



Stadt Stadtlohn

Abschlussbericht

Möglichkeiten der Elimination prioritärer Stoffe in der Kläranlage Stadtlohn

gefördert durch: **Ministerium für Klimaschutz, Umwelt,
Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz
des Landes Nordrhein-Westfalen**



RH Ingenieurbüro
Rummler + Hartmann
GmbH

Havixbeck, im Mai 2014

Auftraggeber: Stadt Stadtlohn
Markt 3
48703 Stadtlohn

Aufgestellt durch: Ingenieurbüro Rummler + Hartmann GmbH
Hohenholter Straße 14 a
48329 Havixbeck

Bearbeitung: Dipl.-Ing. Manfred Rummler
Kai Harmjanßen B.Eng.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Projektkurzbeschreibung und Zielsetzung	1
3	Beschreibung prioritärer Stoffe	2
4	Vorstellung der Kläranlage Stadtlohn.....	5
5	Analyseergebnisse	7
6	Betrachtete Verfahren zur Spurenstoffelimination.....	10
6.1	Membranverfahren	11
6.2	Ozonierung	12
6.3	Adsorption mittels Aktivkohle.....	18
6.3.1	GAK-Adsorption	19
6.3.2	PAK-Adsorption	20
6.3.2.1	Auswahl geeigneter Aktivkohle	22
6.3.2.2	Verfahrensmöglichkeiten der PAK-Adsorption	24
6.3.2.3	Fällmittel- und Flockungshilfsmittelzugabe.....	26
6.3.2.4	Systeme zur PAK-Abscheidung.....	29
6.3.2.4.1	AFSF-Verfahren	29
6.3.2.4.2	Sandfiltration.....	30
6.3.2.4.3	Sedimentation	31
6.3.2.4.4	Lamellenabscheider	31
6.3.2.4.5	Mikrosieb.....	33
6.3.2.4.6	Tuchfiltration	35
6.3.2.4.7	Druckentspannungsflotation.....	36
6.3.2.4.8	Zusammenfassende Gegenüberstellung der Systeme zur PAK-Abscheidung.....	37
6.4	Gegenüberstellung der optionalen Verfahren	38
7	Planungs- und Bemessungsgrundlagen	39
8	Verfahrensmöglichkeiten und Kostenschätzungen	45
8.1	Variante 1: PAK-Adsorption im Kontaktbecken mit anschließender Sedimentation und Filtration.....	45
8.2	Variante 2a: PAK-Adsorption im Kontaktbecken mit anschließender Filtration.....	50
8.3	Variante 2b: PAK-Adsorption im Kontaktbecken mit anschließender Filtration und Rezirkulation in die Belebung	55
8.4	Variante 3: PAK-Adsorption im Belebungsbecken mit anschließender Filtration nach der Nachklärung.....	60

8.5	Variante 4: Ozonierung mit anschließender Dyna-Sandfiltration	65
8.6	Gegenüberstellung der Kostenschätzung	70
8.7	Sensitivitätsanalyse	71
9	Verfahrensempfehlung	72
10	Zielsetzung	74
11	Zusammenfassung	75
12	Literaturverzeichnis	78
13	Verzeichnisse	80
13.1	Abbildungsverzeichnis	80
13.2	Tabellenverzeichnis	81
13.3	Abkürzungsverzeichnis	82
14	Anhang	83

1 Einleitung

Industriechemikalien und Inhaltsstoffe aus Arzneimitteln, Röntgenkontrastmitteln, Östrogenen und Herbiziden passieren jeden Tag mehrheitlich unbehandelt einen Großteil der herkömmlichen kommunalen Kläranlagen und lassen sich in Oberflächengewässern, Böden und Grundwässern nachweisen (Abbildung 3.1). Ein großer Teil dieser Mikroverunreinigungen ist durch eine biologische Stufe auf den bestehenden Kläranlagen nicht abbaubar. Dank verbesserter Analysemethoden lassen sich Mikroschadstoffe teilweise erst seit den letzten Jahren nachweisen und geraten immer mehr in den Blickpunkt der Medien, der Politik und der Öffentlichkeit. Welche Auswirkungen sie auf den Organismus und die Umwelt haben können ist weitestgehend unerforscht, da eine Vielzahl noch nicht genauer untersucht und bisher keine genauen Grenzwerte definiert wurden. Doch auch diejenigen Stoffe, für die es bereits definierte Schwellenwerte gibt, lassen sich oft in erhöhten Konzentrationen in der aquatischen Umwelt nachweisen. Hierdurch stellt sich immer mehr die Frage nach einer „vierten Reinigungsstufe“. „Mit Inkrafttreten der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) fiel der Startschuss für eine grenzüberschreitende Gewässerreinigungspolitik in Europa. Ein wesentliches Ziel der Richtlinie ist es, eine ökologisch-nachhaltige Wasserwirtschaft auf hohem Standard zu etablieren. Für Oberflächengewässer bedeutet dieses, einen „guten chemischen Zustand“ und einen „guten ökologischen Zustand“ zu erreichen“ (Fahlenkamp et al., 2008).

Herkömmliche Kläranlagen sind nicht ausreichend dazu in der Lage die Mikroschadstoffe zu behandeln. Diese Anlagen, deren Nutzen es ist das Abwasser bestmöglich zu reinigen und somit eine Beeinträchtigung der aquatischen Umwelt zu vermeiden, sind also nicht geeignet die Akkumulation der Mikroverunreinigungen in der Umwelt zu verhindern.

Seit einigen Jahren werden repräsentativ Untersuchungen mittels Pilotanlagen und Forschungsarbeiten zur Elimination und Reduktion prioritärer Stoffe vorgenommen und diskutiert. Das Land Nordrhein-Westfalen fördert auf den öffentlichen Kläranlagen innovative Technologien zur Behandlung und Beseitigung dieser Stoffe. Die Betreiber der Kläranlage Stadtlohn denken mit Betrachtung dieser Machbarkeitsstudie über eine Inanspruchnahme einer Förderung nach, um ihre Kläranlage ggf. nachzurüsten.

Mit der Aufarbeitung der in Frage kommenden Maßnahmen zur Mikroschadstoffreduzierung und der Konzeptstudie einer möglichen vierten Reinigungsstufe wurde das Ingenieurbüro Rummler + Hartmann beauftragt.

2 Projektkurzbeschreibung und Zielsetzung

Zur Behandlung, Reduzierung und Eliminierung von prioritären Stoffen werden in der Literatur mehrere mögliche weitergehende Abwasserreinigungsstufen aufgeführt, welche zum Teil mit Erfolg getestet wurden und bereits in einigen kommunalen Kläranlagen eingesetzt werden (Zwickenpflug et al., 2010; Grünebaum, 2013). Hierbei erwiesen sich die Ozonierung und die Adsorption mittels

Aktivkohle als die sinnvollsten und wirtschaftlichsten Verfahren. Ungeachtet dessen werden im Laufe der Machbarkeitsstudie ebenfalls alternative und kombinierte Verfahren vorgestellt und analysiert.

Ziel dieser Studie ist es herauszufinden mit welchen Mikroschadstoffen die Kläranlage Stadtlohn beaufschlagt wird. Des Weiteren ist zu prüfen, wie die Stoffe am effektivsten eliminiert und reduziert werden können. Hierfür wird anhand der Abwasserproben ein Screening durchgeführt und auf Grundlage diverser Studien zum Thema „Elimination prioritärer Stoffe“ ein für die Kläranlage Stadtlohn maßgeschneidertes Konzept zur Behandlung der prioritären Stoffe ausgearbeitet.













































3 Beschreibung prioritärer Stoffe

Prioritäre Stoffe sind nach Definition des Europäischen Parlaments, Richtlinie 2000/60/EG vom 23. Oktober 2000, Schadstoffe und Schadstoffgruppen auf Unionsebene, „die ein erhebliches Risiko für bzw. durch die aquatische Umwelt darstellen, einschließlich der entsprechenden Risiken für Gewässer, die zur Trinkwasserentnahme genutzt werden“ (Europäisches Parlament und Rat, 2000). Die Schadstoffe und Schadstoffgruppen wurden erstmalig in der Wasserrahmenrichtlinie aufgelistet. Im Erscheinungsjahr 2000 fasste die Liste insgesamt 33 Stoffe und Stoffgruppen und unterteilte sich in acht prioritäre und 25 prioritär gefährliche Stoffe. Diese sollten schrittweise reduziert und die Emission der prioritär gefährlichen Stoffe beendet oder schrittweise eingestellt werden. Mit den Richtlinien 2008/105/EG, vom 16. Dezember 2008, und 2013/39/EU, vom 12. August 2013, wurde die Liste um zwölf weitere, auf insgesamt 45 Stoffe oder Stoffgruppen erweitert und geändert. Die überarbeitete Liste fasst nun 24 prioritäre und 21 prioritär gefährliche Stoffe und Stoffgruppen. Tabelle 3.1 zeigt die derzeitig identifizierten Stoffe und Stoffgruppen auf und weist auf deren Herkunft hin.

Neben dieser Liste ist in der Richtlinie 2013/39/EU die Kontamination des Wassers und des Bodens mit Arzneimittelrückständen als ein bekanntes Problem aufgeführt. Welche Relevanz diese Rückstände in der aquatischen Umwelt darstellen, soll laut Richtlinie weiter untersucht werden.

Für die weitergehende Überwachung neu auftretender Schadstoffe sieht die Wasserrahmenrichtlinie außerdem vor einen Mechanismus zu installieren, welcher sich auf Bezug einer Beobachtungsliste mit maximal 14 neuen Stoffen auseinandersetzt und diese bewertet. „Die in die Beobachtungsliste aufzunehmenden Stoffe werden unter den Stoffen ausgewählt, die nach verfügbaren Informationen ein erhebliches Risiko für bzw. durch die aquatische Umwelt auf Unionsebene darstellen und für die keine ausreichenden Überwachungsdaten vorliegen“ (Europäisches Parlament und Rat, 2000). In der aktuellen Beobachtungsliste sind erstmalig Arzneimittel und Hormone aufgeführt. Es handelt sich hierbei um den Arzneimittelwirkstoff Diclofenac, sowie um die Hormone 7-Alpha-Ethinylestradiol (EE2) und 17-Beta-Östradiol (E2). Die Weichen für die Aufnahme der für die breite Bevölkerung bekanntesten und oft in den Medien hervorgehobenen Problemstoffe, gemeint sind die Arzneimittelrückstände und Hormone, sind also gestellt.

Tabelle 3.1: Prioritäre und prioritär gefährliche Stoffe und deren Herkunft

Herkunft	Prioritär	Prioritär gefährlich
Pflanzenschutzmittel & Pestizide	<ul style="list-style-type: none">  Alachlor  Atrazin  Chlorfenvinphos  Chlorpyrifos (Chlorpyrifos-Ethyl)  Diuron  Isoproturon  Naphthalin  Simazin  Aclonifen  Bifenox  Cybrtryn  Cypermethrin  Dichlorvos  Terbutryn 	<ul style="list-style-type: none">  Anthracen  Hexachlorocyclohexan  Nonylphenole  Tributylzinnverbindungen  Trifluralin  Dicofol  Heptachlor und Heptachlorepoxid
Organisch chemische Verbindungen	<ul style="list-style-type: none">  Benzol  1,2-Dichlorethan  Dichlormethan  Fluoranthen  Octylphenole  Pentachlorphenol  Trichlorbenzole  Trichlormethan (Chloroform) 	<ul style="list-style-type: none">  Bromierte Diphenylester  C₁₀₋₁₃-Chloralkane  Hexachlorbenzol  Hexachlorobutadien  Pentachlorbenzol  Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)  Perfluoroktansulfonsäure und ihre Derivate (PFOS)  Hexabromcyclododecane (HBCDD)
Schwermetalle	<ul style="list-style-type: none">  Blei und Bleiverbindungen  Nickel und Nickelverbindungen 	<ul style="list-style-type: none">  Cadium und Cadmiumverbindungen  Endosulfan  Quecksilber und Quecksilberverbindungen
Sonstige		<ul style="list-style-type: none">  Bis(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)  Dioxine und dioxinähnliche Verbindungen

Prioritäre Stoffe werden im Allgemeinen häufig auch als Mikroschadstoffe, Mikroverunreinigungen oder Spurenstoffe bezeichnet. Letztlich sind die prioritären Stoffe jedoch nur ein durch das Europäische Parlament festgelegter identifizierter und bewerteter Teil der genannten Bezeichnungen.

Eine vierte Reinigungsstufe sollte nicht nur auf die Elimination der derzeit registrierten prioritären Stoffe ausgelegt werden. Auch mit Hinblick auf bisher nicht vorhersehbarer Spätfolgen der derzeit als unbedenklich eingestuften oder noch unbekanntem Stoffe sollte die Reinigungsstufe nach Möglichkeit alle anthropogenen Stoffverbindungen im Wasser behandeln können.

Als Mikroverunreinigungen werden mikroskopisch kleine, feste und gelöste, organische und anorganische Stoffe bezeichnet. Sie bewegen sich in Konzentrationsbereichen von unter 1 ng/l (1 ng = 0,000001 mg) bis 100 µg/l. Weltweit sind ca. 50.000.000 Chemikalien registriert, wovon etwa 5.000 als umweltgefährdend gelten. Viele der Stoffe werden seit Beginn der neunziger Jahre vermehrt in Abwässern, Oberflächengewässern und Bodenproben nachgewiesen. Hierbei sagt die genaue Konzentration teilweise nichts über die Bedeutsamkeit in der Umwelt aus. So machten beispielweise endokrine Stoffe (Hormone) in den letzten Jahren durch unerwünschte Wirkung auf Wirbellose und Fische auf sich aufmerksam.

Mit zu den Mikroverunreinigungen lassen sich auch die zuletzt häufig in den Medien diskutierten Mikro-Kunststoffe zählen (Häusler, 2014; Platz, 2014). Es handelt sich hierbei um kleinste feste Kunststoffteilchen, welche beispielweise in Kosmetik- und Pflegeprodukten wie Zahncremes, Duschpeelings und Kontaktlinsenreinigern enthalten sind. Die Größen dieser Kunststoffpellets können je nach Verwendung sehr stark variieren. Unterteilen lassen sich im Wesentlichen vier Größengruppen:

- Makroplastik > 25 mm
- Mesoplastik 5 - 25 mm
- Large Microplastic-Particle (L-MPP) 1 - 5 mm
- Small Microplastic-Particle (S-MPP) < 1 mm

Die Gruppen der S-MPP finden häufig als Zusätze in Zahncremes und Peelings Verwendung. Gelangen Kunststoffe erst einmal in die aquatische Umwelt, so können sich an diesen zahlreiche Chemikalien und Umweltgifte wie DDT, PCB und Nonylphenole anreichern.

„Mikroplastik im Meer wird von dort lebenden Tieren und Organismen aufgenommen, entweder von „filternden“ Tieren, wie dies zum Beispiel bei Muscheln der Fall ist, oder von Fischen, welche die kleinen Mikroperlchen mit Futter verwechseln“ (Regmann et al., 2014). Letztlich gelangen sie über diesen Weg in die Nahrungskette. Die von den Kunststoffteilchen adsorbierten Chemikalien und Umweltgifte können sich außerdem unter bestimmten Umständen im Körper vieler Organismen anreichern.

Eine herkömmliche kommunale Kläranlage ist derzeit nicht in der Lage die gesamten Frachten an Kunststoffen dem Wasserkreislauf zu entnehmen. Besonders die S-MPP durchlaufen aufgrund ihrer geringen Größe vor allem Anlagen ohne Filtrationsstufe. Es ist zu vermuten, dass die meisten verwendeten Filter, beispielweise ein Flotationsfilter, nicht dazu in der Lage sind alle

Kunststoffpartikel herauszufiltern. Aufgrund der Aktualität des Sachverhaltes gibt es derzeit noch keine repräsentativen Studienveröffentlichungen.

Die genauen Auswirkungen der zugelassenen Spurenstoffe auf Mensch, Tier und die Umwelt sind oft nicht ausreichend erforscht. In der Vergangenheit hat sich mehrfach gezeigt, dass ein Inhaltsstoff aufgrund seiner zu spät erkannten Risiken als bedenklich oder gefährlich eingestuft wurde. Bestätigt wird dies durch die stetige Erweiterung der Liste der in der WRRL identifizierten prioritären Stoffe. Bei Einigen der derzeit erlaubten Stoffe wird vermutet, dass sie aufgrund ihrer geringen Konzentrationen eher chronische Langzeitwirkungen als akute Auswirkungen auf Organismen und Ökosysteme haben können. Es ist also sinnvoll eine Anreicherung jeglicher Art nicht natürlicher Spurenstoffen in der Umwelt zu vermeiden.

In Abbildung 3.1 sind beispielhaft Konzentrationen ausgewählter Arzneimittelrückstände und Röntgenkontrastmittel in der aquatischen Welt aufgeführt.

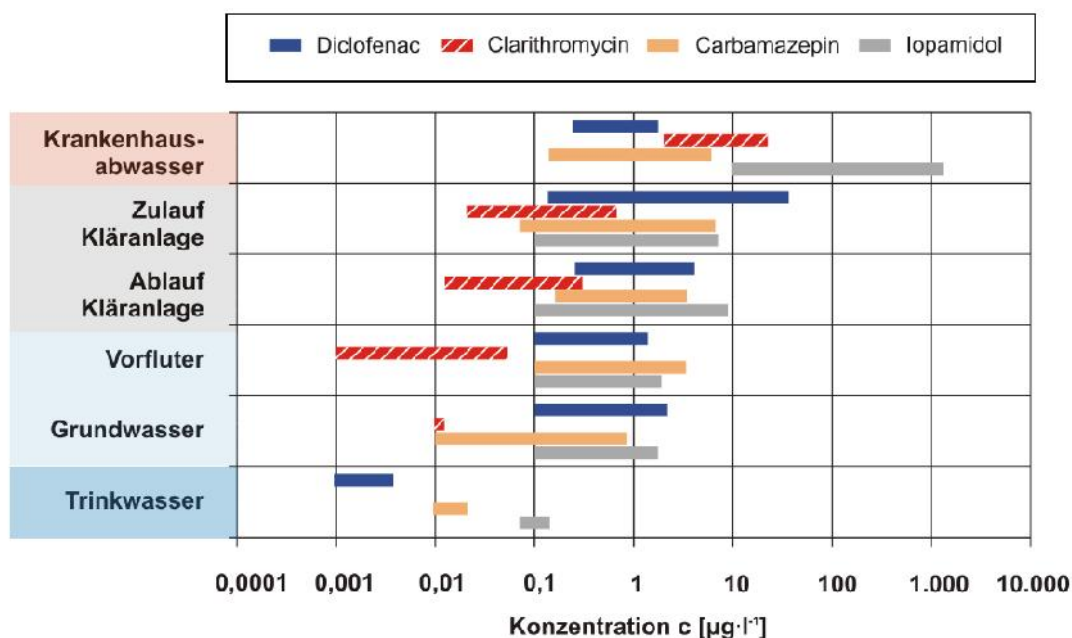


Abbildung 3.1: Arzneimittelrückstände und Röntgenkontrastmittel in der aquatischen Welt (Beier, 2010)

4 Vorstellung der Kläranlage Stadtlohn

Die kommunale Kläranlage Stadtlohn (Abbildung 4.1) wurde im Jahr 1990 erbaut und mit 30.500 EW bemessen. Sie hat eine derzeitige Anschlussgröße von etwa 21.000 EW mit einer aus den Jahren 2007 bis 2012 berechneten durchschnittlichen Jahresschmutzwassermenge von 2.193.283 m³/a. Der maximale Bemessungszufluss beträgt 312,8 l/s bzw. 1.126,08 m³/h. Auf mehr Einzelheiten zur Kläranlage wird in Abschnitt 7 eingegangen. Die Anlage ist folgender Maßen aufgebaut:



Abbildung 4.1: Nördlich ausgerichtetes Luftbild der Kläranlage Stadtlohn (Google, 2013)

Das Abwasser aus dem Stadtgebiet wird über zwei Druckrohrleitungen zum Zulauf der Anlage auf der Südseite des Grundstückes gepumpt und durchfließt die Kläranlage weiter im freien Gefälle. Vom Zulauf gelangt es in nördlicher Richtung in das Rechengebäude mit Sandklassierer und Fäkalstation. Von dort aus verläuft das Abwasser zweistraßig östlich in den belüfteten Sandfang, um weiter in die nördlich gelegenen länglichen Vorklärbecken zu fließen. Die weiteren Verfahrensschritte verlaufen alle in nördlicher Richtung. Nach der Vorklärung sind zwei Belebungsbecken mit vorgeschalteter Denitrifikation angeordnet, danach zwei runde Nachklärbecken und letztlich ein Schönungsteich mit Ablauf in die Berkel, womit die Behandlung des Abwassers beendet ist.

Zur Schlammbehandlung befindet sich südwestlich ein Betriebsgebäude zur Schlammeindickung mittels Dekantern. Von dort aus wird der vorbehandelte Schlamm nördlich in einen Faulturm mit zwei Stapelbehältern und Trockengasbehälter gefördert.

Bei dem Bau der Kläranlage wurden mögliche spätere Ausbauten eingeplant. So bietet sich neben den zwei Belebungsbecken eine freie Fläche auf dem Gelände für ein weiteres Belebungsbecken bzw. einer weiteren Reinigungsstufe.

5 Analyseergebnisse

Das Ablaufwasser aus dem Schönungsteich der Kläranlage Stadtlohn wurde in zwei Intervallen auf 24 unterschiedliche Mikroschadstoffe untersucht. Die mehrtägigen Mischproben wurden bei der Probe 1 bei einer gesamten Ablaufmenge von 16.329 m³ im Zeitraum zwischen dem 01.10.2013, 10:00 Uhr, bis zum 04.10.2013, 10:00 Uhr, gezogen und im Labor bemessen. Bei der Probe 2 lag der Zeitraum zwischen dem 08.10.2013, 12:00 Uhr, bis zum 11.10.2013, 12:00 Uhr, bei einem Gesamtablauf von 26.100 m³.

Der Befund der Analysen ergab, dass nahezu alle der aufgeführten Stoffe nachgewiesen wurden. Bei den betrachteten Stoffen handelt es sich laut Analyselabor (Stand April, 2012) um einen Ausschnitt der im Jahr 2011 am häufigsten gefundenen Mikroschadstoffe, sowie einer Gruppe von Substanzen, die teilweise in der Liste der prioritären Stoffe der WRRL aufgeführt sind. Auffällig hohe Konzentrationen wurden bei beiden Proben bei den Röntgenkontrastmitteln – gemeint ist das Iopamidol und die Amidotrizoesäure – nachgewiesen. Der Gehalt sowie die Fracht des Iopamidol überstiegen laut des Analyselabors bisher alle ermittelten Werte anderer Kläranlagenabläufe. Von den Schmerzmitteln Diclofenac, Naproxen und Phenazon lag ebenso der Gehalt an Naproxen in Probe 2 im oberen Bereich aller vom Analyselabor ermittelten Vergleichswerte. Neben den Röntgenkontrastmitteln und den Schmerzmitteln lagen ebenso die Antibiotika Clarithromycin und Sulfamethoxazol oberhalb der Bestimmungsgrenzen. Zusätzlich wies das Korrosions- und Frostschutzmittel Benzotriazol eine höhere Konzentration auf als erwartet. Auch lag bei der Probe 1 der Gehalt des Pflanzenschutzmittels Diuron im Vergleich zu anderen Kläranlagenabläufen höher. Mit einer Konzentration von 0,17 µg/l liegt dieser knapp unter dem jährlich zugelassenen Durchschnittswert für Binnenoberflächengewässer der WRRL-Änderung 2013/39/EU zur Umweltqualitätsnorm (UQN) von 0,2 µg/l. Bei der zweiten Probe wurde Diuron nicht nachgewiesen, worauf zu schließen ist, dass dieser Stoff nicht kontinuierlich im Einzugsgebiet verwendet wird. Nicht nachweisbar, und besonders von Interesse bei einer im Kapitel 6.2 beschriebenen Ozonierungsstufe zur Mikroschadstoffreduzierung, war hingegen der Bromidgehalt des Ablaufes. Die restlichen betrachteten Stoffe wiesen laut Analyselabor keine auffälligen Konzentrationen auf.

Zusammenfassend zeigte sich, dass innerhalb des Bemessungszeitraumes „von drei Tagen Mikroschadstoffe im Bereich einiger Gramm bis zu einem Kilogramm aus dem Ablauf der KA Stadtlohn in die Berkel abgegeben werden. Auffallend hoch waren die Frachten von Iopamidol (1174,5 g), Benzotriazol (190,53 g), Amidotrizoesäure (133,11 g) sowie Diclofenac jeweils bezogen auf die Maximalwerte innerhalb der drei Untersuchungen“ (Brauer, 2014).

Tabelle 5.1: Befund der Spurenstoffanalyse der Kläranlage Stadtlohn, Ablauf Schönungsteich

Gruppe	Spurenstoff	Einheit	Probe 1	Probe 2	Zielwert WRRL (2011)
bemessene Wassermenge		m ³	16.329	26.100	
Lipidsenker	Benzafibrat	µg/l	0,240	0,230	0,1
Schmerzmittel	Diclofenac	µg/l	2,90	2,10	0,1
Schmerzmittel	Naproxen	µg/l	0,470	1,00	0,1
Schmerzmittel	Phenazon	µg/l	0,21	0,13	1,1
Antiepileptikum	Carbamazepin	µg/l	0,99	1,10	0,5
Betablocker	Atenolol	µg/l	< 0,05	0,058	0,1
Betablocker	Bisoprolol	µg/l	0,69	0,49	0,1
Betablocker	Metoprolol	µg/l	1,40	1,30	7,3
Betablocker	Sotalol	µg/l	0,15	0,24	0,1
Antibiotikum	Clarithromycin	µg/l	0,41	0,27	0,02
Antibiotikum	Sulfamethoxazol	µg/l	0,08	0,051	0,15
Psychopharmakon	Oxazepam	µg/l	0,057	0,045	10
Kontrastmittel	Amidotrizoesäure	µg/l	5,60	5,10	0,1
Kontrastmittel	Iomeprol	µg/l	< 0,05	< 0,05	0,1
Kontrastmittel	Iopamidol	µg/l	32,0	45,0	0,1
Kontrastmittel	Iopromid	µg/l	< 0,05	0,74	0,1
PSM	Diuron	µg/l	0,17	< 0,05	0,2
PSM	Isoproturon	µg/l	< 0,05	< 0,05	0,3
PSM	Terbutryn	µg/l	< 0,05	< 0,05	0,065
Korrosionsinhibitor	Benzotriazol	µg/l	7,60	7,30	10
Steroidhormon	17-alpha-Ethinylestradiol	µg/l	< 0,05	< 0,005	0,000035 *
Steroidhormon	17-beta-Estradiol	µg/l	< 0,05	< 0,005	0,0004 **
Steroidhormon	Estron	µg/l	< 0,05	< 0,005	k.A.
Halogenid	Bromid (Br)	mg/l	< 2	n. b.	k.A.
* Zielwert für Ethinylestradiol					
** Zielwert für Estradiol					

In Tabelle 5.1 sind die Spurenstoffe mit auffällig hohen Konzentrationen rot dargestellt. Neben den gemessenen Werten sind auch die Zielwerte der WRRL für Oberflächengewässer angegeben (Stand 2011). Diese sind der sogenannten D4-Liste (NRW-Leitfaden Monitoring Teil D/Anlage 4) zu entnehmen. Zwar handelt es sich hier um die Konzentrationen, die laut WRRL in den nächsten Jahren in Oberflächengewässern eingehalten werden sollen, jedoch können diese Werte als Leitwerte für die Abläufe einer vierten Reinigungsstufe angesehen werden. Wird Bezug auf diese Werte genommen, so wird deutlich, dass zehn der 24 gemessenen Stoffe teilweise sehr hoch über dem Zielwert liegen.

Insgesamt werden in der D4-Liste 562 Stoffe aufgeführt. Es ist zu vermuten, dass deutlich mehr Stoffe im Ablauf der Kläranlage Stadtlohn über dem Zielwert der WRRL liegen als die benannten zehn der Tabelle 5.1.

Dem Schönungsteich wird eine weitere biologische und chemisch-physikalische Reinigungswirkung zugesprochen. Da im Normalfall eine mögliche vierte Reinigungsstufe zwischen Nachklärung und Schönungsteich dimensioniert wird, kann davon ausgegangen werden, dass einige der gemessenen Spurenstoffe im Ablauf der Nachklärung etwas höhere Konzentrationen aufweisen als im hier bemessenen Ablauf des Schönungsteiches.

Zusammengefasst deuten die Ergebnisse der Mikroschadstoffanalyse und darauf hin, dass für die Kläranlage Stadtlohn eine Reinigungsstufe zur Reduktion von Mikroschadstoffen zu empfehlen ist.

Der Ablauf der Kläranlage Stadtlohn mündet in die Berkel. Abbildung 5.1 verdeutlicht den chemischen und ökologischen Zustand des Gewässers. Beide Zustände sind in Bezug auf die Zielsetzung der WRRL derzeit nicht zufriedenstellend.

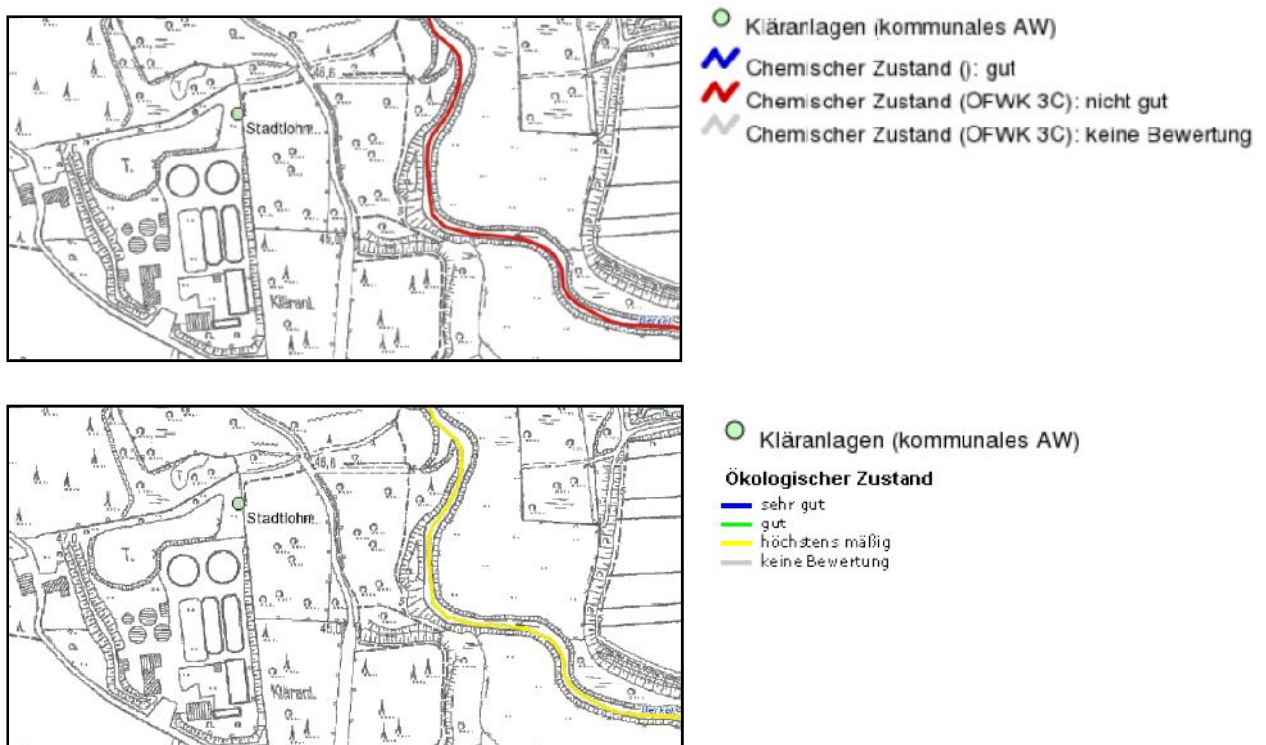


Abbildung 5.1: Bewertung des chemischen Zustandes (oben) und des ökologischen Zustandes (unten) der Berkel (ELWAS, 2014)

Die Spurenstoffanalyse hat erwiesen, dass nennenswerte Mengen der bemessenen Stoffe in die Berkel gelangen. Es deutet darauf hin, dass die Wassermatrix der Berkel am Einleitungspunkt negativ beeinflusst wird und dass die genannten Zielwerte der Tabelle 5.1 vermutlich nicht eingehalten werden.

