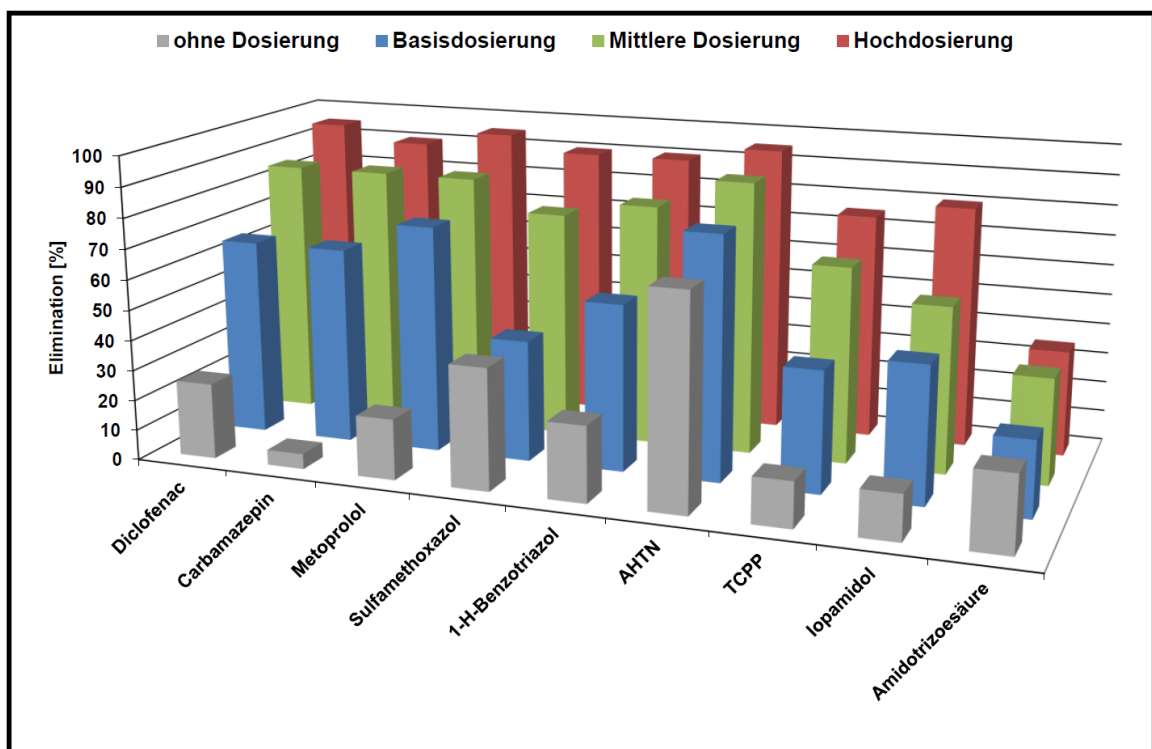


Abbildung 6.4: Durchschnittliche Eliminationsgrade der Behandlung mit PAK im dynamischen Rezirkulationsbetrieb (Basis 5 mg/l, Mittel 10 mg/l, Hochdosierung 15 mg/l) (ARGE Spurenstoffe NRW, 2014 S. 202)

Vom Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe (2016) wird eine Dosierung von pulverisierter Aktivkohle zwischen 10 und 20 mg/l für Verfahren mit separater Adsorptionsstufe empfohlen. Die für die Randbedingungen vor Ort optimale Dosierung sollte durch Überprüfung der Eliminationsleistung festgelegt werden.

Die Dosierung von pulverisierter Aktivkohle in den Rezirkulationsstrom hat Einfluss auf die gesamte Belebung. Auf der Kläranlage Schwerte wurde der Massenanteil von pulverisierter Aktivkohle am belebten Schlamm über den 7-monatigen Versuchszeitraum bestimmt. Der Anteil stieg von 3 % in der Inbetriebnahmephase auf 16 % am Ende des Versuchszeitraums an (ARGE Spurenstoffe NRW, 2014). Um die Menge an biologisch aktivem Belebtschlamm nicht zu verringern, ist aus diesem Grund eine Erhöhung der Trockensubstanzgehalts (TS-Gehalts) im Belebungsbecken für die Implementierung des Schwerter

Verfahrens notwendig. Analog zu den vorliegenden Daten wird von einer Erhöhung des TS-Gehalts um 16 % ausgegangen. In der vorliegenden Machbarkeitsstudie werden die Auswirkungen der Implementierung des Schwerter Verfahrens auf die Nachklärung mit Hilfe einer Simulation in Kapitel 7 beurteilt. Zum Einfluss einer Dosierung von pulverisierter Aktivkohle auf den Schlammindex liegen widersprüchliche Einschätzungen aus der Literatur vor.

Die Vorteile und Nachteile der Behandlung mit pulverisierter Aktivkohle nach dem Schwerter Verfahren sind im Folgenden kurz dargestellt.

Vorteile:

- Lange Kontaktzeiten durch Rezirkulation des behandelten Volumenstroms und des Rücklaufschlammes
- Niedrige Dosierate

Nachteile

- Zusätzlicher Flächenbedarf zur Errichtung der Kontaktbecken
- Erhöhung der Schlammmenge
- Beeinflussung der Belebung
- Zusätzlicher Energiebedarf der Rezirkulation

### 6.2.2 Bemessung

Da der Rezirkulationsstrom für die konstante Beschickung der Nachklärung bei Trockenwetterzufluss höher ist, erfolgt die Auslegung der Rezirkulationsstufe für den mittleren Trockenwetterzufluss. Dieser beträgt ca. 80 l/s. Der maximale Mischwasserzufluss, mit dem die Nachklärung betrieben wird, beträgt 275 l/s.

Daraus ergibt sich ein Rezirkulationsstrom im Trockenwetterfall von 194 l/s.

Für die Bemessung der Kontaktbecken wurde gemäß den Empfehlungen des Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW (2016) eine hydraulische Aufenthaltszeit im Reaktor von 30 min angenommen. Analog wurde auf der Kläranlage Schwerte verfahren.

Damit ergibt sich ein erforderliches Volumen der Kontaktbecken vom 350 m<sup>3</sup>. Das Beckenvolumen wird auf eine Beckenkaskade aufgeteilt. Zur Optimierung des Flächenbedarfs wird von 3 gleich großen, rechteckigen Becken ausgegangen. Die Dimensionierung der Becken ist wie folgt möglich:

- Beckenhöhe: 4,0 m
- Beckenbreite: 4,0 m
- Beckenlänge: 7,5 m

Damit ergibt sich ein Volumen von 120 m<sup>3</sup> je Becken und 360 m<sup>3</sup> insgesamt. Alternativ zur Beckenkaskade ist die Ausbildung in einem linear durchströmten Reaktor mit 3 Rührwerken möglich.

Aufgrund der Ergebnisse aus den Schüttelversuchen (vgl. Kapitel) 5.2 kann eine Dosierung von 12 mg/l für die Zugabe der pulverisierten Aktivkohle in den Rezirkulationsstrom angesetzt werden.

Damit ergeben sich für den Auslegungsabfluss die folgenden Mengen für die Dosierung von pulverisierter Aktivkohle:

- Tägliche Dosiermenge: 201 kg/d
- Monatlicher Bedarf: 6,04 t

Es wird ein Anlieferintervall von 5 Monaten angenommen. Die Wirtschaftlichkeit des Anlieferintervalls ist in Bezug auf Liefer- und Vorhaltekosten sowie verfügbaren Lagerraum zu überprüfen. Bei einer Schüttdichte der pulverisierten Aktivkohle von 350 kg/m<sup>3</sup> (für Norit SAE Super) ergeben sich:

- Erforderliches Lagervolumen: 87 m<sup>3</sup>
- Gewähltes Lagervolumen: 100 m<sup>3</sup>

Die Errichtung eines Silos zur Lagerung der pulverisierten Aktivkohle ist notwendig.

Der rechnerische Wirkungsgrad für die Gesamtanlage berechnet sich analog zum Wirkungsgrad einer vorgeschalteten Denitrifikation wie folgt:

$$\eta_{\text{ges}} = \frac{\text{RZ} * \eta_{\text{Rezi}}}{(1 + \text{RZ} * \eta_{\text{Rezi}})}$$

Mit:

- Rezirkulationsverhältnis (RZ): 2,4
- Wirkungsgrad im Rezirkulationsstrom ( $\eta_{\text{Rezi}}$ ): 0,9

Mit einem Wirkungsgrad der Behandlung im Rezirkulationsstrom von 90 % ergibt sich ein rechnerischer Wirkungsgrad der Gesamtanlage von  $\eta_{\text{gesamt}}=0,68$ . Dieser verhältnismäßig geringe Wirkungsgrad berücksichtigt nicht, dass die Aktivkohle mit dem rezirkulierten Wasser in das Belebungsbecken eingeleitet wird und dort und in der Nachklärung weiter beladen werden kann. Die pulverisierte Aktivkohle wird in Schlammflocken eingelagert und im Nachklärbecken abgetrennt. In der tatsächlichen Anwendung ist daher ein höherer Wirkungsgrad zu erwarten. Auf der Kläranlage Schwerte wurde für eine Dosierung von 15 mg/l in den Rezirkulationsstrom ein Gesamteliminationsgrad von etwa 90 % nachgewiesen (siehe 6.2.1).

Das Rezirkulationsverhältnis lag auf der Kläranlage Schwerte bei Durchführung der Versuche unter Trockenwetterverhältnissen im Mittel bei etwa 4 (Grünebaum et al., 2014).

### 6.2.3 Integration in den Betrieb

Die Rezirkulation über das Kontaktbecken erfolgt in der hier betrachteten Variante aus dem Ablauf der Filtration in den Ablauf des Belebungsbeckens. Durch diese Anordnung werden Fließwege so weit möglich reduziert. Die Rezirkulation aus dem Ablauf der Filtration hat zur Folge, dass diese, ebenso wie die Nachklärung, dauerhaft mit  $Q_M$  beschickt wird. Zu den Auswirkungen der dauerhaften Beschickung der Nachklärung mit der maximalen Wassermenge wurden Simulationen durchgeführt. Die Ergebnisse der Simulationen werden in Kapitel 6 dargestellt.

Zur Implementierung des Schwerter Verfahrens auf der Kläranlage Freudenberg sind die folgenden Ausstattungen zusätzlich notwendig:

- Silobehälter
- Dosiervorrichtung (mit den Komponenten Zellenradschleuse für den Siloaustag, Förderschnecke, Feindosierschnecke mit Vorlagebehälter, Einspültrichter)
- Kontaktbecken mit Rührwerken als Beckenkaskade
- Rezirkulations-Pumpwerk

Zur Dosierung und Lagerung der pulverisierten Aktivkohle sind verschiedene Systeme auf dem Markt. Die Dosierstation kann entweder an ein Silo angeschlossen oder über Big Bags befüllt werden. Aufgrund der benötigten Mengen wird von der Lagerung in einem Silo ausgegangen. Kombinierte Silo- und Dosiersysteme werden beispielsweise von der Firma Sülzle Kopf Anlagenbau angeboten. Das System AK-DOS hat einen Durchmesser von 3,5 m für ein Nettovolumen für pulverisierte Aktivkohle von etwa 100 m<sup>3</sup>. Die Aufstellhöhe beträgt etwa 17 m.

Dem Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW (2016) zufolge haben sich gravimetrische Dosiereinrichtungen gegenüber volumetrischen Verfahren bewährt, da die Dichte der Aktivkohle nach Einfüllung in das Silo zunächst zunimmt. Die pulverisierte Aktivkohle wird aus dem Silo über eine Zellenradschleuse und die Förder- und Feindosierschnecke in einen Vorlagebehälter verbracht. Dort wird die Kohle mit Brauchwasser angemischt und in den Rezirkulationsstrom übergeben. Für die Treibwasserversorgung der Dosierstation wird an das vorhandene Brauchwassersystem angeschlossen. Die Befüllung des Silobehälters erfolgt pneumatisch über das Silofahrzeug. Zur Anlieferung von Kalk kommen aktuell Silofahrzeuge mit einem Ladevolumen von 45 m<sup>3</sup> zum Einsatz.

Werden die Kontaktbecken als lineare Beckenkaskade ausgeführt, ergibt sich bei einer angenommenen Wandstärke der Becken von 0,40 m ein Flächenbedarf von 4,80 x 24,10 m. Die Platzierung der Silobehälter und der Kontaktbecken ist aufgrund der beengten Platzverhältnisse schwierig. Die optimale Möglichkeit zur Platzierung der Kontaktbecken sowie zwei mögliche Varianten der Platzierung der Silobehälter wurden ermittelt und sind in Abbildung 6.5 skizziert.

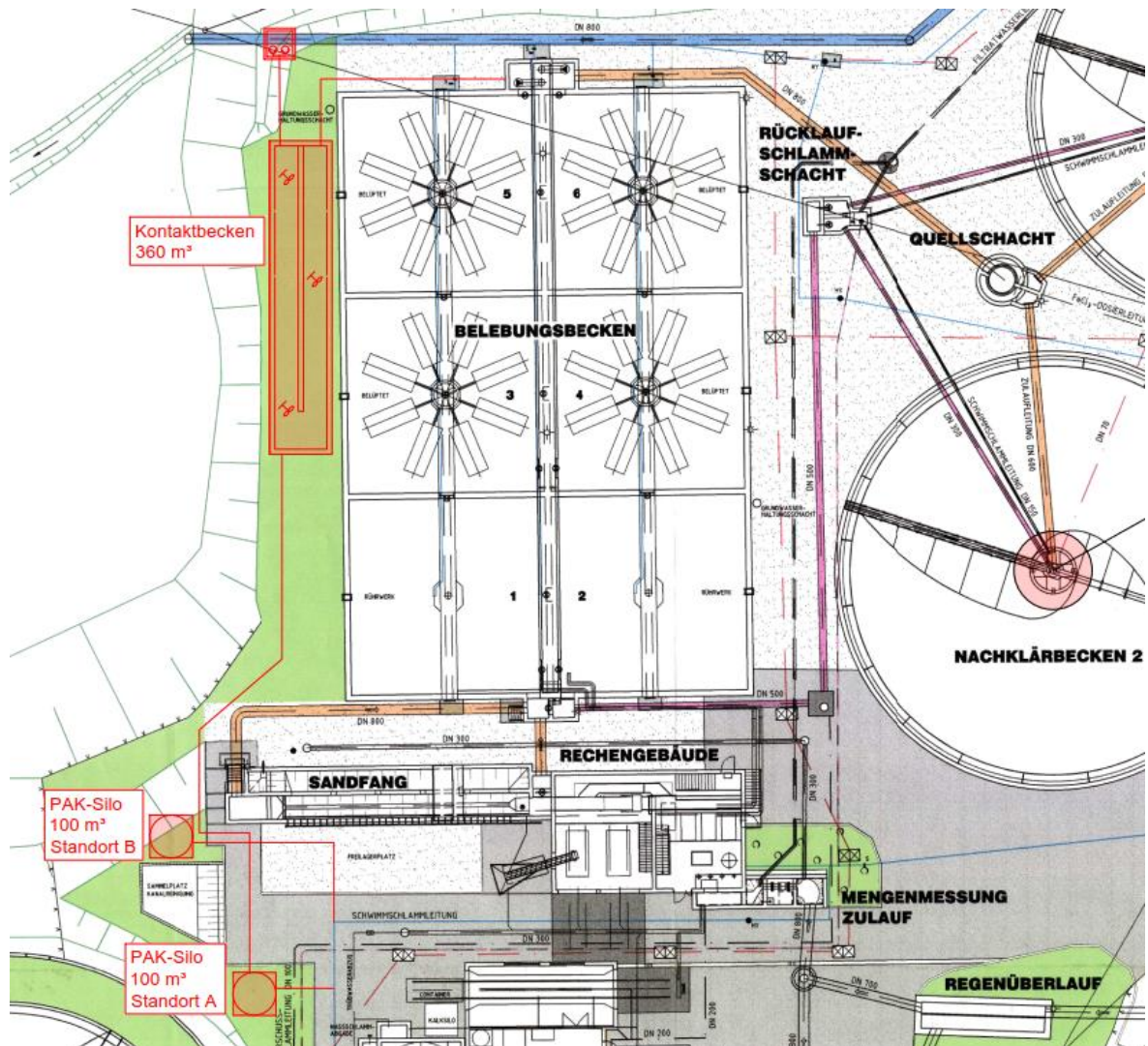


Abbildung 6.5: Variante 2 – Schwerter Verfahren

In der skizzierten Variante wurde das Kontaktbecken neben dem Belebungsbecken angeordnet. Diese Positionierung ermöglicht kurze Fließwege zwischen dem neu zu errichtenden Pumpwerk am Ablauf der Filtration, dem Kontaktbecken sowie dem Ablauf des Belebungsbeckens. Zudem werden durch die Errichtung des Kontaktbeckens in dieser Lage Bestandsleitungen nicht beeinträchtigt. Das Kontaktbecken ist in der skizzierten Variante linear durchströmt dargestellt, um die Fließwege zu optimieren.