In Zukunft sollen alle Oberflächengewässer einen guten chemischen, sowie ökologischen Zustand erreichen. Die WRRL sieht vor, dass die Umweltqualitätsnormen (UQN) für die bestehenden prioritären Stoffe bis 2021 und für neu benannte Stoffe bis 2027 eingehalten werden. Die ungenügende Elimination von Spurenstoffen in Kläranlagen kann dazu führen, dass zukünftig die Einleitungserlaubnis nicht verlängert wird und somit die Kläranlagenbetreiber dazu gedrängt werden, eine weitergehende Reinigungsstufe zu integrieren, um eine geringere Belastung der Gewässer zu gewährleisten.

6 Betrachtete Verfahren zur Spurenstoffelimination

Für die weitergehende Abwasserreinigung wurden in der Vergangenheit mehrere Verfahren teilweise mehr, teilweise weniger intensiv getestet und bewertet. Unterscheiden lassen sich die Verfahren in der Art ihrer Behandlung von Spurenstoffen.

Eine Variante ist die **Adsorption** (Abbildung 6.1). Hier lagern sich die Spurenstoffe gezielt an den sogenannten Adsorbentien an, um in einem späteren Verfahren dem Adsorbens oder zusammen mit dem Adsorbens dem Abwasserkreislauf entnommen zu werden. Der umgekehrte Vorgang wird als Desorption bezeichnet.

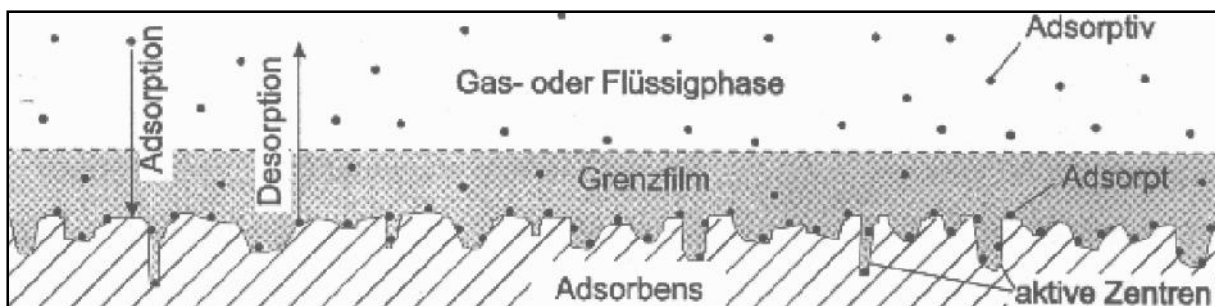


Abbildung 6.1: Begriffe der Adsorption (Kienle et al., 1980)

Als Adsorbentien geeignete Materialien zeichnen sich am Beispiel der Aktivkohle durch ihre hohe spezifische Oberfläche aus, die sich durch eine poröse Struktur auszeichnet. Die Poren sind wie bei einem Schwamm miteinander verbunden (offenporig) und haben eine innere Oberfläche von 300 bis 2000 m²/g. Die Adsorption unterteilt sich in die physikalische und chemische Adsorption. Die physikalische Adsorption wird hauptsächlich durch die Van-der-Waals'schen-Kräfte verursacht. Dies sind elektrostatische Anziehungskräfte und führen zu einer Anlagerung von Spurenstoffen an die Aktivkohle. Die adsorbierte Substanz bleibt dabei chemisch unverändert. Allenfalls kann es hier zu einer Polarisation kommen. Die chemische Adsorption hingegen weist eine starke Bindung zwischen Adsorbens und Adsorptiv auf. Hierbei kommt es zu einer Veränderung der chemischen Struktur. Im

Bereich der Mikroschadstoffreduzierung im Abwasser spielt in erster Linie die physikalische Adsorption eine Rolle.

Eine zweite Variante ist der **chemische Abbau**, hier die Oxidation mittels Ozon. Bei der Oxidation wird mithilfe eines Oxidationsmittels eine chemische Reaktion ausgelöst, wodurch Stoffverbindungen aufgebrochen und verändert werden können. Zu einem kleinen Anteil können die Stoffverbindungen auch in elementare Verbindungen aufgespalten werden. Das Problem bei der Oxidation ist jedoch, dass die veränderten Stoffe, die sogenannten Metaboliten, ebenso eine negative Wirkung auf die Umwelt haben können. Eine eingehende Beurteilung in Bezug auf deren Verhalten in der Umwelt wurde bisher lediglich für einen Teil der bekannten Metaboliten präsentiert (Schmidt, 2011).

Eine dritte Variante ist der **biologische Abbau**. Hierbei werden die Spurenstoffe, ähnlich wie im herkömmlichen Belebungsbecken, durch Mikroorganismen umgewandelt oder in elementare Verbindungen aufgespalten. Auch hier besteht das Problem der weitgehend unbekanntem Metabolitenbildung. Da diese Variante bislang nicht ausreichend erforscht wurde, hat der biologische Abbau im Rahmen der Machbarkeitsstudie keine weitere Relevanz.

Unter Bezugnahme abgeschlossener Studien werden die unterschiedlichen Verfahren in den folgenden Kapiteln vorgestellt und betrachtet.

6.1 Membranverfahren

Eine Variante der Adsorption sind die Membranverfahren. Unterteilt werden diese in vier Gruppen. Die Tabelle 6.1 stellt die wichtigsten Informationen der einzelnen Verfahren dar.

Der Rückhalt von Mikroschadstoffen durch Mikro- und Ultrafiltration weist eine geringere Eliminationsrate auf als alternative Verfahren. In den Abläufen dieser Filtrationen lassen sich meist noch hohe Konzentrationen an Spurenstoffen nachweisen. Die Nanofiltration erzielte laut Technischer Universität Dortmund in Versuchsreihen von Agenson et al. (2003) und Sato (2004) bessere Ablaufwerte (Fahlenkamp et al., 2006).

Tabelle 6.1: Vorstellung unterschiedlicher Membranverfahren (Fahlenkamp et al., 2006)

Membrantyp	Betriebsdruck	Trenngrenze	Trennmechanismus
Mikrofiltration	0,1 - 3 bar (transmembran)	Feststoffe > 0,1 µm	Siebung ggf. deckschichtkontrolliert
Ultrafiltration	0,5 - 1,0 bar (transmembran)	Kolloidal gelöste Stoffe: 20.000 - 200.000 Dalton Feststoffe: > 0,005 µm	Siebung ggf. deckschichtkontrolliert
Nanofiltration	2 - 40 bar (transmembran)	gelöste Stoffe: 200 - 20.000 Dalton, Feststoffe > 0,001 µm	Löslichkeit / Diffusion / Ladung (Ionen- selektivität)
Umkehrosmose	5 - 70 in Sonderfällen 120 bar	gelöste Stoffe: < 200 Dalton	Löslichkeit / Diffusion

Die Umsetzung einer Nanofiltration oder Umkehrosmose scheidet aus. Diese Verfahren sind derzeit nicht wirtschaftlich, haben einen hohen Betriebsaufwand und außerdem stellt sich die Entsorgung der Filtrate problematisch dar. Diese Angaben werden durch die Untersuchungen der Universität der Bundeswehr München für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik bestätigt (Günthert und Rödel, 2013). Aus diesem Grund werden diese Verfahren im Rahmen der Studie nicht weiter berücksichtigt.

6.2 Ozonierung

Ein in der Praxis erprobtes und auch in der Trinkwassergewinnung seit langem eingesetztes Verfahren ist die Ozonierung. Die Ozonierung ist eines der effektivsten und ökonomischsten Verfahren zur Reduktion und Elimination von bekannten Mikroschadstoffen im Abwasser. Bei diesem Reinigungsverfahren wird das Wasser mit O_3 -Molekülen vermischt, was zu zwei Reaktionen führt (Vereinfachte Darstellung, Abbildung 6.2):

- **Direkte Oxidation:** Direkte Reaktion des Ozons mit den anorganischen und organischen Substanzen (M) im Wasser. Hier werden bevorzugt bestimmte Verbindungen, wie Kohlenstoff-Doppelbindungen, angegriffen. Dies hat die Folge, dass andere Verbindungen vernachlässigt werden können. Auch zeigen einige Stoffe persistente Eigenschaften gegenüber dem Ozon.

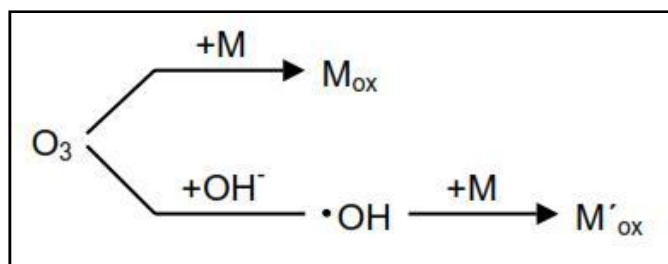


Abbildung 6.2: Ozonreaktion in einer wässrigen Lösung (verändert nach Fahlenkamp et al., 2006)

- **Indirekte Oxidation:** Beschreibt den Zerfall des Ozons bei Kontakt mit Wasser zu Hydroxylradikalen (OH). Diese reagieren sehr schnell und unspezifisch mit verschiedenen Stoffen (M), wodurch sie zur Spurenstoffelimination beitragen können.

Für den Eintrag des Ozons im dafür benötigten Reaktionsbecken werden zwei Verfahren unterschieden:

- **Diffusion:** Das Ozon wird feinperlig über Diffusoren an mehreren Stellen in den Reaktor eingetragen. Für eine optimale Durchmischung des Ozons mit dem Substrat wurde über Trennwände nachgedacht. Hierfür wurden Simulationen zum Strömungsverhalten durch die Grontmij GmbH und zur Kinetik organischer Wasserinhaltsstoffe durch die Technische Universität Dortmund unternommen. Diese haben gezeigt, „dass eine Einteilung des Reaktionsbeckens in der Diffusorstraße durch Trennwände in Reaktions- und Entspannungseinheiten nicht erforderlich ist“ (Grünebaum, 2011).
- **Injektion:** Das Ozon wird direkt in den Zulaufstrom mittels Injektorpumpe injiziert. Aus diesem Grund muss nicht über weitere Vermischungsbemühungen nachgedacht werden.

Anhand der Untersuchungsergebnisse der Kläranlage Duisburg-Vierlinden kann abgeleitet werden, dass die Injektion eine höhere Eliminationsrate aufweist als die Diffusion (Abbildung 6.3). Außerdem zeigten die im Rahmen der Bauphase unternommenen Simulationen durch die Grontmij GmbH und Simulationen zur Kinetik der Stoffe für Carbamazepin und Metoprolol durch die Technische Universität Dortmund, dass ein Einbau von Trennwänden in den Kontaktbecken nicht erforderlich ist (Grünebaum, 2011). Bei einem Treffen mit Ozonanlagenherstellern der Firma Xylem (WEDECO) wurde jedoch darauf hingewiesen, dass in der Breite bessere Erfahrungen mit der Ozoneinleitung durch Diffusoren, sowie mit dem Einbau von Trennwänden im Ozonreaktor, gemacht wurden.

In den Versuchsreihen an der Ozonierungsstufe der Kläranlage Duisburg-Vierlinden wurden über 30 Minuten verschiedene Ozonkonzentrationen auf deren Wirksamkeit getestet. Die Ergebnisse sind der Abbildung 6.3 zu entnehmen.

In der Praxis hat sich gezeigt, dass die Konzentration des Ozons zwischen 5 bis 10 mg/l gewählt werden sollte, um möglichst viele Mikroschadstoffe behandeln zu können. Die Reaktionszeiten liegen zwischen 15 und 30 Minuten.

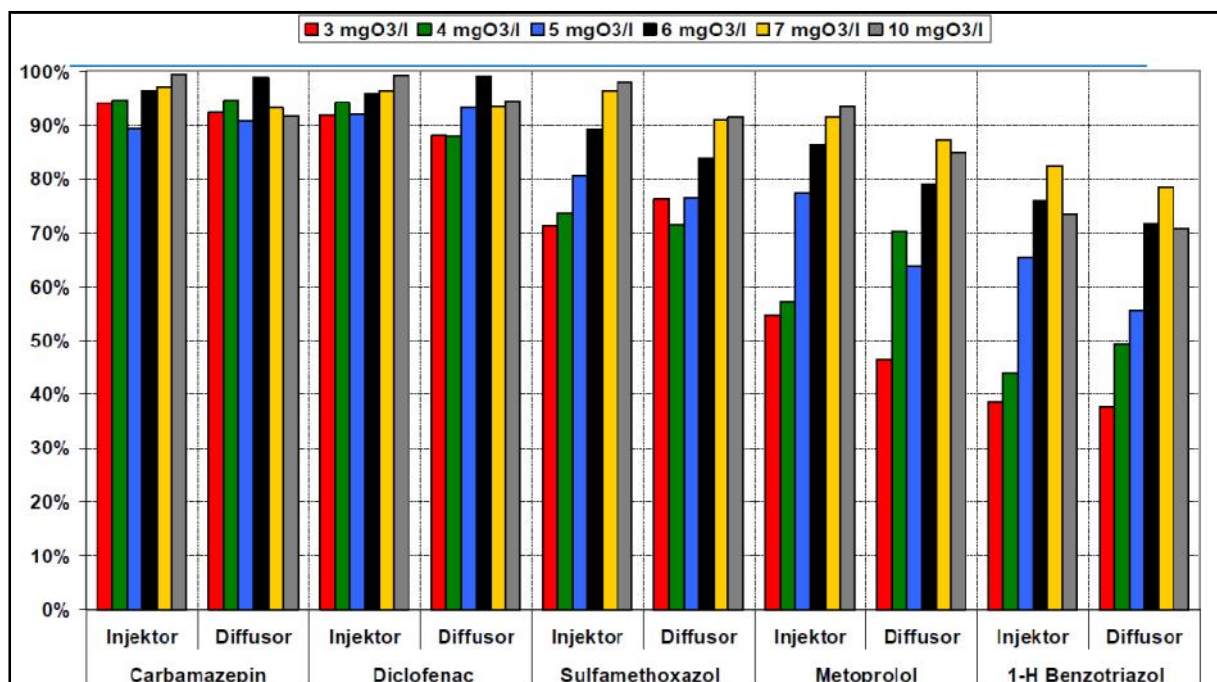


Abbildung 6.3: Elimination bei verschiedener Ozonkonzentration KA Duisburg – Vierlingen (Herbst, 2013)

Um das Innenleben eines Ozonreaktors zu veranschaulichen, folgt nun die Abbildung 6.4 der Firma WEDECO. Die Reaktoren sollten laut Aussage der Mitarbeiter der Firma Xylem für eine Wasserhöhe von 6 m mit zusätzlich 0,5 m zur Reaktordecke ausgelegt sein.

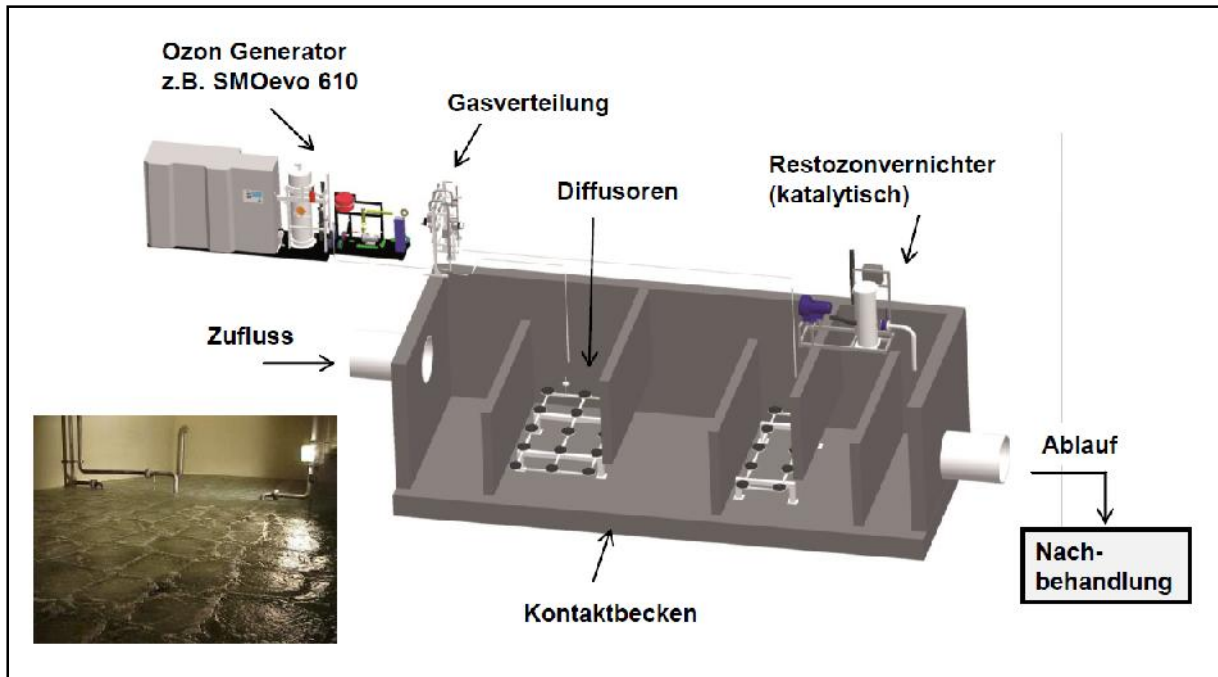


Abbildung 6.4: Innenleben eines Ozonreaktors mit Diffusoren und Trennwänden (Rongen, 2013)

Bei der Ozonierung gibt es einige denkbare Verfahrensmöglichkeiten. Neben der Auswahl der Eintragsmöglichkeiten des Ozons kann über vor- oder nachgeschaltete Verfahren nachgedacht werden. Dies macht insofern Sinn, da hierdurch die Möglichkeit des Metabolitenabbaus geschaffen werden kann. Ausgewählte Verfahren werden im Folgenden vorgestellt.

- Ozonierung mit nachgeschalteter PAK-Adsorptionsstufe

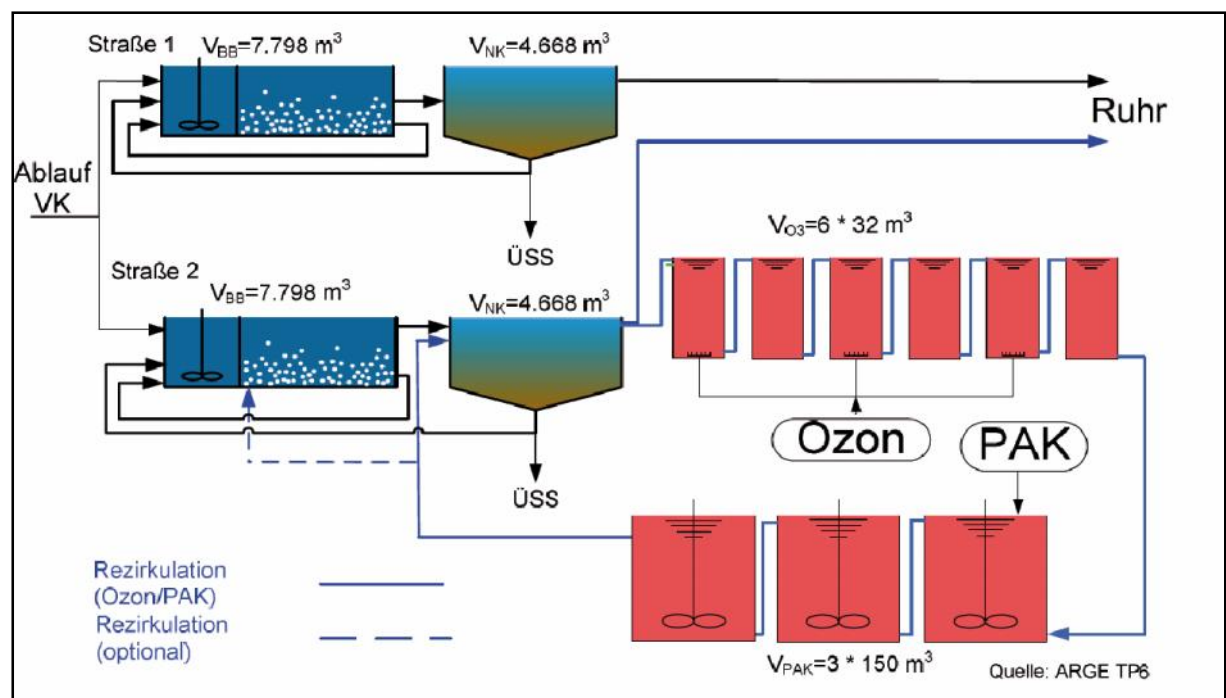


Abbildung 6.5: Ozonierung mit nachgeschalteter PAK-Adsorption (Mertsch et al., 2013)

Eine solche Anlage existiert bereits auf der Kläranlage Schwerte. Wesentlicher Bestandteil ist hier der Rezirkulationsstrom, welcher optional dem Belebungsbecken, dem Nachklärbecken oder dem Kläranlagenablauf zugeleitet werden kann. Insgesamt stellt diese Variante eine gute Lösung zur Metaboliteneleminierung dar, dennoch sind die Kosten für eine solche Anlage sehr hoch und nicht wirtschaftlich.

- Ozonierung mit nachgeschalteter Sandfiltration

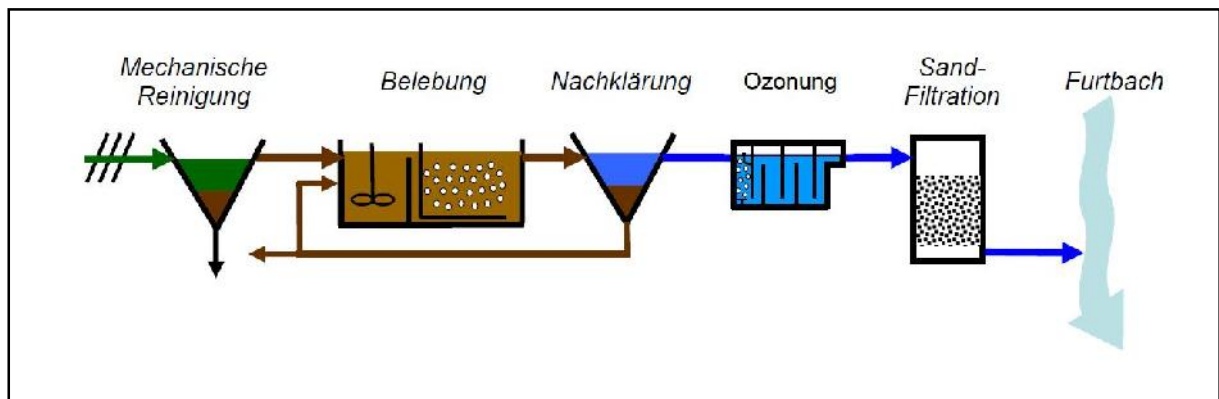


Abbildung 6.6: Ozonierung mit nachgeschalteter Sandfiltration (verändert nach Abegglen et al., 2009)

Eine solche Verfahrensstufe wurde auf der Kläranlage Regensdorf realisiert. Hier wurde auf die genaue Reinigungswirkung des Sandfilters, bezogen auf die Metabolite, nicht weiter eingegangen. Er diente eher dazu die Ozon-Restkonzentration zu eliminieren und eine weitere biologische Reinigungswirkung hervorzurufen. Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die Sandfiltration einen positiven Effekt auf den DOC hatte. Jedoch wurde durch die Ozonierung mehr AOC, welcher einen Teil des DOC darstellt, gebildet. Dieser kann durch den biologischen Bewuchs im Sandfilter wieder abgebaut werden. Der AOC im Ablauf des Sandfilters war dagegen höher als im Ablauf der Nachklärung, was sich hinsichtlich der Sauerstoffzehrung eher nachteilig auf das Gewässer auswirkt.

Insgesamt konnte festgestellt werden, dass die Sandfiltration nach der Ozonierung auch im Hinblick auf die Trübung eine positive Wirkung auf die Abwassermatrix hat.

- Ozonierung mit nachgeschaltetem Schönungsteich

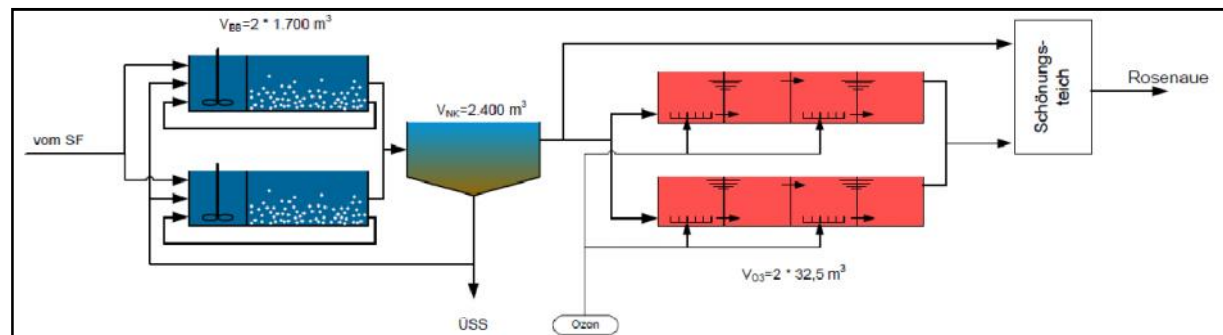


Abbildung 6.7: Ozonierung mit nachgeschaltetem Schönungsteich (Grünebaum, 2011)

Solch eine Anlage gibt es auf der Kläranlage Bad-Sassendorf. Schönungsteiche haben vor allem eine Wirkung auf die Eliminationsleistung gegenüber Bakterien und Viren. Dies konnte auch auf der Kläranlage Bad-Sassendorf bestätigt werden, wo bei bakteriellen Belastungen Eliminationswerte von bis zu 100 % erzielt wurden. Auch können sich Schönungsteiche durch den weiteren Abbau positiv auf die Spurenstoffreduktion, sowie dem DOC und dem CSB auswirken (Abbildung 6.9). Negativ muss erwähnt werden, dass eine Gefahr der Remobilisierung der im Sediment befindenden Stoffe besteht.

- Ozonierung mit nachgeschaltetem Wirbelbett

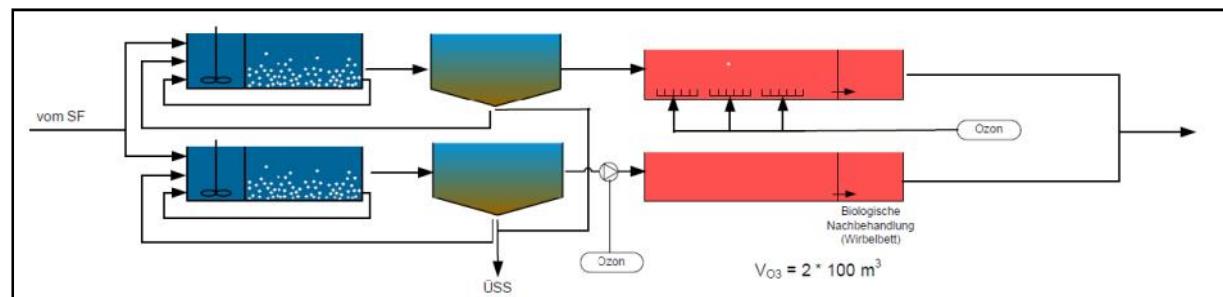


Abbildung 6.8: Ozonierung mit nachgeschaltetem Wirbelbett (unteres Schema) (Grünebaum, 2011)

Die Kläranlage Duisburg-Vierlinden verfügt über eine zweistraßige Ozonierung. Einer dieser Straßen ist ein Wirbelbett nachgeschaltet, in dem durch biologische Nachbehandlung die Eliminationsleistung erhöht werden soll. Untersuchungen haben gezeigt, dass dies im geringen Maße zutrifft. Genauere Untersuchungen hierzu laufen noch. So wird derzeit die Eliminationsleistung durch Zugabe von Aufwuchskörpern aus Kunststoffen mit einem Volumen von ca. 1 cm^3 getestet.

- Ozonierung mit Rezirkulation in die Belebung

Eine solche Reinigungsstufe wurde hinsichtlich ihrer Wirkung auf die Abbauleistung der Biozönose des belebten Schlammes durch die Technische Universität Dortmund untersucht (Fahlenkamp et al., 2006). Betrachtet wurde hierbei die vierte Reinigungsstufe der Kläranlage

Schwerte (Abbildung 6.5) ohne PAK-Zugabe. Bei den Versuchen wurde von dem Fall ausgegangen, dass die gesamte Ozonmenge in die Belebung gelangt. Es zeigte sich, dass Ozon bis zu einer Restkonzentration von $3 \text{ mgO}_3/\text{gTS}$ als unbedenklich anzusehen ist. Diese würden bei einem üblichen TS-Gehalt der Belebung von $3 - 5 \text{ gTS/l}$ eine Ozonkonzentration von $9 - 15 \text{ mgO}_3/\text{l}$ ergeben. Da zur Ozonierung eine Ozon-Konzentration von $5 - 10 \text{ mg/l}$ empfohlen wird, kann davon ausgegangen werden, dass rezirkulierende Ozonfrachten eher eine untergeordnet schädigende Rolle spielen. Eine Abnahme der Schlammaktivität oder Verschlechterung der Absetzeigenschaften ist nicht zu erwarten.

Die Ozonbehandlung vor der anaeroben Schlammstabilisierung kann den Feststoffanteil verringern. Auch besteht die Möglichkeit, dass die Ozonbehandlung zu einer Steigerung des löslichen CSB-Anteils und der Gesamtgas- und Methangasproduktion führt, während die Verweilzeiten reduziert werden. Wird der Überschussschlamm mit Ozon behandelt verringert sich die Überschussschlammmenge um bis zu 30 %. Das Absetzverhalten des Schlammes wird aufgrund der homogenisierten Partikelgrößenverteilung verbessert, wodurch sich der Schlammvolumenindex um bis zu 30 % verringert. Es sind keine negativen Auswirkungen auf die Stickstoffeliminierung zu beobachten. Prinzipiell wird der aerobe Abbau durch die Ozonvorbehandlung positiv beeinflusst (Ried et al., 2001).

Die Ozonierung führt nicht maßgeblich zur Mineralisierung von Inhaltsstoffen. Es kommt Großteils zur Metabolitenbildung, von denen weitestgehend noch unklar ist, ob sie eine ökotoxikologische oder humantoxikologische Wirkung haben. So sind beispielhaft die Oxidationsprodukte Bromat und Nitrosamine zu nennen. Für diese Stoffgruppen wurden eindeutig toxische und kanzerogene Wirkungen nachgewiesen.

Ein weiteres zu berücksichtigendes Problem der Ozonierung kann die Reaktion des Ozons mit Nitrit sein. Diese beiden Stoffe reagieren sehr schnell miteinander, wodurch Nitrat entsteht. Somit führt ein hoher Nitritgehalt im Ablauf der Nachklärung zu einem erhöhten Ozonbedarf und damit auch zu einem höheren Energieverbrauch einer Kläranlage.

Zuletzt ist festzuhalten, dass bei der Ozonierung der CSB, sowie der DOC, lediglich in einem sehr geringen Maß verringert wird. Dies rührt daher, dass nur ein Teil der Inhaltsstoffe mineralisiert wird (Grünebaum, 2013). Belegt wird dies durch Versuche auf der Kläranlage Bad Sassendorf mit drei unterschiedlichen Dosiermengen des Ozons (Abbildung 6.9). Hierbei wurde der CSB und DOC vor der Ozonstufe, nach der Ozonstufe und im Ablauf des dort befindenden Schönungsteichs miteinander verglichen.

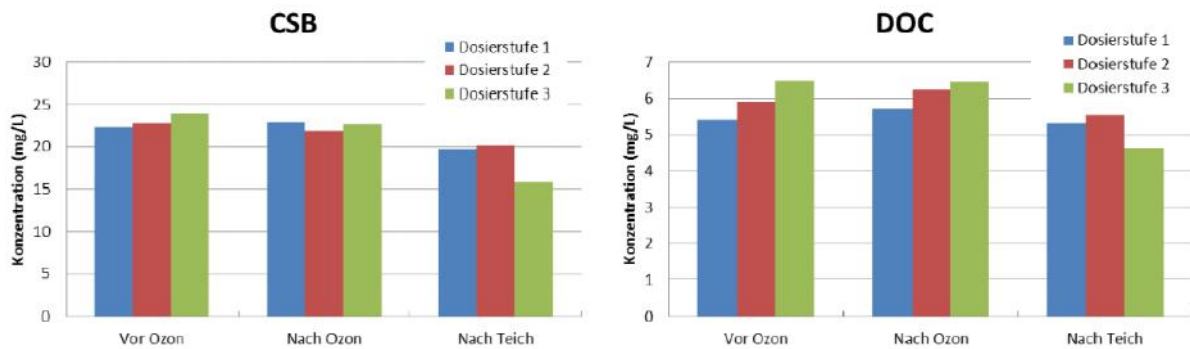


Abbildung 6.9: CSB- und DOC-Konzentrationen nach unterschiedlichen Verfahrensstufen bei verschiedenen Dosiermengen des Ozons (Grünebaum, 2013)

Bei Kläranlagen mit Schwierigkeiten den vorgegebenen CSB-Ablaufwert einzuhalten, ist es anzuraten über eine alternative Reinigungsstufe nachzudenken, um den CSB weiter zu reduzieren.