Für den Bau des Kontaktbeckens in der skizzierten Lage ist die Errichtung einer Baustraße notwendig. Dafür muss der Sammelplatz der Kanalreinigung für die Bauzeit umverlegt werden.

Für die Positionierung des Silo- und Dosiersystems gemäß Variante 2A wurde das Silo- und Dosiersystem nah am Brunnen zur Brauchwasserversorgung positioniert. Dadurch ist eine längere Dosierleitung zum Kontaktbecken im Vergleich zur Variante 2B erforderlich. In



der Variante 2B wurde das Silo im Bereich der Baustraße positioniert. Dadurch ist eine Anfahrbarkeit des Beckens nach Errichtung des Silo- und Dosiersystems nicht mehr gegeben. Bezüglich der Anfahrbarkeit zur Anlieferung der pulverisierten Aktivkohle sind die Lagen vergleichbar. Auf dem Hof ist heute bereits ein Kalksilo vorhanden.

#### 6.2.4 Investitionskosten

Zur Implementierung des Schwerter Verfahrens auf der Kläranlage Freudenberg ist der Bau von 3 kaskadierten Kontaktbecken mit einem Gesamtvolumen von 360 m<sup>3</sup> erforderlich. Um das Abwasser den Kontaktbecken zuzuführen, muss ein Pumpwerk errichtet werden. Für die Lagerung und Dosierung der pulverisierten Aktivkohle wird ein Silo- und Dosiersystem benötigt. Die unterschiedlichen Möglichkeiten zur Positionierung des Silobehälters führen nur zu geringfügigen Kostenunterschieden aufgrund von abweichenden Leitungslängen und werden aus diesem Grund in der Kostenschätzung nicht gesondert betrachtet.

Die Erstbefüllung des Silos mit pulverisierter Aktivkohle wird in den Investitionskosten berücksichtigt.

Der Silobehälter wie auch die Kontaktbecken müssen aufgrund der vorliegenden Baugrundverhältnisse mit einer Pfahlgründung ausgeführt werden. Der Erläuterungsbericht zum Entwurf zur Erweiterung gibt Schlammschichten von ca. 15 m Dicke im Untergrund an (Ingenieurgesellschaft Müller, 1991). Die Bohrpfahlgründung wird aus diesem Grund mit einer Einbindetiefe von 5 m insgesamt 20 m tief ausgeführt. Für den Silobehälter sind 4, für die Kontaktbecken insgesamt 12 Bohrpfähle mit einem Durchmesser von 0,90 m erforderlich.

Insgesamt ergeben sich für das Schwerter Verfahren Investitionskosten von rund 1.371.000 € netto beziehungsweise 1.632.000 € brutto.

#### 6.2.5 Betriebskosten

Zur Ermittlung der Betriebskosten wurden die nachfolgenden Randbedingungen zugrunde gelegt:

- Energiekosten: 0,183 €/kWh
- Facharbeiter: 63 €/h
- Preis für pulverisierte Aktivkohle: 1.800 €/t
- Schlammverbrennung: 400 €/t<sub>TS</sub>

Durch den Einsatz eines Pumpwerks zum Kontaktbecken, Rührwerken in den Becken und durch das Silo- und Dosiersystem erhöht sich der Energiebedarf der Kläranlage.

Da die Betriebskosten jahresweise ermittelt werden, wird zur Ermittlung der Kosten für pulverisierte Aktivkohle der behandelte Anteil von 92 % der Jahreswassermenge herangezogen. Der personelle Aufwand steigt durch die Implementierung einer zusätzlichen Verfahrensstufe gegenüber den Varianten 1 und 3.

Der Treibwasserbedarf der PAK Silo- und Dosieranlage wurde nicht bepreist, da eine Brauchwasserpumpe sowie ein Leitungssystem auf der Kläranlage vorhanden sind. Da die Dosieranlage eine Suspensionskonzentration von 1 % erzeugt, liegt der Treibwasserbedarf bei max. 1,4 m<sup>3</sup>/h für das Schwerter Verfahren bzw. 1,1 m<sup>3</sup>/h für die simultane Dosierung. Der Anschluss an das bestehende Brauchwassersystem wurde in die Kostenbetrachtung mit aufgenommen.

Insgesamt ergeben sich Betriebskosten von rund 171.000 €/a netto beziehungsweise 203.000 €/a brutto.

### 6.3 Variante 3: Simultane Pulveraktivkohle-Dosierung

#### 6.3.1 Variantenbeschreibung

In Variante 3 wird eine simultane Dosierung pulverisierter Aktivkohle in das Belebungsbecken betrachtet.

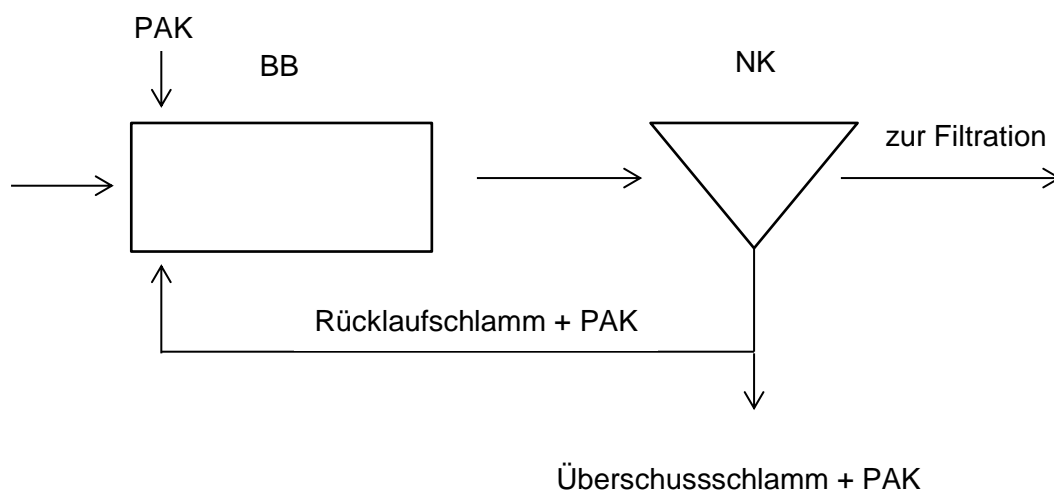


Abbildung 6.6: Verfahrensschema der simultanen PAK-Dosierung

Das Belebungsbecken dient in dieser Variante der Spurenstoffelimination als Kontaktbecken. Die Kohle wird in einem Ansetzbehälter aufgeschlämmt und dosiert dem Belebungsbecken zugeführt. Im Belebungsbecken erfolgt ein Einbau der Aktivkohle in die Schlammflocken, welche in der Nachklärung abgetrennt werden. Die Entnahme der beladenen PAK erfolgt mit dem Überschussschlamm. Über den aus der Nachklärung zurück geführten Rücklaufschlamm kommt es zu einer Akkumulation der PAK im Belebungsbecken. Der anfallende Klärschlamm muss thermisch verwertet werden. Die Dosierung von pulverisierter Aktivkohle führt zu einer Erhöhung der Schlammmenge. Eine Filtrationsstufe im Anschluss an die Nachklärung dient als Sicherungsstufe zur Verhinderung eines Austriebs von Aktivkohle- und Belebtschlamm.

Das Schlammalter der pulverisierten Aktivkohle entsprach in einem großtechnischen Versuch zur simultanen Dosierung auf der Kläranlage Flos in Wetzikon (Schweiz) dem biologischen Schlammalter (Obrecht et al., 2015). Die optimale Dosierstelle für die Zuführung der pulverisierten Aktivkohle wurde in Wetzikon zu Beginn der hydraulisch verbundenen Nachbelüftungszonen der Belebungsbecken bestimmt (ebd). Eine Dosierung in die Nitrifikationszone, in den Zulauf der Belebung oder in den Rücklaufschlamm ist ebenfalls denkbar.

Vom Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe (2016) wird eine Dosierung von pulverisierter Aktivkohle zwischen 10 und 20 mg/l für Verfahren mit separater Adsorptionsstufe empfohlen. Für eine simultane Dosierung in das Belebungsbecken liegt bisher keine Empfehlung vor. Obrecht et al. (2015) konnten auf der Kläranlage Flos mit einer simultanen Dosierung von 19 mg/l die Eliminationsleistung von 80 % für  $Q_T$  für die Indikatorsubstanzen Benzotriazol, Carbamazepin, Diclofenac, Mecoprop, Sulfamethoxazol auch bei Regenwetter stabil erreichen. Bei Trockenwetter war eine Aktivkohledosierung von 11-18 mg/l ausreichend, um eine Eliminationsleistung von 80 % zu erreichen.

In der Bemessung wird in der vorliegenden Machbarkeitsstudie eine Dosierung von 20 mg/l angenommen. Für die vor Ort auftretende Belastung mit Spurenstoffen sollte die optimale Dosiermenge durch Überprüfung der Eliminationsleistung festgelegt werden.

Die simultane Dosierung von pulverisierter Aktivkohle führt zu einer Zunahme der Schlammmenge. Inwieweit der TS-Gehalt im Belebungsbecken dadurch verändert wird, hängt vom Überschussschlammabzug ab. Analog zur Annahme in Kapitel 6.2.1 wird für die simultane Dosierung von einer Erhöhung des TS-Gehalts im Belebungsbecken um 16 % ausgegangen. Für diesen Betriebszustand wurde ebenfalls eine Simulation der Nachklärung durchgeführt (vgl. Kapitel 7).

Durch die Dosierung von Aktivkohle in die Belebung kann es zu einer erhöhten Belastung der der Nachklärung nachgeschalteten Sandfiltration mit Restkohle kommen. Auf der Kläranlage Flos wurde die Trübungselimination der DynaSand-Filter bei Aktivkohledosierung in die Belebung untersucht. Insbesondere bei Regenereignissen kam es zu schubweisen Zunahmen der Trübung im Ablauf der Nachklärung. Im Ablauf der Filtration werden diese Trübungszunahmen nicht abgebildet. Abbildung 6.7 verdeutlicht die Messergebnisse.



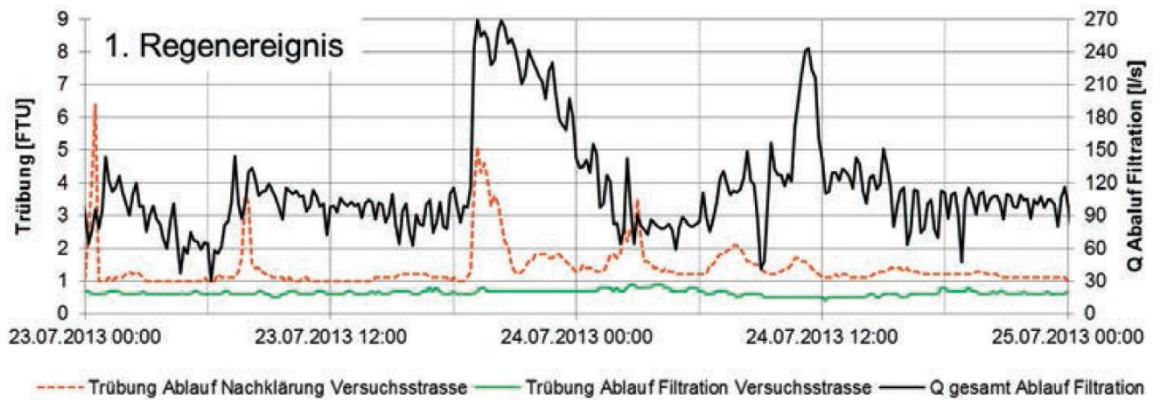


Abbildung 6.7: Trübungsverlauf im Zu- und Ablauf der DynaSand-Filtration bei PAK-Dosierung in die Belebung (Obrecht et al., 2015)

Die Vor- und Nachteile einer simultanen Dosierung von pulverisierter Aktivkohle in das Belebungsbecken sind im Folgenden zusammengefasst:

Vorteile:

- Einfache Implementierung
- geringer Betreuungsaufwand bei Einbindung in das bestehende Prozessleitsystem

Nachteile:

- Adsorption erfolgt nicht selektiv für Mikroschadstoffe, daher hohe Dosiermenge erforderlich
- Erhöhung der Schlammmenge
- Beeinflussung der Belebung

### 6.3.2 Bemessung

Die simultane Dosierung wird auf einen maximalen Trockenwetterzufluss von 154 l/s ausgelegt. Der gesamte Volumenstrom wird behandelt. Für die pulverisierte Aktivkohle wird eine Dosierung von 20 mg/l angesetzt.

Damit ergeben sich die folgenden erforderlichen Mengen für pulverisierte Aktivkohle:

- Tägliche Dosiermenge: 266 kg/d
- Monatlicher Bedarf: 7,98 t

Es wird ein Anlieferintervall von 4 Monaten angenommen. Die Wirtschaftlichkeit des Anlieferintervalls ist in Bezug auf Liefer- und Vorhaltekosten sowie verfügbaren Lagerraum zu überprüfen. Bei einer Schüttdichte der pulverisierten Aktivkohle von  $350 \text{ kg/m}^3$  (für Norit SAE Super) ergeben sich:

- Erforderliches Lagervolumen:  $91 \text{ m}^3$
- Gewähltes Lagervolumen:  $100 \text{ m}^3$

### 6.3.3 Integration in den Betrieb

Für die Implementierung einer simultanen Dosierung pulverisierter Aktivkohle werden auf der Kläranlage Freudenberg ein Silo zur Lagerung der Aktivkohle sowie eine daran angeschlossene Dosiereinrichtung notwendig. Auf die Technologie zur Lagerung und Dosierung pulverisierter Aktivkohle wurde bereits in Kapitel 6.2.3 eingegangen. Für die Treibwasserversorgung der Dosierstation wird an das vorhandene Brauchwassersystem angeschlossen.

Abbildung 6.8 verdeutlicht eine Möglichkeit für die Positionierung des Silo- und Dosiersystems und der Dosierleitung.

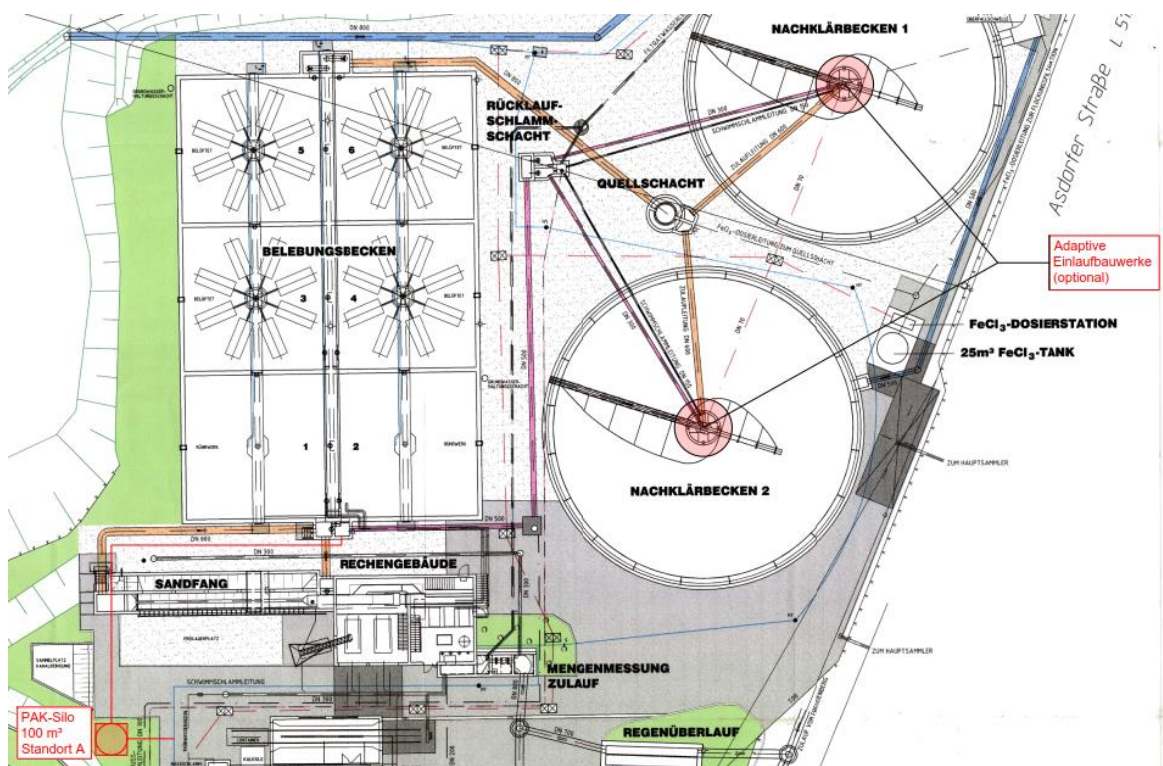


Abbildung 6.8: Variante 3 – Simultane Dosierung

Die Dosierung der pulverisierten Aktivkohle erfolgt in der skizzierten Variante in den Zulauf des Belebungsbeckens.

### 6.3.4 Investitionskosten

Der Silobehälter muss, wie in 6.2.4 beschrieben, aufgrund der vorliegenden Baugrundverhältnisse mit einer Pfahlgründung ausgeführt werden. Die unterschiedlichen Möglichkeiten zur Positionierung des Silobehälters führen zu geringfügigen Kostenunterschieden aufgrund von abweichenden Leitungslängen und werden aus diesem Grund in der Kostenbetrachtung nicht gesondert aufgeführt.

Die Erstbefüllung des Silos mit pulverisierter Aktivkohle wird in den Investitionskosten berücksichtigt.

Insgesamt ergeben sich für Investitionskosten von rund 798.000 € netto beziehungsweise 950.000 € brutto für die simultane Dosierung in die Belebungsstufe.

### 6.3.5 Betriebskosten

Zur Ermittlung der Betriebskosten wurden die nachfolgenden Randbedingungen zugrunde gelegt:

- |                                       |                       |
|---------------------------------------|-----------------------|
| • Energiekosten:                      | 0,183 €/kWh           |
| • Facharbeiter:                       | 63 €/h                |
| • Preis für pulverisierte Aktivkohle: | 1.800 €/t             |
| • Schlammverbrennung:                 | 400 €/t <sub>TS</sub> |

Da die Betriebskosten jahresweise ermittelt werden, wird zur Ermittlung der Kosten für pulverisierte Aktivkohle der behandelte Anteil von 92 % der Jahreswassermenge herangezogen.

Der Treibwasserbedarf der PAK Silo- und Dosieranlage wurde nicht bepreist, da eine Brauchwasserpumpe sowie ein Leitungssystem auf der Kläranlage vorhanden sind. Da die Dosieranlage eine Suspensionskonzentration von 1 % erzeugt, liegt der Treibwasserbedarf bei max. 1,4 m<sup>3</sup>/h für das Schwerter Verfahren bzw. 1,1 m<sup>3</sup>/h für die simultane Dosierung. Der Anschluss an das bestehende Brauchwassersystem wurde in die Kostenbetrachtung mit aufgenommen.

Insgesamt ergeben sich Betriebskosten von rund 176.000 €/a netto beziehungsweise 209.000 €/a brutto.

## 7 CFD-SIMULATION NACHKLÄRBECKEN

In dieser Simulationsstudie erfolgen eine Begutachtung der Nachklärung bzgl. des Arbeitsblattes DWA-A 131 (2016) und weitergehender hydraulischer Analysen, eine Betriebsdatenanalyse verschiedener nachklärbeckenrelevanter Parameter und verschiedene Simulationsnachweise.

Die Simulationsnachweise umfassen die Betrachtung der bestehenden Einlaufgeometrie als auch den Einsatz eines höhenvariablen Einlaufsystems. Dabei wird die aktuelle Betriebsweise einer geänderten Betriebsweise bei Einsatz des Schwerter-Verfahrens gegenübergestellt.

### 7.1 Grunduntersuchung

Tabelle 7.1 gibt eine grundlegende Übersicht über die Beckengeometrie und Betriebskennwerte, die für diese Studie relevant sind. Des Weiteren gilt das Arbeitsblatt DWA-A 131 (2016).

Tabelle 7.1: Becken- und Betriebskennwerte. <sup>1</sup>Nach DWA-A 131 (2016) bezogen auf den Fließweg ab Einlauföffnung.

Parameter	Wert
Einwohnerwerte, Ausbaugröße [EW]	26.500
Anzahl Nachklärbecken	2
Innendurchmesser Becken [m]	33,00
Außendurchmesser Mittelbauwerk [m]	3,60
Beckenoberfläche brutto [m <sup>2</sup> ]	855
Beckenoberfläche netto [m <sup>2</sup> ]	845
Randtiefe [m]	14,70
2/3-Tiefe <sup>1</sup> [m]	3,81
Abstand UK Zulauf – Sohle [m]	2,13
Gestaltung Einlauföffnung	umlaufende Einlauföffnung
Durchmesser Zulaufrohr [m]	0,60
Wasserspiegel bei Q <sub>M</sub> [m ü. NN]	264,85
<b>Bemessungswerte</b>	
Q <sub>M</sub> [l/s]	275
Q <sub>M</sub> [m <sup>3</sup> /h]	990
q <sub>A,netto,QM</sub> [m/h]	0,59
RV <sub>M</sub> [-]	0,50
<b>Überwachungswerte</b>	
P <sub>ges</sub> [mg/l]	1,00
CSB [mg/l]	40

Bei maximalem Kläranlagenablauf (275 l/s = 23.760 m<sup>3</sup>/d) beträgt das Rücklaufverhältnis ca. 0,5 (Abbildung 7.1).

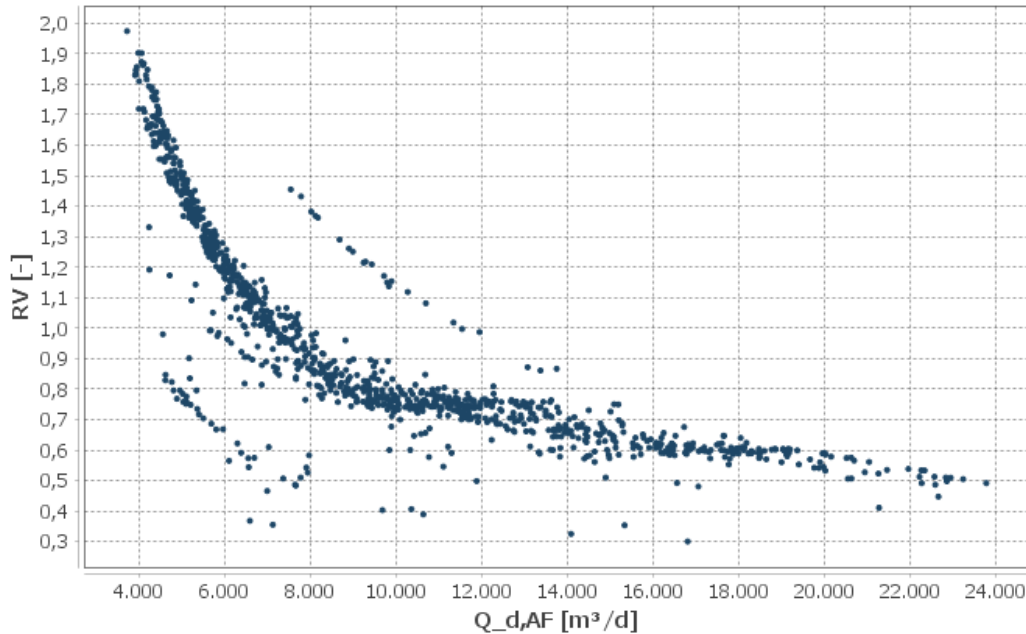


Abbildung 7.1: Rücklaufverhältnis in Abhängigkeit der Ablaufmenge der Kläranlage.

Tabelle 7.2 zeigt die zulässigen Belastungen nach dem Arbeitsblatt DWA-A 131.

Tabelle 7.2: Einordnung in horizontal oder vertikal durchströmtes Becken (A 131, Tabelle 5). Lichte Weite = Abstand der Einlauföffnung  $h_e$  zum Beckenrand.

Parameter	Wert
Höhenlage $h_e$ [m u. WSP]	1,45
lichte Weite $W_l$ [m]	14,70
Verhältnis $h_e$ zu $W_l$ [-]	0,10
Einordnung von $h_e$ nach A 131 [-]	< 0,33, d. h. horizontal durchströmt
zulässiges $q_{SV}$ [l/(m <sup>2</sup> h)]	≤ 500
zulässiges $q_A$ [m/h]	≤ 1,60
zulässiges RV [-]	≤ 0,75

Nach den Berechnungen der Beckentiefe nach dem Arbeitsblatt DWA-A 131 mit  $Q_M = 275$  l/s ergibt sich eine zulässige Schlammvolumenbeschickung von

- $q_{SV} = 434$  l/(m<sup>2</sup>h).

und ein maximal zulässiges Vergleichsschlammvolumen von:

- VSV = 741 ml/l.

Es wird darauf hingewiesen, dass erfahrungsgemäß hydraulisch optimierte Becken stets über die Grenzen des Arbeitsblattes DWA-A 131 hinaus belastbar sind. Die maximale Belastbarkeit hängt von verschiedenen Randbedingungen ab, z. B. auch vom Volumenverhältnis zwischen Belebung und Nachklärung, welches die Schlammverlagerung beeinflusst. Hydraulisch weniger optimale Becken liegen meist unterhalb der Grenzwerte nach dem Arbeitsblatt DWA-A 131.

Tabelle 7.3: Beckentiefen und zulässige Belastungen nach dem Arbeitsblatt DWA-A 131.

Parameter	Wert
$q_A (Q_M)$ [m/h]	0,59
RV [-]	0,50
Eindickzeit $t_E$ [h]	2,00
zulässiges VSV [ml/l]	741
zulässige $q_{SV}$ [l/(m <sup>2</sup> h)]	434
$h_1$ [m]	0,50
$h_2$ [m]	1,69
$h_3$ [m]	0,59
$h_4$ [m]	1,03
Summe [m]	3,81
$h_{2/3,ist}$ [m]	3,81
$h_{Reserve}$ [m]	0,00

### 7.1.1 Analyse des Mittelbauwerks

#### **Höhenlage der Einlauföffnung**

Nach Empfehlungen des Arbeitsberichtes DWA (2013) und nach dem Arbeitsblatt DWA-A 131 (2016) ist die Unterkante der Einlauföffnung 1,0 m bis 1,5 m über der Trichteroberkante anzuordnen. Im vorliegenden Fall liegt die Einlauföffnung (Unterkante 2,13 m über der Sohle) oberhalb dieses Bereiches.

#### **Durchmesser Mittelbauwerk**

Aus strömungsmechanischer Sicht wird es in Bezug auf den Energieeintrag in den Absetzraum typischerweise als vorteilhaft angesehen, den Außendurchmesser des Mittelbauwerkes auf ca. 15 % des Beckendurchmessers zu bemessen. 15 % entsprechen einem Durchmesser von 4,95 m. Aus wirtschaftlichen Gesichtspunkten kann der Durchmesser bis auf 12 % reduziert werden, wenn dies aus hydraulischen Gesichtspunkten tragbar ist.

- $D_{MBW}/D_{NKB} = 10,9 \%$ . → zu klein
- $D_{MBW}(15 \%) = 4,95 \text{ m}$



### Analyse der Eintrittsöffnung

Die Eintrittsgeschwindigkeit in den Absetzraum sollte einen Wert von 0,07 m/s nicht überschreiten. Die theoretische Eintrittsgeschwindigkeit beträgt bei  $Q_M$  und  $RV = 0,5$

- $u_{in} = 0,01 \text{ m/s.} \quad \rightarrow \text{OK}$

Um den Energieeintrag in das Becken zu berechnen, wird die densimetrische Froudezahl  $Fr_D$  ermittelt. Ein Bereich  $0,7 \leq Fr_D \leq 1$  wird als sinnvoll angesehen (Armbruster, 2004). Folgende theoretische Froudezahl wird bei  $Q_M$ ,  $RV = 0,5$  und mittlerem  $TS_{BB}$  berechnet:

- $Fr_D = 0,05 \quad \rightarrow \text{zu gering}$

Eine energetische Optimierung kann durch eine Verkleinerung der Einlaufläche herbeigeführt werden.

#### 7.1.2 Analyse des Klarwasserablaufs

Der Ablauf in den Nachklärbecken erfolgt über eine am Beckenrand liegende einseitig von innen angeströmte Ablaufrinne mit Zahnschwellen mit vorgesetzter Tauchwand.

Die zulässige Ablaufrinnenbeschickung  $Q_{ÜB}$  nach DWA-A 131 beträgt für beidseitig angeströmte Rinnen  $10 \text{ m}^3/(\text{m}\cdot\text{h})$  und  $20 \text{ m}^3/(\text{m}\cdot\text{h})$  für einseitig angeströmte Rinnen.

Es ergibt sich eine Ablaufrinnenbeschickung von:

$$Q_{ÜB} = \frac{Q_M}{L_{\text{Überfall}}}$$

$$Q_{ÜB} = 4,9 \text{ m}^3/(\text{m}\cdot\text{h}) \quad \rightarrow \text{OK}$$

#### 7.2 Betriebsdatenauswertung

Umfangreiche und detaillierte Ergebnisse der statistischen Analyse auf Grundlage der Betriebsdaten sind in der Anlage 1 des Anhangs dargestellt. Zusammenfassend ergeben sich folgende erwähnenswerte Aussagen.

Der mittlere **Trockensubstanzgehalt**  $TS_{BB}$  beträgt  $4,4 \text{ g/l}$ . 5 % (19 Tage im Jahr) der Werte sind größer  $5,6 \text{ g/l}$ .

Der **Schlammindex** beträgt im Mittel  $131 \text{ ml/g}$  und schwankt überwiegend zwischen  $100 \text{ mg/l}$  und  $170 \text{ mg/l}$ . In den Monaten Februar bis Mai treten die höchsten Werte auf, im August/September die niedrigsten.

Das **Schlammvolumen** spiegelt in etwa die Schwankungen des Schlammindex wider. Das nach DWA-A 131 zulässige Schlammvolumen von 741 ml/l wird an 11 % der Tage überschritten.

Die zulässige **Schlammvolumenbeschickung** von  $q_{SV,A131} = 434 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$  wird aktuell nie überschritten.

### 7.3 Modellaufbau für die Simulation

Die Geometrie, das Rechengitter und die Lage der Randbedingungen (Einlauf, Ablauf und Schlammrücklauf) sind für das Becken im Bestand in Abbildung 7.2 dargestellt.

Der Rücklaufschlamm wird durch einen Schildräumer mobilisiert und am Boden des Schlammtrichters abgezogen. Aufgrund der Zweidimensionalität wird der Schildräumer selbst nicht mit abgebildet.

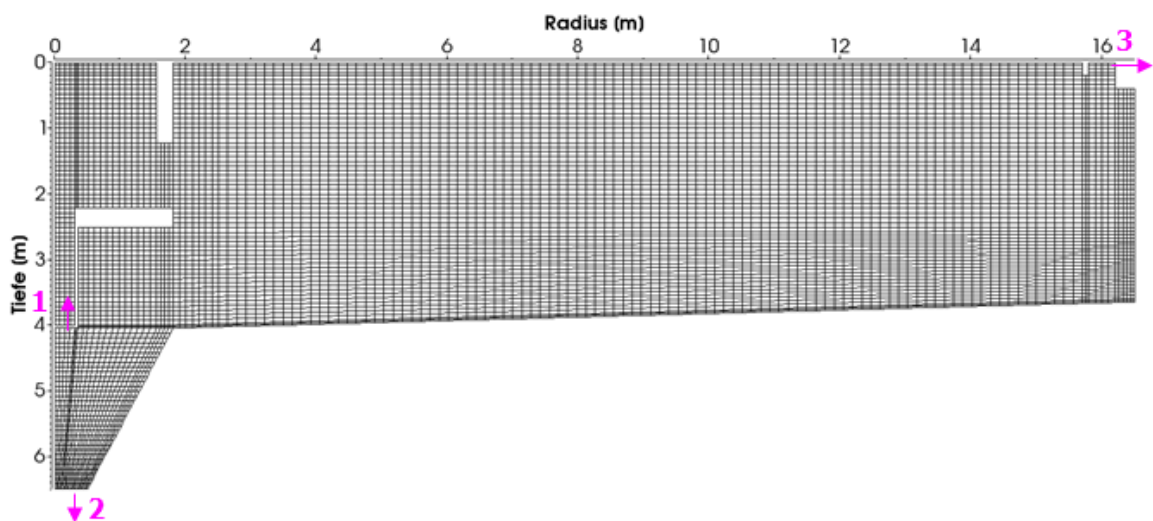


Abbildung 7.2: Rechengitter des Nachklärbeckens mit Lage der Randbedingungen des Zulaufes (1), des Schlammrücklaufes (2) und des Ablaufes (3).