6.3 Adsorption mittels Aktivkohle

Es gibt zwei Arten von Aktivkohle: Die granulierten Aktivkohle (GAK) und die pulverisierte Aktivkohle (PAK). Das Ausgangsmaterial von Aktivkohlen, die zum Einsatz in der Abwasserreinigung benutzt werden, bestehen hauptsächlich aus behandelten Kohlen, Hölzern und Kokosnussschalen. Die beiden Aktivkohlen unterscheiden sich im Wesentlichen in ihrer Herstellung, ihrer Porengröße, der Korngröße sowie in ihren Anwendungsmöglichkeiten. Abbildung 6.10 zeigt den typischen Aufbau der Aktivkohle.

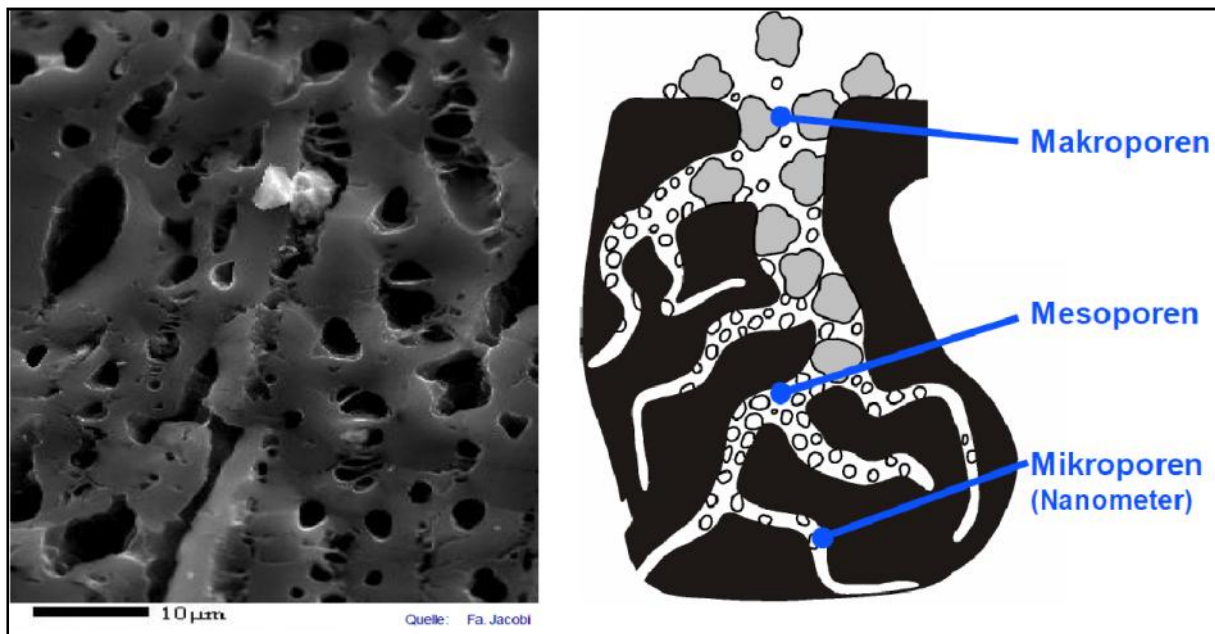


Abbildung 6.10: Typischer Aufbau von Aktivkohle (Fa. Jacobi und Nahrstedt, 2013)

Während die GAK in einem Filterbett verwendet wird, so wird die PAK mit dem Abwasser vermischt, um in einem späteren Verfahrensschritt wieder entnommen zu werden. In der Regel ist für den

Einsatz von Aktivkohle im Abwasserbereich die Anwendung von PAK gegenüber der GAK vorzuziehen. Die aufgeführten Vor- und Nachteile der Tabelle 6.2 bekräftigt dies.

Tabelle 6.2: Vor- und Nachteile von PAK im Reaktorbecken gegenüber GAK im Festbett

Vorteile	Nachteile
<ul style="list-style-type: none"> - Deutlich geringere Kohlemengen bei vergleichbarer Reduktion der Spurenstoffe - Schnellere Adsorptionskinetik - Dosiermenge variierbar - Bei mehrstufiger Anwendung: Gute Auslastung der Adsorptionskapazität - Förderliche Wirkung der Überschuskkohle hinsichtlich der Schlammbehandlung und Schlammwässerung - Prinzipiell positive Wirkung auf den Heizwert des Klärschlammes - Verringerung des Schlammvolumenindex (ISV) - Keine Kolmation - Keine sinkende Reinigungswirkung - Keine weitere Reinigungswirkung durch biologischen Abbau im Filterbett (keine Metabolitenbildung) 	<ul style="list-style-type: none"> - Regeneration der PAK derzeit nicht möglich. Verfahren noch in der Testphase - Nachgeschaltete Behandlungsstufe zur Entfernung der PAK erforderlich - Bei einstufiger Anwendung: Schlechte Auslastung der Adsorptionskapazität - Keine weitere Reinigungswirkung durch biologischen Abbau im Filterbett - Kein Recycling und somit keine Wiederverwendung der PAK nach dem derzeitigen Stand möglich

Die Vermutung liegt nahe, dass sich die in Kapitel 3 genannten Mikro-Kunststoffe durch die Adsorption entfernen lassen, da es sich hierbei um feste Teilchen handelt.

Der größte Vorteil der Adsorption mittels Aktivkohle ist der, dass die Bildung von Metaboliten weitestgehend ausgeschlossen werden kann. Dieser Vorteil kann der granulierten, wie auch der pulverisierten Aktivkohleabsorption zugesprochen werden.

6.3.1 GAK-Adsorption

Die Adsorption mittels granulierter Aktivkohle wird bevorzugt bei Anlagen mit bestehender Sandfiltration eingesetzt, wobei das gesamte oder lediglich ein Teil des Sandbettes durch eine Aktivkohleschicht ersetzt wird. Ein wesentliches Merkmal der GAK ist, dass sie im Gegensatz zur pulverisierten Aktivkohle thermisch recycelt werden kann. Außerdem kann die Ausbildung eines biologischen Rasens eine weitere Reinigungswirkung haben. Für die Bemessung eines GAK-Filterbettes sind drei Kriterien von entscheidender Bedeutung:

- EBCT (Empty Bed Contact Time) = Leerrohrkontaktzeit in min

Die EBCT gibt an, wie lange ein Wasserteilchen rein rechnerisch im GAK-Bett verweilt. Grundsätzlich kann festgehalten werden, dass eine lange EBCT angestrebt wird, um eine gute

Adsorption zu ermöglichen. Für das angestrebte Reinigungsziel und die spezifische Abwassermatrix optimale EBCT sollte mit Hilfe von Vorversuchen ermittelt werden.

- BV (Bed Volumes) = durchgesetzte Bettvolumina $\text{in } \text{m}^3_{\text{Wasser}}/\text{m}^3_{\text{GAK}}$

Die BV gibt das Wasservolumen pro durchgesetztes GAK-Volumen im Filter an.

- Korngröße der GAK und verwendetes Produkt

Die Korngröße und die verwendete Kohle sind aus zweierlei Sicht für die Bemessung eines GAK-Filterbettes von Bedeutung. Zum einen ist eine geringe Korngröße effektiver hinsichtlich ihrer adsorptiven Wirkung als eine gröbere. Zum anderen führen kolloidale und partikuläre Stoffe aus dem Abwasser zur Verblockung des Filters, wobei sich eine geringe Korngröße nachteilig auswirkt und zu häufigen Rückspülungen führt. Es ist also abzuwägen, mit welcher Aktivkohle gearbeitet wird.

Die Kläranlage Stadtlohn verfügt nicht über eine Sandfiltration. Aus diesem Grund wird an dieser Stelle nicht weiter über eine GAK-Filtration nachgedacht.

6.3.2 PAK-Adsorption

Die Adsorption mittels pulverisierter Aktivkohle wurde bei einer Vielzahl von Pilotanlagen getestet und wird bereits bei einigen Kläranlagen realisiert. Neben der Ozonierung ist sie mittlerweile die meist praktizierte Verfahrensstufe zur Mikroschadstoffreduzierung. Der hervorzuhebende Vorteil gegenüber der Ozonierung ist die Vermeidung der Metabolitenbildung.

Für die Charakterisierung der PAK-Adsorptionseigenschaften sind im Wesentlichen folgende Begriffe von Bedeutung:

- Jodzahl in mg/g

Die Jodzahl gibt an, welche Menge an Jod bei einer definierten Jod-Restkonzentration in Lösung pro Gramm PAK adsorbiert wird. Bei Jod wird davon ausgegangen, dass sich genau ein Jodatom auf einen Adsorptionsplatz anlagert. Es werden also Zahlenwerte erreicht, welche hinsichtlich ihrer Tendenz als auch hinsichtlich der spezifischen Oberfläche (wird im Folgenden vorgestellt) der Aktivkohle in etwa übereinstimmen.

- Spezifische Oberfläche $\text{in m}^2/\text{g}$

Die spezifische Oberfläche gibt an, wie groß die Fläche in einem Gramm Aktivkohle ist. Bestimmt wird diese experimentell mittels der BET-Methode, einem Analyseverfahren zu Größenbestimmung von Oberflächen durch Gasadsorption.

- Molassezahl in mg

Die Molassezahl gibt an, wie viel Aktivkohle benötigt wird, um eine standardisierte Melasselösung zu entfärben. Gute Aktivkohlen weisen einen Wert von maximal 300 mg auf. Je

geringer die Molassezahl ausfällt, desto besser ist die Aktivkohle. Dies ist darin begründet, dass weniger Aktivkohle benötigt wird, um die Melasselösung zu entfärben. Die Molassezahl kann auch als Maß für den Gehalt an Makroporen gesehen werden, da Molasse aus verhältnismäßig großen Molekülen besteht.

- Korngröße hier im μm -Bereich betrachtet

Die Korngröße wird durch eine Siebanalyse bestimmt. Häufig wird auch der Parameter D_{50} angegeben. Dieser gibt die Maschenweite bei einem Siebdurchsatz von 50 % an. Die üblichen Korngrößen bewegen sich laut unterschiedlicher Hersteller zwischen 0,5 und 300 μm , wobei sich die Hauptmengen in Bereichen zwischen 10 und 100 μm bewegen. Für die Abwasserbehandlung zur Elimination von Mikroverunreinigungen ist eine Aktivkohle mit hohem Feinkornanteil am besten geeignet.

- Dichte in kg/m^3

Die Dichte wird anhand der Porosität und der Partikelgrößenverteilung bestimmt und sollte möglichst gering ausfallen.

In der Praxis hat sich gezeigt, dass eine Konzentration der PAK von 10 bis 20 mg/l ausreicht, um möglichst viele Mikroschadstoffe adsorbieren zu können. Die Reaktionszeiten im Kontaktreaktor sollten zwischen 20 und 30 min gewählt werden. Die Kosten für pulverisierte Aktivkohle können stark variieren. Drei Preise pro Kilogramm PAK für drei unterschiedliche Kohlen von zwei Anbietern sind bekannt. Diese liegen bei 1,30 €, 1,60 € und bei 1,90 €.

Positiv ist die PAK-Adsorption insofern hervorzuheben, als dass diese neben der Metabolitenvermeidung ebenfalls eine zusätzliche Reinigungswirkung hinsichtlich des CSB, des AFS und des Gesamtphosphors aufweist (Pinnekamp, 2012). Des Weiteren wurde nachgewiesen, dass die Pulveraktivkohle die Schlammigenschaften verbessert. Untersuchungen der Eawag zeigen, dass der Schlammvolumenindex bei steigender PAK-Zugabe deutlich verringert wird (Zwickenpflug et al., 2010). Auch erwiesen die Ergebnisse der Technischen Universität Dortmund, dass durch die PAK-Zugabe eine Einsparung von Schlammkonditionierungsmitteln und eine Reduzierung der Klärschlamm Entsorgung um 20 % möglich sind (Fahlenkamp et al., 2008). Halbtechnische Versuche wurden hierzu nicht durchgeführt, weshalb lediglich auf eine mögliche Reduzierung hingewiesen wird. Zudem kann vermutet werden, dass die teilweise mit organischen Kohlenstoffverbindungen beladene PAK in der Faulung zu einem höheren Gasertrag und somit zu einer erhöhten Energieerzeugung führt. Belegt wurde, dass durch erhöhte Temperaturen und pH-Werte im Faulraum keine Desorption der Spurenstoffe zu erwarten ist. Im Gegenteil scheint es zu einer weiteren Beladung der PAK mit Spurenstoffen zu kommen, was zu einer Reduktion der rezyklierten Fracht aus dem Faulwasser führt (Zwickenpflug et al., 2010). Genauere Untersuchungen hierzu sind nicht bekannt.

Ein Nachteil der Behandlung mit Pulveraktivkohle ist, dass bei Zuführung des PAK-Schlammes in die herkömmliche Schlammbehandlungsstraße der Schlamm nicht mehr in der Landwirtschaft genutzt werden kann. Grund dafür sind die von der PAK adsorbierten Mikroschadstoffe. Diese Stoffe werden bei der landwirtschaftlichen Nutzung wieder in die Umwelt abgegeben. Bei einer gewählten PAK-

Adsorption als vierte Reinigungsstufe muss der behandelte Schlamm meist thermisch verwertet werden. Bei einigen bestimmten Verfahrensvarianten bestände die Möglichkeit, dass der PAK-Schlamm in eine eigens hierfür errichtete Schlammbehandlungsstraße gefördert wird und somit nicht in Kontakt mit dem restlichen Schlämmen der Kläranlage kommt. Dies würde bei den vorgestellten Varianten 1 und 2a des Kapitel 8 zutreffen.

6.3.2.1 Auswahl geeigneter Aktivkohle

Die Auswahl der PAK stützt sich in diesem Kapitel auf die Analyseergebnisse der in Tabelle 6.3 aufgezeigten und von der Arge „Forschung Spurenstoffe NRW“ – MIKROFlock getesteten Aktivkohlen (Pinnekamp, 2012). Diese Aktivkohlen wurden hinsichtlich ihrer adsorptiven Eigenschaften mit identischen Wasserproben aus dem Ablauf der Kläranlage Schwerte getestet, die jeweils mit dem zu untersuchenden Spurenstoff auf eine Ausgangskonzentration von 250 µg/l versetzt wurde. Die Versuche wurden mit PAK-Konzentrationen von 0, 5, 10, 25, 50, 100 und 200 mg/l durchgeführt. Zusätzlich wurden vergleichbare Versuche mit dem Rohwasserablauf der Kläranlage Wuppertal-Buchenhofen durchgeführt, wobei die verwendeten PAK-Konzentrationen hier bei 10, 25 und 50 mg/l lagen.

Tabelle 6.3: Angaben der untersuchten Pulverativkohlen laut Hersteller (Pinnekamp, 2012)

Hersteller	Produkt	Rohstoff	Körnung	BET-Oberfl. [m ² /g]	Iodzahl [mg/g]
CarboTech	PAK C1000S	Steinkohle	85% < 100 µm	1000	> 950
CSC	HKP1050	Holzkohle	98% < 90 µm D ₅₀ = 25 µm	> 1050	> 1050
Donau Carbon	Carbopal AP	Braunkohle	70% < 40 µm	1300	1250
Jacobi	AquaSorb 5000 PAC-F	Braunkohle	90% < 45 µm D ₅₀ = 15 µm	1150	1100
Norit	SAE super	diverse, Torf u.a.	D ₅₀ = 15 µm	1300	1150

Da die Werte der Stoffkonzentrationen durch die Aufkonzentration zu 250 µg/l meist weit über den üblichen Zulaufkonzentrationen kommunaler Kläranlagen liegen, wurde außerdem die PAK Carbopal AP mit den PAK-Konzentrationen von 10, 25 und 50 mg/l ohne Zugabe von Spurenstoffen getestet. Diese Versuche haben gezeigt, dass durchgehend eine höhere Eliminationsrate bei realen Spurenstoffkonzentrationen im Wasser erreicht wurde, was durch Abbildung 6.11 wiedergespiegelt wird.

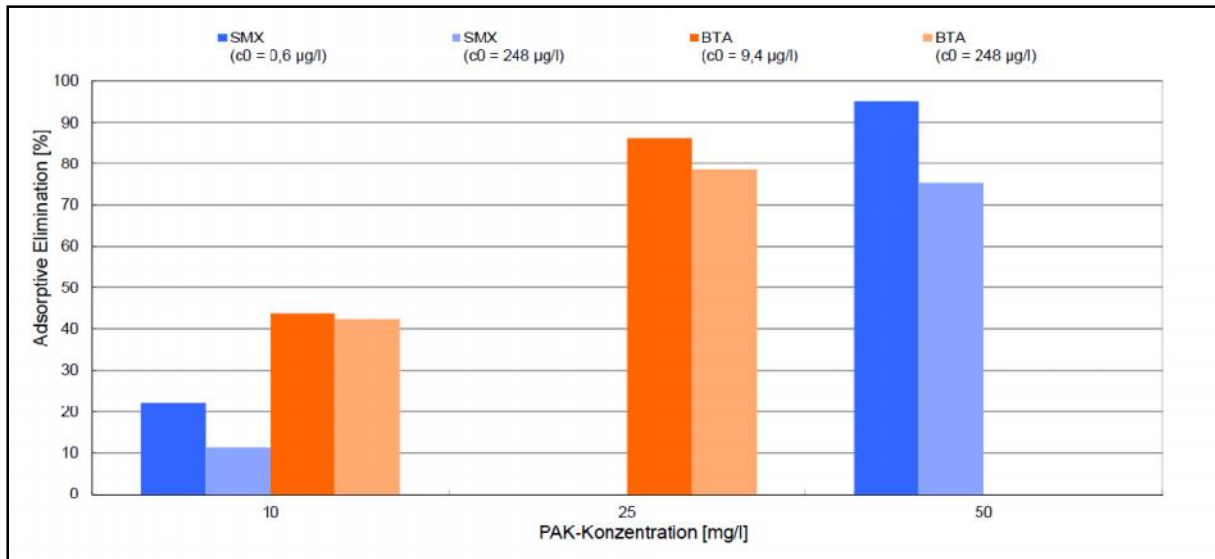


Abbildung 6.11: Adsorptive Eliminationsraten der PAK Carbopal AP für Sulfamethoxazol (SMX) und Benzotriazol (BTA) bezogen auf den Ablauf der KA Wuppertal-Buchenhofen bei realen sowie erhöhten Spurenstoffkonzentrationen (Pinnekamp, 2012)

Es kann festgehalten werden, dass die Versuche mit erhöhter Stoffkonzentration eine qualitative, jedoch nur eingeschränkt quantitative, Aussage über die Eliminationsrate durch PAK aufzeigt.

Die besten Ergebnisse in den MIKROFlock-Untersuchungen erzielten die auf Braunkohle basierenden Aktivkohlen. An muss erwähnt werden, dass das Rohwasser der Kläranlage Stadtlohn zu anderen Ergebnissen führen kann. Insgesamt hat sich gezeigt, dass Kohlen mit einer großen spezifischen Oberfläche und vor allem deren Porengrößenverteilung für die Adsorptionsleistung von Spurenstoffen im Rohwasser die wichtigsten Parameter zur Bewertung sind.

6.3.2.2 Verfahrensmöglichkeiten der PAK-Adsorption

Bei der PAK-Adsorption gibt es eine Vielzahl denkbarer Verfahrensmöglichkeiten. Neben der Auswahl des PAK-Zugabepunktes muss über nachgeschaltete Verfahren zur PAK-Abscheidung (Abschnitt 6.3.2.4) nachgedacht werden. Auch sollte über die Zugabe und den Ort der Zugabe von Fällmitteln und Flockungshilfsmittel nachgedacht werden, um eine optimale Abscheidung der Aktivkohle zu gewährleisten. Welche Möglichkeiten umgesetzt werden können, wird in diesem Kapitel kurz vorgestellt:

- PAK-Dosierung in die Belebung mit nachgeschalteter Sedimentation und Filtration

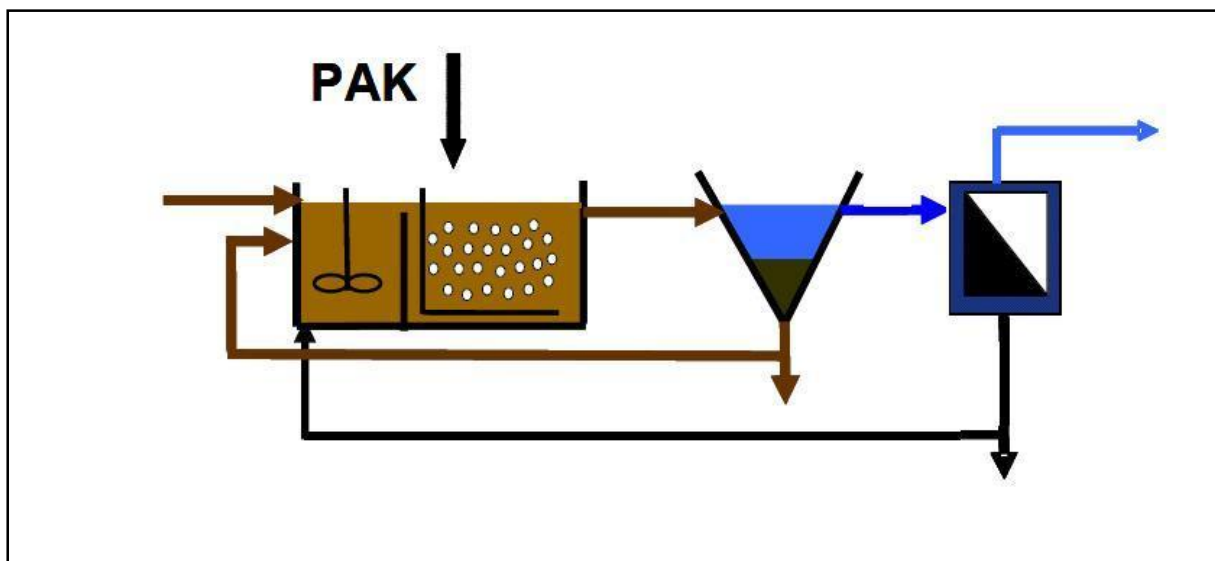


Abbildung 6.12: Vereinfachte Darstellung der Direktdosierung von PAK in die Belebung (verändert nach Zwickenpflug et al., 2010)

Eine Variante ist die Zugabe direkt in die meist einstufige betriebene biologische Stufe (Abbildung 6.12). Getestet wurde ein solches Verfahren auf der halbtechnischen Anlage der Eawag mit Fällmittelzugabe vor der Belebung. Hierbei steht dem höheren Konzentrationsgradienten zwischen Adsorptiv und wässriger Phase eine höhere Konzentration an DOC gegenüber, welcher mit Spurenstoffen in Konkurrenz um die Adsorptionsplätze steht und sich somit hinderlich auf die Adsorption von Spurenstoffen auswirkt. Es wird also eine größere Menge an pulverisierter Aktivkohle benötigt. Untersuchungen haben gezeigt, dass bei diesem Verfahren bei gleicher Eliminationsleistung etwa doppelt so viel PAK gebraucht wird, wie bei der Dosierung der PAK in ein separates Kontaktbecken (Zwickenpflug et al., 2010).

Diese Option kann bei Kläranlagen mit geringer Ausbaugröße oder schlechten Platzverhältnissen genauer betrachtet werden. Auf den Bau eines Kontaktbeckens und einer weiteren Sedimentation wird hierbei verzichtet wobei eine nachgeschaltete Filtrationsstufe für die PAK-Abscheidung benötigt wird. Die Kläranlage Stadtlohn hat weder eine geringe Ausbaugröße noch schlechte Platzverhältnisse. Werden außerdem die hier zusätzlichen PAK-Kosten für die in Kapitel 8 näher beschriebenen Behandlungswassermengen mit einbezogen, so lägen diese grob kalkuliert mit einer PAK-Zugabe von insgesamt 30 mg/l und einer gewählten Wassermenge von 6.009 m³/d bei etwa 98.700 €/a.

- PAK-Dosierung in ein Kontaktbecken mit nachgeschalteter Sedimentation und Filtration

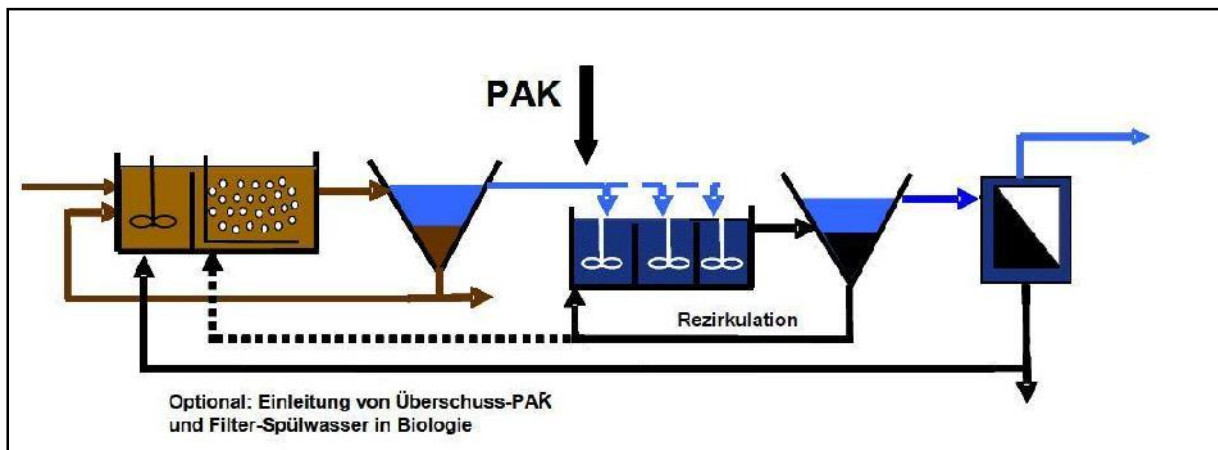


Abbildung 6.13: Vereinfachte Darstellung der PAK-Dosierung im Kontaktbecken und anschließender PAK-Abscheidung mittels Sedimentation und Filtration (verändert nach Zwickenpflug et al., 2010)

Eine weitere Möglichkeit ist eine nachgeschaltete Behandlungsstufe, bei der das Abwasser der Nachklärung in einem Kontaktbecken mit PAK vermischt und anschließend in einem Trennverfahren mit Sedimentation und anschließender Filtration abgeschieden wird (Abbildung 6.13). Auf mögliche Trennverfahren für die PAK wird in Kapitel 6.3.2.4 eingegangen. Eine halbtechnische Anlage wurde bereits auf der Kläranlage Ulm-Steinhäule mit einer Sandfiltration umgesetzt. Hierbei wurde Fällmittel vor dem Kontaktbecken und nach der Sedimentation zudosiert. Zusätzlich wurde Flockungshilfsmittel vor der Sedimentation zugegeben. Es bietet sich neben der einstufigen auch eine mehrstufige Anwendung an, bei der die Überschusskohle zurück in die Belebung oder in das Kontaktbecken geführt wird und eine bessere Ausnutzung der Adsorptionskapazität zur Folge hat.

- PAK-Dosierung in ein Kontaktbecken mit nachgeschalteter Filtration

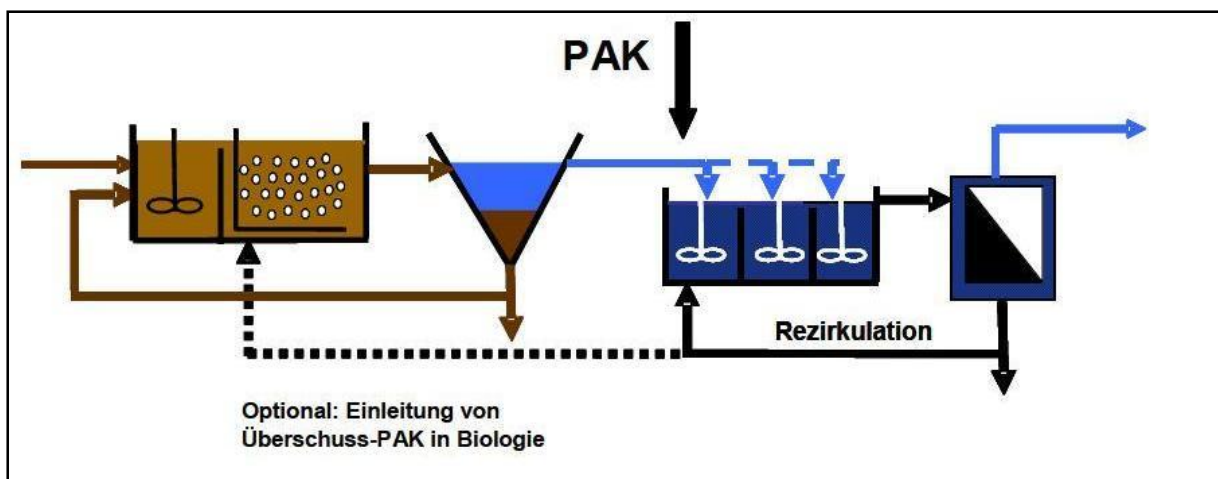


Abbildung 6.14: Vereinfachte Darstellung der PAK-Dosierung im Kontaktbecken und anschließender PAK-Abscheidung mittels Filtration (verändert nach Zwickenpflug et al., 2010)

Ein alternatives Verfahren ist eine nachgeschaltete Behandlungsstufe, bei der das Abwasser der Nachklärung in einem Kontaktbecken mit der Pulveraktivkohle vermischt und anschließend in einem Trennverfahren ohne vorhergehende Sedimentation mittels Filtration abgeschieden wird (Abbildung 6.14). Hier bietet sich ebenfalls neben der einstufigen auch eine mehrstufige Anwendung an, bei der

die Überschussschicht zurück in die Belebung oder ins Kontaktbecken geführt wird und eine bessere Ausnutzung der Adsorptionskapazität zur Folge hat.

- PAK-Dosierung in einen Kontaktbecken mit nachgeschalteter Flockungsfiltration

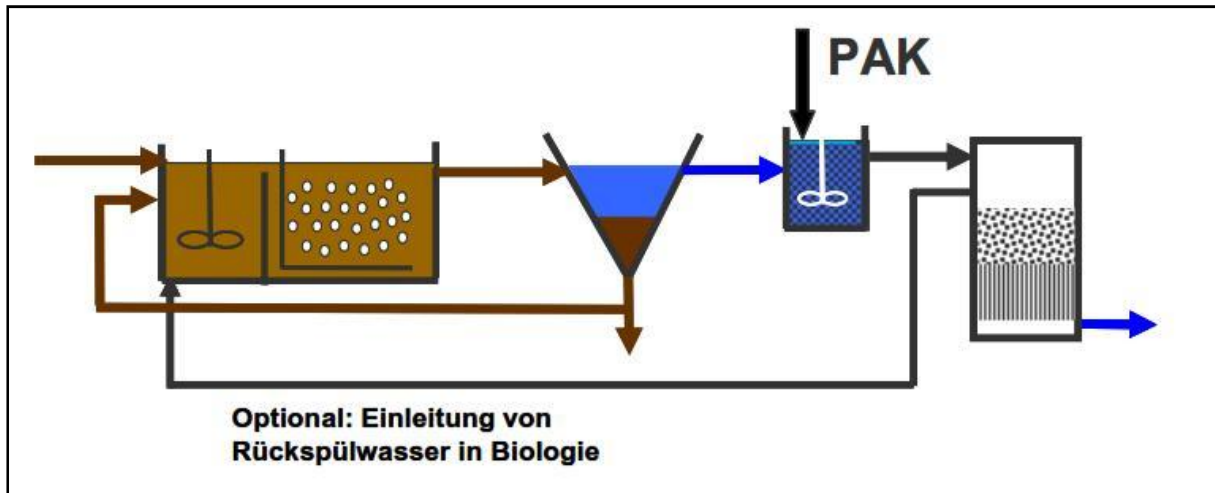


Abbildung 6.15: Vereinfachte Darstellung der Dosierung der PAK in einem Kontaktbecken mit nachgeschalteter Flockungsfiltration (verändert nach Zwickenpflug et al., 2010)

Eine weitere verfahrenstechnische Option stellt die Zugabe der PAK in einen vorgeschalteten Kontaktbecken mit anschließender Flockungsfiltration dar (Abbildung 6.15). Umgesetzt wurde dieses Verfahren in einem großtechnischen Versuch auf der Kläranlage Kloten/Opfikon in der Schweiz mit Fällmittelzugabe in das Kontaktbecken. Vorteil hierbei ist der zusätzliche biologische Abbau im Filterbett. Durch erhöhte Kolmation muss bei diesem Verfahren der Filter jedoch häufiger rückgespült werden. Außerdem können nicht 100 % der PAK durch den Filter zurückgehalten werden. Auch wird keine Sedimentationsstufe benötigt. Es kommt nicht zur kontinuierlichen Rückspülung der neu eingetragenen PAK, wodurch das PAK-Schlammalter im Flockungsfilter abhängig von den Rückspülintervallen ist. Mit der Einleitung des Spülwassers in die Biologie erhöht sich das PAK-Schlammalter im Gesamtsystem schließlich um das des Biologieschlammes.

Da auf der Kläranlage Stadtlohn keine Flockungsfiltration vorhanden ist, wird diese Variante nicht weiter berücksichtigt.

Der Literatur ist zu entnehmen, dass die Rückführung der Aktivkohle ins Belebungsbecken oder in das Kontaktbecken positive Auswirkungen haben kann. So haben beispielweise Untersuchungen der Eawag gezeigt, dass sich bei Anwendung von 10 mg/l der DOC ohne Rückführung in die Belebung um 15 % verringern konnte. Mit Rückführung lag die Elimination bei rund 38 %. Ein Einfluss auf die Nitrifikationsleistung konnte abschließend nicht festgestellt werden (Zwickenpflug et al., 2010).

6.3.2.3 Fällmittel- und Flockungshilfsmittelzugabe

Eine Fällmittel- und Flockungshilfsmittelzugabe kann sich förderlich auf die Abscheidung der PAK-Fracht auswirken. An welcher Stelle diese Mittel in der vierten Reinigungsstufe zugegeben werden sollten ist ebenso nicht vorgeschrieben, wie die Dimensionierung der restlichen

Anlagenkomponenten. Es ist außerdem abzuwägen, ob sich die Zugabe dieser Mittel überhaupt förderlich auswirkt, ob der Eintrag möglicherweise zu Komplikationen führt und ob auf die Zudosierung verzichtet werden kann.

Laut Eawag nimmt der Einsatz von Fällmitteln keinen entscheidenden Einfluss auf die Elimination von Spurenstoffen. Zwar bewirkt die Fällmittelzugabe eine Bindung und Stabilisation der partikulären und kolloidalen Fraktionen im Abwasser, jedoch wirkt sich die Reduktion dieser Fraktion nicht entscheidend auf die Adsorption der Spurenstoffe aus (Zwickenpflug et al., 2010).

Versuche der Arge „Spurenstoffe NRW“ – MIKROFlock haben gezeigt, dass ein mit PAK versetztes Wassergemisch bei Fällmittelzugabe eine bessere Sedimentationsfähigkeit aufweist (Pinnekamp, 2012). Getestet wurde dies, indem 1 Liter Wasser aus der Nachklärung des Lehr- und Forschungsklärwertes (LFKW) der Universität Stuttgart mit einer definierten PAK-Menge 30 Minuten vermischt wurde. Zusätzlich wurde, je nach Versuchsreihe, Fällmittel mit einer Kontaktzeit von zehn Minuten und/oder Flockungshilfsmittel mit einer Kontaktzeit von 30 Minuten zugegeben. Anschließend wurden die Suspensa in einem Imhoff-Trichter eine Stunde lang abgesetzt. Der dekantierte Überstand dieser Suspensa wurde letztlich auf dessen AFS-Gehalt untersucht (Pinnekamp, 2012). Abbildung 6.16 zeigt die hierbei gemessenen AFS-Konzentrationen für die PAK-Dosierungen von 20 mg/l und 60 mg/l mit unterschiedlichen Fällmittelkonzentrationen. Als Referenz dient der rot markierte Balken, der die AFS des Überstaus ohne Fällmittelzugabe zeigt.

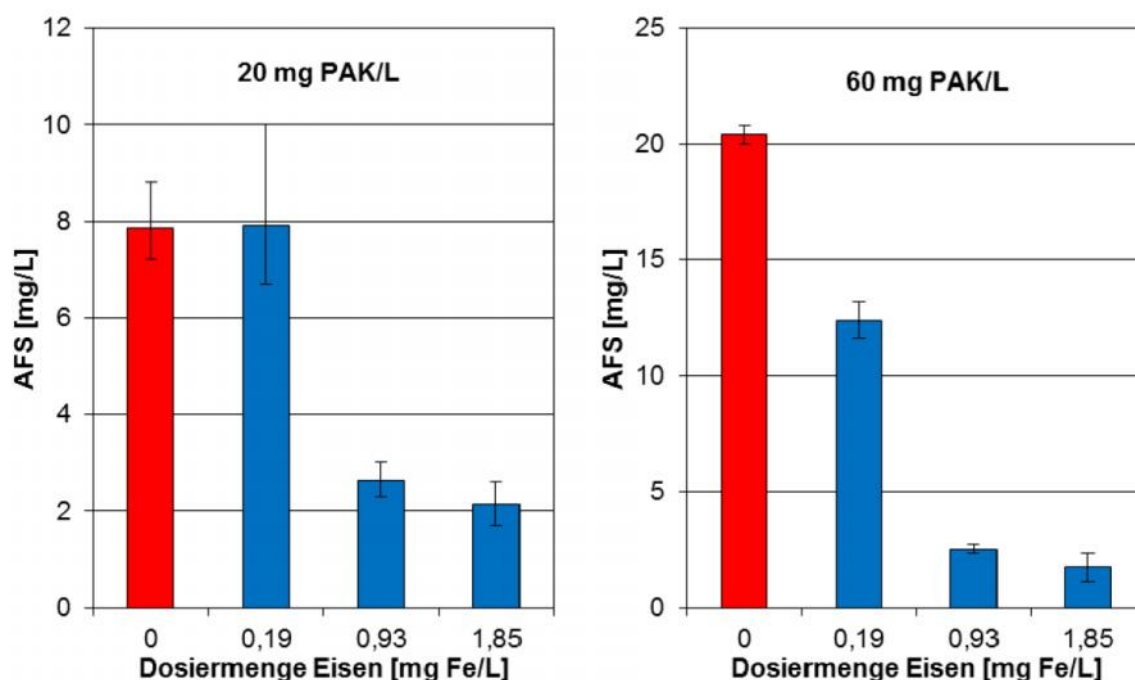


Abbildung 6.16: AFS-Konzentration im Überstau nach dem Absetzen von 20 mg/l PAK- (links) und 60 mg/l PAK-Suspension (rechts) bei unterschiedlichen Fällmittelzugaben (Pinnekamp, 2012)

Es ist eindeutig zu erkennen, dass das Absetzverhalten der PAK bei Fällmittelzugabe deutlich zunimmt. In diesem Beispiel genügt eine Zugabe des Fällmittels Eisenchlorid (40 %) von 0,93 mg/l, um eine ausreichende Sedimentation der absetzbaren Stoffe zu bewirken. Nach der Arge ergibt sich bei 20 mg/l PAK und 0,93 mg/l FeCl ein AFS-Rückhalt von ca. 85 %. Bei 60 mg/l PAK und 0,93 mg/l

FeCl ergaben sich ca. 95 % Rückhalt. Eine Angabe der AFS-Ausgangskonzentration der Nachklärung wurde nicht genannt, worauf zu schließen ist, dass der Rückhalt noch etwas höher angesiedelt werden kann.

Ergebnisse der Eawag weisen ebenfalls auf einen besseren Rückhalt der PAK durch Fällmittelzugabe hin. Hierbei wurde der AFS-Gehalt im Ablauf der Nachklärung vor PAK-Zugabe, nach PAK-Zugabe und letztlich nach der Flockungsfiltration gemessen (Zwickenpflug et al., 2010).

Eine reine Flockungshilfsmittelzugabe wurde ebenfalls von der Arge getestet (Pinnekamp, 2012). Überprüft wurden in den Versuchen drei anionische und drei kationische Polymere des Herstellers „Reiflock“ auf deren Wirksamkeit hinsichtlich einer Verbesserung der Absetzeigenschaften der PAK. Es stellte sich heraus, dass eine alleinige Zugabe der getesteten Polymere keine nennenswerte Verbesserung herbeiführt.

Schließlich wurde von der Arge die Kombination aus Fällmittel und Polymer auf eine positive Absetzwirkung der PAK untersucht. Die Versuche zeigten, dass die Kombination aus Fällmittel und verwendeten Polymeren im Gegensatz zur alleinigen Fällmitteldosierung keine Verbesserung der Absetzeigenschaften hervorriefen.

Die Versuche der Arge deuteten zusammenfassend darauf hin, dass eine Flockungshilfsmittelzugabe in einer vierten Reinigungsstufe keine Verbesserung der Absetzeigenschaften der pulverisierten Aktivkohle hervorruft. Da lediglich die Polymere von Reiflock getestet wurden, wurden letztlich auch die Produkte anderer Hersteller bewertet. Die Polymere der anderen Hersteller wurden nicht so intensiv beprobt, wie es zuvor mit den Polymeren von Reiflock der Fall war. Sie wurden lediglich in Kombination mit Fällmittel getestet. Zusammenfassend führten die Versuche zu besseren Ergebnissen hinsichtlich der Absetzbarkeit der PAK, als die Versuche mit den Polymeren von Reiflock.

An welcher Stelle Fäll- und Flockungshilfsmittel zugegeben werden, ist nicht genau vorgegeben. Häufig werden diese Mittel nach der PAK-Zugabe eingetragen. Es gibt auch Beispiele, bei denen das Fällmittel vor und gegebenenfalls zusätzlich nach der PAK-Dosierung eingeleitet wurde. Welche Methode letztlich am effektivsten ist, wurde bisher nicht weiter ausgeführt. Wir empfehlen Fällmittel vor dem Ablauf im letzten Abschnitt des Kontaktreaktors oder in den Ablauf des Kontaktreaktors einzubringen, um eine gute Durchmischung mit dem Substrat und eine dadurch möglichst gute Flockenbildung zu gewährleisten. Hierdurch wird die Adsorption der Mikroverunreinigungen an die pulverisierte Aktivkohle in keiner Weise beeinflusst. Falls über eine Flockungshilfsmittelzugabe nachgedacht wird, so empfehlen wir diese, aus denselben bereits aufgeführten Gründen, mit dem Fällmittel einzuleiten. Auf die genauen Eintragsstellen wird speziell in den in Kapitel 8 vorgeschlagenen Varianten eingegangen.

Ob der Bau eines Flockungshilfsmittel-Silos mit der dazugehörigen Maschinen-, EMSR-Technik und den laufenden Betriebskosten sinnvoll ist, sollte bei der Umsetzung einer vierten Reinigungsstufe erneut abgewogen werden. Wir würden vorschlagen, dies zunächst halbertechnisch auf der Kläranlage zu testen. Ebenso sollte dabei die Stelle der unterschiedlichen Eintragsstellen für die Fäll- und Flockungshilfsmittelzugabe erprobt werden.

6.3.2.4 Systeme zur PAK-Abscheidung

Für den einwandfreien Betrieb einer PAK-Adsorptionsstufe muss die Aktivkohle nach dem Kontakt mit dem Ablaufwasser der Nachklärung wieder dem Wasserkreislauf der Kläranlage entnommen werden. Hierfür finden sich in der Literatur verschiedene Verfahren. In den meisten Fällen wird ein Sedimentationsbecken der PAK-Behandlung nachgeschaltet (Abbildung 6.13). Da dieses jedoch meist nicht ausreicht, muss eine nachgeschaltete Einheit den restlichen schlecht sedimentierfähigen Feinanteil der PAK abscheiden. Hierfür wurden im Rahmen der Arge „Forschung Spurenstoffe NRW“ – MIKROFlock verschiedene Verfahren getestet und bewertet, auf die sich dieses Kapitel neben zwei weiteren Verfahren stützt (Pinnekamp, 2012). Bei diesen Verfahren wurde die PAK teilweise zirkuliert. Außerdem wurde getestet, ob diese als einzige Behandlungsstufe zur PAK-Abtrennung ausreichen und ob sich möglicherweise Fällungsmittel und Polymer einsparen oder reduzieren lassen. Ein vereinfachtes Fließbild der in den Abschnitten 6.3.2.4.3 bis 6.3.2.4.7 betrachteten Verfahren zu PAK-Abscheidung zeigt Abbildung 6.17.

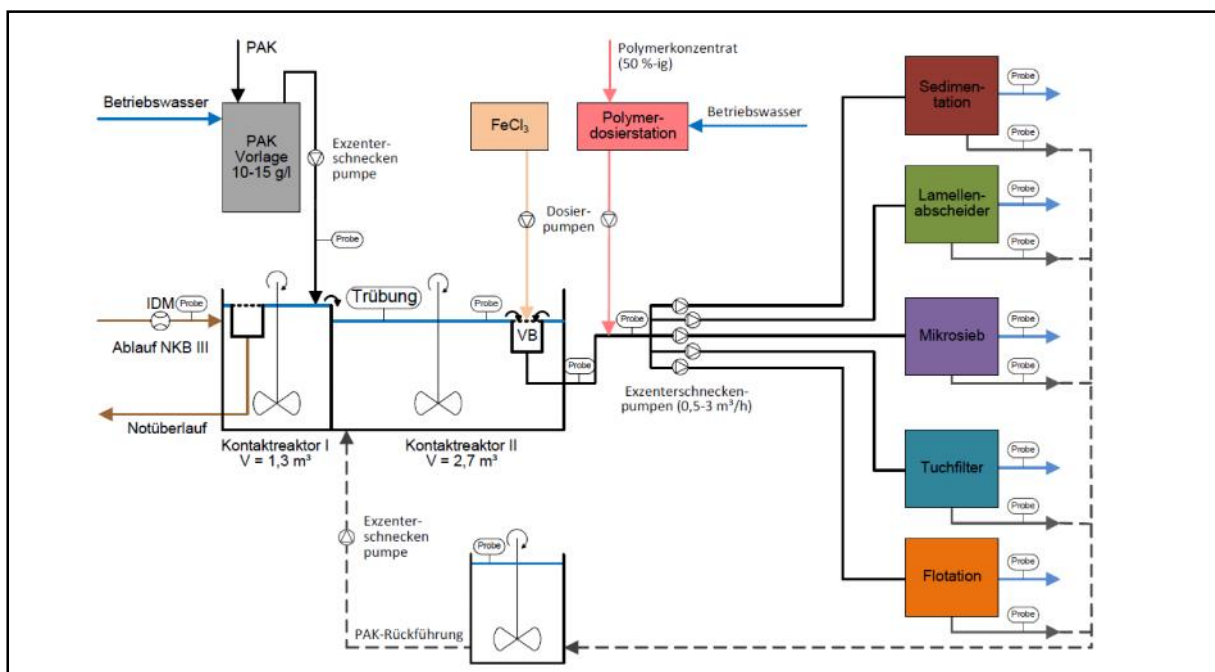


Abbildung 6.17: Vereinfachtes Fließbild der in den Kapiteln 6.3.2.4.3 bis 6.3.2.4.7 getesteten Verfahren zur PAK-Abscheidung (Pinnekamp, 2012)

6.3.2.4.1 AFSF-Verfahren

Die erste herkömmliche kommunale Kläranlage mit PAK-Adsorption wurde nach dem AFSF-Verfahren (Adsorption-Flockung-Sedimentation-Filtration) 1990 auf der Kläranlage Albstadt-Ebingen realisiert, was vereinfacht in Abbildung 6.18 dargestellt ist.

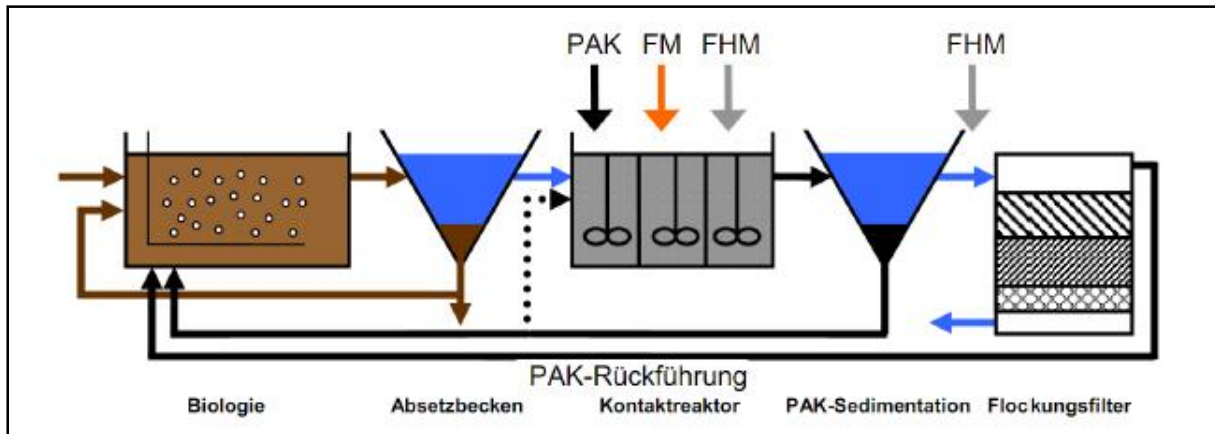


Abbildung 6.18: : AFSF-Verfahrensschema (Pinnekamp, 2012)

Der Ablauf der Nachklärung wird hier zunächst in einem Kontaktreaktor mit der PAK 15 bis 30 min vermischt. In einer zweiten Kammer des Reaktors wird Flockungsmittel zudosiert. Anschließend wird in einer dritten Kammer Flockungshilfsmittel eingetragen. Der Hauptteil des PAK-Schlamm-Gemisches wird durch ein Sedimentationsbecken abgesetzt. Für die optimale Rücknahme der PAK kann abschließend weiteres Flockungshilfsmittel hinzudosiert werden. Die restlichen PAK-Flocken werden Großteils durch einen Flockungsfilter entnommen. Für eine optimale Adsorptionswirkung wird die PAK aus der Sedimentation und der Filtration in die Belebung oder, je nach Bedarf, in den Zulauf des Kontaktreaktors rezirkuliert.

Diese Kläranlage war zunächst dafür gedacht die in dieser Region hohen Farbstofffrachten der anliegenden Textilveredelungsindustrie zu reduzieren. Da jedoch im Laufe der Zeit die Dichte der Textilunternehmen abnahm, wurde auch die PAK-Dosierung hier auf unter 10 mg/l heruntergefahren. Erst in letzter Zeit wurde diese Kläranlage hinsichtlich ihrer Spurenstoffreduzierung untersucht. Es wurde festgestellt, dass die hier erzielte Reinigungswirkung der Spurenstoffe bei 70 bis 80 % lag.

6.3.2.4.2 Sandfiltration

Eine Möglichkeit zur PAK-Abscheidung ist die Sandfiltration mit Rückführung in die Belebung oder in einen Kontaktreaktor, was in Kapitel 6.3.2.2 in der Abbildung 6.15 vorgestellt wurde. Hierbei wird die PAK in einem vorgeschalteten Kontaktbecken oder in die Beschickungsleitung der Filtration geleitet und vermischt, um anschließend als Wasser-PAK-Gemisch den Flockungsraum zu beschicken. Im Flockungsraum wird die PAK großteils adsorbiert. Die adsorbierte PAK kann nun ebenfalls zur Adsorption der Spurenstoffe beitragen, bis sie voll beladen ist oder der Filter zurück gespült wird. Auch kann an dieser Stelle eine biologische Reinigungswirkung durch die im Filterbett enthaltenen Mikroorganismen auftreten. Da auf der Kläranlage Stadtlohn keine bestehende Sandfiltration existiert, wird aufgrund der im Vergleich erheblich höheren Baukosten und Betriebskosten nicht näher auf dieses Verfahren eingegangen.

6.3.2.4.3 Sedimentation

Als Referenzsystem wurde bei den Versuchen der Arge „Forschung Spurenstoffe NRW“ die vertikal durchströmte Sedimentation (Abbildung 6.19) gewählt. Der hierfür gewählte Zyklon mit einer Oberfläche von 1 m² und einer Oberflächenbeschickung von 1 m/h wurde zur Vermeidung von Verstopfungen im Laufe der Versuchsreihe mit einer Schlammabzugpumpe ausgestattet. Die Schlammabzugpumpe wurde, bezogen auf den Zulauf, auf eine Abzugsleistung von 20 % eingestellt.

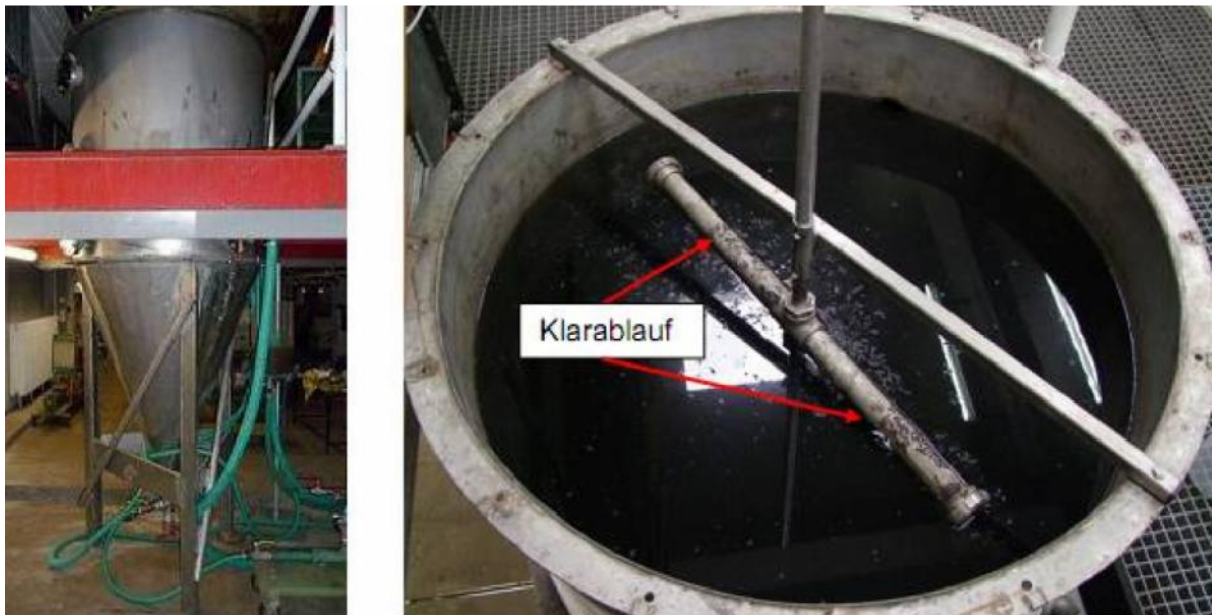


Abbildung 6.19: Sedimentationsreaktor (Pinnekamp, 2012)

Die Reinigungswirkung dieser Stufe fiel wie erwartet eher gering aus.

Insgesamt zeigte die Sedimentationsanlage im Versuchszeitraum keine größeren Betriebsprobleme. Nachteilig wirkte sich die geringe Baugröße der Versuchsanlage aus. Der PAK-Schlamm neigt besonders bei Fällungsmittel- und Polymerzugabe dazu sich an Oberflächen anzuhaften. Da sich hier ein größeres Verhältnis vom Volumenstrom zur Gesamtoberfläche zeigt, fiel die Anlagerung des PAK-Schlammes sehr hoch aus. Es kann bei großtechnischen Anlagen davon ausgegangen werden, dass dieses Problem eher eine untergeordnete Rolle spielt.

6.3.2.4.4 Lamellenabscheider

Der Lamellenabscheider funktioniert nach dem Prinzip der Sedimentation. Dieser kommt meist dann zum Einsatz, wenn der Platz für ein herkömmliches Sedimentationsbecken nicht ausreicht. Das Funktionsprinzip wird durch die Abbildung 6.20 dargestellt.

Der mit dem PAK-Gemisch belastete Zulauf wird bei diesem Abscheider zunächst nach unten geleitet. Von dort aus wird es umgelenkt und nach oben durch die Lamellen geführt. Bei diesem Umlenkprozess werden bereits die ersten Feststoffe abgeschieden. Während das Wasser durch die Lamellen nach oben fließt, kommt es zum Absinken der restlichen sedimentierfähigen Stoffe. Dieser Effekt wird dadurch begründet, dass die aus der Fließgeschwindigkeit und der Sinkgeschwindigkeit resultierende Absetzgeschwindigkeit die Stoffe in Richtung der Lamellen lenkt, an denen sie heften bleiben und wegen der viel geringeren Fließgeschwindigkeit an Oberflächen nach unten abtreibt. Deutlich wird dieser Effekt auf Abbildung 6.21.

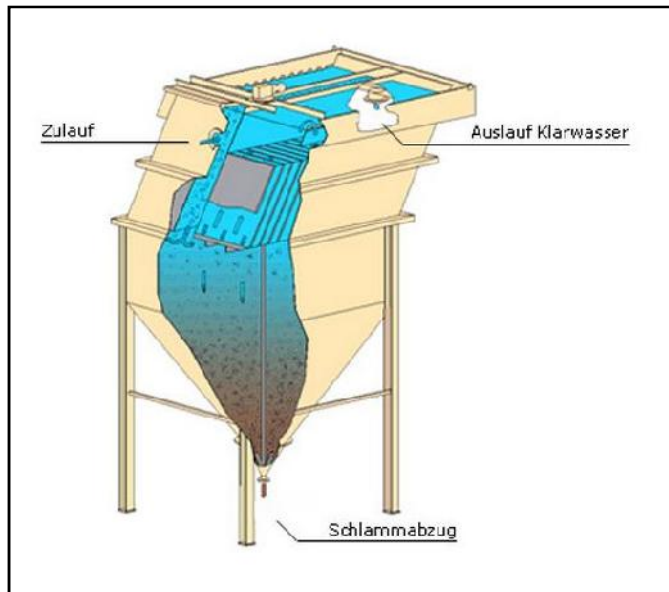


Abbildung 6.20: Funktionsprinzip des Lamellenabscheiders (Leiblein, 2013)



Abbildung 6.21: Absetzverhalten der sedimentierfähigen Stoffe in einem Lamellenabscheider (Leiblein, 2013)

Auch der Lamellenabscheider wurde hier mit einer Oberfläche von 1 m^2 und einer Oberflächenbeschickung von 1 m/h ausgewählt, um diesen optimal mit dem Referenzsystem der herkömmlichen Sedimentation vergleichen zu können. Der Schlammabzug wurde ebenfalls auf 20 % des Zulaufs eingestellt.

Ein bekanntes Problem bei dem Lamellenabscheider ist das Biofouling auf den Lamellen, wodurch es erforderlich wird regelmäßig manuelle Spülungen durchzuführen.

Auch bei dem Lamellenabscheider zeigten sich im gesamten Versuchszeitraum keine größeren Betriebsprobleme. Jedoch musste das Lamellenpaket zuweilen gründlich gereinigt werden, da es zum Algenwachstum kam, an denen sich nur bedingt PAK-Schlamm anlagerte.

Nachteilig wirkte sich ebenso die geringe Baugröße der Versuchsanlage aus. Der PAK-Schlamm neigt auch hier besonders bei Fällungsmittel- und Polymerzugabe dazu sich an Oberflächen anzuhaften. Da sich hier ein größeres Verhältnis vom Volumenstrom zur Gesamtoberfläche zeigt, fiel die Anlagerung des PAK-Schlammes sehr hoch aus. Es kann auch bei dem Lamellenabscheider bei großtechnischen Anlagen davon ausgegangen werden, dass dieses Problem eher eine untergeordnete Rolle spielt.

6.3.2.4.5 Mikrosieb

Mikrosiebe kommen in der Abwasserbehandlung kommunaler Kläranlagen häufig zur Reduzierung der AFS-Werte im Ablauf zum Einsatz. Üblicherweise werden hierfür Polyestersiebfolien mit Spaltweiten von 20 μm eingesetzt. Bei der Versuchsanlage wurde eine Spaltweite von 10 μm gewählt.

Bei der Mikrosiebung wird das zu filtrierende Wasser von innen nach außen durch die Siebtrommel geleitet, wie in Abbildung 6.22 ersichtlich wird.

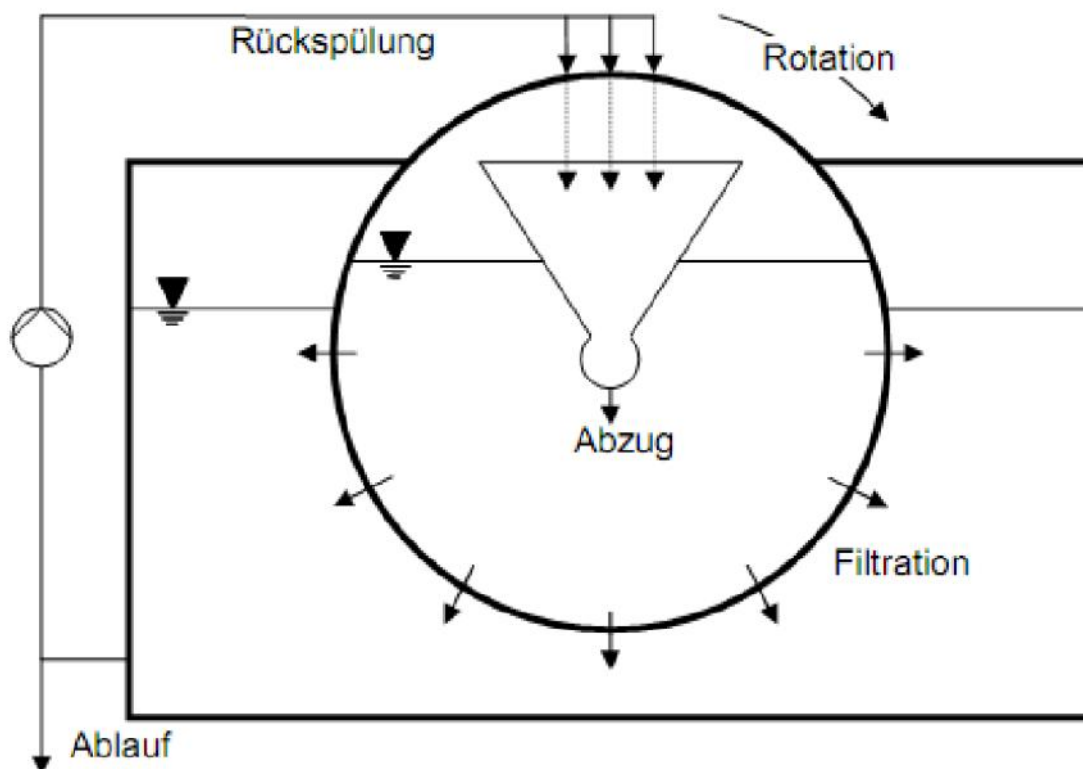


Abbildung 6.22: Funktionsweise des Mikrosiebs (Pinnekamp, 2012)

Die Filtrerrückstände bleiben hierbei auf der Innenseite der Trommel haften und müssen regelmäßig abgespült werden. Dies geschieht mittels Reinigungsdüsen auf der Außenseite der Trommel (Abbildung 6.23).



Abbildung 6.23: Mikrosiebanlage (verändert nach Pinnekamp, 2012)

Je nach Verschmutzungsgrad des Zulaufs muss der Filter auch häufiger gereinigt werden. Hierfür wird stetig der Füllstand gemessen. Wird eine zuvor definierte Füllstandhöhe erreicht, so werden die Reinigungsdüsen aktiviert. Beim Auftreten von Biofouling oder anderen Verblockungsprozessen muss zusätzlich über eine manuelle Reinigung mittels Reinigungsmitteln nachgedacht werden.

Das Mikrosieb hat eine Oberfläche von $0,4 \text{ m}^2$. Die nutzbare Oberfläche liegt, bedingt durch die Füllstandhöhe und der Stützstruktur, lediglich bei $0,18 \text{ m}^2$. Bei einem Durchfluss von $2 \text{ m}^3/\text{h}$ ergibt sich hier eine Oberflächenbeschickung von $11,11 \text{ m}^3/\text{h}$. Nach Inbetriebnahme stellte sich heraus, dass die Beschickung deutlich zu hoch angesetzt war. So wurde die Anlage nach anfänglichen Versuchen auf einen Durchfluss von $1,3 \text{ m}^3/\text{h}$ und einer daraus resultierenden Beschickung von $7,22 \text{ m}^3/\text{h}$ reduziert.