## 7.4 Ableitung charakteristischer Randbedingungen für die Simulationen

In diesem Abschnitt werden charakteristische Belastungen hinsichtlich des Trockenwetterabflusses und Schlammvolumens (VSV) für die Simulationen aus den vorliegenden Betriebsdaten statistisch ermittelt.

### 7.4.1 Schlammeigenschaften

Der Nachweis der Funktionssicherheit der Nachklärbecken basiert auf einem sehr hohen Perzentil des Vergleichsschlammvolumens. Das 95 %-Perzentil stellt einen charakteristischen Hochlastfall dar und dient vorwiegend zum Nachweis der Funktionssicherheit gegen Schlammabtrieb.

Nach der Analyse des VSV erfolgt im nächsten Schritt eine paarweise statistische Auswertung der Parameter ISV und  $TS_{BB}$ , um die VSV-Belastungen auf Basis der aktuellen Betriebsweise zu definieren. Es wird für das jeweilige Perzentil das Parameterpaar ermittelt, das am repräsentativsten dieses Vergleichsschlammvolumen bildet.

Abbildung 7.3 zeigt grafisch die zweidimensionale Häufigkeitsverteilung der Parameter  $TS_{BB}$  und ISV anhand eines zweidimensionalen Konturplots. Es ergeben sich folgende repräsentative Wertepaare auf Basis der aktuellen Betriebsweise:

- $VSV_{95} = 800 \text{ ml/l}$  (Kombination:  $5,00 \text{ g/l} \times 160 \text{ ml/g}$ ).

Durch die Zugabe von PAK ist von einer Erhöhung des  $TS_{BB}$  um 16 % auszugehen. Somit ergibt sich folgender zweiter Lastfall:

- $VSV_{95,PAK} = 928 \text{ ml/l}$  (Kombination:  $5,80 \text{ g/l} \times 160 \text{ ml/g}$ ).

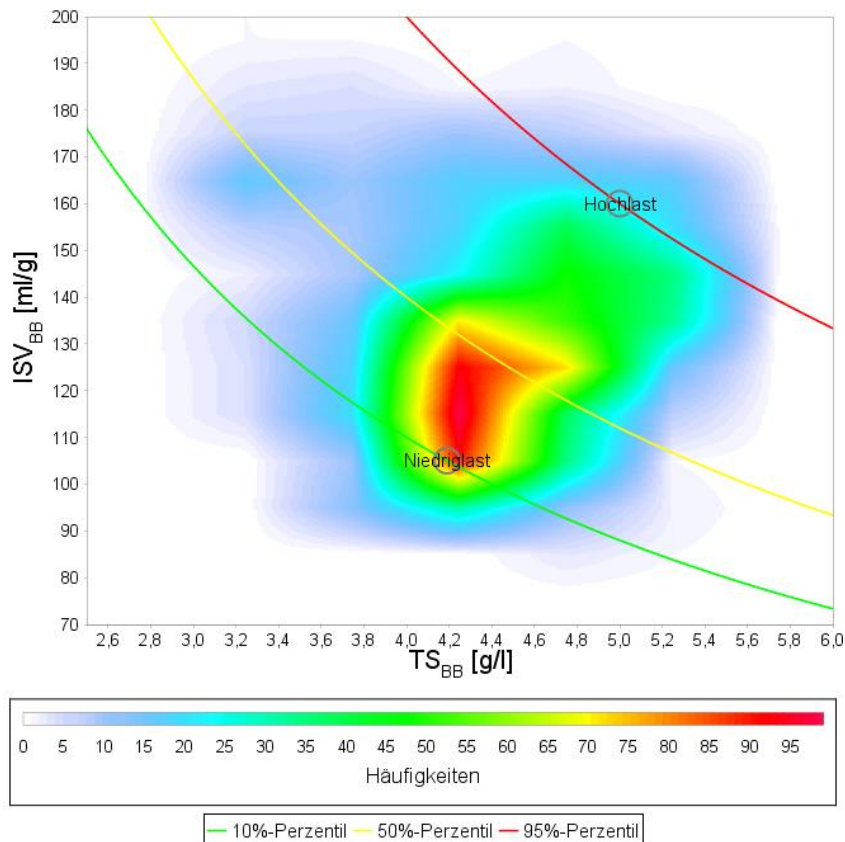


Abbildung 7.3: Zweidimensionale Häufigkeitsverteilung des Schlammindex und der Schlammkonzentration auf Basis der Betriebsdaten.  $\Delta ISV = 10$  ml/g,  $\Delta TS_{BB} = 0,5$  g/l. Angabe der angepassten  $ISV-TS_{BB}$ -Wertepaare für die Niedrig- und Hochlast. Die grüne Funktion beschreibt mögliche Wertepaare aus  $ISV$  und  $TS_{BB}$ , die das 10 %-Perzentil des VSV bilden. Die gelbe Funktion beschreibt die Wertepaare für das 50 %-Perzentil des VSV und die rote Linie für das 95 %-Perzentil. Die grauen Kreise zeigen jeweils die ermittelten repräsentative Lastfälle.

#### 7.4.2 Hydraulische Belastung

Der aktuelle **Bemessungsabfluss** der Nachklärung beträgt  $Q_M = 275$  l/s.

Die **Trockenwetteranalyse** erfolgt nach der 21-Tage-Minimum-Methode, basierend auf dem Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 198 (2003). Die tägliche Schwankungsbreite des Trockenwetterzuflusses wird nach grafischer Analyse mit 20 % festgelegt (Schwankungsbreite Fremdwasser). Tabelle 7.4 zeigt ausgewählte statistische Kennzahlen der Analyse auf Basis der Tageswerte.

Für den VSV-Hochlastfall wird als Trockenwetterwassermenge das 95 %-Perzentil mit 138 l/s gewählt (hohe Werte sind konservativ bzgl. Schlammverlagerung und Nachweis gegen Schlammabtrieb).

Tabelle 7.4: Statistische Kennzahlen der Trockenwetteranalyse.

Parameter	$Q_{T,d}$ [m <sup>3</sup> /d]	$Q_{T,d}$ [m <sup>3</sup> /h]	$Q_{T,d}$ [l/s]
Mittelwert	6.581	274	76
10 %-Perzentil	4.395	183	51
50 %-Perzentil	5.795	241	67
95 %-Perzentil	11.950	498	138

#### 7.4.3 Weitere Parameter

- Rücklaufverhältnis
  - $RV(Q_{TW}) = 0,75$  (bei 138 l/s siehe Abbildung 7.1)
  - $RV(Q_M) = 0,50$
- Volumina
  - Belebungsbecken 7.560 m<sup>3</sup>
  - Nachklärbecken 2 x ca. 3.240 m<sup>3</sup> (brutto)
  - Verhältnis  $V_{BB}:V_{NKB} = 1,17 : 1,00$
- Anzahl Nachklärbecken = 2

#### 7.4.4 Zusammenfassung Randbedingungen

Tabelle 7.5: Randbedingungen für die Simulationen.

Parameter	ohne PAK	mit PAK
Nettooberfläche [m <sup>2</sup> ]	845	845
Anzahl NKB	2	2
Q <sub>KA,TW</sub> [l/s]	138	138
Q <sub>KA,RW</sub> [l/s]	275	275
Q <sub>Verteilung</sub> [-]	0,50	0,50
Q <sub>1NKB,TW</sub> [l/s]	69	69
Q <sub>1NKB,RW</sub> [l/s]	138	138
RV <sub>TW</sub> [-]	0,75	0,75
RV <sub>RW</sub> [-]	0,50	0,50
Q <sub>RS,TW</sub> [l/s]	52	52
Q <sub>RS,RW</sub> [l/s]	69	69
(q <sub>A</sub> ) <sub>TW</sub> [m/h]	0,29	0,29
(q <sub>A</sub> ) <sub>RW</sub> [m/h]	0,59	0,59
TS <sub>BB</sub> [g/l]	5,00	5,80
ISV [ml/g]	160	160
VSV [ml/l]	800	928
(q <sub>SV</sub> ) <sub>TW</sub> [l/(m <sup>2</sup> ·h)]	232	269
(q <sub>SV</sub> ) <sub>RW</sub> [l/(m <sup>2</sup> ·h)]	472	548

## 7.5 Nachweissimulationen

### 7.5.1 Nachweis der aktuellen Betriebsweise

Die Nachweissimulationen zur aktuellen Betriebsweise erfolgen bei Trocken- und Regenwetter. Bei Regenwetter wird die Schlammverlagerung zwischen Belebung und Nachklärung berücksichtigt, die zu einer Reduzierung des Trockensubstanzgehaltes in der Belebung führt. Der Nachweis erfolgt mit und ohne PAK; mit PAK ist der  $TS_{BB}$ -Gehalt um 16 % bzw. um 0,8 g/l erhöht.

Ohne PAK bzw. bei  $TS_{BB} = 5,0$  g/l kann die Regenwetterbelastung mit beiden untersuchten Einlaufkonfigurationen sicher bewältigt werden (Abbildung 7.4 und Abbildung 7.5). Mit einem höhenvariablen Einlaufsystem verbleibt dabei eine um ca. 60 cm größere Klarwasserhöhe. Insbesondere mit höhenvariablem Einlaufsystem könnte eine noch höhere Belastung bewältigt werden.

Neben der Funktionssicherheit gegen Schlammabtrieb wird auch die Funktionssicherheit gegen Flockenabtrieb (= kontinuierlich Feinsuspensa im Klarwasserablauf) ausgewertet. Dabei wird das Schlammkonzentrationsfeld in sogenannte Funktionszonen eingeteilt. Kritisch sind Bereiche mit Schlammkonzentration unterhalb der Einlaufkonzentration. Dieser Bereich wird als ineffektive Zone bezeichnet und ist mit Flockenabtrieb gekennzeichnet. Beispielfhaft erfolgt eine Detailanalyse für die Simulationen ohne PAK.

Eine Darstellung des Schlammkonzentrationsfeldes im Becken zeigt Abbildung 7.4. Der bestehende Einlauf führt zu einer starken Destabilisierung des Schlammbetts und damit zu einer relativ großen ineffektiven Zone. Zudem ist nie ein vollständiger Flockenfiltereffekt (Einleitung unterhalb des Schlammspiegels) gegeben. Diese Effekte führen zu einem verstärkten Austrag von Schlammflocken ins Klarwasser.

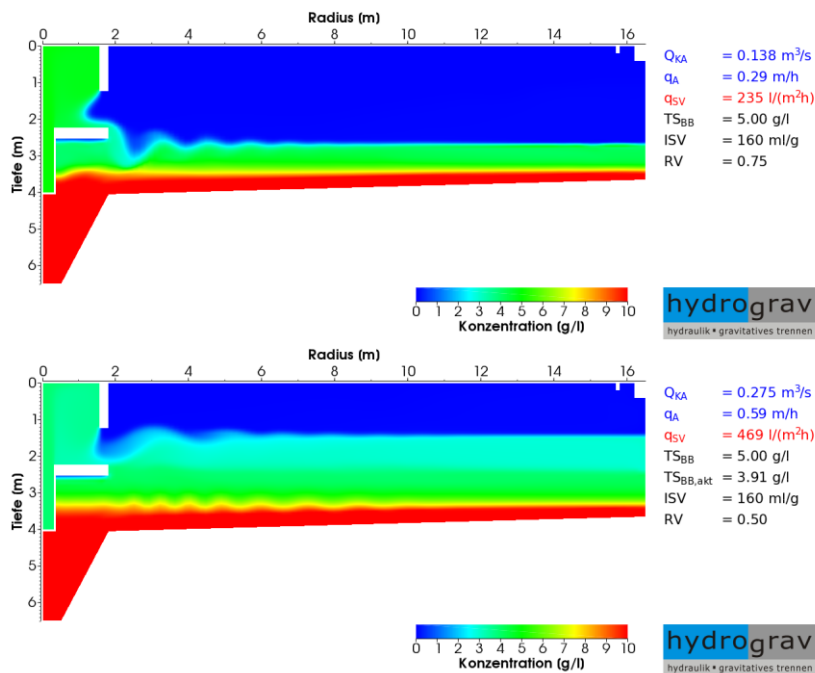


Abbildung 7.4: Schlammkonzentrationsfeld, aktuelle Betriebsweise ohne PAK, Bestands-einlaufbauwerk, VSV-Hochlast, Trockenwetter (oben), Regenwetter (unten).

Diese ungünstige hydraulische Situation wird mit dem höhenvariablen Einlaufsystem vermieden. Die stets hydraulisch optimalen Einlaufbedingungen führen zu einer minimalen ineffektiven Zone. Diese sinkt bei Trockenwetter von 14,6 % auf 2,4 % und bei Regenwetter von 28,5 % auf 1,8 % (Abbildung 7.5). Dies sichert hydraulisch bestmögliche Ablaufwerte.

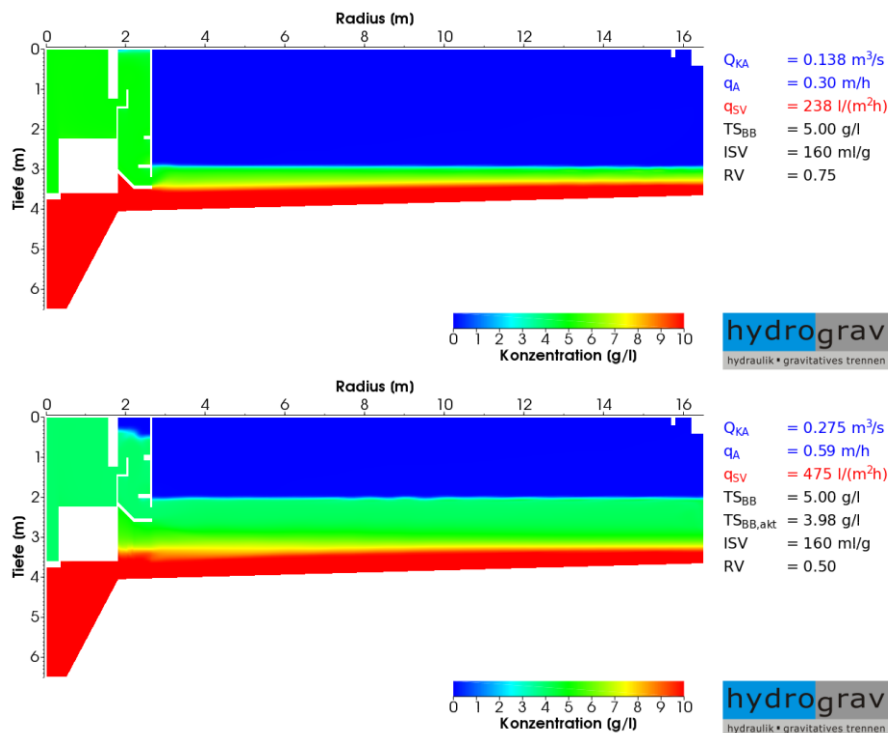


Abbildung 7.5: Schlammkonzentrationsfeld, aktuelle Betriebsweise ohne PAK, höhenvariables Einlaufsystem, VSV-Hochlast, Trockenwetter (oben), Regenwetter (unten).

### 7.5.2 Nachweis für Simultane PAK-Dosierung

Mit PAK bzw. bei  $TS_{BB} = 5,8 \text{ g}/\text{l}$  kann die Regenwetterbelastung mit keinem der beiden untersuchten Einlaufkonfigurationen ausreichend sicher (Klarwasserhöhe mindestens einen Meter) bewältigt werden (Anlage 1, Abbildung 10.28).

Es wird daher die maximale Leistungsfähigkeit durch eine schrittweise Reduktion des ISV um  $10 \text{ ml}/\text{g}$  ermittelt. Um mögliche Restrisiken in der Vorhersage zu berücksichtigen, wird als Kriterium zur Bestimmung der maximalen Leistungsfähigkeit eine verbleibende Klarwasserhöhe von mindestens einem Meter festgelegt

Der ISV muss für das Bestandseinlaufbauwerk von eingangs  $160 \text{ ml}/\text{g}$  auf  $140 \text{ ml}/\text{g}$  und für das höhenvariable Einlaufsystem weniger stark auf  $150 \text{ ml}/\text{g}$  abgesenkt werden (Anlage 1, Abbildung 10.40). Dies entspricht einer maximal möglichen Schlammvolumenbeschickung von  $476 \text{ l}/(\text{m}^2\text{h})$  im Bestand bzw.  $516 \text{ l}/(\text{m}^2\text{h})$  mit höhenvariablem Einlaufsystem.