Es besteht auch bei dem Mikrosieb die Gefahr des Biofouling. Auch kann es bei diesen Versuchsreihen, bedingt durch hohe PAK-Feststoffkonzentrationen, vermehrt zu Verstopfungen kommen.

Im Testlauf ohne PAK-Zugabe im Wasser lag die Filtrationszeit des Mikrosiebes bei >10 Minuten, bei einer Spüldauer von 1 Minute. Bei erhöhter PAK-Zugabe, sowie der Zugabe von Fällungsmittel, stieg die Filtrationszeit, sowie die Spüldauer des Mikrosiebes, teils erheblich an. Die Filtrationszeit lag bei einer PAK-Zugabe der Norit-SAE-Super-Kohle von 20 mg/l und einer Fällungsmittelzugabe von $2,5 \text{ mg/l}$ Fe bei durchschnittlich $0,36$ Minute. Dies führte bei der Spülzeit von 1 Minute nicht zu einem zufriedenstellenden Betrieb, da die Spülwassermengen deutlich über den Maximalgrenzen lagen. Es hat sich außerdem gezeigt, dass die Zugabe von Salz keine empfehlenswerte Lösung darstellt, da sich das relative Rückhaltevermögen verschlechterte. Die Zugabe von einem zusätzlichen Polymer wurde hier erst gar nicht weiter untersucht.

„Anhand der Datenauswertung der AFS-Ablaufwerte und der AFS-Rückhalteraten stellte sich heraus, dass das Mikrosieb mit der $10 \mu\text{m}$ Siebfolie mit maximal $5 \text{ m}^3/\text{h}$ beschickt werden sollte. Die maximale sinnvolle Feststoffkonzentration sollte unterhalb von $20\text{-}30 \text{ mg/l}$ liegen. Die Zugabe von

Fällungsmittel führt zu einer extremen Verkürzung der Filterstandzeit und wird daher, neben der Folge von schlechteren Ablaufwerten, nicht empfohlen.

Wird die Partikelgrößenverteilung der getesteten Pulverkohlen betrachtet, so ist zu sehen, dass ein Anteil von ca. 25 % der Partikel beider getesteten PAK kleiner als 10 µm ist. Somit wird auch erwartet, dass dieser Anteil nicht zurückgehalten werden kann“ (Pinnekamp, 2012).

6.3.2.4.6 Tuchfiltration

Eine andere Möglichkeit der Filtration bietet der Tuchfilter. Bei dem hier gewählten Fabrikat strömt das Wasser von außen nach innen durch eine Filtertrommel. In den Testreihen wurde ein Tuchfilter der Firma Mecana gewählt. Die Spaltweiten der Tuchfilter aus Polstoff können wegen ihrer ungleichmäßigen Struktur sehr stark variieren (Abbildung 6.24). So liegen diese in Bereichen von <5 bis 20 µm, vereinzelt bis 100 µm.

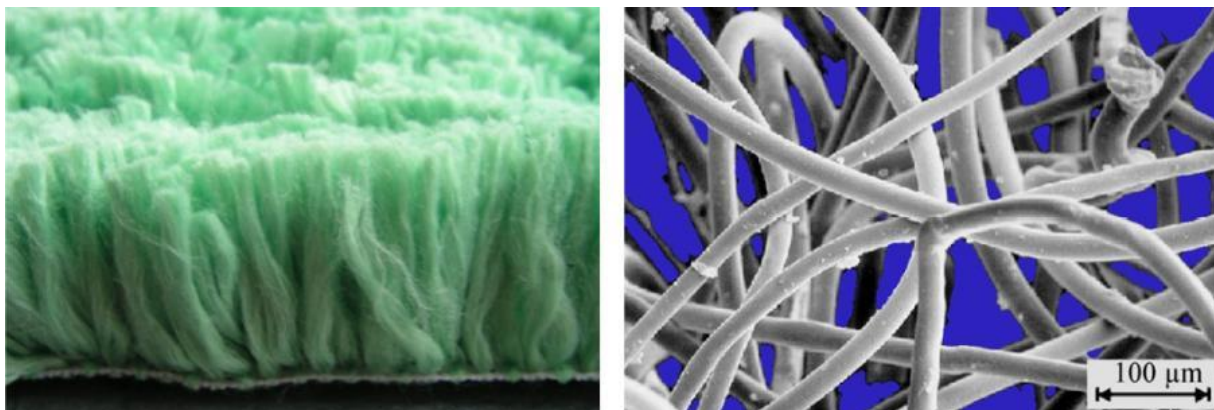


Abbildung 6.24: Aufbau und Struktur der Tuchfilteroberfläche (Grabbe, 2013)

Bei dem Filterprozess lagern sich die abfiltrierbaren Stoffe auf und in dem Filterbett des Tuchfilters ab. Dieser Prozess wirkt sich positiv auf die weitere Filtration aus, indem die Porosität abnimmt und hierdurch die angelagerten Stoffe eine noch bessere Reinigungswirkung auf feinste Feststoffe erzielen. Ist das Tuch voll beladen, nimmt der Filterwiderstand zu. Hierdurch steigt der Füllstand und erreicht mit der Zeit einen vordefinierten Wert, durch den die automatische Nassabsaugung ausgelöst wird. Im Becken des Tuchfilters kann es zusätzlich zur Ablagerung sedimentierfähiger Stoffe kommen. Diese werden mittels einer Bodenschlammpumpe abgesaugt und dem Kreislauf wieder zugeführt. Vorteil bei der Tuchfiltration ist, dass der Zulaufstrom nicht unterbrochen werden muss. Der Aufbau und der Absaugprozess sind in der Abbildung 6.25 dargestellt.

Der verwendete Tuchfilter hat eine Filteroberfläche von 0,38 m². Der Abwasservolumenstrom wurde hier mit 2,7 m³/h gewählt, woraus sich eine Oberflächenbeschickung von 7,1 m/h ergibt. Pro Spülzyklus entstehen hierbei 8 bis 12 Liter Konzentrat mit einem Feststoffgehalt von ca. 2 g/l.

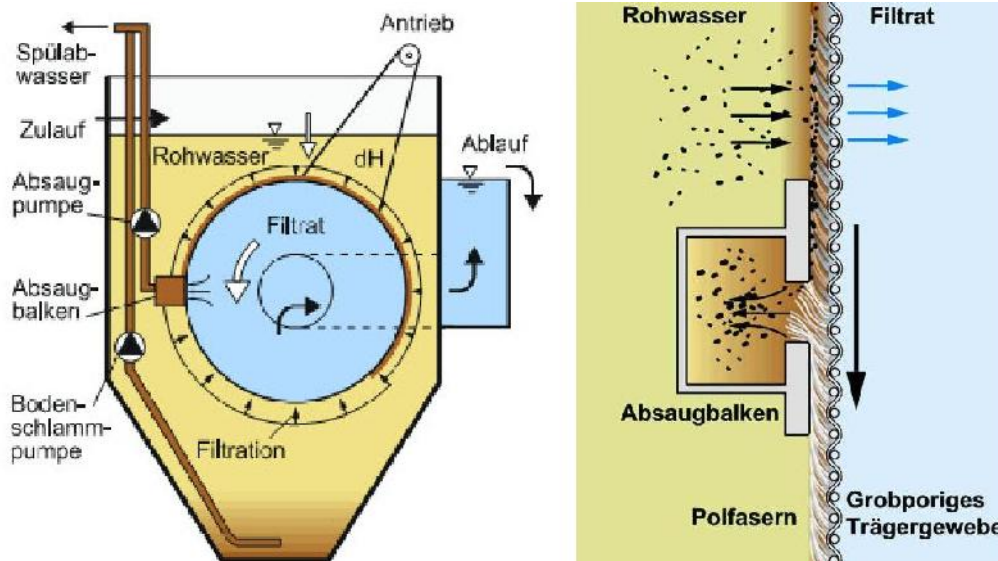


Abbildung 6.25: Aufbau und Absaugprozess des Tuchfilters (Pinnekamp, 2012)

Im Testlauf ohne PAK-Zugabe im Wasser lag die Filtrationszeit des Tuchfilters bei >3 h bei einer Spüldauer von 13 Sekunden. Im Gegensatz zum Mikrosieb zeigten sich beim Tuchfilter trotz erhöhter PAK- und Fällmittel-Zugabe stabile Betriebszustände. Die Filtrationszeiten verringerten sich, lagen aber auch bei Polymerzugabe laut Hersteller immer noch in akzeptablen Bereichen von wenigen Minuten.

Zu Problemen kam es lediglich bei der Testphase mit Polymereinsatz. Hier setzten sich zunächst unbemerkt große Mengen des PAK-Schlammes am Boden des Beckens ab. Dies führte zu einer starken Belastung des Filters. Vermieden kann dies durch regelmäßiges Absaugen des Schlammes.

Insgesamt zeigte die Tuchfiltration die zuverlässigsten und stabilsten Testergebnisse. Es stellte sich heraus, dass sich hier der Einsatz eines Polymers nicht als sinnvolle und wirtschaftliche Lösung erweist.

6.3.2.4.7 Druckentspannungsflotation

Die Druckentspannungsflotation ist das letzte derzeit bekannte alternative System zur PAK-Abscheidung. Bei diesem Verfahren lagern sich die Schmutzpartikel an hierbei erzeugten feinen Luftblasen in Bereichen von 30 bis 50 μm an und schwimmen aufgrund der geringeren Dichte auf. Diese werden in der Theorie letztlich bei dem hier verwendeten Verfahren durch einstellbare Spülstöße abgetragen, die das Flotat von unten anheben und austragen. Hierfür wird der Zulauf des Systems alle 2 Minuten für wenige Sekunden geschlossen.

Die Anlage der Firma IWAT wurde nach dem Recyclingprinzip betrieben. Ausgelegt war sie für einen Zulaufstrom von 2 m^3/h , bei einem Innenvolumen von 0,5 m^3 und einer Oberfläche von knapp 0,5 m^2 . Die Luftmenge sollte laut Hersteller zwischen 0,1 und 0,2 l/min liegen. Am Entspannungspunkt wurden etwa 5 bar erreicht. Die Blasengrößen dieser Anlage bewegten laut Hersteller im Bereich von 40 bis 60 μm .

Die Druckenspannungsflotation erzielte insgesamt keine guten Ergebnisse. Zwar kam es während der Versuchsphase zu einem Austausch einer Anlage durch eine modernere, jedoch lieferte auch diese keine passablen Ergebnisse. Dies mag daran gelegen haben, dass die empfohlene Dosierstelle für das Polymer nicht genau dort gewählt war, wo es laut Hersteller empfohlen wird. Auch das Polymer sollte auf die Flotation optimiert sein.

Sollte intensiv über eine Druckenspannungsflotation zur PAK-Abscheidung nachgedacht werden, so empfiehlt es sich weitere Untersuchungen anzustreben.

Grundsätzlich ist der Energieverbrauch der Flotation allgemein höher als bei der mit den besten Versuchsergebnissen vorgestellten Tuchfiltration. Deshalb wird für die PAK-Abscheidung an dieser Stelle nicht weiter über die Druckenspannungsflotation nachgedacht.

6.3.2.4.8 Zusammenfassende Gegenüberstellung der Systeme zur PAK-Abscheidung

Die besten Abscheideleistungen wies die Tuchfiltration auf. Sie zeigte sich als interessante Alternative zur PAK-Abscheidung. Bei stabilem und zuverlässigem Dauerbetrieb über ein Jahr wies sie stets die besten Testergebnisse auf, bestätigt in Tabelle 6.3.

Tabelle 6.3: Mittlerer Abscheidegrad der Testanlagen beim Betrieb mit der Aktivkohle Donau Carbopal AP (Pinnekamp, 2012)

Betriebsphase	Sedimentation	Lamellenabscheider	Mikrosieb	Tuchfilter	Flotation
10 mg/l PAK	47 %	54 %	83 %	91%	52 %*
20 mg/l PAK	53 %	66 %	87 %	93 %	-
10 mg/l PAK 2 mg/l Fe	48 %	46 %	62 %	90 %	23 %
20 mg/l PAK 2 mg/l Fe	46 %	53 %	79 %	96 %	30 %
10 mg/l PAK; 2 mg/l Fe; 0,5 mg/l Poly.	65 %	69 %	-	92 %	48 %
20 mg/l PAK; 2 mg/l Fe; 0,5 mg/l Poly.	75 %	72 %	-	96 %	47 %

Eine weitere interessante Alternative zum herkömmlichen AFSF-Verfahren ist das aufgrund der guten Ergebnisse getestete Mikrosieb.

Insgesamt haben die Versuche gezeigt, dass der Betrieb einer vierten Reinigungsstufe mittels PAK-Adsorption ohne Sandfiltration möglich ist. Auch auf eine vorgeschaltete Sedimentation kann verzichtet werden.

6.4 Gegenüberstellung der optionalen Verfahren

Da die Vorteile der PAK gegenüber der GAK überwiegen (Tabelle 6.2) und eine GAK-Anlage bei der Kläranlage in Stadtlohn bereits ausgeschlossen wurde, folgt nun eine Gegenüberstellung der Vor- und Nachteile der Ozonbehandlung gegenüber der PAK-Adsorption:

Tabelle 6.4: Vor- und Nachteile der Ozonierung gegenüber der PAK-Adsorption

Reinigungsstufe	Vorteile	Nachteile
Ozonierung	<ul style="list-style-type: none"> • meist niedrigere Investitionskosten • meist geringere Betriebskosten • Reduzierung des Überschussschlamm • Verringerung des Schlammvolumenindex • Steigerung der Gasproduktion bei anaerober Schlammstabilisierung 	<ul style="list-style-type: none"> • Metabolitenbildung • höhere Energiekosten • kaum CSB-Reduktion • kaum DOC-Reduktion
PAK-Adsorption	<ul style="list-style-type: none"> • keine Metabolitenbildung • niedrigere Energiekosten • Förderliche Wirkung der Überschussschicht hinsichtlich der Schlammbehandlung und Schlammwässerung • Prinzipiell positive Wirkung auf den Heizwert des Klärschlamm • Verringerung des Schlammvolumenindex • zusätzliche AFS-Reduktion • zusätzliche CSB-Reduktion • zusätzliche DOC-Reduktion • zusätzliche P_{Ges}-Reduktion • einfache Betriebsweise 	<ul style="list-style-type: none"> • meist höhere Investitionskosten • meist höhere Betriebskosten • zu hoher DOC führt zur verminderten Adsorption von Spurenstoffen -> Mehr Kohle wird benötigt • keine landwirtschaftliche Nutzung des ÜSS mehr möglich

Beiden Verfahren wird nachgesagt, dass sie in etwa die gleiche Eliminationsleistung hinsichtlich Spurenstoffe haben. Es gibt Stoffe und Stoffgruppen, die besser mittels Ozonierung behandelt werden können. Wiederum gibt es Stoffe und Stoffgruppen mit einer höheren zu erwartenden Eliminationsrate durch die PAK-Adsorption. Wie hoch die Eliminationsleistung tatsächlich für eine Kläranlage ist kann erst nach Versuchen auf der jeweiligen Kläranlage eindeutig gesagt werden. Ein wesentlicher Punkt ist hierbei die Zusammensetzung der jeweiligen Spurenstoffe.

Allgemein wird davon ausgegangen, dass beide Verfahren durchschnittlich eine Eliminationsrate von mindestens 70 % aufweisen. Diese kann, je nach Kläranlage und Auslegung einer vierten Reinigungsstufe, jedoch noch wesentlich höher ausfallen. In Tabelle 6.5 sind eine Auswahl von Spurenstoffen aus verschiedenen Anwendungsbereichen und deren geschätzte Elimination bei

verschiedenen Ozon- und Pulveraktivkohle-Dosierungen aufgeführt. Diese Stoffe werden als repräsentativ für einen Großteil der relevanten Spurenstoffe betrachtet.

Tabelle 6.5: Geschätzte Elimination ausgewählter Mikroverunreinigungen mit Ozonung/Pulveraktivkohle (Abegglen et al., 2009)

Verfahren	Konzentration	Humanarzneimittel				Korrosionsschutz	Biozid/Pestizid		Röntgenkontrastmittel		Hormon
		Bezafibrat	Carbamazepin	Diclofenac	Sulfamethoxazol		Benzotriazol	Atrazin	Mecoprop	Iopromid	
Ozon	5 mg l ⁻¹	+	+	+	+	0	0	+	-	-	+
	10 mg l ⁻¹	+	+	+	+	+	+	+	0	0	+
Pulveraktivkohle	10 mg l ⁻¹	+	+	0/+	0/+	+	0	k. A.	+	0	+
	20 mg l ⁻¹	+	+	+	+	+	+	k. A.	+	+	+

+: Elimination > 75 %, 0: 25 % < Elimination < 75 %, -: Elimination < 25 %, k. A.: keine Angabe

7 Planungs- und Bemessungsgrundlagen

Wie in Abschnitt 4 erwähnt, ist auf dem Gelände der Kläranlage Stadtlohn neben den zwei Belebungsbecken Platz für den Bau einer möglichen vierten Reinigungsstufe. Falls diese Fläche nicht ausreichen würde, könnte alternativ über eine Verkleinerung des Schönungsteiches nachgedacht werden, um hier Fläche zu nutzen. Die benannten Flächen sind auf der Abbildung 7.1 dunkelrot markiert.

Eine erste ungefähre Berechnung der Flächen soll an dieser Stelle gemacht werden und für erste Ansatzpunkte sorgen:

- ❖ Berechnung der rechteckigen Fläche neben den Belebungsbecken:
Länge: ca. 50 m
Breite: ca. 15 m
Fläche: $A_{\text{Rechteck}} = 50\text{m} \cdot 15\text{m} = \underline{750\text{ m}^2}$



Abbildung 7.1: Mögliche Flächen für den Bau einer vierten Reinigungsstufe (verändert nach Google, 2013)

- ❖ Berechnung der kreisförmigen Fläche am Zulauf des Schönungsteiches:

Radius: ca. 23 m

$$\text{Fläche: } A_{\text{Kreis}} = \pi \cdot (23\text{m})^2 \\ \approx \underline{1.660 \text{ m}^2}$$

Eine genaue Vorgabe zur Auslegung einer vierten Reinigungsstufe gibt es derzeit nicht. Es muss für jede Kläranlage abgewogen werden für welche Zulaufmengen eine solche Reinigungsstufe ausgelegt wird. Die Bemessung erfolgt ausschließlich anhand der Durchflussmengen. Hierbei ist die Verhältnismäßigkeit zwischen stündlichen Spitzenzufluss (für die Bemessung maßgebend) und Tages- bzw. Jahresdurchflussmenge zu beachten. Als Anhaltspunkte sollten die in Tabelle 7.1 aufgeführten Parameter betrachtet werden.

Tabelle 7.1: Spezifische Daten zur Kläranlage Stadtlohn

Parameter	Einheit	Größe
Einwohnerwerte	EW	21.000
Zweijährige Abflussmenge Q_{2a} *	m ³	5.881.739
Zweijahresmittel: täglicher Abfluss $Q_{d,aM}$ *	m ³ /d	8.046,15
Maximaler Abfluss $Q_{\max,2a}$ *	m ³ /d	25.246
Perzentil 85 % *	m ³ /d	13.616
Jahresschmutzwassermenge JSM **	m ³ /a bzw. m ³ /d	2.193.283 bzw. 6.009
Maximaler Bemessungszufluss Q_{\max}	l/s bzw. m ³ /h	312,8 bzw. 1.126,08
* Bezogen auf den Bemessungszeitraum vom 01.01.2011 bis 31.12.2012		
** Bezogen auf den Bemessungszeitraum 2007 bis 2012		

Aufgrund des bei der Kläranlage Stadtlohn erhöhten Fremdwasserzuflusses wäre das 85 %-Perzentil für eine Bemessung einer vierten Reinigungsstufe zu hoch angesetzt. Wegen der Fremdwasserzuflüsse kommt es auf der Kläranlage zu erheblichen Ablaufschwankungen. Verdeutlicht wird dies durch die in Abbildung 7.2 blau ersichtlichen täglichen Ablaufmengen, die im Vergleich zu anderen Kläranlagen an Regentagen wesentlich höher ausschlagen.

Ablaufmengen der Kläranlage Stadtlohn, 01.01.2011 - 31.12.2012

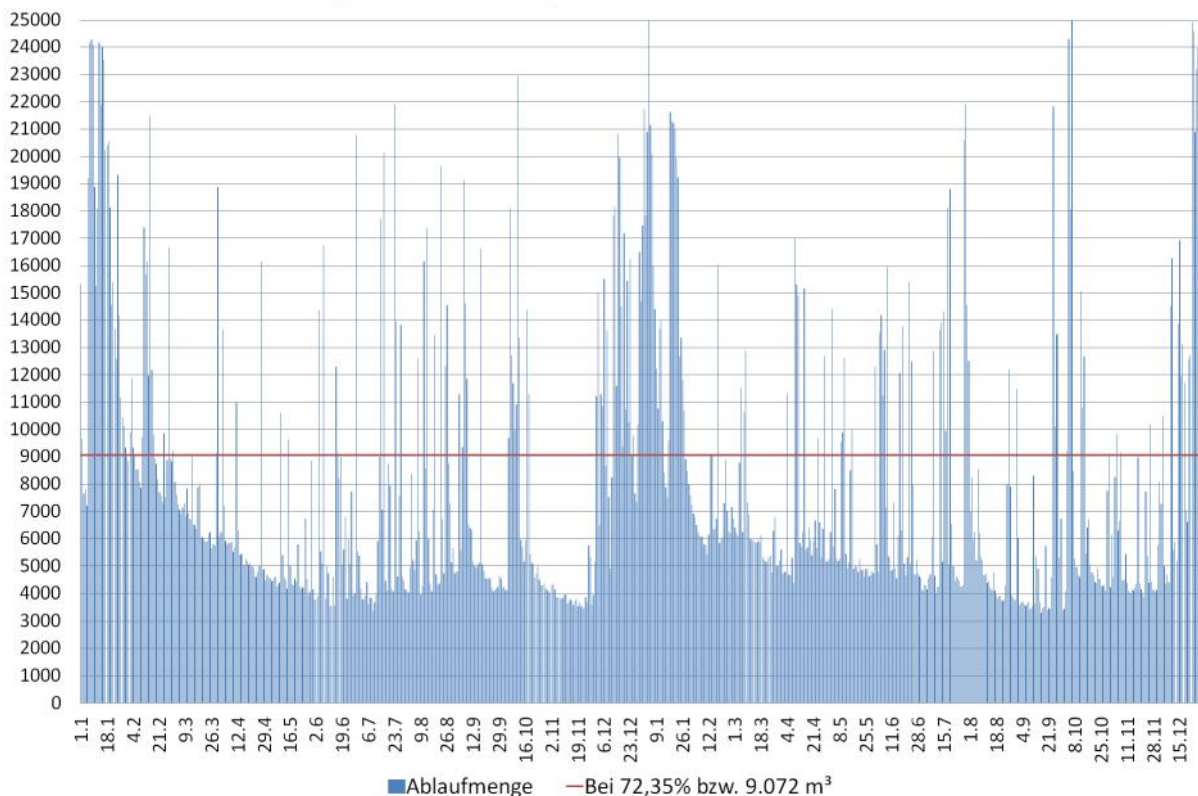


Abbildung 7.2: Ablaufmengen der Kläranlage Stadtlohn im Zeitraum vom 01.01.2011 bis 31.12.2012

Das 85 %-Perzentil gibt den höchsten Tagesablaufwert an, der an 85 % der bemessenen Tage, hier über zwei Jahre gesehen insgesamt also ca. 621 Tage, nicht überschritten wurde. Bei der Kläranlage Stadtlohn liegt dieser Wert bei 13.616 m³/d. Das 100 %-Perzentil wäre hier also der maximale Ablaufwert im Bemessungszeitraum von 25.246 m³/d. Würde nach dem 85 %-Perzentil bemessen werden, so könnten kontinuierlich 53,9 % des im Bemessungszeitraum zulaufenden maximalen Zuflusses behandelt werden, was für die Kläranlage Stadtlohn deutlich zu hoch gewählt wäre. Es würde bedeuten, dass eine mögliche vierte Reinigungsstufe so ausgelegt wird, dass sie jährlich insgesamt 4.969.840 m³/a Wasser behandeln kann. Der Gesamtabfluss der Kläranlage geht aus Tabelle 7.1 hervor und beträgt hingegen nur etwa 2.940.870 m³/a.

Wird Bezug auf die Jahresschmutzwassermenge genommen, kann festgehalten werden, dass diese einen mittleren Tagesdurchschnitt von $Q_{\text{JSM,d}} = 6.009 \text{ m}^3/\text{d}$ hat. Dieser Wert entspricht in etwa einem Perzentil von 51,6 %, wodurch ungefähr 23,8 % des maximalen Ablaufes kontinuierlich behandelt werden würden. Diese Bemessungsgröße für die vierte Reinigungsstufe ist nach dem derzeitigen Stand zu klein gewählt.

Wird lediglich von dem Einwohnerwert ausgegangen, kommt nach DWA-A 118 ein stündlicher Spitzenwert des häuslichen Schmutzwasserabflusses $Q_{\text{S,h,max}}$ von 84 l/s zustande, berechnet durch den Bemessungswert für Kanäle von $q_{\text{H,1000E}} = 4 \text{ l}/(\text{s} \cdot 1000\text{E})$. Empfohlen wird laut DWA-A 118 bei unter $q_{\text{H,1000E}} = 5 \text{ l}/(\text{s} \cdot 1000\text{E})$ zu bleiben, um Überdimensionierung zu vermeiden. Hierdurch ergibt sich ein Maximum von $Q_{\text{S,h,max}} = 105 \text{ l/s}$. Wird mit diesem Wert gerechnet, ergäbe sich bei 21.000 Einwohnerwerten ein mittlerer Tagesabfluss von $Q_{\text{d}} = 9.072 \text{ m}^3/\text{d}$. Dies würde in etwa einem

Perzentil von 72,35 % entsprechen, wobei hier 35,9 % des maximalen Abflusses im Bemessungszeitraum kontinuierlich behandelt werden könnten.

Abbildung 7.2 zeigt die Ablaufmengen (blau) im Bemessungszeitraum und die Kapazität der vierten Reinigungsstufe zur Behandlung eines täglichen Durchflusses von $Q_d = 9.072 \text{ m}^3/\text{d}$ (rot).

Für den Rahmen dieser Machbarkeitsstudie wird nun ein Wert von 105 l/s gewählt. Dieser dient vorerst für eine ungefähre Kosten- und Dimensionierungsschätzung und sollte im Verlauf der Umsetzung der Studie mit den Genehmigungsbehörden erneut bewertet werden.

Die einzelnen Anlagenkomponenten werden unter Berücksichtigung einer Zunahme der hydraulischen Belastung ausgelegt. Bei den Kontaktzeiten in den Reaktoren für die PAK-Adsorption und Ozonierung haben wir uns bei beiden Verfahren auf 30 Minuten festgelegt. Nimmt die hydraulische Belastung zu, so kann die Kontaktzeit der bestehenden Becken verringert werden. Bei den angenommenen Mindestkontaktzeiten von 20 Minuten für die PAK-Adsorption und 15 Minuten für die Ozonierung wären somit die gewählten Reaktoren (Auslegung in Kapitel 8) für kontinuierliche Zuflüsse von maximal 585 m^3/h (PAK) bzw. 760 m^3/h (Ozonierung) bemessen. Dies hätte eine Steigerung von 55 % (PAK-Adsorption) bzw. 101 % (Ozonierung) zur Folge. Die Reaktoren wären also im Stande täglich 14.040 m^3/d (PAK-Adsorption) bzw. 18.240 m^3/d (Ozonierung) behandeln zu können. Die Eliminationsrate würde durch die kürzere Kontaktzeit geringer ausfallen. Dieser Nachteil könnte voraussichtlich durch erhöhte Betriebsmittelkonzentrationen ausgeglichen werden.

Die Abbildung 7.3 und Abbildung 7.4 veranschaulichen die Kapazität einer möglichen vierten Reinigungsstufe bei einem Perzentil von 72,35 % und einem hieraus resultierenden kontinuierlichen Durchsatz von 35,9 % bzw. $Q_d = 9.072 \text{ m}^3/\text{d}$.

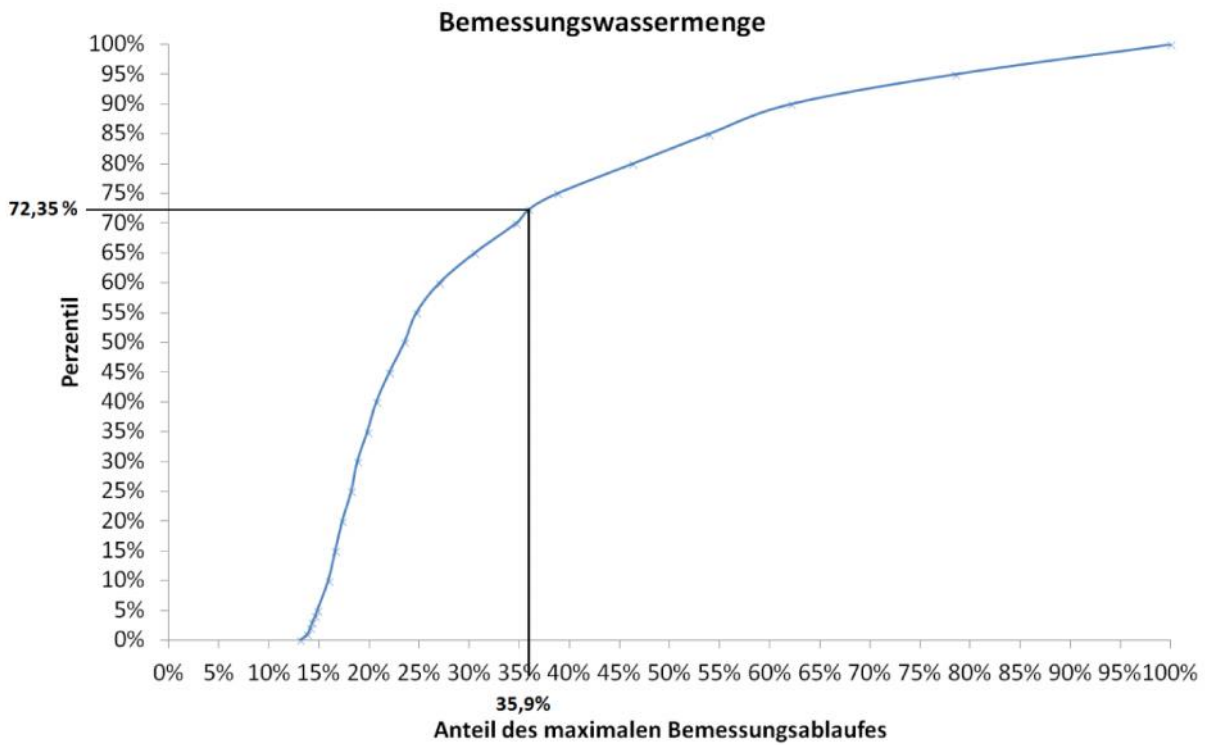


Abbildung 7.3: Bemessungswassermenge mit prozentualen Anteilen

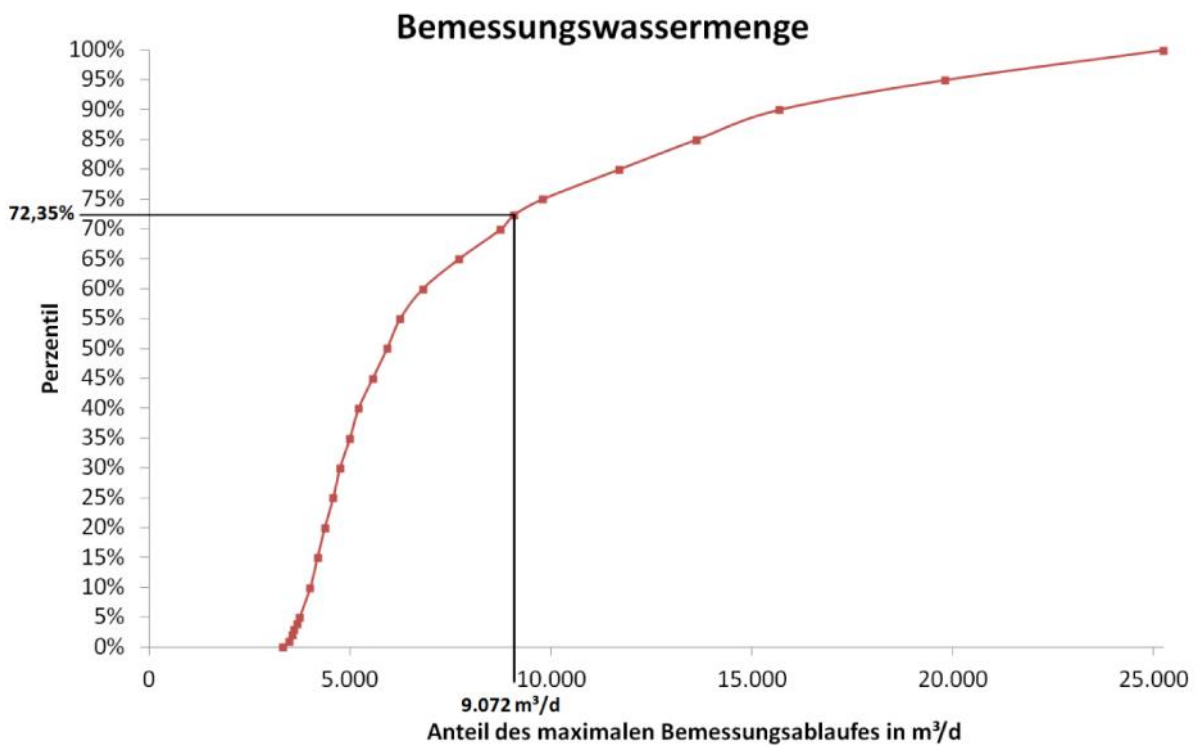


Abbildung 7.4: Bemessungswassermenge mit reellen Anteilen

Die derzeitigen Konzentrationen der wichtigsten Parameter im Ablauf des Schönungsteiches der Kläranlage Stadtlohn wurden im Zeitraum vom 30.12.2011 bis 23.01.2013 erfasst und werden in Tabelle 7.2 aufgeführt.