Die höhere Leistungsfähigkeit des höhenvariablen Einlaufsystems lässt sich sehr gut anhand der beckeninternen (tatsächlich wirksamen) Belastungen erklären. Durch die hydraulisch günstigere Strömungsführung beim höhenvariablen Einlauf wird das Absetzen und die Eindickung des Schlammes weniger stark gestört, aufgewirbelt und eingemischt als beim Bestandseinlauf. Dies senkt die internen Belastungen, da weniger Schlamm im Becken im

Kreis geführt wird. So ist bspw. die interne Schlammvolumenbeschickung ( $q_{SV}$ )<sub>int</sub> bei Regenwetter und ohne PAK im Bestand um bis zu 107 %, dagegen mit höhenvariablem Einlauf nur um 32 % erhöht. Abbildung 7.6 und Abbildung 7.7 verdeutlichen die Zustände.

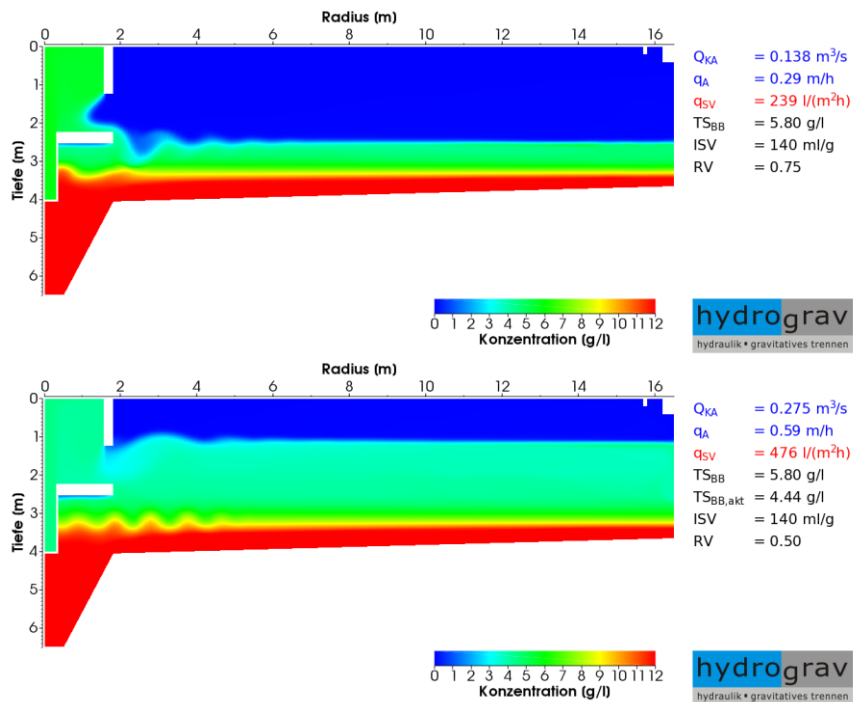


Abbildung 7.6: Schlammkonzentrationsfeld, aktuelle Betriebsweise mit PAK, Bestandseinlaufbauwerk, VSV-Hochlast, Trockenwetter (oben), Regenwetter (unten).



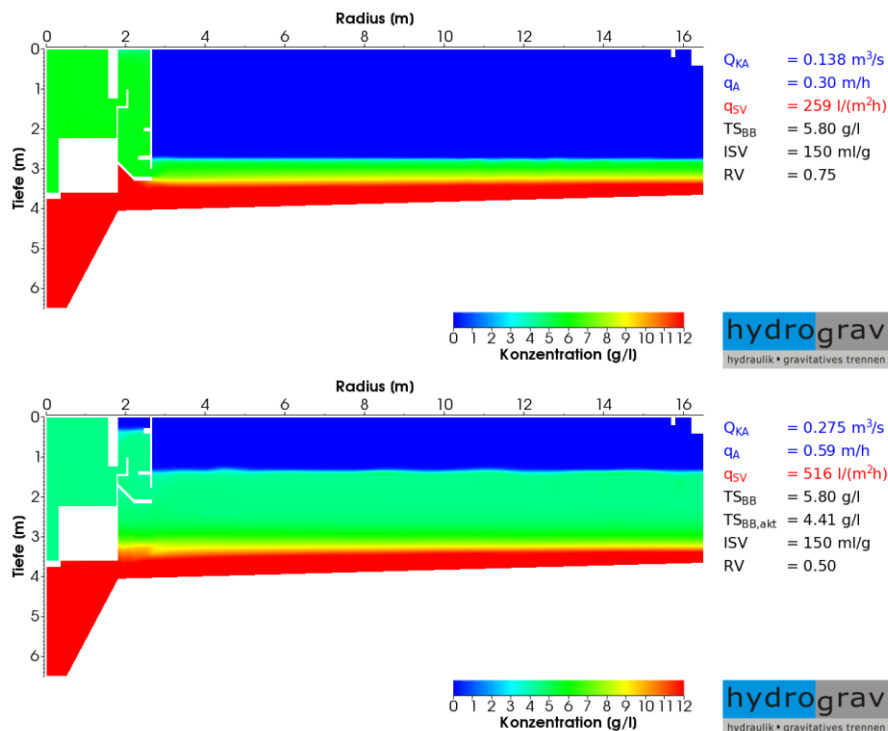


Abbildung 7.7: Schlammkonzentrationsfeld, aktuelle Betriebsweise mit PAK, höhenvariables Einlaufsystem, VSV-Hochlast, Trockenwetter (oben), Regenwetter (unten).

### 7.5.3 Nachweis des Schwerter-Verfahrens

Der Nachweis beim Schwerter Verfahren erfolgt beim VSV-Hochlastfall (95 %-Perzentil) unter zusätzlicher Berücksichtigung eines um 16 % erhöhten  $TS_{BB}$  aufgrund der Zugabe von PAK.

Im Vordergrund steht hier der Nachweis der Funktionssicherheit gegen Schlammabtrieb (= sehr große Mengen belebten Schlammes mit  $AFS \gg 1.000 \text{ mg/l}$  im Klarwasserablauf). Da bei diesem Verfahren die Nachklärung durchgehend mit  $Q_M$  beschickt wird, tritt keine Schlammverlagerung von der Belebung in die Nachklärung auf.

Beim Schwerter Verfahren kann die anfänglich definierte VSV-Hochlast mit keinem der Einlaufgestaltungen bewältigt werden. Ursache ist der fehlende Effekt der Schlammverlagerung, der sonst die tatsächliche Belastung bei Regenwetter reduziert. Die Simulationen bei aktueller Betriebsweise und PAK inkl. Schlammverlagerung zeigen, dass der  $TS_{BB}$  von 5,8 g/l auf ca. 4,4 g/l absinkt. Somit ist die Nachklärung beim Schwerter Verfahren bei dieser Lastkombination um ca. 32 % höher belastet als bei aktueller Betriebsweise.

Es wird die maximale Leistungsfähigkeit durch eine schrittweise Reduktion des ISV um 10 ml/g ermittelt. Um mögliche Restrisiken in der Vorhersage zu berücksichtigen, wird als Kriterium zur Bestimmung der maximalen Leistungsfähigkeit eine verbleibende Klarwasserhöhe von mindestens einem Meter festgelegt.

Der ISV muss für das Bestandseinlaufbauwerk von eingangs 160 ml/g auf 110 ml/g und für das höhenvariable Einlaufsystem weniger stark auf 120 ml/g abgesenkt werden (Abbildung 7.8).

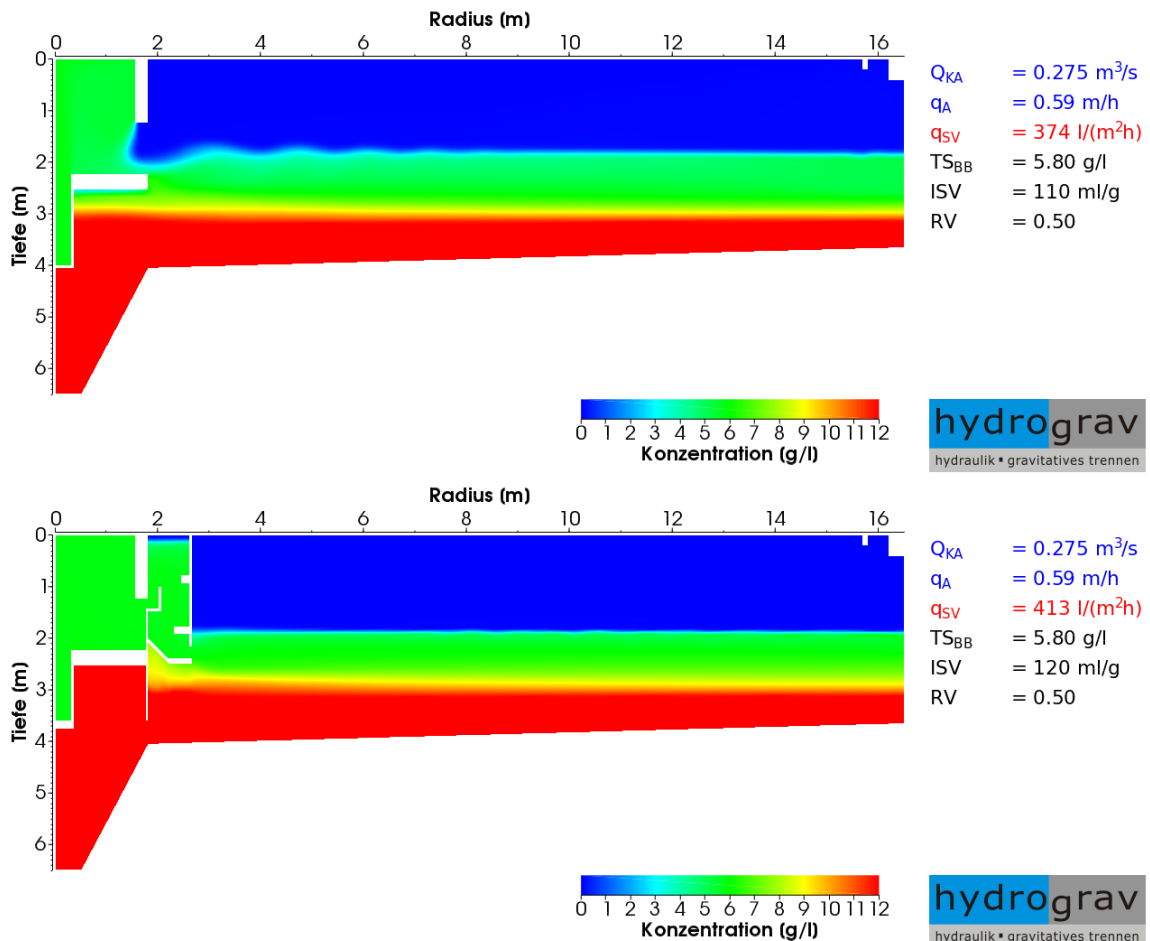


Abbildung 7.8: Schlammkonzentrationsfeld beim Schwerter Verfahren (ohne Schlammverlagerung). VSV-Hochlast mit maximalem ISV (ein um 10 ml/g höherer ISV führt zum Versagen der Becken). Regenwetter. Bestandseinlaufbauwerk (oben). Höhenvariables Einlaufsystem (unten).

Der bei Anwendung des Schwerter Verfahrens behandelbare ISV entspricht einer maximal möglichen Schlammvolumenbeschickung von 375 l/(m²h) im Bestand bzw. 413 l/(m²h) mit höhenvariablen Einlaufsystem. Diese Belastungen liegen noch unterhalb der nach DWA-A 131 ermittelten zulässigen Belastung von 434 l/(m²h) (bei  $RV = 0,50$ ) bzw. 397 l/(m²h) (bei  $RV = 0,75$ ) (nur Bestand).

Des Weiteren ist anzumerken, dass lt. analysierter Betriebsdaten (2014-2016) der maximale  $q_{SV}$  auf Basis von Tageswerten nur 369 l/(m²h) beträgt. Auf Basis höher aufgelöster Zuflussdaten, bspw. 2 h-Werte, könnte der maximale  $q_{SV}$  auch etwas höher ausgefallen sein.

Ein Vergleich verschiedener Leistungsfähigkeiten bzgl.  $q_{sv}$  zeigt zusammenfassend Abbildung 7.9.

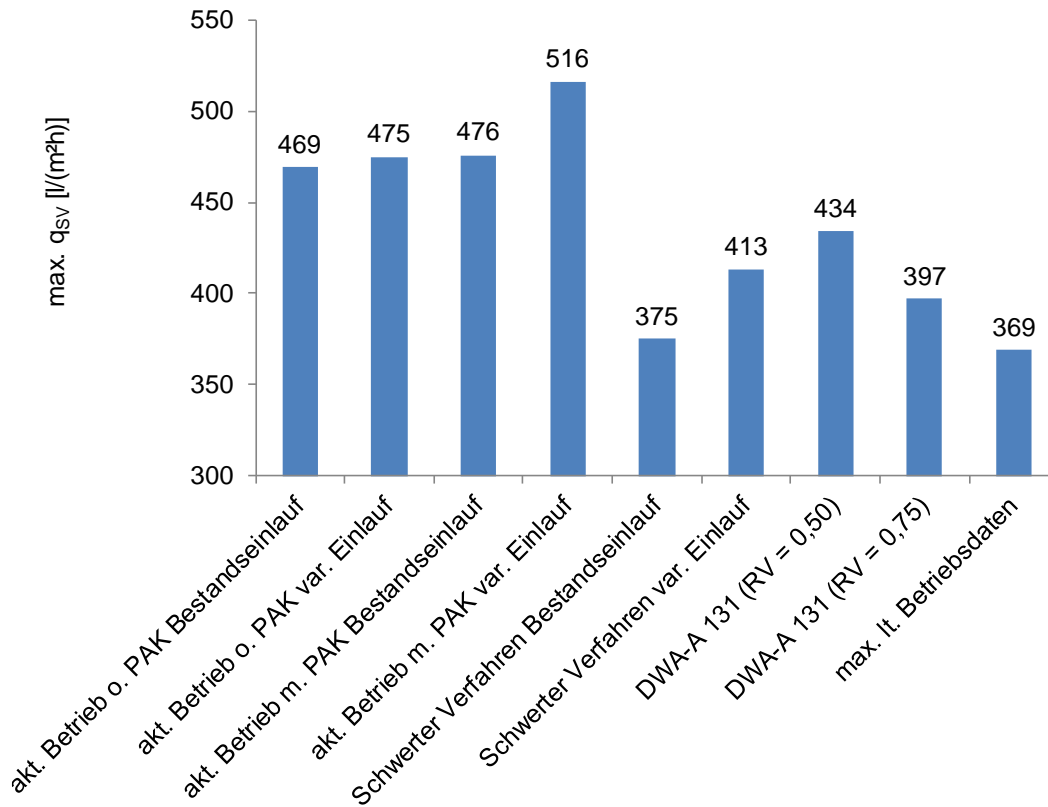


Abbildung 7.9: Nachgewiesene Leistungsfähigkeiten in Bezug auf die Schlammvolumenbeschickung.

## 7.6 Zusammenfassung der Simulationsstudie

Mit CFD-Simulationen wird die aktuelle Betriebsweise, die Auswirkung der simultanen Dosierung pulverisierter Aktivkohle und das Schwerter Verfahren untersucht. Da die Nachklärbecken im Bestand deutliche hydraulische Defizite der Einlaufgestaltung aufweisen, erfolgt zudem ein Leistungsvergleich mit einem höhenvariablen Einlaufsystem.

Die Ergebnisse zeigen zunächst, dass die bestmögliche Lösung zur Optimierung der Einlaufgestaltung aus physikalischer bzw. verfahrenstechnischer Sicht und Stand der Technik ein höhenvariabler Einlauf ist. Es wird hiermit die größtmögliche Sicherheit gegenüber Schlammabtrieb erzielt. Gleichzeitig werden bestmögliche Ablaufwerte durch einen dauerhaft gegebenen Flockenfiltereffekt in allen Lastsituationen gesichert.

Auf Basis der aktuellen Betriebsweise ohne PAK und unter Berücksichtigung der Schlammverlagerung beim Übergang von Trocken- auf Regenwetter kann das 95 %-Perzentil des

VSV von 800 ml/l, bestehend aus  $TS_{BB} = 5,0$  g/l (ca. 85 %-Perzentil) und ISV = 160 ml/g (ca. 90 %-Perzentil), erfolgreich nachgewiesen werden.

Dies gilt nicht für einen erhöhten PAK-beeinflussten  $TS_{BB}$  von 5,8 g/l zusammen mit einem betriebstypischen 160 ml/g. Mit einem höhenvariablen Einlaufsystem kann ein  $TS_{BB} = 5,8$  g/l nur bis 150 ml/g erfolgreich nachgewiesen werden (Bestand nur bis 140 ml/g). Die Leistungsgrenze der Nachklärung bei der hier untersuchten Parameterkombination liegt dabei bei ca. 516 l/(m<sup>2</sup>h).

Ein noch geringerer Schlammindex ist beim Schwerter Verfahren behandelbar aufgrund des fehlenden Effektes der Schlammverlagerung. Mit einem höhenvariablen Einlaufsystem kann ein  $TS_{BB} = 5,8$  g/l nur bis 120 ml/g (ca. 35 %-Perzentil) (Bestand nur bis 110 ml/g) erfolgreich nachgewiesen werden. Die Leistungsgrenze der Nachklärung mit höhenvariablen Einlaufsystem bei der hier untersuchten Parameterkombination liegt dabei bei ca. 413 l/(m<sup>2</sup>h), d. h. ca. 20 % geringer gegenüber der aktuellen Betriebsweise.

Nach DWA-A 131 ergibt sich bei einem aktuell betriebenen  $RV = 0,5$  ein Bemessungswert der Nachklärung von 434 l/(m<sup>2</sup>h). Das heißt, die Leistungsfähigkeit beim Schwerter Verfahren liegt noch unterhalb dieses Wertes.

## 8 VARIANTENVERGLEICH UND ZUSAMMENFASSUNG

### 8.1 Kostenvergleich

#### 8.1.1 Investitions- und Betriebskosten

Die unten stehende Tabelle 8.1 fasst die Investitions- und Betriebskosten für die in den Kapiteln 6.1 bis 6.3 vorgestellten Varianten zusammen. Ausführliche Tabellen zur Kostenermittlung finden sich im Anhang.

Tabelle 8.1: Zusammenfassung der Investitionskosten

Zusammenfassung Investitionskosten brutto [€]	Umrüstung Filtration Variante 1	Schwerter Verfahren Variante 2	Simultane Dosierung Variante 3
<b>Objekte</b>			
Bautechnik	525.932	752.150	211.827
Maschinentechnik	161.852	709.181	595.298
EMSR	38.844	170.203	142.871
<b>Summe brutto</b>	<b>726.629</b>	<b>1.631.534</b>	<b>949.996</b>

Es wird deutlich, dass für die Implementierung des Schwerter Verfahrens auf der Kläranlage Freudenberg erheblich höhere Investitionen erforderlich sind als für eine Umrüstung der bestehenden Filtration oder eine simultane Dosierung von pulverisierter Aktivkohle. Die geringsten Investitionskosten fallen für die Variante 1 an. Abbildung 8.1 verdeutlicht die Relationen.

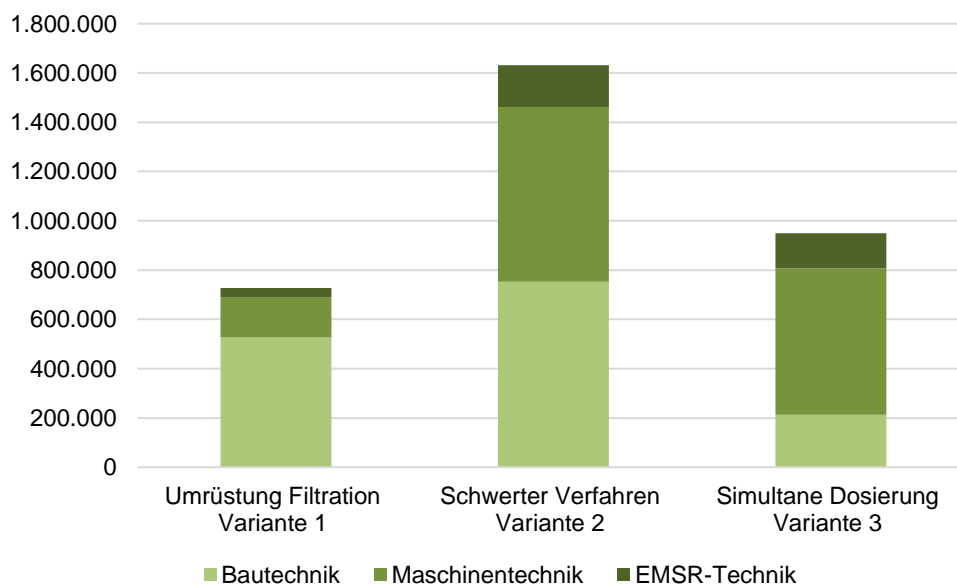


Abbildung 8.1: Bruttoinvestitionskosten [€]

Zusätzlich wurden die Investitionskosten unter Verwendung eines höhenvariablen Zulaufbauwerks zur Nachklärung betrachtet. Die Investitionskosten erhöhen sich damit um rund 565.000 € für beide Nachklärbecken. Die Kosten für den höhenvariablen Zulauf wurden pauschal der Maschinentechnik zugeschlagen.

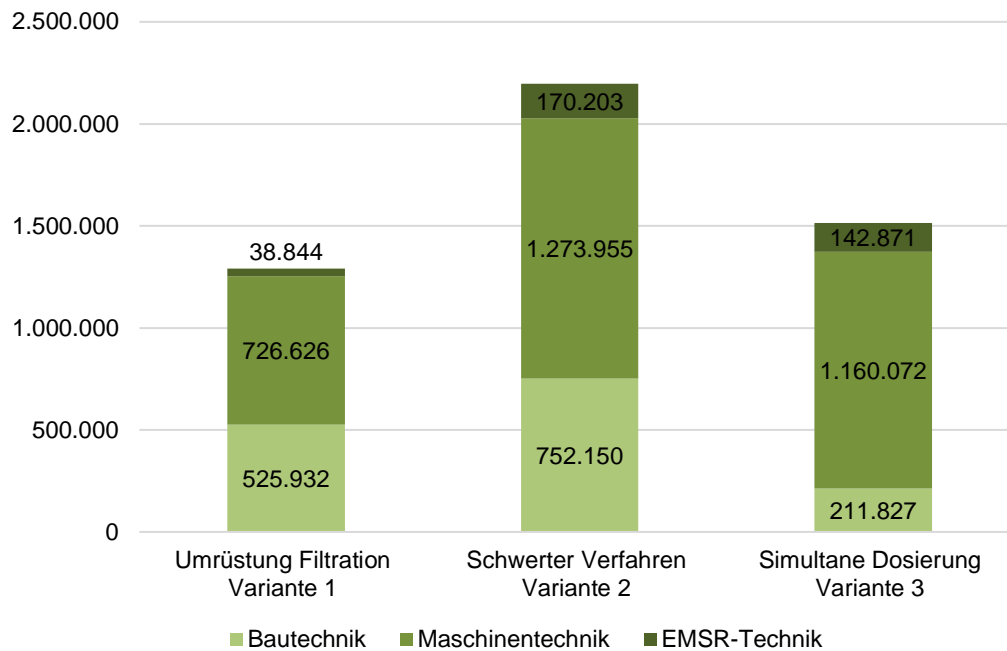


Abbildung 8.2: Bruttoinvestitionskosten inkl. höhenvariablen Zulauf [€]

Tabelle 8.2 fasst die jährlichen Betriebskosten der Varianten zusammen.

Tabelle 8.2: Zusammenfassung der Betriebskosten

Zusammenfassung Betriebskosten [€/a]	Umrüstung Filtration Variante 1	Schwerter Verfahren Variante 2	Simultane Dosierung Variante 3
<b>Objekte</b>			
Personal	9.450	30.240	15.120
Energiekosten	0	28.154	3.366
Aktivkohle	179.200	68.012	113.354
Schlamm Entsorgung	0	15.114	25.190
Wartung und Instandhaltung	8.513	29.053	18.616
<b>Summe netto</b>	<b>197.163</b>	<b>170.574</b>	<b>175.646</b>
Mehrwertsteuer (19 %)	37.461	32.409	33.373
<b>Summe brutto</b>	<b>234.624</b>	<b>202.983</b>	<b>209.019</b>
<b>Prozent</b>	<b>116</b>	<b>100</b>	<b>103</b>

Das Schwerter Verfahren ist aufgrund der geringen Dosiermenge von 12 mg/l im Vergleich der Betriebskosten die günstigste Variante. Bezogen auf die Betriebskosten des Schwerter Verfahrens weisen die Varianten 1 um 16 % und 3 um 3 % höhere Betriebskosten auf. Es

wird deutlich, dass die Aktivkohle in allen Varianten den wesentlichen Teil der Betriebskosten ausmacht. Genauere Aussagen zum Kostenvergleich der Varianten lassen sich durch den Vergleich der Jahreskosten im folgenden Kapitel erzielen

### 8.1.2 Betrachtung der Jahreskosten

Zur Ermittlung der Jahreskosten wurden nach KVR Leitlinie (DWA 2012) die nachfolgenden Abschreibungszeiträume zugrunde gelegt. Für die Maschinentechnik wird abweichend analog zur EMSR-Technik ein Abschreibungszeitraum von 10 a angenommen:

- Bautechnik: 30 a
- Maschinentechnik: 10 a
- EMSR-Technik: 10 a

Es wurde ein Zeitraum von 30 Jahren ohne Preissteigerung betrachtet. Der Berechnung liegt ein Realzinssatz von 3,0 % zugrunde. Die sich ergebenden Kapital- und Jahreskosten verdeutlicht Tabelle 8.3.

Tabelle 8.3: Zusammenfassung der Jahreskosten

Zusammenfassung Brutt jahreskosten [€/a]	Umrüstung Filtration Variante 1	Schwerter Verfahren Variante 2	Simultane Dosierung Variante 3
Summe Kapitalkosten	38.844	170.203	142.871
Summe Betriebskosten	234.624	202.983	209.019
<b>Summe brutto</b>	<b>284.984</b>	<b>344.448</b>	<b>306.362</b>
<b>Prozent</b>	<b>100</b>	<b>121</b>	<b>108</b>

Wie schon in der Aufstellung der Betriebskosten wird in der Jahreskostenberechnung deutlich, dass das Schwerter Verfahren die höchsten Kosten verursacht. Die Jahreskosten der Umrüstung der bestehenden Filtration sind am geringsten. Im Vergleich ist Variante 2 um 21 % und Variante 3 um 8 % teurer als die Vergleichsvarianten. Abbildung 8.3 verdeutlicht die Relationen. Es wird deutlich, dass die Betriebskosten, insbesondere die Kosten für die Aktivkohle, für alle Varianten den größten Teil der Jahreskosten ausmachen.



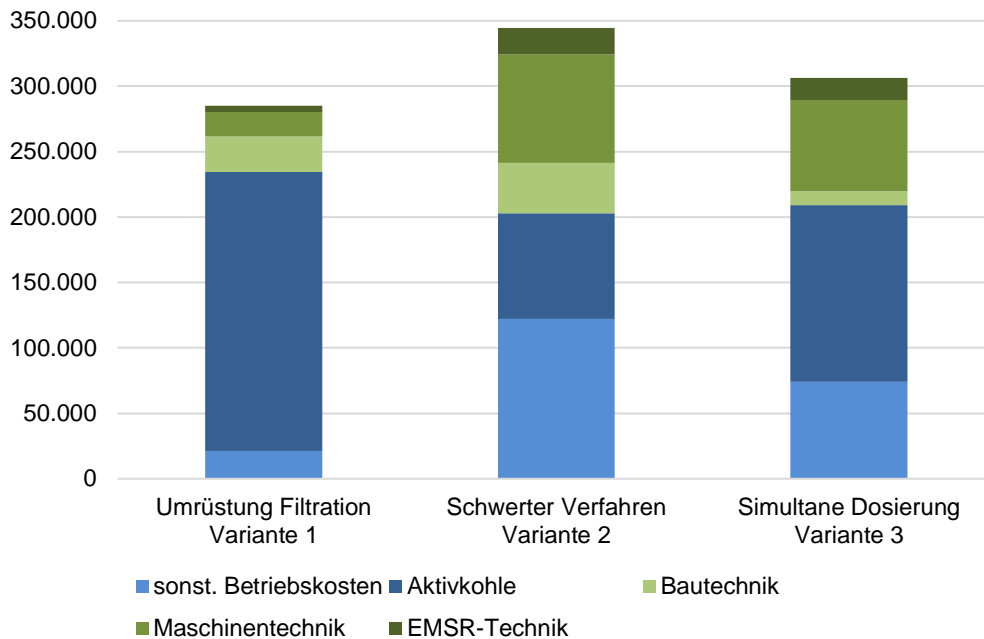


Abbildung 8.3: Bruttojahreskosten [€/a]

Aus Tabelle 8.4 können die spezifischen Jahreskosten entnommen werden. Die Kosten wurden auf die Bruttojahreskosten bezogen. Zur Ermittlung der Werte wurde von den folgenden Randbedingungen ausgegangen:

- Angeschlossene Einwohnerwerte: 21.000 EW
- 92 % behandelte Abwassermenge: 3.148.723 m<sup>3</sup>/a
- Gebührenrelevante Abwassermenge: 725.000 m<sup>3</sup>/a

Tabelle 8.4: spezifische Jahreskosten

Zusammenfassung der spezifischen Jahreskosten	Umrüstung Filtration Variante 1	Schwerter Verfahren Variante 2	Simultane Dosierung Variante 3
Bezogen auf Einwohnerwerte [€/(EW*a)]	<b>13,57</b>	<b>16,40</b>	<b>14,59</b>
Bezogen auf behandelte Abwassermenge [€/(m <sup>3</sup> *a)]	<b>0,09</b>	<b>0,11</b>	<b>0,10</b>
Bezogen auf gebührenrelevante Abwassermenge [€/(m <sup>3</sup> *a)]	<b>0,39</b>	<b>0,48</b>	<b>0,42</b>

Ebenso wie die Betriebs- und Jahreskosten übersteigen die spezifischen Jahreskosten für die Variante 2 die der Varianten 1 und 3. Da die gebührenrelevante Abwassermenge etwa 24 % der behandelten jährlichen Wassermenge ausmacht, unterscheiden sich die spezifischen Kosten entsprechend der Bezugsgröße deutlich.

Ergänzend wurden die Jahreskosten für jede Variante unter Betrachtung der Umrüstung der Nachklärung auf einen höhenvariablen Zulauf betrachtet. Die Kosten für den höhenvariablen Zulauf wurden pauschal der Maschinentechnik zugeschlagen. Abbildung 8.4 und Tabelle 8.5 verdeutlichen die Kosten.

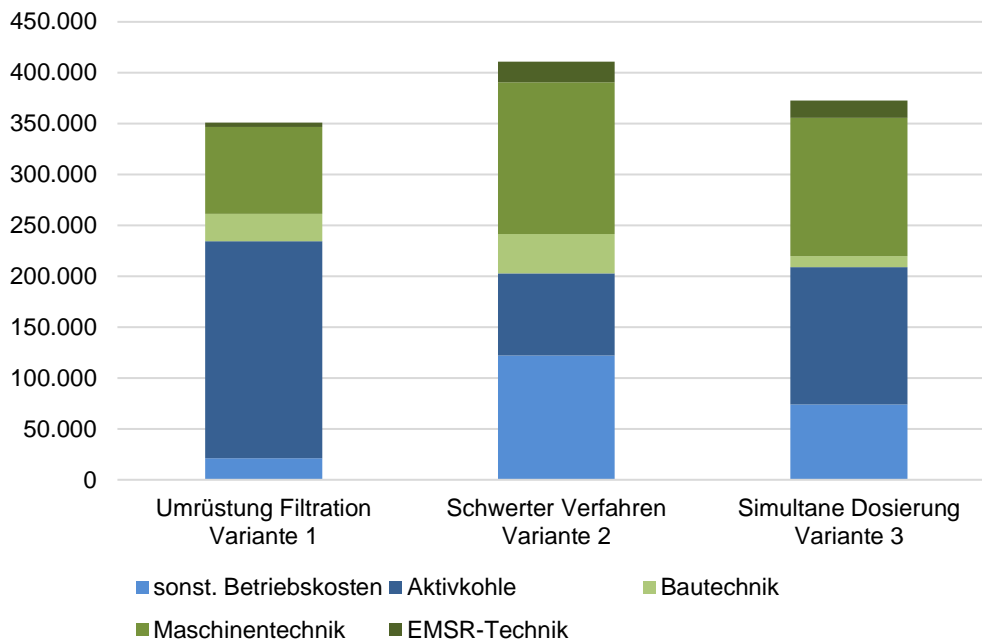


Abbildung 8.4: Bruttojahreskosten inklusive höhenvariabler Zulauf [€/a]

Tabelle 8.5: Jahreskosten inklusive höhenvariabler Zulauf

Zusammenfassung der spezifischen Jahreskosten inklusive höhenvariablem Zulauf	Umrüstung Filtration Variante 1	Schwerter Verfahren Variante 2	Simultane Dosierung Variante 3
Jahreskosten brutto [€/a]	351.193	410.657	372.571
Bezogen auf Einwohnerwerte [€/(EW*a)]	<b>16,72</b>	<b>19,56</b>	<b>17,74</b>
Bezogen auf behandelte Abwassermenge [€/(m <sup>3</sup> *a)]	<b>0,11</b>	<b>0,13</b>	<b>0,12</b>
Bezogen auf gebührenrelevante Abwassermenge [€/(m <sup>3</sup> *a)]	<b>0,48</b>	<b>0,57</b>	<b>0,51</b>

Da der Zuschlag für den höhenvariablen Zulauf für alle Varianten berücksichtigt wird, verändern sich die Kostenverhältnisse nicht.