Tabelle 7.2: Konzentrationen im Ablauf des Schönungsteiches der Kläranlage Stadtlohn

Parameter	Einheit	Konzentration
chemischer Sauerstoffbedarf CSB	mg/l	31,00
Maximum: chemischer Sauerstoffbedarf CSB _{max}	mg/l	40,00
Phosphorgehalt P _{Ges}	mg/l	0,545
Maximum: Phosphorgehalt P _{Ges,max}	mg/l	0,80
Stickstoffgehalt N _{Ges}	mg/l	8,60
Maximum: Stickstoffgehalt N _{Ges,max}	mg/l	12,00
gesamter organischer Kohlenstoffgehalt TOC	mg/l	11,75
Maximum: gesamter organischer Kohlenstoffgehalt TOC _{max}	mg/l	12,20

Bei den angegebenen Parametern wird in Zukunft eine teilweise Reduktion zu erwarten sein. Diese wird durch den Einbau des hydrograv-adapt-Systems im Nachklärbecken hervorgerufen, um welchen die Kläranlage Stadtlohn erweitert werden soll. Durch diese Erweiterung wird der problematische Schlamm- und Flockenabtrieb vermieden. Auch ist eine Leistungssteigerung der hydraulischen Belastbarkeit und Schlammvolumenbeschickung der Nachklärung zu erwarten. Aufgrund der Neuheit dieses Verfahrens gibt es noch keine unabhängigen Ergebnisse zum Frachtrückhalt. An den um das hydrograv-adapt-System erweiterten Kläranlagen zeigte sich häufig eine Reduktion der abfiltrierbaren Stoffe (AFS) und des CSB-Gehaltes. Da sich Phosphor zum großen Teil in Partikeln bindet, führt die AFS-Reduktion auch zu einer Verbesserung der Phosphor-Ablaufwerte. Dank den zu erwartenden Vorteilen des hydrograv-adapt-Systems ist davon auszugehen, dass eine vierte Reinigungsstufe umso effizienter arbeiten wird. Es kann davon ausgegangen werden, dass überwiegend die Stoffe behandelt werden, für die die vierte Reinigungsstufe auch ausgelegt wird.

Des Weiteren sollten folgende Parameter für die Bemessung und Planung einer vierten Reinigungsstufe betrachtet werden:

- Kosten
 - Investitionskosten
 - Baukosten
 - Maschinenteknik
 - EMSR-Technik
 - Betriebskosten
 - Personalkosten
 - Spezifische Kosten der Ozonierung

- Spezifische Kosten der PAK-Adsorption
- Fällmittelkosten
- Energiekosten
- Schlamm Entsorgungskosten
- Reduktion der Abwasserabgabekosten

Im Einzelnen wird auf diese Parameter bei den vorgeschlagenen Varianten eingegangen.

8 Verfahrensmöglichkeiten und Kostenschätzungen

In Anbetracht der auf der Kläranlage Stadtlohn eingesetzten Reinigungsstufen und des gegebenen Platzangebotes werden fünf unterschiedliche Reinigungsverfahren zur Elimination von Spurenstoffen vorgeschlagen. Zum Einen wird intensiv auf eine PAK-Adsorption eingegangen. Hierfür gibt es eine Vielzahl von möglichen Kombinationen einzelner Verfahrensstufen. Die vier vorgeschlagenen Varianten sind die Verfahrenskombinationen mit dem meisten Potential. Zum Anderen wird alternativ zur PAK-Adsorption auf eine Ozonierung eingegangen. Hier wird angesichts der wenigen Verfahrensmöglichkeiten und wegen der Problematik der Metabolitenbildung lediglich eine Variante betrachtet. Auf die GAK-Adsorption wird aufgrund der an der Kläranlage Stadtlohn nicht vorhandenen Flockungsfiltrationsstufe nicht weiter eingegangen.

In Bezug auf die in Kapitel 6.3.2.3 benannten Erkenntnisse wurde bei keiner der aufgeführten Varianten eine Flockungshilfsmitteldosierung betrachtet.

Die in den einzelnen Varianten ermittelte Investitions- und Betriebskostenschätzung sollte als grober Anhaltspunkt für die spätere Umsetzung einer vierten Reinigungsstufe gesehen werden. Im Einzelnen kann, besonders was die Betriebsmittelkosten angeht, erst nach dem Bau und ersten Versuchen zum Rückhalt abgewogen werden, wie die gewählte Reinigungsstufe am zweckmäßigsten betrieben wird und welche Kosten entstehen.

8.1 Variante 1: PAK-Adsorption im Kontaktbecken mit anschließender Sedimentation und Filtration

Für die Variante 1 einer vierten Reinigungsstufe haben wir, wie näher in Kapitel 7 beschrieben, einen maximalen Zufluss von 105 l/s aus der Nachklärung der Kläranlage Stadtlohn in ein Schneckenpumpwerk gewählt. Welche Dimensionen die Verfahrensstufen der Variante 1 auf der Kläranlage annehmen, wird in der Abbildung 8.1 deutlich.

In dem Schneckenpumpwerk wird das Wasser mittels zwei Schnecken, mit einem Fördervermögen von jeweils 74 l/s, auf eine Höhe von 1.500 mm angehoben. Dem Schneckenpumpwerk ist der Kontaktreaktor nachgeschaltet. Die pulverisierte Aktivkohle wird in den Kontaktreaktor gegeben und mittels Rührwerke mit dem Ablauf der Nachklärung vermischt. Es empfiehlt sich die PAK-Zugabe adaptiv auszurichten. Diese würde sich kontinuierlich dem momentanen Zulauf der vierten

Reinigungsstufe, in Variante 1 maximal 105 l/s, anpassen, wodurch sich erhebliche Mengen an pulverisierter Aktivkohle einsparen ließen und somit die Jahreskosten dezimiert werden. Um eine optimale Durchmischung zu gewährleisten, empfiehlt es sich den Kontaktreaktor in drei Kammern zu unterteilen, in denen jeweils ein Rührwerk angeordnet ist. Das Gesamtvolumen dieser Becken haben wir für eine Kontaktzeit von 30 Minuten dimensioniert.

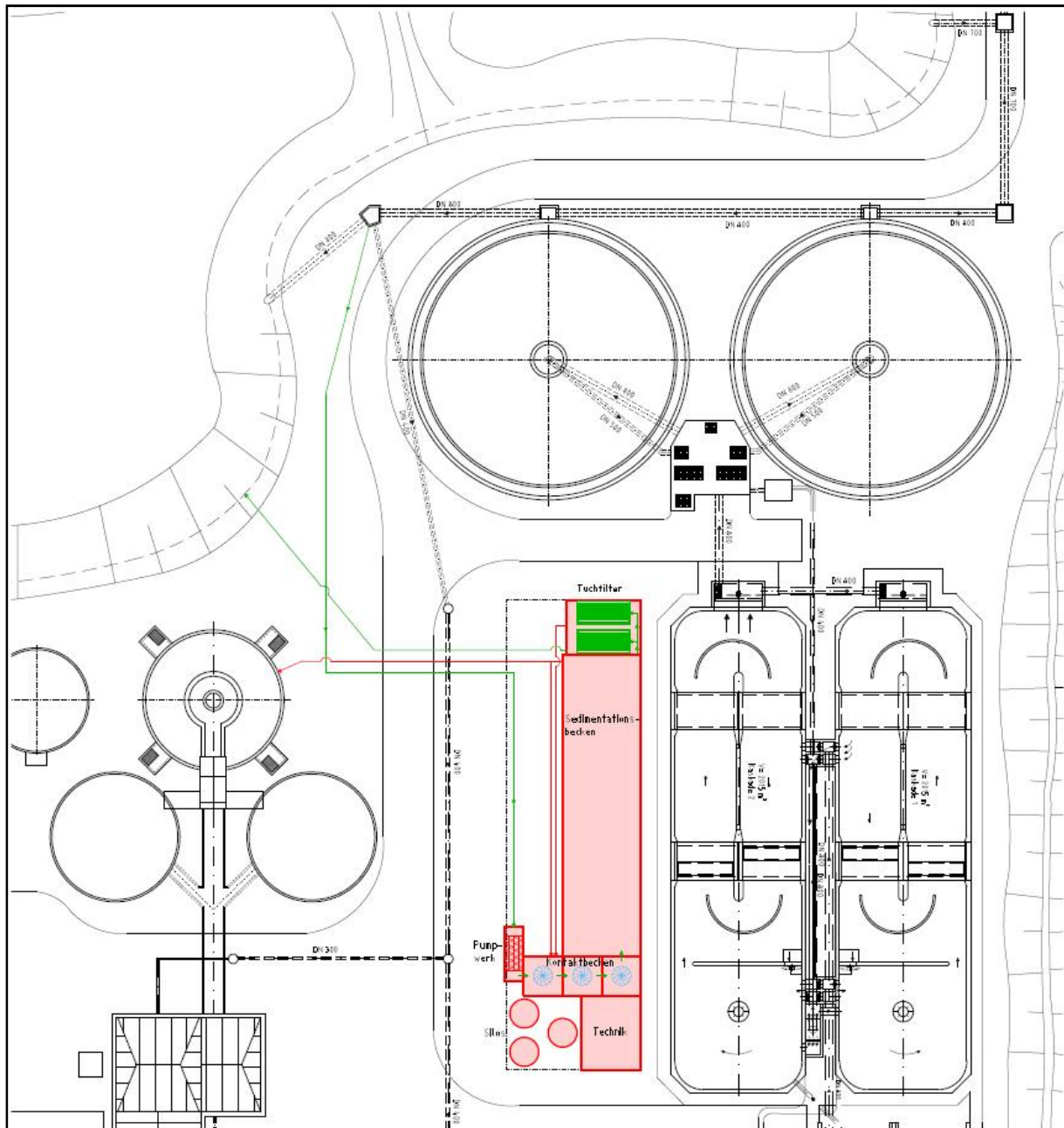


Abbildung 8.1: Mögliche Ausführungsform der Variante 1 auf dem Grundstück der Kläranlage Stadtlöhn

Dem Kontaktbecken ist ein längliches Sedimentationsbecken nachgeschaltet. Es dient der ersten Abscheidung beladener Aktivkohle. Das Sedimentationsbecken wurde für eine Aufenthaltszeit von zwei Stunden ausgelegt. Bei dem Rücklaufverhältnis haben wir uns auf 0,1 festgelegt, da bis auf den beladenen Aktivkohleschlamm nicht mit weiteren Frachten zu rechnen ist. Den Rücklaufschlamm

empfehlen wir im genannten Verhältnis zurück in den Zulauf des Kontaktreaktors zu führen, um eine optimale Ausnutzung der Adsorptionskapazität der PAK zu gewährleisten. Der Überschuss kann direkt über die Schlammendickung in den Faulbehälter geleitet werden. Aus Platzgründen bietet sich der längliche Ausbau dieses Beckens an. Ein Rundbecken könnte alternativ bei einer Verkleinerung des Schönungsteiches oberhalb der Faulung dimensioniert werden.

Aufgrund der nicht zur vollständigen Abscheidung der pulverisierten Aktivkohle ausreichenden Sedimentationsbecken ist eine nachgeschaltete Tuchfiltration vorgesehen. Der Filter ist für den Teilstrom ausgelegt und teilt sich in zwei Filtermodule von jeweils 50 % Durchsatz. Die in diesem Verfahrensschritt gefilterte Aktivkohle kann schließlich zum Teil zurück in den Zulauf des Kontaktreaktors gefördert werden.

Die Abbildung 8.2 zeigt zur Verdeutlichung der gesamten Verfahrensstufe das Fließschema der Variante 1.

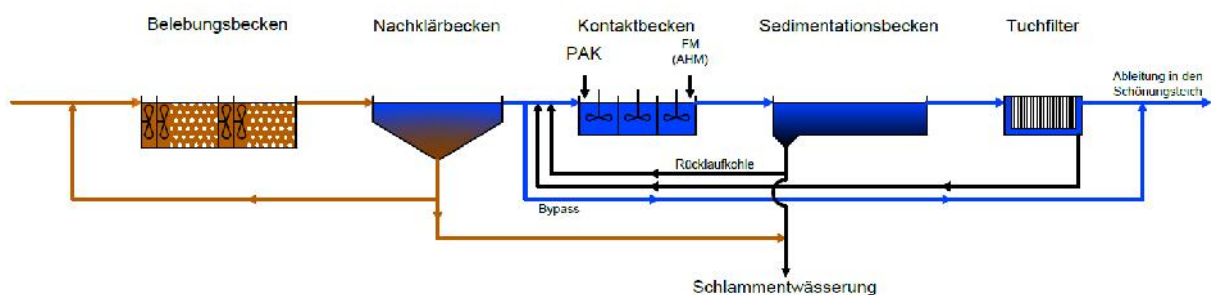


Abbildung 8.2: Fließschema zur Variante 1

Es folgt ein Überblick über die einzelnen Verfahrensstufen und deren Parameter:

Zulauf:

- 105 l/s bzw. 378 m³/h
- Rücklaufverhältnis aus der Sedimentation in den Kontaktreaktor von 0,1

Schneckenhebewerk:

- Zwei Schnecken
- Durchmesser: 750 mm
- Fördervolumenstrom: $Q = 74 \text{ l/s je Schnecke}$
- Förderhöhe: 1.500 mm

Kontaktbecken:

- Kontaktzeit von 30 min bzw. 0,5 h
- Durch $RV = 0,1$ ergibt sich ein Zulauf von 115,5 l/s bzw. 415,8 m³/h
- Volumen: $415,8 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 0,5 \text{ h} = \underline{207,9 \text{ m}^3}$
 - gewähltes Volumen von $3 \cdot 70 \text{ m}^3$

Daten zur pulverisierten Aktivkohle:

Für eine realistische Mengen- und Kostenannahme haben wir an dieser Stelle mit der durchschnittlichen Jahresschmutzwassermenge von täglich $Q_{\text{JSM,d}} = 6.009 \text{ m}^3/\text{d}$ gerechnet.

- Bei einer Konzentration von 10 mg/l und einem täglichen Zufluss von $6.009 \text{ m}^3/\text{d}$
 - $60,09 \text{ kgPAK/d}$ bzw. $21.932,85 \text{ kgPAK/a}$
- Bei einer Konzentration von 15 mg/l und einem täglichen Zufluss von $6.009 \text{ m}^3/\text{d}$
 - $90,14 \text{ kgPAK/d}$ bzw. $32.899,28 \text{ kgPAK/a}$
- Bei einer Konzentration von 20 mg/l und einem täglichen Zufluss von $6.009 \text{ m}^3/\text{d}$
 - $120,18 \text{ kgPAK/d}$ bzw. $43.865,70 \text{ kgPAK/a}$
- Bei der Kostenannahme von $1,50 \text{ €/kgPAK}$ ergibt sich:
 - $32.899,28 \text{ €/a}$ bei einer Konzentration von 10 mgPAK/l
 - $49.349,03 \text{ €/a}$ bei einer Konzentration von 15 mgPAK/l
 - $65.798,70 \text{ €/a}$ bei einer Konzentration von 20 mgPAK/l
 - Für die spätere Kostenschätzung wird mit dem Mittelwert von $49.349,03 \text{ €/a}$ gerechnet

Daten zur Fällmitteldosierung:

Für die Fällmitteldosierung wird das Fällmittel Eisen(III)Chlorid mit einer auf die PAK-Zugabe bezogenen Menge von $0,2 \text{ gFe/gPAK}$ gewählt.

- Bei einer täglich benötigten PAK-Menge von $90,14 \text{ kgPAK/d}$, bezogen auf eine gewählte PAK-Konzentration von 15 mg/l
 - $90,14 \text{ kgPAK/d} \cdot 0,2 \text{ kgFe/kgPAK} = \underline{18,03 \text{ kgFe/d}}$ bzw. $\underline{6.580,95 \text{ kgFe/a}}$
- Bei der Kostenannahme von $0,15 \text{ €/kgFe}$ ergibt sich:
 - $18,03 \text{ kgFe/d} \cdot 0,15 \text{ €/kgFe} = \underline{2,70 \text{ €/d}}$ bzw. $\underline{985,5 \text{ €/a}}$

Sedimentationsbecken:

- Kontaktzeit von 2 h
- Durch $RV = 0,1$ ergibt sich ein Volumen von:
 - $415,8 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 2 \text{ h} = \underline{901,6 \text{ m}^3}$
- Bei einer gewählten Flächenbeschickung von $1,6 \text{ m}^3/\text{h}$ bei Rücklaufverhältnissen $\leq 0,75$ ergibt sich nach ATV-DVWK-A 131 folgende Oberfläche:

$$A = \frac{Q_m}{q_A} = \frac{415,8 \text{ m}^3/\text{h}}{1,6 \text{ m}^3/\text{h}} = 259,89 \text{ m}^2$$

- Gewählt wurde ein Becken mit 8.200 mm Breite und 31.700 mm Länge

Sollte die hydraulische Belastung zunehmen, so kann dies durch eine erhöhte Flächenbeschickung ausgeglichen werden. Wird diese beispielweise auf $2,4 \text{ m}^3/\text{h}$ erhöht, so wäre hierdurch ein kontinuierlicher Zufluss von $623,74 \text{ m}^3/\text{h}$ behandelbar, was einer Steigerung von 50 % entspricht. Diese Steigerungsrate ist vergleichbar mit der in Kapitel 7

beschriebenen Steigerungsrate des Volumenstromes bei einer verringerten Kontaktzeit im Reaktor.

Zusätzlicher Schlammanfall

Bei Variante 1 besteht die Möglichkeit den PAK-Schlamm separat zu behandeln, damit die restlichen Schlämme der Kläranlage für eine landwirtschaftliche Nutzung verwendet werden können. Voraussetzung hierfür ist, dass eine weitere Schlammbehandlungsstraße umgesetzt wird. Hierdurch steigen die Bau-, sowie die Betriebskosten.

Wird angenommen, dass 1 kg PAK genau 1 kg TS entspricht, so ergibt sich die folgende Menge an zusätzlichen Schlamm:

- 32.899,28 kgPAK/a → 32.899,28 kgTS/a

Tuchfilteranlage (laut Hersteller):

- Zwei Filter, Einbau im Betonbecken
- Stundendurchfluss: $Q_{TW} = 378 \text{ m}^3/\text{h}$ bei einem maximalen AFS von 10 mg/l
- Maximaler Durchfluss: $Q_{\max} = 562 \text{ m}^3/\text{h}$ bei einem maximalen AFS von 25 mg/l
- Zulässige Filtergeschwindigkeit: $v = 10 \text{ m/h}$
- Filterfläche pro Filter: $9 \cdot 5 \text{ m}^2 = 45 \text{ m}^2$
- Energieverbrauch laut Hersteller: $E = 5,9 \text{ kWh/d}$ (bei $Q_{TW} = 4.536 \text{ m}^3/\text{d}$ und AFS = 10 mg/l)
- Benötigtes Volumen für den Bau: $V \approx 168 \text{ m}^3$, gewählt 170 m^3 (selbst kalkuliert)

Mit Bezug auf die unterschiedlichen Verfahrensstufen der Variante 1 folgt nun in Tabelle 8.1 eine erste Kostenermittlung für die Investitions-, wie auch für die Betriebskosten. Diese sollte als eine grobe Einschätzung betrachtet werden und erste Anhaltspunkte für eine spätere Umsetzung geben.

Tabelle 8.1: Investitionskosten Variante 1

Pos.	Kurztext	Gesamtpreis in €
1.	Gesamtsumme Baukosten	854.005 €
2.	Gesamtsumme Maschinentechnik	808.000 €
3.	Gesamtsumme EMSR-Technik	<u>200.000 €</u>
	Summe netto	1.862.005 €
	Baunebenkosten 15 %	<u>279.301 €</u>
		2.141.306 €
	+ 19 % MwSt.	<u>406.848 €</u>
	Gesamtsumme Investitionskosten Variante 1	2.548.154 €

Die laufenden Kosten der Variante 1 werden in Tabelle 8.2 ersichtlich.

Tabelle 8.2: Laufende Kosten der Variante 1

Kapitalgebundene Kosten				
Beschreibung	Bautechnik	Maschinen- technik	EMSR	Summe
Investitionskosten incl. Baunebenkosten incl. MwSt.	1.168.706 €	1.105.748 €	273.700 €	2.548.154 €
Nutzungsdauer Bautechnik in Jahren	30			
Nutzungsdauer Maschinenteknik in Jahren		15		
Nutzungsdauer EMSR- Technik in Jahren			10	
Zinssatz	3%	3%	3%	
Kapitalwiedergewinnungsfaktor Bautechnik	0,05102			
Kapitalwiedergewinnungsfaktor Maschinenteknik		0,08377		
Kapitalwiedergewinnungsfaktor EMSR-Technik			0,11723	
Summe Kapitalgebundene Kosten	59.627 €/a	92.629 €/a	32.086 €/a	184.342 €/a
Betriebsmittelkosten				
Komponente	Menge/ Anzahl	Einheit	Kosten/ Einheit	Gesamt- kosten
Schneckenpumpwerk	21.900	kWh/a	0,185 €	4.052 €/a
Rührwerke	19.710	kWh/a	0,185 €	3.646 €/a
Pulveraktivkohle	32.899,28	kgPAK/a	1,500 €	49.349 €/a
PAK-Wasserstrahlpumpe	2.700	kWh/a	0,185 €	500 €/a
Fällmittel	6.580,95	kgFe/a	0,150 €	987 €/a
Gesamtkosten: Sedimentationsbecken	19.340	kWh/a	0,185 €	3.578 €/a
Tuchfilter	<i>Voraussichtliche Gesamtkosten</i>			11.438 €/a
Personalkosten	0,1	MA/a	65.000,000 €	6.500 €/a
Summe Betriebskosten				80.049 €/a
Gesamtsumme: Laufenden Kosten der Variante 1				264.391 €/a

8.2 Variante 2a: PAK-Adsorption im Kontaktbecken mit anschließender Filtration

Im Gegensatz zur Variante 1 wird bei der nun vorgeschlagenen Variante 2a auf ein Sedimentationsbecken verzichtet. Eine solche großtechnische Anlage wurde noch nicht umgesetzt. Halbtechnische Versuche der Arge „Forschung Spurenstoffe NRW“ – MIKROFlock haben gezeigt, dass eine solche Anlage zu guten Ergebnissen, hinsichtlich der Adsorption von Spurenstoffen und der

späteren PAK-Abscheidung, führen kann (Kapitel 6.3.2.4). Welche Dimensionen die Verfahrensstufen der Variante 2a auf der Kläranlage annehmen, wird in der Abbildung 8.3 deutlich.

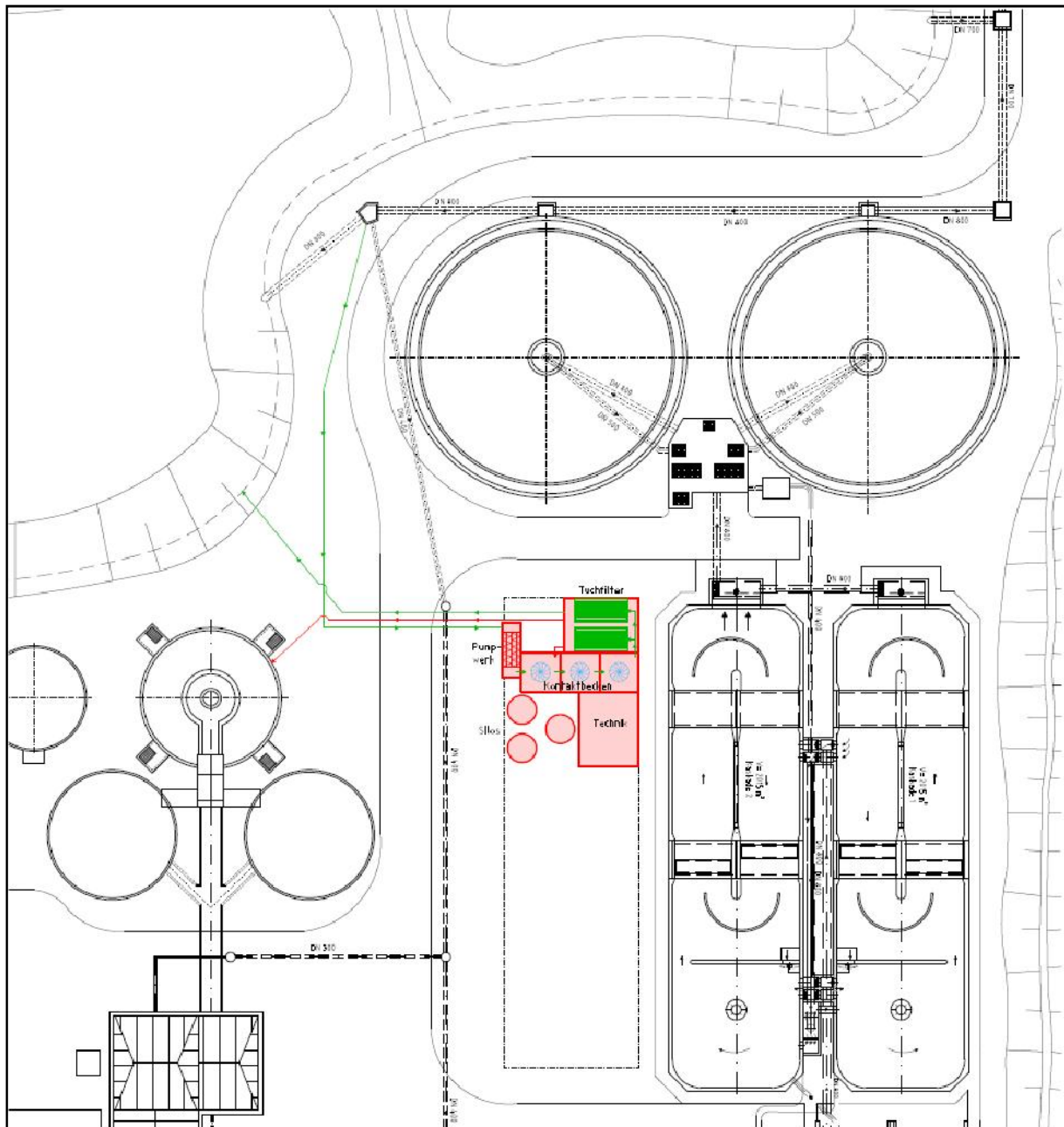


Abbildung 8.3: Mögliche Ausführungsform der Variante 2a auf dem Grundstück der Kläranlage Stadtlohn

Bei dieser Variante findet keine Sedimentation zur Abscheidung der PAK-Fracht statt. Infolge dessen wird die Filterfläche des hier vorgeschlagenen Tuchfilters stärker belastet. Untersuchungen der Arge zeigen, dass ein Tuchfilter sich für diese Art der PAK-Abscheidung sehr gut eignet.

Für die Variante 2a haben wir einen maximalen Zufluss von 105 l/s aus der Nachklärung der Kläranlage in ein Schneckenpumpwerk gewählt. Von dort aus wird das Wasser mittels zwei Schnecken mit einem Fördervermögen von jeweils 74 l/s auf eine Höhe von 1.500 mm angehoben.

Dem Schneckenpumpwerk ist der Kontaktreaktor nachgeschaltet. Die pulverisierte Aktivkohle wird, wie in Variante 1, in den Zulauf des Kontaktreaktors gegeben und mittels Rührwerke mit dem Ablauf der Nachklärung vermischt. Auch bei Variante 2 empfiehlt sich die PAK-Zugabe adaptiv auszurichten. Diese würde sich kontinuierlich dem momentanen Zulauf der vierten Reinigungsstufe, in Variante 2 maximal 105 l/s, anpassen, wodurch sich erhebliche Mengen an pulverisierter Aktivkohle einsparen lassen und somit die Jahreskosten dezimiert werden. Für eine optimale Durchmischung empfiehlt es sich den Kontaktreaktor in drei Kammern zu unterteilen, in denen jeweils ein Rührwerk angeordnet ist. Das Gesamtvolumen dieser Becken ist für eine Kontaktzeit von 30 Minuten dimensioniert. Nun wird, anders als in Variante 1, der Ablauf der Kontaktbecken direkt in die Filteranlage gefördert, wodurch sich die Kontaktzeit der PAK mit dem Wasser verkürzt. Der Tuchfilter ist für den Teilstrom ausgelegt und besteht aus zwei Filtermodulen mit einem Durchsatz von jeweils 50 %. Durch die höhere Flächenbelastung des Filters muss dieser öfter abgesaugt werden. Wir empfehlen einen Teil der beladenen Feststofffracht zurück in den Zulauf der Kontaktbecken zu zirkulieren, um eine optimale Ausnutzung der Adsorptionsfähigkeit der PAK zu gewährleisten. Aufgrund der geringen rezirkulierten Mengen durch die Absaugung haben wir auf den Einfluss eines Rücklaufverhältnisses und somit auf eine Vergrößerung des Kontaktreaktors verzichtet.

Die folgende Abbildung 8.4 zeigt zur Verdeutlichung der gesamten Verfahrensstufe das Fließschema der Variante 2a.

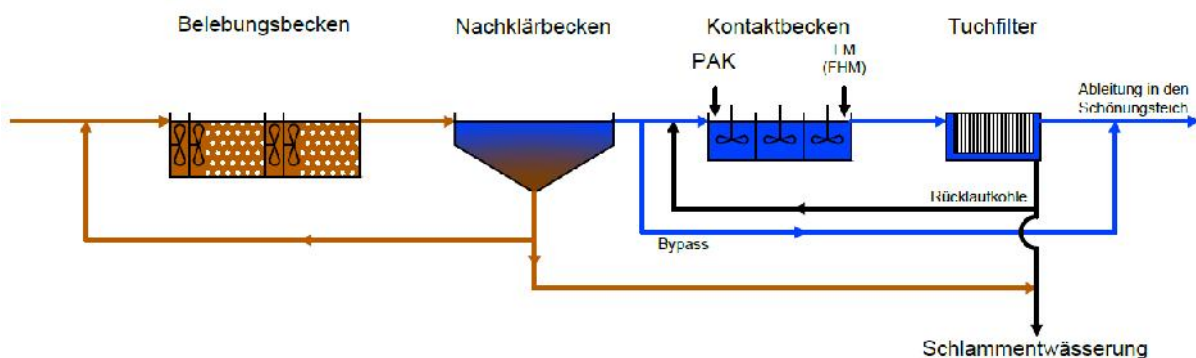


Abbildung 8.4: Fließschema der Variante 2a

Es folgt ein Überblick über die einzelnen Verfahrensstufen und deren Parameter:

Zulauf:

- 105 l/s bzw. 378 m³/h

Schneckenhebewerk:

- Zwei Schnecken
- Durchmesser: 750 mm
- Fördervolumenstrom: Q = 74 l/s je Schnecke
- Förderhöhe: 1.500 mm

Kontaktbecken:

- Kontaktzeit von 30 min bzw. 0,5 h
- Volumen: $378 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 0,5 \text{ h} = \underline{189 \text{ m}^3}$
 - gewähltes Volumen von $3 \cdot 65 \text{ m}^3$

Daten zur pulverisierten Aktivkohle:

Für eine realistische Mengen- und Kostenannahme haben wir an dieser Stelle mit der durchschnittlichen Jahresschmutzwassermenge von täglich $Q_{\text{SM,d}} = 6.009 \text{ m}^3/\text{d}$ gerechnet.