Herbst et al. (2016) stellen eine Auswertung spezifischer Jahreskosten je m<sup>3</sup> behandeltem Abwasser für realisierte Anlagen und Vorzugsvarianten aus Machbarkeitsstudien in Abhängigkeit der Anschlussgröße der betrachteten Kläranlage zur Verfügung. Den Zusammenhang verdeutlicht Abbildung 8.5. Für die Auswertung wurden Nettokosten betrachtet.

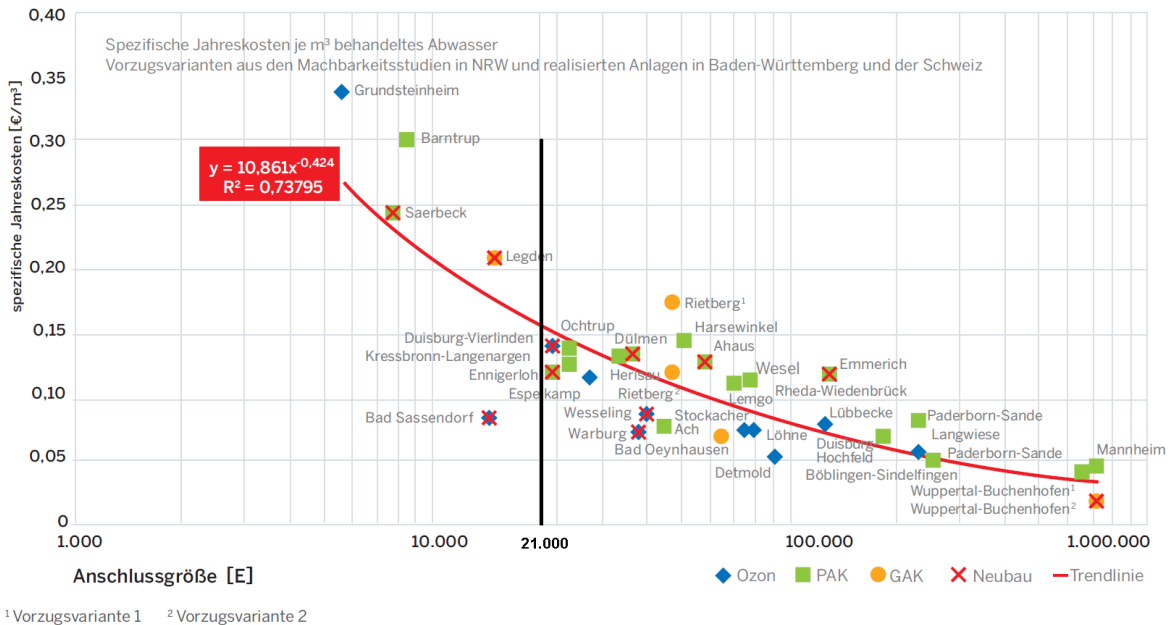


Abbildung 8.5: spezifische Nettojahreskosten in Abhängigkeit der Anschlussgröße (Herbst et al., 2016, verändert)

Für die Kläranlage Freudenberg mit einer Anschlussgröße von 21.000 Einwohnerwerten ergeben sich aus der Trendlinie spezifische Kosten von etwa 0,16 €/m<sup>3</sup>. Die neu errichtete Anlage unter Nutzung von pulverisierter Aktivkohle in Ennigerloh weist allerdings mit ca. 0,13 €/m<sup>3</sup> geringere spezifische Kosten je m<sup>3</sup> auf. Bezogen auf die behandelte Abwassermenge liegen alle in dieser Machbarkeitsstudie betrachteten Varianten, auch unter Berücksichtigung eines höhenvariablen Zulaufbauwerks zur Nachklärung, unterhalb der Trendlinie.

### 8.1.3 Sensitivitätsanalyse

In diesem Kapitel werden die Auswirkungen einer Veränderung der Eingangsgrößen auf die Jahreskosten der Varianten betrachtet. Die folgenden Variablen werden als besonders relevant für eine Änderung der Jahreskosten eingeschätzt:

- Standzeit der Filter
- Erforderliche Dosierrate der pulverisierten Aktivkohle

Abbildung 8.6 verdeutlicht die Veränderung der Jahreskosten der Variante 1 (Umrüstung der DynaSand-Filtrationsanlage zum Betrieb mit granulierter Aktivkohle) bei Variation der Filterstandzeit. Die Personalkosten für den Kohleaustausch wurden analog zur Standzeit variiert. Die Jahreskosten für die Varianten 2 und 3 wurden zum Vergleich unverändert eingefügt.

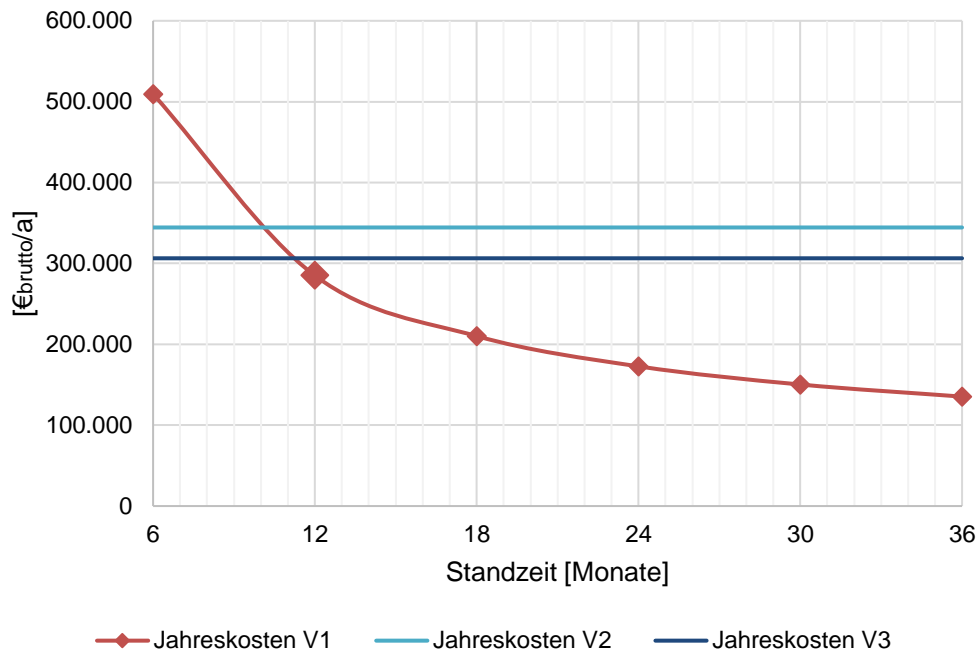


Abbildung 8.6: Variation der Filterstandzeit

Der Wert für die in der Kostenbetrachtung zugrunde gelegte Standzeit von 12 Monaten für Variante 1 ist fett markiert. Es wird deutlich, dass die Jahreskosten der Variante 1 maßgeblich von der Filterstandzeit abhängen und sich mit verlängerter Standzeit signifikant verringern. Bei Annahme einer Filterstandzeit von 10 Monaten ist Variante 1 günstiger als die Implementierung des Schwerter Verfahrens (Variante 2). Geht die Filterstandzeit über 11 Monate hinaus, ist Variante 1 ebenfalls günstiger als die simultane Dosierung von pulverisierter Aktivkohle in die Belebung.

Des Weiteren werden die Auswirkungen einer Variation der Dosierung von pulverisierter Aktivkohle in den Varianten 2 und 3 auf die Jahreskosten betrachtet. Abbildung 8.7 verdeutlicht die Entwicklung bei sonst identischen Randbedingungen. Die erforderliche Menge an pulverisierter Aktivkohle wurde, wie zuvor, auf den behandelten Anteil der Jahresabwassermenge bezogen. Die Bruttojahreskosten für die Variante 1 wurden zum Vergleich unverändert übernommen.

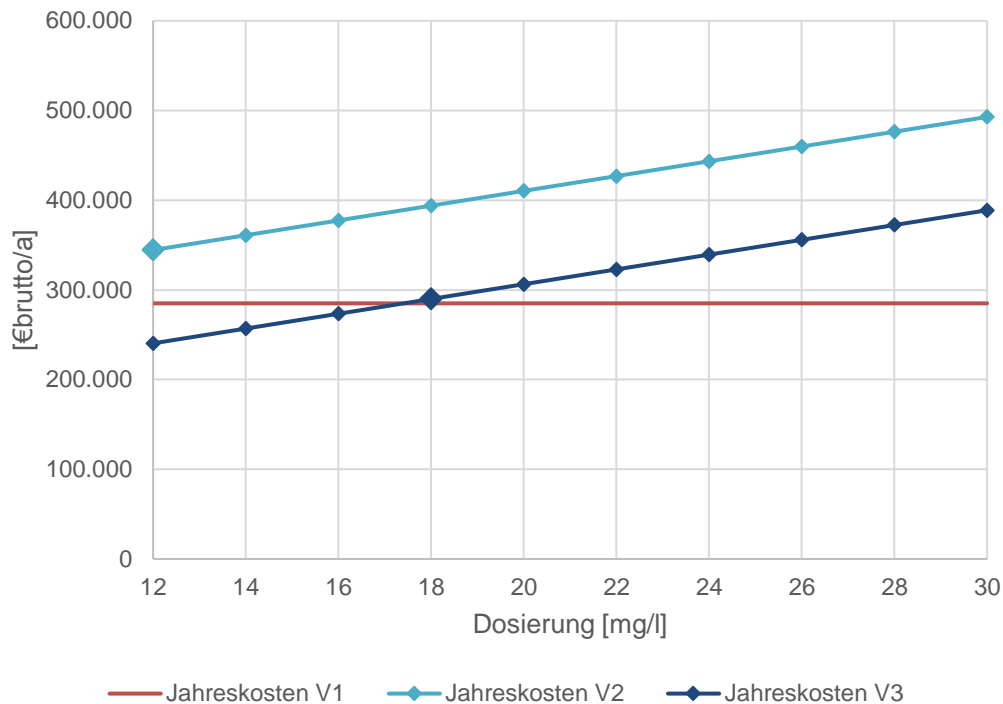


Abbildung 8.7: Variation der Dosiermenge

Die Werte für die in der Kostenbetrachtung zugrunde gelegten Dosiermengen sind fett markiert. Es wird deutlich, dass die Kosten mit einer Erhöhung der Aktivkohledosierung ansteigen. Zu beachten ist, dass mit einer Erhöhung der Dosiermenge der logistische und damit auch personelle Aufwand für die Implementierung der Verfahren ansteigt. Mit höherem Verbrauch an pulverisierter Aktivkohle werden häufigere oder größere Lieferungen notwendig. Zudem ist zu prüfen, ob ein größeres Silovolumen notwendig wird. Mit einer Erhöhung der Aktivkohledosierung fallen größere Schlamm-mengen auf der Kläranlage an, deren Abtrennung in der Nachklärung sowie Entwässerung und Entsorgung sichergestellt werden müssen. In der Bemessung der simultanen Dosierung wurde eine Dosiermenge von 20 mg/l für pulverisierte Aktivkohle angenommen. Inwieweit diese Dosierung reduziert werden kann, sollte durch Versuche für die vorliegenden Randbedingungen überprüft werden.

## 8.2 Nicht-monetäre Aspekte

Um eine umfassende Verfahrensempfehlung aussprechen zu können, ist neben der Betrachtung der Kosten eine Berücksichtigung weiterer Kriterien notwendig

In der vorliegenden Machbarkeitsstudie wurden die nicht-monetären Kriterien Flächenverbrauch, Personalbedarf, zeitliche Umsetzbarkeit, Auswirkung auf die Nachklärung, Primärenergieeinsatz und CO<sub>2</sub>-Emissionen, Eliminationseffektivität, Erprobungsgrad der Technologie sowie dass mit den Varianten verbundene Risiko als relevant identifiziert.

Die folgende Tabelle 8.6 stellt diese Kriterien in einem übersichtlichen Bewertungsverfahren gegenüber. Die vergebenen Bewertungen werden nachfolgend für jedes der Kriterien kurz erläutert.

Tabelle 8.6: Vergleich der Varianten

	<b>Umrüstung Filtration Variante 1</b>	<b>Schwerter Verfahren Variante 2</b>	<b>Simultane Dosierung Variante 3</b>
Investitionskosten [€brutto]	726.629	1.631.534	949.996
Jahreskosten [€brutto/a]	284.984	344.448	306.362
Flächenverbrauch	++	--	+/-
Personalbedarf	-	-	+/-
Zeitliche Umsetzbarkeit/ Terminschiene	+	-	+/-
Auswirkung auf die Nachklärung	+/-	-	-
Primärenergieeinsatz und CO <sub>2</sub> -Emissionen	-	--	--
Erprobungsgrad der Technologie	+	+	+
Risiko	+	-	+/-

Auswirkungen ++ sehr positiv, + positiv, +/- neutral, - negativ, -- sehr negativ

Wie bereits im vorigen Kapitel deutlich gemacht wurde, ist die Umrüstung der Filtration bezogen auf die Investitions- und Jahreskosten die günstigste Variante.

*Flächenverbrauch:* Aufgrund der geringen Verfügbarkeit von Freiflächen auf dem Gelände der Kläranlage Freudenberg ist der Flächenverbrauch durch die verschiedenen Verfahren der Spurenstoffelimination besonders relevant. Durch die Umrüstung der vorhandenen Filter kann die zusätzliche Reinigungsstufe der Mikroschadstoffelimination ergänzt werden, ohne dass zusätzliche Fläche benötigt wird. Zur Implementierung des Schwerter Verfahrens ist der Bau eines Silo- und Dosiersystems sowie eines Kontaktbeckens notwendig. Daher wird der Flächenverbrauch dieser Variante mit sehr hoch bewertet. Für die Umsetzung einer simultanen Dosierung wird lediglich ein Silo- und Dosiersystem benötigt. Aus diesem Grund ist der Flächenverbrauch hier als gering zu bewerten.

*Personalbedarf:* Durch die Umrüstung der Filtration auf einen Betrieb mit granulierter Aktivkohle wird der Austausch der Kohle und damit verbunden der Personalaufwand zur Organisation und Durchführung der entsprechenden Arbeiten zum regulären Betriebsfall. Aus diesem Grund erhöht sich der Personalbedarf im Vergleich zum heutigen Betrieb. Auch die Implementierung des Schwerter Verfahrens führt durch die Errichtung neuer Bauwerke und

Maschinenteknik zu erhöhtem Personalbedarf. Im Gegensatz dazu ist der zusätzliche Personalbedarf durch die simultane Dosierung voraussichtlich als verhältnismäßig gering einzuschätzen.

*Zeitliche Umsetzbarkeit/Terminschiene:* Die Beurteilung dieses Kriteriums richtet sich nach dem Zeitaufwand zur Umsetzung der Variante. Die zeitaufwändigste Variante ist, durch den erforderlichen Bau eines Kontaktbeckens, das Schwerter Verfahren. Für die Umsetzung der simultanen Dosierung ist der Bau eines Silo- und Dosiersystems erforderlich. Aufgrund der schwierigen Baugrundverhältnisse auf der Kläranlage Freudenberg ist hier die Beurteilung des Zeitbedarfs unsicher. Im Gegensatz dazu ist der Aufwand zur Umrüstung der bestehenden Filtration absehbar.

*Auswirkung auf die Nachklärung:* Die Varianten 2 und 3 führen zu einem erhöhten Klärschlammfall. Zudem muss für diese Varianten der TS-Gehalt in der Belebung erhöht werden, damit die Menge an biologisch aktiver Biomasse nicht verringert wird. Neben zusätzlichen Kosten zur Schlamm Entsorgung führt die Dosierung von pulverisierter Aktivkohle daher zu einer erhöhten Belastung der Nachklärung. Im Schwerter Verfahren wird die Nachklärung zudem konstant mit der maximalen Wassermenge beschickt. Dies führt zu einer reduzierten Leistungsfähigkeit der Nachklärung (vergleiche Kapitel 7). Aus diesen Gründen werden die Auswirkungen auf die Nachklärung für das Schwerter Verfahren und für die simultane Dosierung als negativ bewertet. Die Umrüstung der bestehenden Filter hat dagegen keine Auswirkung auf die Belastung und Funktionalität der Nachklärung. Durch die im Regenwetterfall erforderliche Teilumfahrung der Filtration ist eine leistungsfähige Nachklärung erforderlich, um Flockenabtrieb zu verhindern.

*Primärenergieeinsatz und CO<sub>2</sub>-Emissionen:* Die Verwendung von Aktivkohle zur Spurenstoffelimination erhöht den Energieaufwand und CO<sub>2</sub>-Fußabdruck einer Kläranlage signifikant (vgl. Kapitel 3.2.1). Zur Herstellung von Aktivkohle werden große Mengen an Energie verbraucht und gebundenes CO<sub>2</sub> freigesetzt. Die folgende Tabelle gibt einen Überblick über den fossilen Primärenergieverbrauch und den CO<sub>2</sub>-Fußabdruck von Aktivkohlen aus verschiedenen Rohstoffen.

Tabelle 8.7: Primärenergieverbrauch und CO<sub>2</sub>-Fußabdruck je t Aktivkohle für verschiedene Rohstoffe (DWA-AG KA-8.6, 2016)

Rohstoff		Fossiler Primärenergieverbrauch	CO <sub>2</sub> -Fußabdruck
		[GJ/t]	[t CO <sub>2</sub> -Äq./t]
Steinkohle	Frisch	109-124	11-18
	Reaktivat	17-29	2-3
Braunkohle	Frisch	152-184	14-18
	Reaktivat	20-37	2-4
Kokosnussschalen	Frisch	28-51	5-7
	Reaktivat	9-14	1



Es wird deutlich, dass für die Reaktivierung von Aktivkohle deutlich weniger Energie verbraucht und CO<sub>2</sub> erzeugt wird als für die Herstellung frischer Kohle. Die Verwendung von reaktivierter Aktivkohle kommt nur für die Befüllung der Filter in Frage. Aus diesem Grund werden die Auswirkungen für die Varianten 2 und 3 für dieses Kriterium mit sehr negativ sowie für die Variante 1 mit negativ bewertet.

*Erprobungsgrad der Technologie:* Die DynaSand-Filtrationsanlage der Kläranlage Rietberg wird seit 2015 mit granulierter Aktivkohle betrieben. Auch das Schwerter Verfahren und die simultane Dosierung wurde bislang in großtechnischen Versuchen betrieben. Der Erprobungsgrad der betrachteten Varianten ist daher gleichwertig.

*Risiko:* Die Umsetzung des Schwerter Verfahrens ist im Vergleich mit den anderen Varianten mit den größten Risiken verbunden. Zum einen führt die zusätzlichen Belastung der Nachklärung durch eine dauerhafte Beschickung mit der maximalen Wassermenge sowie einen erhöhten TS-Gehalt dazu, dass die Leistungsfähigkeit der Nachklärung unterhalb des Bemessungswertes nach DWA-A131 liegt. Zum anderen ist der Bau eines Kontaktbeckens und Zulaufpumpwerks mit baulichen Unsicherheiten verbunden. Auch die simultane Dosierung pulverisierter Aktivkohle in die Belebung beeinträchtigt die Funktionalität der Nachklärung und erfordert bauliche Maßnahmen auf ungünstigem Baugrund. Dagegen ist die Umrüstung der Filtration auf einen Betrieb mit granulierter Aktivkohle nicht mit Risiken verbunden.

Unter Betrachtung aller Kriterien ist daher die Umrüstung der vorhandenen DynaSand-Filter auf einen Betrieb mit granulierter Aktivkohle als Vorzugsvariante zu betrachten.

### **8.3 Zusammenfassung**

In der vorliegenden Machbarkeitsstudie wurde die Umsetzbarkeit von drei adsorptiven Verfahren zur Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage Freudenberg verglichen. Die im Rahmen der Machbarkeitsstudie durchgeführte Analytik in Bezug auf Mikroschadstoffkonzentrationen belegt einen Einfluss des Abflusses der Nachklärung auf den Asdorfer Bach.

Die Umrüstung der vorhandenen DynaSand-Filter zum Betrieb mit granulierter Aktivkohle ermöglicht die Nutzung vorhandener Infrastruktur. Mit einem maximalen Zufluss zur Filteranlage von 222 l/s ist die Behandlung von ca. 99 % der Jahreswassermenge möglich. Die Sensitivitätsanalyse zeigt, dass die Kosten dieser Variante vor allem von der erzielbaren Filterstandzeit abhängen. Mit einer Filterstandzeit von 12 Monaten liegen die Jahreskosten dieser Variante etwa gleich hoch wie die Kosten für die simultane Dosierung in die Belebung. Mit einer max. Filtergeschwindigkeit von 10 m/h kann ca. 99 % der Jahreswassermenge durch die Filter behandelt werden. Im Regenwetterfall muss Wasser durch eine Umfahrung an den Filtern vorbeigeführt werden. Dies kann zu einem Austrag von Schlammflocken in das Gewässer führen. Um einen ggf in diesen Fällen erhöhten Phosphoraustrag in das Gewässer zu minimieren, kann eine Umrüstung der Nachklärung mit einem höhenvariablen Einlaufbauwerk in Betracht gezogen werden. Dieses sichert auch bei niedrigem

Schlamm Spiegelstand die „Flockenfilterwirkung“ und mittlere AFS < 3 mg/l selbst mit kritischem Schlamm. Die Simulation der Nachklärung ergibt, dass die Regenwetterbelastung mit beiden untersuchten Einlaufkonfigurationen für einen ISV=160 ml/g sicher bewältigt werden kann. Eine Umrüstung der bestehenden Filtration, ggf. in Verbindung mit einem höhenvariablen Zulauf der Nachklärung, wird als die Vorzugsvariante betrachtet. Negative Auswirkungen auf die bereits jetzt schon sehr guten Ablaufwerte, die durch die MIRAR-Regelung für  $N_{ges}$  und  $NH_4-N$  erreicht werden, sind durch die Umsetzung dieser Variante nicht zu erwarten.

Die Implementierung des Schwerter Verfahrens (Variante 2) zeichnet sich durch hohe Kosten aus. Durch den Betrieb eines Kontaktbeckens, sowie eines Pumpwerks zu dessen Beschickung wird der Personalbedarf der Kläranlage durch diese Variante erhöht. Zudem sind durch die dauerhafte Belastung der Nachklärung und der Filter mit der maximalen Wassermenge  $Q_M$  negative Auswirkungen zu erwarten. Um den Anteil an biologisch aktiver Biomasse in der Belebung nicht zu verringern, muss der zudem TS-Gehalt in der Belebung erhöht werden, was ebenfalls Auswirkungen auf die Nachklärung hat. Die Simulation der Nachklärung ergibt, dass die Nachklärung beim Schwerter Verfahren bei dieser Lastkombination um ca. 32 % höher belastet ist als bei aktueller Betriebsweise. Die VSV-Hochlast kann mit keiner der Einlaufgestaltungen bewältigt werden. Zudem liegt die Leistungsfähigkeit des Schwerter Verfahrens bei dieser Variante unterhalb des Bemessungswertes der Nachklärung nach DWA-A131. Aus diesem Grund kann diese Variante zur Umsetzung nicht empfohlen werden.

Eine simultane Dosierung von pulverisierter Aktivkohle in die Belebung ist ebenfalls teurer als die Variante 1. Für die Errichtung eines Silo- und Dosiersystems ist ein bautechnischer Eingriff nötig. Wie beim Schwerter Verfahren, muss in der Folge der Umsetzung dieser Variante der TS-Gehalt im Belebungsbecken erhöht werden. Die Auswirkungen auf die Nachklärung wurden simuliert und in Kapitel 7 beschrieben. Die VSV-Hochlast (TS=5,8 g/l und ISV=160 ml/g) kann mit keiner der Einlaufgestaltungen ausreichend sicher (Klarwasserhöhe mindestens einen Meter) bewältigt werden. Der Schlammindex muss zum Nachweis dieser Variante auf 140 ml/g für das Bestandsbauwerk und für das höhenvariable Einlaufsystem auf 150 ml/g abgesenkt werden. Aus diesem Grund sollte die Umsetzung der simultanen Dosierung mit einer Umrüstung der Nachklärbecken auf ein höhenvariables Einlaufbauwerk verbunden werden.

Eine explizite Verringerung der Konzentration für  $P_{ges}$  als Folge der untersuchten Spurenstoffeliminierungsverfahren konnte nicht festgestellt werden. In Bezug auf die Eliminationsleistung zeigen die untersuchten Adsorptionsverfahren bei Betrachtung der Leitparameter der Spurenstoffe gute Ergebnisse. Allerdings befinden sich im Ablauf der Nachklärung der Kläranlage Freudenberg ebenfalls erhöhte Konzentration (Diclofenac und Gabapentin), deren Konzentration mittels der untersuchten Behandlung nicht unterhalb den jeweiligen Richtwert reduziert werden können. Prinzipiell erhöhen Kombinationsverfahren (Adsorption und Oxidation) die Reduktion der Spurenstoffkonzentration. Ein effektives Verfahren zur Elimination von Gabapentin aus dem Wasser ist Teil der aktuellen Forschung.

Düsseldorf, 17.05.2018

Speikermann GmbH  
Consulting Engineers

Dr. Christian Mauer  
Projektleiter

Rebecca Blass  
Projektingenieurin

## 9 LITERATURVERZEICHNIS

- Abegglen, C.; Siegrist, H. (2012): Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser, Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen. Hrsg.: Bundesamt für Umwelt, Bern (Schweiz).
- ARGE Spurenstoffe NRW, Teilprojekt 6 (Hrsg.) (2014): Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen: Entwicklung von Konzeptionen und innovativen, kostengünstigen Reinigungsverfahren, Vergabenummer 08-058/1, Abschlussbericht zur Phase 2. Gerichtet an das MKULNV NRW, Düsseldorf.
- Benstöm, F. (2017): Granulierte Aktivkohle zur Elimination organischer Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser. Dissertation, Aachen 2017.
- Benstöm, F.; Nahrstedt, A.; Böhler, M.; Knopp, G.; Montag, D.; Siegrist, H.; Pinnekamp, J. (2016): Leistungsfähigkeit granulierter Aktivkohle zur Entfernung organischer Spurenstoffe aus Abläufen kommunaler Kläranlagen, Ein Überblick über halb- und großtechnische Untersuchungen – Teil 2: Methoden, Ergebnisse und Ausblick. In: Korrespondenz Abwasser, Abfall, 63 (4), S. 276-289, Hennef.
- DWA (2013). Einlaufbauwerke von Nachklärbecken. Arbeitsbericht des DWA-Fachausschusses KA-5 „Absetzverfahren“.
- DWA (2012). Leitlinie zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnung (KVR Leitlinie). 8. überarbeitete Auflage. Hrsg. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (Hrsg. Auflage 1- 7 LAWA).
- DWA (2016). Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131. Gelbdruck. Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
- DWA-Arbeitsgruppe KA-8.6 (2016): Aktivkohleeinsatz auf kommunalen Kläranlagen zur Spurenstoffentfernung, Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe KW-8.6 „Aktivkohleeinsatz auf Kläranlagen“. In: Korrespondenz Abwasser, Abfall, 63 (12), S. 1.062-1.067, Hennef.
- Grünebaum, T.; Jardin, N., Lübken, M.; Wichern, M.; Lyko, S.; Rath, L.; Thöle, D.; Türk, J. (2014): Untersuchung verschiedener Verfahren zur weitergehenden Spurenstoffelimination auf kommunalen Kläranlagen im großtechnischen Maßstab. In: Korrespondenz Abwasser, Abfall, 61 (10), S. 876-884, Hennef.
- Herbst, H.; Antakyali, D.; Sasse, R.; Ante, S. Schulz, J. (2016): Kosten der Elimination von Mikroschadstoffen und mögliche Finanzierungsansätze. In: Korrespondenz Abwasser, Abfall, 63 (2), S. 124-130, Hennef.

- Ingenieurgesellschaft Müller (1991): Erläuterungsbericht zum Entwurf zur Erweiterung der Kläranlage der Stadt Freudenberg. Ingenieurgesellschaft Müller, Schöneck.
- Ingenieurgesellschaft Knollmann (2015): Betrieb der Dyna-Sand-Carbon Filtration zur Elimination von Spurenstoffen auf der Zentralkläranlage Rietberg, 3. Zwischenbericht. Hrsg.: Abwasserbetrieb, Rietberg.
- Knollmann, J. (2016): Betrieb der Dyna-Sand-Carbon Filtration zur Elimination von Spurenstoffen auf der Zentralkläranlage Rietberg, Präsentation zum Bericht zum Abschluss der 1. Erprobungsphase mit Neukohle. Ingenieurgesellschaft Knollmann, Hannover.
- Komp.Mikro.NRW (Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW) (Hrsg.) (2016): Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination, 2. überarbeitete und erweiterte Auflage. Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW, Köln.
- Komp.Mikro.NRW\_1 (Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW) (Hrsg.) (2016): Rechtliche Grundlagen online <http://www.masterplan-wasser.nrw.de/das-kompetenzzentrum/> Stand 31.10.2016 zuletzt eingesehen am 15.02.2018
- Komp.Mikro.NRW (Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW) (Hrsg.) (2015): Mikroschadstoffentfernung machbar? Wesentliche Inhalte einer Machbarkeitsstudie für Anlagen zur Mikroschadstoffelimination mit aktualisierter Stoffliste vom 01.09.2016. Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe, Köln.
- (MULNV NRW, 2014) Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) 2014: Programm reine Ruhr zur Strategie einer nachhaltigen Verbesserung der Gewässer- und Trinkwasserqualität in Nordrhein-Westfalen.pdf online <http://www.masterplan-wasser.nrw.de/tatenbank/nrw/programm-reine-ruhr/> zuletzt eingesehen am 16.02.2018
- (MULNV NRW, 2017) Flussgebiete NRW (Hrsg.) 2017-2018 Die Monitoringleitfäden online <https://www.flussgebiete.nrw.de/die-monitoringleitfaeden-7423> zuletzt eingesehen am 16.02.2018
- Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer Teil A.pdf Stand August 2009
- Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer Teil B.pdf Stand August 2009
- Monitoringleitfaden Oberflächengewässer Anlage D4.xlsx
- Mutz, D.; Remy, C.; Miehe, U.; Sperlich, A. (2017): Einfluss von Ozonung oder Aktivkohleadsorption zur weitergehenden Entfernung organischer Spurenstoffe auf den Energieaufwand und CO<sub>2</sub>-Fußabdruck einer Kläranlage. In: Korrespondenz Abwasser, Abfall, 64 (4), S. 310-320, Hennef.

- Nahrstedt, A.; Rohn, A.; Alt, K.; Wu, X.; Schlösser, F.; Schröder, K.-H. (2017): Mikroschadstoffelimination mittels granulierter Aktivkohle im Ablauf der Kläranlage Gütersloh-Putzhagen. In: Korrespondenz Abwasser, Abfall, 66 (9), S. 790-801, Hennef.
- Nahrstedt, A.; Burbaum, H.; Mauer, C.; Alt, K.; Sürder, T.; Fritzsche, J. (2014): Einsatz granulierter Aktivkohle auf dem Verbandsklärwerk „Obere Lutter“. In: Korrespondenz Abwasser, Abfall, 61 (5), S. 408-426, Hennef.
- NRW.Bank (2017): Ressourceneffiziente Abwasserbeseitigung NWR II (ResA II). <https://www.nrwbank.de/de/foerderlotse-produkte/Ressourceneffiziente-Abwasserbeseitigung-NRW-II-ResA-II/15874/nrwbankproduktdetail.html>, zuletzt eingesehen am 14.12.2017.
- OGewV (2016): Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juni 2016 (BGBl. I S. 1373).
- Obrecht, J.; Thomann, M.; Stoll, J.-M.; Frank, K.; Sobaszkievicz, M.; Boller, M.; Freisler, P. (2015): PAK-Dosierung ins Belebungsverfahren, Alternative zur Nachgeschalteten Pulveraktivkohleadsorption. In: Aqua & Gas, 2015, 2 S. 20-32. Schweizerischer Verein des Gas- und Wasserfaches (SVGW), Zürich (Schweiz).
- UBA (Umweltbundesamt) (Hrsg.) (2015): Organische Mikroverunreinigungen in Gewässern, Vierte Reinigungsstufe für weniger Einträge. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.