- Bei einer Konzentration von 10 mg/l und einem täglichen Zufluss von $6.009 \text{ m}^3/\text{d}$
 - $60,09 \text{ kgPAK/d}$ bzw. $21.932,85 \text{ kgPAK/a}$
- Bei einer Konzentration von 15 mg/l und einem täglichen Zufluss von $6.009 \text{ m}^3/\text{d}$
 - $90,14 \text{ kgPAK/d}$ bzw. $32.899,28 \text{ kgPAK/a}$
- Bei einer Konzentration von 20 mg/l und einem täglichen Zufluss von $6.009 \text{ m}^3/\text{d}$
 - $120,18 \text{ kgPAK/d}$ bzw. $43.865,70 \text{ kgPAK/a}$
- Bei der Kostenannahme von $1,50 \text{ €/kgPAK}$ ergibt sich:
 - $32.899,28 \text{ €/a}$ bei einer Konzentration von 10 mgPAK/l
 - $49.349,03 \text{ €/a}$ bei einer Konzentration von 15 mgPAK/l
 - $65.798,70 \text{ €/a}$ bei einer Konzentration von 20 mgPAK/l
 - Für die spätere Kostenschätzung wird mit dem Mittelwert von $49.349,03 \text{ €/a}$ gerechnet

Daten zur Fällmitteldosierung:

Für die Fällmitteldosierung wird das Fällmittel Eisen(III)Chlorid mit einer auf die PAK-Zugabe bezogenen Menge von $0,2 \text{ gFe/gPAK}$ gewählt.

- Bei einer täglich benötigten PAK-Menge von $90,14 \text{ kgPAK/d}$, bezogen auf eine gewählte PAK-Konzentration von 15 mg/l
 - $90,14 \text{ kgPAK/d} \cdot 0,2 \text{ kgFe/kgPAK} = \underline{18,03 \text{ kgFe/d}}$ bzw. $\underline{6.580,95 \text{ kgFe/a}}$
- Bei der Kostenannahme von $0,15 \text{ €/kgFe}$ ergibt sich:
 - $18,03 \text{ kgFe/d} \cdot 0,15 \text{ €/kgFe} = \underline{2,70 \text{ €/d}}$ bzw. $\underline{985,5 \text{ €/a}}$

Zusätzlicher Schlammanfall

Bei Variante 2a besteht die Möglichkeit den PAK-Schlamm separat zu behandeln, damit die restlichen Schlämme der Kläranlage für eine landwirtschaftliche Nutzung verwendet werden können. Voraussetzung hierfür ist, dass eine weitere Schlammbehandlungsstraße umgesetzt wird. Hierdurch steigen die Bau-, sowie die Betriebskosten.

Wird angenommen, dass 1 kg PAK genau 1 kg TS entspricht, so ergibt sich die folgende Menge an zusätzlichen Schlamm:

- $32.899,28 \text{ kgPAK/a} \rightarrow \underline{32.899,28 \text{ kgTS/a}}$

Tuchfilteranlage (laut Hersteller):

- Zwei Filter, Einbau im Betonbecken
- Stundendurchfluss: $Q_{TW} = 378 \text{ m}^3/\text{h}$ bei einem maximalen AFS von 10 mg/l
- Maximaler Durchfluss: $Q_{\text{max}} = 562 \text{ m}^3/\text{h}$ bei einem maximalen AFS von 25 mg/l
- Zulässige Filtergeschwindigkeit: $v = 10 \text{ m/h}$
- Filterfläche pro Filter: $9 \cdot 5 \text{ m}^2 = 45 \text{ m}^2$
- Energieverbrauch laut Hersteller: $E = 5,9 \text{ kWh/d}$ (bei $Q_{TW} = 4.536 \text{ m}^3/\text{d}$ und AFS = 10 mg/l)
- Benötigtes Volumen für den Bau: $V \approx 168 \text{ m}^3$, gewählt 170 m^3 (selbst kalkuliert)

Mit Bezug auf die unterschiedlichen Verfahrensstufen der Variante 2a folgt in Tabelle 8.3 eine erste Kostenermittlung für die Investitions-, wie auch für die Betriebskosten. Diese sollte als eine grobe Einschätzung betrachtet werden und erste Anhaltspunkte für eine spätere Umsetzung geben.

Tabelle 8.3: Investitionskosten Variante 2a

Pos.	Kurztext	Gesamtpreis in €
1.	Gesamtsumme Baukosten	562.755 €
2.	Gesamtsumme Maschinenteknik	734.000 €
3.	Gesamtsumme EMSR-Technik	<u>200.000 €</u>
	Summe netto	1.496.755 €
	Baunebenkosten 15 %	<u>224.513 €</u>
		1.721.268 €
	+ 19 % MwSt.	<u>327.041 €</u>
	Gesamtsumme Investitionskosten Variante 2a	2.048.309 €

Die laufenden Kosten der Variante 2a werden in Tabelle 8.4 ersichtlich.

Tabelle 8.4: Betriebskosten Variante 2a

Kapitalgebundene Kosten				
Beschreibung	Bautechnik	Maschinen- technik	EMSR	Summe
Investitionskosten incl. Baunebenkosten incl. MwSt.	770.130 €	1.004.479 €	273.700 €	2.048.309 €
Nutzungsdauer Bautechnik in Jahren	30			
Nutzungsdauer Maschinenteknik in Jahren		15		
Nutzungsdauer EMSR- Technik in Jahren			10	
Zinssatz	3%	3%	3%	
Kapitalwiedergewinnungsfaktor Bautechnik	0,05102			
Kapitalwiedergewinnungsfaktor Maschinenteknik		0,08377		
Kapitalwiedergewinnungsfaktor EMSR-Technik			0,11723	
Summe Kapitalgebundene Kosten	39.292 €/a	84.145 €/a	32.086 €/a	155.523 €/a
Betriebsmittelkosten				
Komponente	Menge/ Anzahl	Einheit	Kosten/ Einheit	Gesamt- kosten
Schneckenpumpwerk	21.900	kWh/a	0,185 €	4.052 €/a
Rührwerke	19.710	kWh/a	0,185 €	3.646 €/a
Pulveraktivkohle	32.899,28	kgPAK/a	1,500 €	49.349 €/a
PAK-Wasserstrahlpumpe	2.700	kWh/a	0,185 €	500 €/a
Fällmittel	6.580,95	kgFe/a	0,150 €	987 €/a
Tuchfilter	<i>Voraussichtliche Gesamtkosten</i>			11.438 €/a
Personalkosten	0,1	MA/a	65.000,000 €	6.500 €/a
Summe Betriebskosten				76.471 €/a
Gesamtsumme: Laufenden Kosten der Variante 2a				231.995 €/a

8.3 Variante 2b: PAK-Adsorption im Kontaktbecken mit anschließender Filtration und Rezirkulation in die Belebung

Variante 2b ist grundsätzlich genau so aufgebaut wie Variante 2a. Der einzige Unterschied der vorgeschlagenen Variante ist der, dass sich die Rezirkulation der von der Tuchfiltration abgesaugten Feststoff-PAK-Fracht in das Belebungsbecken empfiehlt. Hierdurch hat die PAK eine wesentlich höhere Aufenthaltszeit im System was sich positiv auf die Spurenstoffelimination, wie auch auf die Schlammigenschaften des Klärschlammes, auswirkt. Außerdem ist eine höhere Elimination der für die Abwasserabgabe relevanten Stoffe zu erwarten, als es bei den Variante 1 und 2a der Fall ist. Aufgrund der geringen rezirkulierten Mengen bei der Absaugung haben wir auch bei der Variante 2b

auf den Einfluss eines Rücklaufverhältnisses und somit auf eine Vergrößerung des Kontaktreaktors verzichtet.

Welche Dimensionen die Verfahrensstufen der Variante 2b auf der Kläranlage annehmen, wird in der Abbildung 8.5 deutlich.

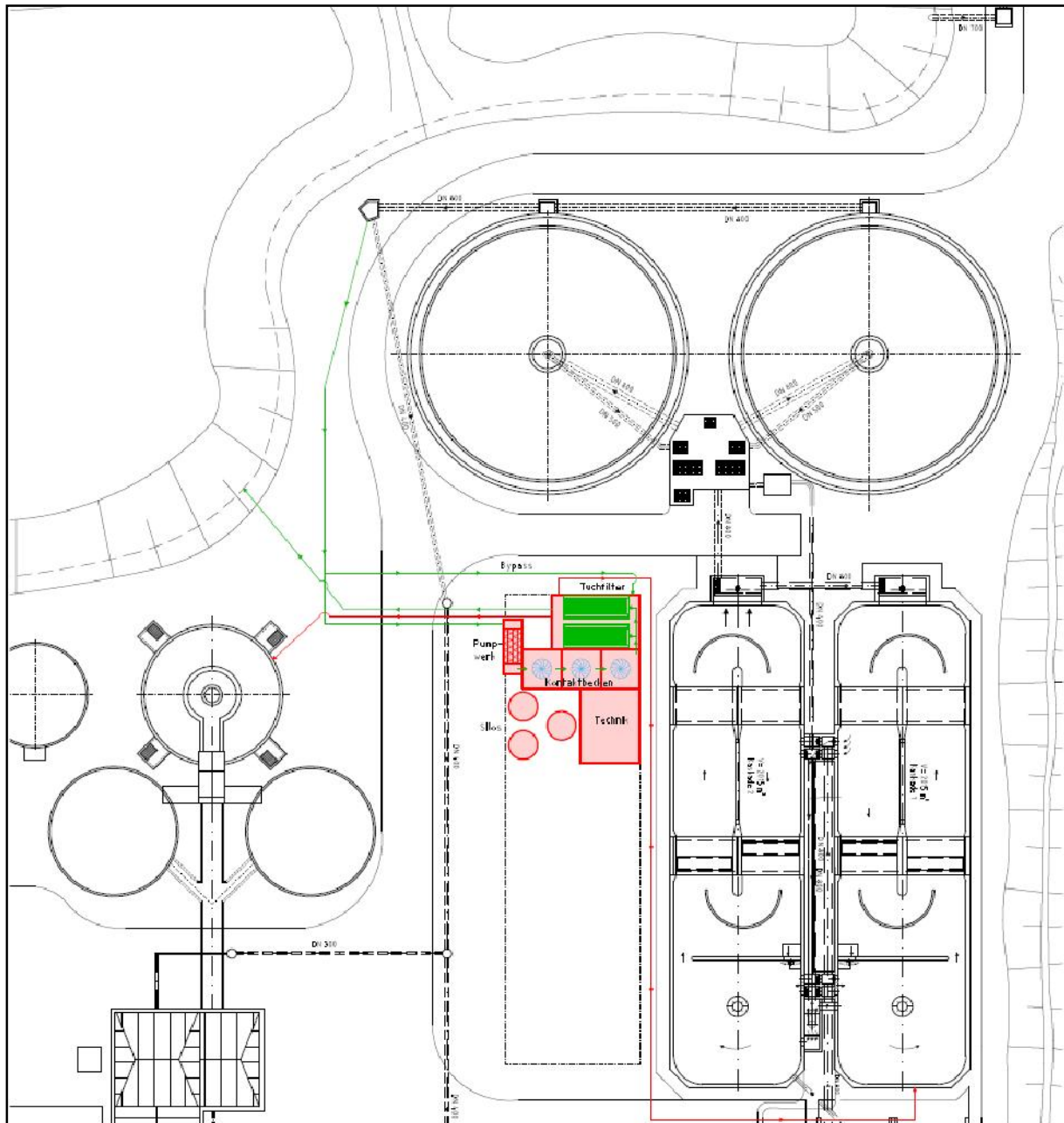


Abbildung 8.5: Mögliche Ausführungsform der Variante 2b auf dem Grundstück der Kläranlage Stadtlohn

Durch die Rezirkulation in die Belebung muss der gesamte Ablauf der Nachklärung filtriert werden, da hier die herkömmliche Sedimentation im Nachklärbecken nicht für die vollkommene PAK-Abscheidung ausreicht. Die Tuchfilteranlage muss für den maximalen Zufluss von 312,8 l/s bzw. 1.126,08 m³/h dimensioniert werden. Der Bemessungszufluss für das Schneckenhebewerk, sowie

dem Kontaktreaktor, bleibt hingegen unverändert bei 105 l/s bzw. 378 m³/h. Liegt der Ablauf der Kläranlage über diesem Bemessungszufluss, wird der Überstau direkt in die Tuchfiltration abgeschlagen.

Abbildung 8.6 zeigt zur Verdeutlichung der gesamten Verfahrensstufe das Fließschema der Variante 2b.

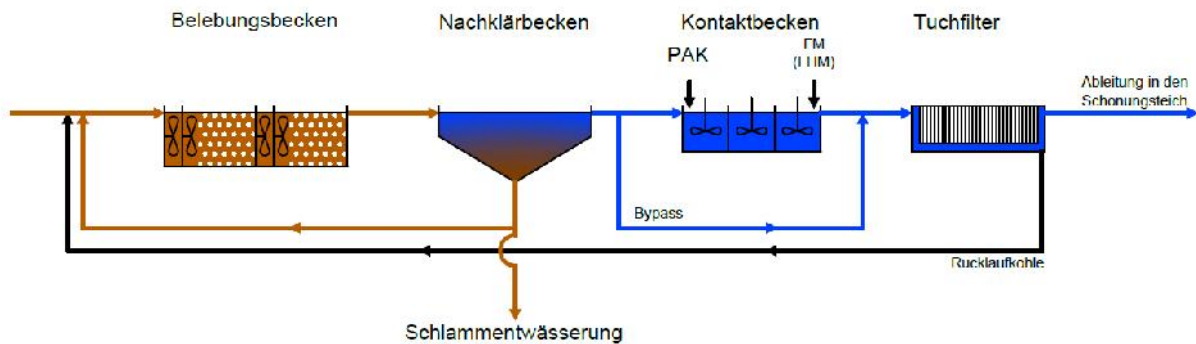


Abbildung 8.6: Fließschema der Variante 2b

Es folgt ein Überblick über die einzelnen Verfahrensstufen und deren Parameter:

Zulauf:

- 105 l/s bzw. 378 m³/h
- Zulauf Tuchfilter: max. 312,8 l/s bzw. 1.126 m³/h

Schneckenhebewerk:

- Zwei Schnecken
- Durchmesser: 750 mm
- Fördervolumenstrom: $Q = 74 \text{ l/s je Schnecke}$
- Förderhöhe: 1.500 mm

Kontaktbecken:

- Kontaktzeit von 30 min bzw. 0,5 h
- Volumen: $378 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 0,5 \text{ h} = \underline{189 \text{ m}^3}$
 - gewähltes Volumen von $3 \cdot 65 \text{ m}^3$

Daten zur pulverisierten Aktivkohle:

Für eine realistische Mengen- und Kostenannahme haben wir an dieser Stelle mit der durchschnittlichen Jahresschmutzwassermenge von täglich $Q_{\text{SM,d}} = 6.009 \text{ m}^3/\text{d}$ gerechnet.

- Bei einer Konzentration von 10 mg/l und einem täglichen Zufluss von 6.009 m³/d
 - 60,09 kgPAK/d bzw. 21.932,85 kgPAK/a
- Bei einer Konzentration von 15 mg/l und einem täglichen Zufluss von 6.009 m³/d

- 90,14 kgPAK/d bzw. 32.899,28 kgPAK/a
- Bei einer Konzentration von 20 mg/l und einem täglichen Zufluss von 6.009 m³/d
 - 120,18, kgPAK/d bzw. 43.865,70 kgPAK/a
- Bei der Kostenannahme von 1,50 €/kgPAK ergibt sich:
 - 32.899,28 €/a bei einer Konzentration von 10 mgPAK/l
 - 49.349,03 €/a bei einer Konzentration von 15 mgPAK/l
 - 65.798,70 €/a bei einer Konzentration von 20 mgPAK/l
 - Für die spätere Kostenschätzung wird mit dem Mittelwert von 49.349,03 €/a gerechnet

Daten zur Fällmitteldosierung:

Für die Fällmitteldosierung wird das Fällmittel Eisen(III)Chlorid mit einer auf die PAK-Zugabe bezogenen Menge von 0,2 gFe/gPAK gewählt.

- Bei einer täglich benötigten PAK-Menge von 90,14 kgPAK/d, bezogen auf eine gewählte PAK-Konzentration von 15 mg/l
 - $90,14 \text{ kgPAK/d} \cdot 0,2 \text{ kgFe/kgPAK} = \underline{18,03 \text{ kgFe/d}}$ bzw. $\underline{6.580,95 \text{ kgFe/a}}$
- Bei der Kostenannahme von 0,15 €/kgFe ergibt sich:
 - $18,03 \text{ kgFe/d} \cdot 0,15 \text{ €/kgFe} = \underline{2,70 \text{ €/d}}$ bzw. $\underline{985,5 \text{ €/a}}$

Zusätzlicher Schlammanfall

Wird angenommen, dass 1 kg PAK genau 1 kg TS entspricht, so ergibt sich die folgende Menge an zusätzlichen Schlamm:

- 32.899,28 kgPAK/a → 32.899,28 kgTS/a

Tuchfilteranlage (laut Hersteller):

- Zwei Filter, Einbau im Betonbecken
- Stundendurchfluss: $Q_{TW} = 378 \text{ m}^3/\text{h}$ bei einem maximalen AFS von 10 mg/l
- Maximaler Durchfluss: $Q_{max} = 1.126 \text{ m}^3/\text{h}$ bei einem maximalen AFS von 25 mg/l
- Zulässige Filtergeschwindigkeit: $v = 10 \text{ m/h}$
- Filterfläche pro Filter: $15 \cdot 5 \text{ m}^2 = 75 \text{ m}^2$
- Energieverbrauch laut Hersteller: $E = 5,7 \text{ kWh/d}$ (bei $Q_{TW} = 4.536 \text{ m}^3/\text{d}$ und AFS = 10 mg/l)
- Benötigtes Volumen für den Bau: $V \approx 207 \text{ m}^3$, gewählt 210 m^3 (selbst kalkuliert)

Mit Bezug auf die unterschiedlichen Verfahrensstufen der Variante 2b folgt in Tabelle 8.5 eine erste Kostenermittlung für die Investitions-, wie auch für die Betriebskosten. Diese sollte als eine grobe Einschätzung betrachtet werden und erste Anhaltspunkte für eine spätere Umsetzung geben.

Tabelle 8.5: Investitionskosten Variante 2b

Pos.	Kurztext	Gesamtpreis in €
1.	Gesamtsumme Baukosten	593.755 €
2.	Gesamtsumme Maschinenteknik	850.000 €
3.	Gesamtsumme EMSR-Technik	<u>200.000 €</u>
	Summe netto	1.643.755 €
	Baunebenkosten 15 %	<u>246.563 €</u>
		1.890.318 €
	+ 19 % MwSt.	<u>359.160 €</u>
	Gesamtsumme Investitionskosten Variante 2b	2.249.479 €

Die laufenden Kosten der Variante 2b werden in Tabelle 8.6 ersichtlich.

Tabelle 8.6: Betriebskosten Variante 2b

Kapitalgebundene Kosten				
Beschreibung	Bautechnik	Maschinen- technik	EMSR	Summe
Investitionskosten incl. Baunebenkosten incl. MwSt.	812.554 €	1.163.225 €	273.700 €	2.249.479 €
Nutzungsdauer Bautechnik in Jahren	30			
Nutzungsdauer Maschinenteknik in Jahren		15		
Nutzungsdauer EMSR- Technik in Jahren			10	
Zinssatz	3%	3%	3%	
Kapitalwiedergewinnungsfaktor Bautechnik	0,05102			
Kapitalwiedergewinnungsfaktor Maschinenteknik		0,08377		
Kapitalwiedergewinnungsfaktor EMSR-Technik			0,11723	
Summe Kapitalgebundene Kosten	41.456 €/a	97.443 €/a	32.086 €/a	170.986 €/a
Betriebsmittelkosten				
Komponente	Menge/ Anzahl	Einheit	Kosten/ Einheit	Gesamt- kosten
Schneckenpumpwerk	21.900	kWh/a	0,185 €	4.052 €/a
Rührwerke	19.710	kWh/a	0,185 €	3.646 €/a
Pulveraktivkohle	32.899,28	kgPAK/a	1,500 €	49.349 €/a
PAK-Wasserstrahlpumpe	2.700	kWh/a	0,185 €	500 €/a
Fällmittel	6.580,95	kgFe/a	0,150 €	987 €/a
Tuchfilter	<i>Voraussichtliche Gesamtkosten</i>			16.746 €/a
Personalkosten	0,1	MA/a	65.000,000 €	6.500 €/a
Summe Betriebskosten				81.779 €/a
Gesamtsumme: Laufenden Kosten der Variante 2b				252.765 €/a

8.4 Variante 3: PAK-Adsorption im Belebungsbecken mit anschließender Filtration nach der Nachklärung

In Variante 3 wird auf den Bau eines Kontaktreaktors und eines Sedimentationsbeckens verzichtet. Welche Dimensionen die Verfahrensstufen der Variante 3 auf der Kläranlage annehmen, wird in Abbildung 8.7 deutlich.

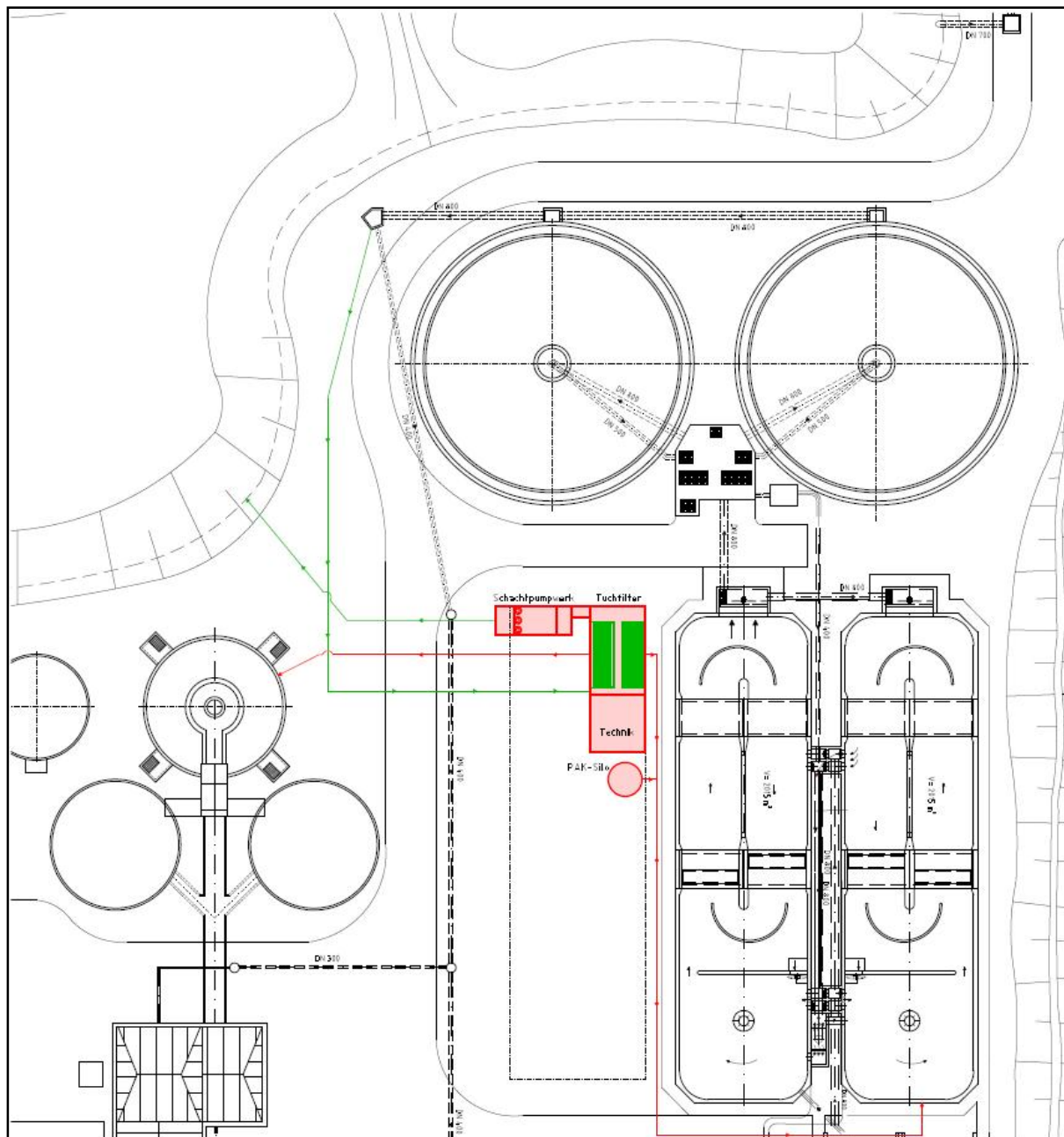


Abbildung 8.7: Mögliche Ausführungsform der Variante 3 auf dem Grundstück der Kläranlage Stadtlohn

Die pulverisierte Aktivkohle wird hier direkt in den Zulauf der bestehenden Belebungsbecken eingetragen. In Variante 3 empfiehlt sich ebenso die PAK-Zugabe adaptiv auszurichten. Diese würde sich kontinuierlich dem momentanen Zulauf des Belebungsbeckens, in Variante 3 maximal 312,8 l/s, anpassen, wodurch sich erhebliche Mengen an pulverisierter Aktivkohle einsparen ließen und somit die Jahreskosten dezimiert werden. Wie in Kapitel 6.3.2.2 beschrieben, sollte mit der etwa doppelten Menge an PAK bei der direkten Dosierung in die Belebung gerechnet werden. Diese Variante wurde bereits durch die Eawag auf einer halbtechnischen Anlage getestet und erwies sich als gute Alternative, besonders bei Anlagen mit begrenztem Platzangebot. Die hier gewählten Verfahrensstufen müssen für den maximalen Bemessungszufluss der Kläranlage, also 312,8 l/s bzw. 1.126,08 m³/h, gewählt werden. Begründet ist dies durch den Direkteintrag der PAK in das

Belebungsbecken, was zur Folge hat, dass der gesamte Kläranlagenzulauf in Kontakt mit der Aktivkohle kommt, welche letztlich dem Wasser wieder entnommen werden muss. Auf eine zusätzliche Dosierstation mit dem dazugehörigen Silo für Fällmittel kann ebenso verzichtet werden. Der Tuchfilter wird hier im freien Gefälle direkt aus der Nachklärung beschickt. Er ist für den Volllaststrom ausgelegt und teilt sich in zwei Filtermodule von jeweils 100 % Durchsatz. Um eine anderes Verfahren zur Anhebung des Wasserspiegels aufzuzeigen ist bei Variante 3 ein Schachtpumpwerk vorgesehen. Durch dieses Pumpwerk mit drei Pumpen wird der Wasserspiegel letztlich auf das Niveau des Schönungsteiches angeglichen.

Vorteil hierbei ist die Einsparung der Baukosten für Kontaktreaktor, Sedimentationsbecken und Fällmittelsilos. Dem gegenüber stehen die aus der doppelten PAK-Menge resultierenden höheren Betriebskosten.

Abbildung 8.8 zeigt zur Verdeutlichung der gesamten Verfahrensstufe das Fließschema der Variante 3.

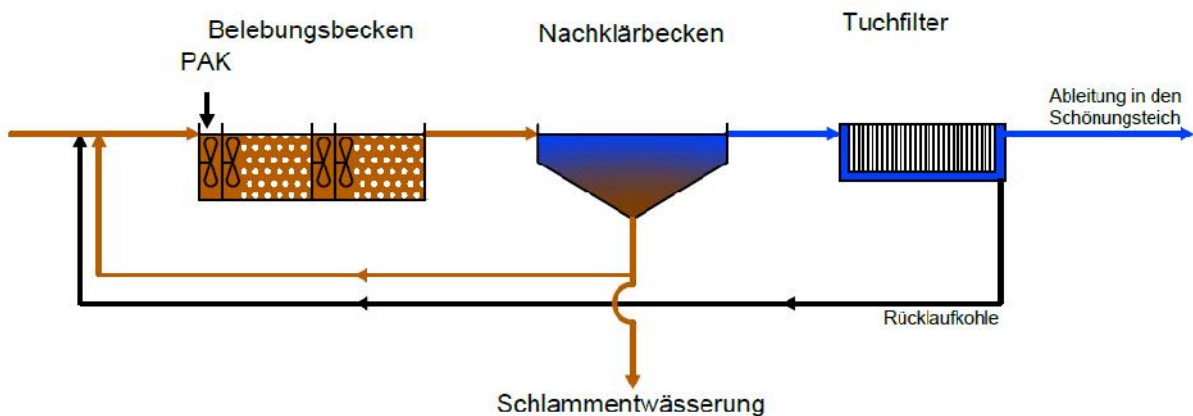


Abbildung 8.8: Fließschema der Variante 3

Es folgt ein Überblick über die einzelnen Verfahrensstufen und deren Parameter:

Maximaler Bemessungszulauf der Kläranlage Stadtlohn:

- 312,8 l/s bzw. 1.126 m³/h

Daten zur pulverisierten Aktivkohle:

Für eine realistische Mengen- und Kostenannahme haben wir an dieser Stelle mit der durchschnittlichen Jahresschmutzwassermenge von täglich $Q_{\text{SM,d}} = 6.009 \text{ m}^3/\text{d}$ gerechnet.

- Bei einer Konzentration von 20 mg/l und einem täglichen Zufluss von 6.009 m³/d
 - 120,18 kgPAK/d bzw. 43.865,70 kgPAK/a
- Bei einer Konzentration von 30 mg/l und einem täglichen Zufluss von 6.009 m³/d
 - 180,27 kgPAK/d bzw. 65.798,55 kgPAK/a
- Bei einer Konzentration von 40 mg/l und einem täglichen Zufluss von 6.009 m³/d
 - 240,36 kgPAK/d bzw. 87.731,40 kgPAK/a

- Bei der Kostenannahme von 1,50 €/kgPAK ergibt sich:
 - 65.798,55 €/a bei einer Konzentration von 20 mgPAK/l
 - 98.697,83 €/a bei einer Konzentration von 30 mgPAK/l
 - 131.597,10 €/a bei einer Konzentration von 40 mgPAK/l
 - Für die spätere Kostenschätzung wird mit dem Mittelwert von 98.697,83 €/a gerechnet (entspricht der Konzentration von 30 mgPAK/l)

Daten zur Fällmitteldosierung:

Für die Fällmitteldosierung wird das Fällmittel Eisen(III)Chlorid mit einer auf die PAK-Zugabe bezogenen Menge von 0,2 gFe/gPAK gewählt.

- Bei einer täglich benötigten PAK-Menge von 180,27 kgPAK/d, bezogen auf eine gewählte PAK-Konzentration von 30 mg/l
 - $180,27 \text{ kgPAK/d} \cdot 0,2 \text{ kgFe/kgPAK} = \underline{36,05 \text{ kgFe/d}}$ bzw. $\underline{13.158,25 \text{ kgFe/a}}$
- Bei der Kostenannahme von 0,15 €/kgFe ergibt sich:
 - $30,05 \text{ kgFe/d} \cdot 0,15 \text{ €/kgFe} = \underline{4,51 \text{ €/d}}$ bzw. $\underline{1.646,15 \text{ €/a}}$

Zusätzlicher Schlammanfall

Wird angenommen, dass 1 kg PAK genau 1 kg TS entspricht, so ergibt sich die folgende Menge an zusätzlichem Schlamm:

- $65.798,55 \text{ kgPAK/a} \rightarrow \underline{65.798,55 \text{ kgTS/a}}$

Tuchfilteranlage (laut Hersteller):

- Zwei Filter, Einbau im Betonbecken
- Stundendurchfluss: $Q_{\text{TW}} = 378 \text{ m}^3/\text{h}$ bei einem maximalen AFS von 10 mg/l
- Maximaler Durchfluss: $Q_{\text{max}} = 1.126 \text{ m}^3/\text{h}$ bei einem maximalen AFS von 25 mg/l
- Zulässige Filtergeschwindigkeit: $v = 10 \text{ m/h}$
- Filterfläche pro Filter: $15 \cdot 5 \text{ m}^2 = 75 \text{ m}^2$
- Energieverbrauch laut Hersteller: $E = 5,7 \text{ kWh/d}$ (bei $Q_{\text{TW}} = 4.536 \text{ m}^3/\text{d}$ und AFS = 10 mg/l)
- Benötigtes Volumen für den Bau: $V \approx 207 \text{ m}^3$, gewählt 210 m^3 (selbst kalkuliert)

Schachtpumpwerk:

- Drei Pumpen
- Durchmesser: 700 mm
- Grundfläche Pumpensumpf: $A \approx 17 \text{ m}^2$
- Förderhöhe: 2.000 mm
- Fördervermögen: $Q \approx 111,11 - 210 \text{ l/s}$ bzw. $400 - 756 \text{ m}^3/\text{h}$ (bei gewählter Förderhöhe von 2.000 mm)

Mit Bezug auf die unterschiedlichen Verfahrensstufen der Variante 3 folgt nun in Tabelle 8.7 eine erste Kostenermittlung für die Investitions-, wie auch für die Betriebskosten. Diese sollte als eine grobe Einschätzung betrachtet werden und erste Anhaltspunkte für eine spätere Umsetzung geben.

Tabelle 8.7: Investitionskosten Variante 3

Pos.	Kurztext	Gesamtpreis in €
1.	Gesamtsumme Baukosten	459.505 €
2.	Gesamtsumme Maschinenteknik	786.000 €
3.	Gesamtsumme EMSR-Technik	<u>200.000 €</u>
	Summe netto	1.445.505 €
	Baunebenkosten 15 %	<u>216.826 €</u>
		1.662.331 €
	+ 19 % MwSt.	<u>315.843 €</u>
	Gesamtsumme Investitionskosten Variante 3	1.978.174 €

Die laufenden Kosten der Variante 3 werden in Tabelle 8.8 ersichtlich.

Tabelle 8.8: Betriebskosten Variante 3

Kapitalgebundene Kosten				
Beschreibung	Bautechnik	Maschinen- technik	EMSR	Summe
Investitionskosten incl. Baunebenkosten incl. MwSt.	628.833 €	1.075.641 €	273.700 €	1.978.174 €
Nutzungsdauer Bautechnik in Jahren	30			
Nutzungsdauer Maschinenteknik in Jahren		15		
Nutzungsdauer EMSR- Technik in Jahren			10	
Zinssatz	3%	3%	3%	
Kapitalwiedergewinnungsfaktor Bautechnik	0,05102			
Kapitalwiedergewinnungsfaktor Maschinenteknik		0,08377		
Kapitalwiedergewinnungsfaktor EMSR-Technik			0,11723	
Summe Kapitalgebundene Kosten	32.083 €/a	90.106 €/a	32.086 €/a	154.275 €/a
Betriebsmittelkosten				
Komponente	Menge/ Anzahl	Einheit	Kosten/ Einheit	Gesamt- kosten
Schachtpumpwerk	21.900	kWh/a	0,185 €	4.052 €/a
Pulveraktivkohle	65.798,55	kgPAK/a	1,500 €	98.698 €/a
PAK-Wasserstrahlpumpe	2.700	kWh/a	0,185 €	500 €/a
Tuchfilter	<i>Voraussichtliche Gesamtkosten</i>			16.746 €/a
Personalkosten	0,1	MA/a	65.000,000 €	6.500 €/a
Summe Betriebskosten				126.495 €/a
Gesamtsumme: Laufenden Kosten der Variante 3				280.770 €/a

8.5 Variante 4: Ozonierung mit anschließender Dyna-Sandfiltration

Die Variante 4 ist grundsätzlich anders aufgebaut als die Varianten 1 bis 3. Hier wird für die Spurenstoffelimination die Oxidation, näher beschrieben in Kapitel 6.2, als primäres Reinigungsverfahren genutzt. Die Verfahrensstufen dieser Variante wird für einen Bemessungszufluss von 105 l/s ausgelegt. Der Zufluss dieser vierten Reinigungsstufe speist sich aus dem Abfluss der herkömmlichen Nachklärbecken. Bei der Ozonierung empfiehlt es sich die gesamte Ablaufmenge aus der Nachklärung durch das Kontaktbecken zu leiten. Dies geht zwar mit einer kürzeren Verweilzeit und somit Kontaktzeit sowie einer geringeren Eliminationsleistung einher, jedoch wird auch bei dem maximalen Bemessungszufluss von 312,8 l/s das Wasser behandelt. Der Ozoneintrag kann hierbei

dem Zulauf angepasst werden. Welche Dimensionen die Verfahrensstufen der Variante 4 auf der Kläranlage annehmen, wird in Abbildung 8.9 deutlich.

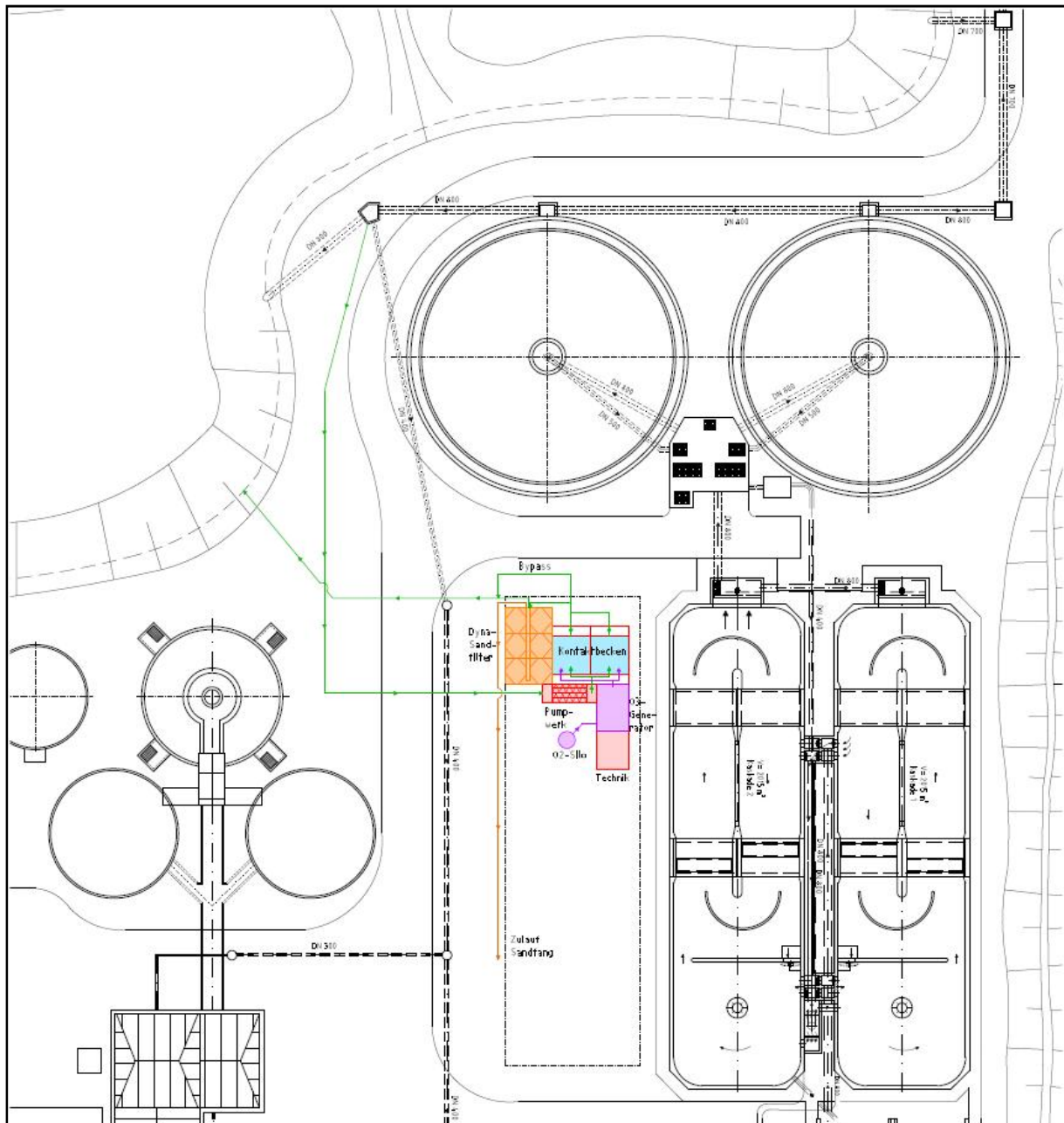


Abbildung 8.9: Mögliche Ausführungsform der Variante 4 auf dem Grundstück der Kläranlage Stadtlohn

Zunächst wird das Wasser bei dieser Variante durch ein Schneckenpumpwerk, mit zwei installierten Schnecken á 220 l/s Fördervolumen, auf eine Höhe von 1.500 mm angehoben. Dem Schneckenpumpwerk ist ein Kontaktreaktor mit zwei länglich ausgerichteten Kontaktbecken nachgeschaltet. Das Wasser läuft dem Kontaktreaktor über eine Druckleitung zu, in welche das Oxidationsmittel Ozon injiziert wird. Auch bei Variante 4 empfiehlt es sich die Ozondosierung adaptiv auszurichten. Hierdurch würde sich die Ozonstufe kontinuierlich dem momentanen Zulauf der vierten Reinigungsstufe anpassen, wodurch sich erhebliche Energiekosten für die Erzeugung des

Ozons einsparen lassen und somit die betrieblichen Jahreskosten dezimiert werden. Das Ozon wird mittels reinen Sauerstoffs über einen Ozongenerator hergestellt, von dem es in die Wasserleitung injiziert wird und im Kontaktreaktor mit den Spurenstoffen reagieren kann. Dem Kontaktreaktor ist ein Dyna-Sandfilter nachgeschaltet, bestehend aus sechs Filterkammern. Dieser dient zum Einen der Eliminierung der restlichen Ozonkonzentration, zum Anderen werden einem solchen Filter zusätzlich andere Reinigungswirkungen zugesprochen. Je nachdem, wie er betrieben wird, kann ein solcher Filter neben der AFS-Reduktion auch zur CSB-, sowie zur N-Gesamt- und P-Gesamt-Reduktion beitragen. Die Reinigungswirkung auf Mikroverunreinigungen von Sandfiltern ist hingegen trivial. Das kontinuierlich anfallende Spülwasser des Dyna-Sandfilters wird dem belüfteten Sandfang der Kläranlage zugeführt, auch um abtreibende Sandfrachten sofort behandeln zu können. Der Ablauf des Sandfilters führt letztlich in den Schönungsteich.

Abbildung 8.10 zeigt zur Verdeutlichung der gesamten Verfahrensstufe das Fließschema der Variante 4.

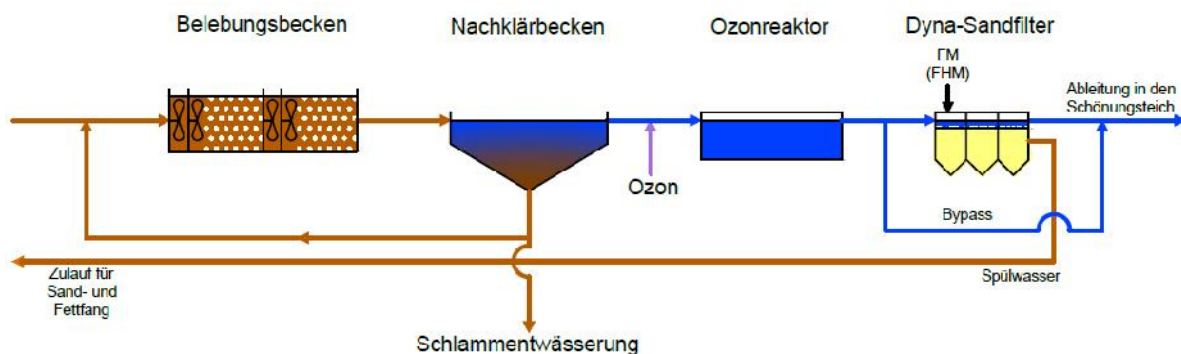


Abbildung 8.10: Fließschema der Variante 4

Es folgt ein Überblick über die einzelnen Verfahrensstufen und deren Parameter:

Zulauf:

- 105 l/s bzw. 378 m³/h

Schneckenhebewerk:

- Zwei Schnecken
- Durchmesser: 950 mm
- Fördervolumenstrom: $Q = 220 \text{ l/s je Schnecke}$
- Förderhöhe: 1.500 mm

Kontaktbecken:

- Kontaktzeit von 30 min bzw. 0,5 h
- Volumen: $378 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 0,5 \text{ h} = 189 \text{ m}^3$
 - gewähltes Volumen von $2 \cdot 95 \text{ m}^3$

Daten zur Ozonierung:

Für eine realistische Mengen- und Kostenannahme haben wir an dieser Stelle mit der durchschnittlichen Jahresschmutzwassermenge von täglich $Q_{\text{JSM,d}} = 6.009 \text{ m}^3/\text{d}$ gerechnet.

- Bei einer Konzentration von 5 mg/l und einem täglichen Zufluss von $6.009 \text{ m}^3/\text{d}$
 - $30,05 \text{ kgO}_3/\text{d}$ bzw. $10.968,25 \text{ kgO}_3/\text{a}$
- Bei einer Konzentration von 10 mg/l und einem täglichen Zufluss von $6.009 \text{ m}^3/\text{d}$
 - $60,10 \text{ kgO}_3/\text{d}$ bzw. $21.936,50 \text{ kgO}_3/\text{a}$
- Die Betriebskosten für die Ozonierung belaufen sich (laut Hersteller) auf $153.956,16 \text{ €/a}$

Dyna-Sandfilter (laut Hersteller):

- Sechs Filter
- Durchsatz: ca. $380 \text{ m}^3/\text{h}$ bei $\text{AFS} < 30 \text{ mg/l}$ im Zulauf
 - $\text{AFS} < 10 \text{ mg/l}$ im Ablauf ohne Fällmittelzugabe
 - $\text{AFS} < 5 \text{ mg/l}$ im Ablauf bei Fällmittelzugabe
- Oberflächenbelastung: $v < 12,7 \text{ m/h}$
- Filterbetthöhe: 2 m
- Filterhöhe: 5,95 m
- Filterfläche pro Filter: $5 \text{ m}^2 \rightarrow 30 \text{ m}^2$ Gesamtfläche
- Benötigtes Volumen für den Bau: $V \approx 248,3 \text{ m}^3$, gewählt 250 m^3 (selbst kalkuliert)

Daten zur Fällmitteldosierung:

Für die Fällmitteldosierung wird das Fällmittel Eisen(III)Chlorid mit $10,60 \text{ g/m}^3$ gewählt.

- Bei einem täglich angenommenen Zufluss von $6.009 \text{ m}^3/\text{d}$ ergibt sich ein Fällmittelbedarf von:
 - $10,60 \text{ gFe/m}^3 \cdot 6.009 \text{ m}^3/\text{d} = \underline{63,7 \text{ kgFe/d}}$ bzw. $\underline{23.248,8 \text{ kgFe/a}}$
- Bei der Kostenannahme von $0,15 \text{ €/kgFe}$ ergibt sich:
 - $63,7 \text{ kgFe/d} \cdot 0,15 \text{ €/kgFe} = \underline{9,56 \text{ €/d}}$ bzw. $\underline{3.489,4 \text{ €/a}}$

Mit Bezug auf die unterschiedlichen Verfahrensstufen der Variante 4 folgt nun in Tabelle 8.9 eine erste Kostenermittlung für die Investitions-, wie auch für die Betriebskosten. Diese sollte als eine grobe Einschätzung betrachtet werden und erste Anhaltspunkte für eine spätere Umsetzung geben.

Tabelle 8.9: Investitionskosten Variante 4

Pos.	Kurztext	Gesamtpreis in €
1.	Gesamtsumme Baukosten	645.780 €
2.	Gesamtsumme Maschinenteknik	759.900 €
3.	Gesamtsumme EMSR-Technik	163.000 €
	Summe netto	1.567.780 €
	Baunebenkosten 15 %	235.167 €
		1.802.947 €
	+ 19 % MwSt.	342.560 €
	Gesamtsumme Investitionskosten Variante 4	2.145.507 €

Die laufenden Kosten der Variante 4 werden in Tabelle 8.10 ersichtlich.

Tabelle 8.10: Betriebskosten Variante 4

Kapitalgebundene Kosten				
<i>Beschreibung</i>	<i>Bautechnik</i>	<i>Maschinen- technik</i>	<i>EMSR</i>	<i>Summe</i>
Investitionskosten incl. Baunebenkosten incl. MwSt.	883.750 €	1.038.692 €	223.066 €	2.145.507 €
Nutzungsdauer Bautechnik in Jahren	30			
Nutzungsdauer Maschinenteknik in Jahren		15		
Nutzungsdauer EMSR- Technik in Jahren			10	
Zinssatz	3%	3%	3%	
Kapitalwiedergewinnungsfaktor Bautechnik	0,05102			
Kapitalwiedergewinnungsfaktor Maschinenteknik		0,08377		
Kapitalwiedergewinnungsfaktor EMSR-Technik			0,11723	
Summe Kapitalgebundene Kosten	45.089 €/a	87.011 €/a	26.150 €/a	158.250 €/a
Betriebsmittelkosten				
<i>Komponente</i>	<i>Menge/ Anzahl</i>	<i>Einheit</i>	<i>Kosten/ Einheit</i>	<i>Gesamt- kosten</i>
Schneckenpumpwerk	21.900	kWh/a	0,185 €	4.052 €/a
O3-Erzeugung	<i>Voraussichtliche Gesamtkosten</i>			93.619 €/a
Energiekosten Sandfang	176.467	kWh/a	0,185 €	32.646 €/a
Fällmittel	23.263	kgFe/a	0,150 €	3.489 €/a
Personalkosten	0,1	MA/a	65.000,000 €	6.500 €/a
Summe Betriebskosten				140.306 €/a
Gesamtsumme: Laufenden Kosten der Variante 4				298.556 €/a

8.6 Gegenüberstellung der Kostenschätzung

In der Tabelle 8.11 werden nun die unterschiedlichen Kostenanteile der aufgezeigten Varianten gegenübergestellt. Es ist zu sehen, dass die Variante 3 bei den Investitionskosten am günstigsten ausfällt. Die teuerste Variante was die Investitionen angeht ist die Variante 1. Mit 2.249.509 € liegt die Variante 2b relativ genau im mittleren Bereich aller aufgeführten Varianten.

Tabelle 8.11: Kostengegenüberstellung der Varianten 1 bis 4

Kosten	Variante 1	Variante 2a	Variante 2b	Variante 3	Variante 4
Investitionskosten	2.548.154 €	2.048.309 €	2.249.509 €	1.978.174 €	2.145.507 €
Laufende Kosten	264.391 €/a	231.995 €/a	252.765 €/a	280.770 €/a	298.556 €/a
<i>davon Energiekosten</i>	<i>14.775 €/a</i>	<i>11.195 €/a</i>	<i>13.815 €/a</i>	<i>12.195 €/a</i>	<i>65.980 €/a</i>
Spezifische Kosten*	0,30 €/m ³	0,26 €/m ³	0,29 €/m ³	0,32 €/m ³	0,33 €/m ³
* Bezogen auf die Frischwassermenge von 881.138 m ³ /a					

Bei den Laufenden Kosten ist die Variante 3 die teuerste Variante der PAK-Adsorption. Mit 280.770 €/a liegt diese knapp unter der Variante 4. Die günstigste Variante im Bezug auf die laufenden Kosten ist die Variante 2a mit jährlich 231.995 €.

Zusätzlich wird in Tabelle 8.11 auch auf die Energiekosten der unterschiedlichen Verfahren eingegangen. Es spiegelt sich sehr deutlich wieder, dass die Variante 4, also die Ozonierung, wesentlich mehr Energie verbraucht, als die Verfahren der PAK-Adsorption. An dieser Stelle muss erwähnt werden, dass die Herstellung von Pulveraktivkohle ein sehr energiezehrendes Verfahren ist.

Insgesamt kommt es zu keinen gravierenden Differenzen bezüglich der Investitionskosten, wie auch der laufenden Kosten, der einzelnen Varianten.

Bei der Entscheidungsfindung sollten die unterschiedlichen Vor- und Nachteile der einzelnen Verfahren genau abgewogen werden. Sich hierbei lediglich auf die Kosten zu beziehen ist nicht sinnvoll. Maßgebendes Kriterium für die Entscheidung sollte die Wirksamkeit hinsichtlich der Elimination von Spurenstoffen sein. Ein anderer wichtiger Punkt ist die Reduktion der für die Abwasserabgabe relevanten Parameter also des CSB, des Gesamt-Stickstoffs und des Gesamt-Phosphors. Hier wird aus ökologischer Sicht das anliegende Gewässer weniger durch diese Stoffgruppen belastet. Aus ökonomischer Sicht verringern sich die Kosten für die Abwasserabgabe oder fallen möglicherweise ganz weg.

Bei den spezifischen Kosten, bezogen auf den Kubikmeter Frischwasser, wurde eine mögliche Reduktion der Abwasserabgabe nicht berücksichtigt. Hier schneidet die Variante 2a am besten ab. Jedoch sollte aufgrund der nicht bestehenden Rezirkulation in die Belebung keine hohe Einsparung der Abwasserabgabe kalkuliert werden, wie es möglicher Weise bei den Varianten 2b und 3 der Fall ist.

Welches Verfahren aus heutiger Sicht das sinnvollste ist, wird in Kapitel 9 beschrieben und empfohlen.

8.7 Sensitivitätsanalyse

Um sich ein Bild über die möglichen Kostenschwankungen zu machen, wurden in Tabelle 8.12 die minimal und maximal anzunehmenden Betriebskosten für die einzelnen Varianten kalkuliert.

Tabelle 8.12: Betriebskostenannahme bei unterschiedlichen Betriebsmittelkosten

		Variante 1	Variante 2a	Variante 2b	Variante 3	Variante 4
	<i>durchschnittliche Betriebskosten pro Jahr</i>	80.049 €/a	76.471 €/a	81.779 €/a	126.495 €/a	140.306 €/a
	Annahme					
1	c(PAK) = 5mg/l bzw. c(O ₃) = 5mg/l	47.149 €/a	43.571 €/a	48.879 €/a	60.695 €/a	109.100 €/a
2	c(PAK) = 20mg/l bzw. c(O ₃) = 10mg/l	96.499 €/a	92.921 €/a	98.229 €/a	159.395 €/a	171.512 €/a
3	1 €/kgPAK bzw. 2,5€/kgO ₃	63.599 €/a	60.021 €/a	65.329 €/a	93.595 €/a	133.371 €/a
4	2 €/kgPAK bzw. 3,5€/kgO ₃	96.499 €/a	92.921 €/a	98.229 €/a	159.395 €/a	168.044 €/a
5	18 Cent/kWh	79.650 €/a	76.168 €/a	81.405 €/a	126.165 €/a	138.523 €/a
6	26 Cent/kWh	86.039 €/a	81.010 €/a	87.380 €/a	131.439 €/a	167.055 €/a
7	Minimale Betriebskosten	41.267 €/a	37.785 €/a	43.022 €/a	49.400 €/a	102.694 €/a
8	Maximale Betriebskosten	124.421 €/a	119.392 €/a	125.762 €/a	208.204 €/a	235.244 €/a
9	Minimale Jahreskosten *	225.609 €/a	193.308 €/a	214.008 €/a	203.675 €/a	260.944 €/a
10	Maximale Jahreskosten *	308.763 €/a	274.915 €/a	296.748 €/a	362.479 €/a	393.494 €/a
* Bei einem Zinssatz von 3% und folgenden Zinszeiträumen: 30 Jahre für Bautechnik 15 Jahre für Maschinentechnik 10 Jahre für EMSR-Technik						

Die maßgeblichen Betriebskosten werden bei der PAK-Adsorption durch den Aktivkohleverbrauch verursacht. Hinzu kommt, dass die Kosten für unterschiedliche Kohlen stark schwanken können. Welche Kohle sich am besten für den Gebrauch auf der Kläranlage Stadtlohn eignet, muss vor Ort bewertet werden.

Die maßgeblichen Betriebskosten bei der Ozonierung ergeben sich in erster Linie durch die Energiekosten. In zweiter Linie haben die Beschaffungskosten für den benötigten Sauerstoff einen hohen Kostenanteil.

Die Kosten der Ozonierung stützen sich auf den uns vorliegenden Kostenauslegungen eines Ozonanlagenhersteller. Es wurde vereinfacht davon ausgegangen, dass sich die in Tabelle 8.10 genannten 93.619 €/a vollständig aus einer Ozondosierung von 7,5 mg/l ergeben. Die tatsächlichen Verbrauchsmengen pro Liter beziehen sich auf den TOC der Kläranlage Stadtlohn und weichen etwas ab.

Zeilen 1 und 2 spiegeln die Betriebskosten bei minimalen und maximalen PAK- bzw. Ozon-Verbrauch wieder. Bei der PAK-Adsorption wurden minimal 5 mg/l angesetzt, da sich gezeigt hat, dass Anlagen auch mit weniger als 10 mg/l gute Eliminationsraten erzielen (Pinnekamp, 2012).

In den Zeilen 3 und 4 werden unterschiedliche Kosten für die Betriebsmittel PAK und Ozon angesetzt. Auch hier wird Bezug auf die Angaben des Ozonanlagenherstellers genommen. Diese lagen in drei unterschiedlichen Auslegungen und zwei unterschiedlich großen Ozonerzeugungsanlagen zwischen 2,7 und 3,1 €/kgO₃.

Die Zeilen 5 und 6 verdeutlichen die Schwankungen der Betriebskosten durch unterschiedliche Energiekostenannahmen.

Werden unter Berücksichtigung der minimalen Energiekosten in Zeile 5 die minimalen Konzentrationen aus Zeile 1 mit den minimalen Betriebsmittelkosten aus Zeile 3 verrechnet, so ergeben sich die minimalen Gesamtbetriebskosten in Zeile 7. Zeile 8 zeigt im Gegenzug die maximalen Gesamtbetriebskosten. Diese werden jeweils mit den jährlichen Kapitalkosten addiert, wodurch die minimalen und maximalen Jahreskosten in den Zeilen 9 und 10 aufgeführt werden.

Zwischen den minimalen und maximalen Jahreskosten liegen bei allen Varianten hohe Differenzen. Im Vergleich aller Varianten ergibt sich die größte Differenz bei der Variante 3 (PAK-Adsorption). Begründen lässt sich dies durch den verhältnismäßig hohen PAK-Verbrauch. Ebenso wird deutlich, dass die Betriebskosten der Variante 4 (Ozonierung) stark variieren können. Insgesamt liegt Variante 4 bei den minimalen, wie auch bei den maximalen Betriebskosten jeweils über den kalkulierten Kosten der anderen Varianten, was unter anderem auf die hohen ursprünglichen Betriebskosten zurückzuführen ist.

Welches Verfahren letztlich das sinnvollste ist, wird in dem folgenden Kapitel beschrieben und empfohlen.

9 Verfahrensempfehlung

Im Laufe der Bearbeitung und Recherche deuteten die Fakten immer mehr darauf hin, dass eine Adsorptionsstufe zur Elimination der Spurenstoffe für die Kläranlage Stadtlohn das effektivste Verfahren zur Umsetzung einer vierten Reinigungsstufe ist. Aufgrund einer nicht bestehenden Sandfiltration auf dem Kläranlagengelände wurde die Adsorption mittels granulierter Aktivkohle ausgeschlossen. Diese schnitt im direkten Vergleich zur pulverisierten Aktivkohle zudem schlechter ab. Die präferierte Verfahrensstufe für die Kläranlage Stadtlohn ist die Adsorption mittels pulverisierter Aktivkohle.

Nachdem sich herausgestellt hat, dass die PAK-Adsorption fokussiert wird, musste über die Abscheidung der Pulveraktivkohle aus dem Behandlungskreislauf nachgedacht werden. Es gibt einige bereits bestehende Anlagen mit Sedimentationsstufe zur PAK-Abscheidung und einer nachgeschalteten Sandfiltration. Solche Anlagen zeigen gute Ergebnisse hinsichtlich der Elimination

der Spurenstoffe, sowie in Bezug auf die Abscheidung der Aktivkohle. Ein großer Nachteil solcher Anlagen sind die hohen Investitions- und Betriebskosten.

Nach intensiver Recherche kristallisierte sich für uns die PAK-Abscheidung durch eine Tuchfiltration als vorteilhafteste Variante heraus. Diese Filter sind um ein vielfaches energieeffizienter als Sandfilter jeglicher Art. Zudem zeigten Ergebnisse hinsichtlich der PAK-Abscheidung, dass die Tuchfiltration zu sehr guten Ergebnissen führt. Einziger Nachteil dieser Filter gegenüber der Sandfiltration war, dass kein zusätzlicher biologischer Abbau im Filter mehr möglich ist. Dies sollte bei einer gut laufenden PAK-Adsorptionsstufe gar nicht nötig sein, da durch die Adsorption der wesentliche Teil jeglicher Verschmutzung eliminiert wird. Die seit kurzem in Bau befindende PAK-Adsorption mit nachgeschalteter Tuchfiltration auf der Kläranlage in Lahr, sowie die Planung einer ähnlichen Reinigungsstufe mit Tuchfiltration auf der Kläranlage in Laichingen, bestärkte unsere Entscheidung letztlich auf die Tuchfiltration zu setzen.

Das Verfahren zur PAK-Abscheidung war gewählt. Nun musste geklärt werden welche Anordnungen und Kombinationen für die PAK-Adsorption mit nachgeschalteter Tuchfiltration am sinnvollsten sind. Um ein bewährtes Verfahren zu wählen, kann die Variante 1 genannt werden. Nach genauer Betrachtung aller spezifischen Vor- und Nachteile der aufgezeigten Varianten entschieden wir uns dazu die **Variante 2b** für die Umsetzung einer vierten Reinigungsstufe zu empfehlen. Auch wenn eine solche Anlage im großtechnischen Maßstab noch nicht existiert, so weisen alle im Laufe der Machbarkeitsstudie aufgeführten Ergebnisse eindeutig darauf hin, dass die Umsetzung der Variante 2b das sinnvollste Verfahren zur Elimination von Mikroschadstoffen ist. Hierbei wird auf ein zusätzliches Sedimentationsbecken zur PAK-Abscheidung verzichtet. Bei dieser Variante wird der PAK-Schlamm in die Belebungsbecken recirkuliert. Auf der Kläranlage sind den Belebungsbecken zwei Nachklärbecken nachgeschaltet. Diese erfüllen den selben Zweck, wie eine zusätzliche Sedimentation. Die Investition und den Betrieb eines Beckens, dessen Aufgaben bereits an einer anderen Stelle erfüllt werden, ist demzufolge nicht sinngemäß.

Die Rückführung der Pulveraktivkohle in die Belebungsbecken hat ausschließlich positive Auswirkungen auf die Eliminationsrate der Spurenstoffe, wie auch auf die Schlammeigenschaften. Es wird durch die Rezirkulation bei gleicher Eliminationsrate im Vergleich zu den Varianten 1 und 2a insgesamt weniger PAK benötigt, da durch die längere Kontaktzeit des Wassers mit der Pulveraktivkohle die Adsorptionsplätze der Kohle effektiver genutzt werden. Es ist zu vermuten, dass die für die Abwasserabgabe relevanten Parameter hierdurch mehr reduziert werden, als in den Verfahren ohne Rückführung. Wird Bezug auf die Energiekosten aus Tabelle 8.11 genommen, so wird deutlich, dass die Variante 2b günstiger als die häufig umgesetzte Variante 1 ist. Ebenso liegen die Energiekosten der Variante 2b genau wie bei allen anderen Varianten der PAK-Adsorption deutlich unter den Energiekosten der Ozonierungsstufe. Gerade in Anbetracht der stetig steigenden Energiekosten und der Versuche vieler Kläranlagen ihre Energiekosten zu senken, ist die Variante 2b gegenüber anderen Varianten im Vorteil.

Da der gesamte Zulaufstrom durch die Rückführung in die Belebungsbecken mit der Pulveraktivkohle in Kontakt kommt, muss eine größere Tuchfiltrationsanlage vorgesehen werden. Diese soll dazu in der Lage sein den gesamten Bemessungszufluss der Kläranlage Stadtlohn behandeln zu können. Der Grund hierfür ist der, dass andernfalls schlecht sedimentierfähige Anteile der PAK-Fracht ungefiltert

die Nachklärbecken passieren, in den Schönungsteich gelangen und letztlich in die Berkel ablaufen können. Dies ist zu vermeiden, da andernfalls die mit den Spurenstoffen beladene PAK in die aquatische Umwelt gelangt.

Die Kosten für den größeren Tuchfilter liegen nicht weit über den Kosten der in den Varianten 1 und 2a vorgesehenen Filtern.

Zusammenfassend hat die Variante 2b die meisten Vorteile und ist auch in Bezug auf die Kostenbetrachtung eine gute und umsetzbare Lösung das Spurenstoffproblem der Kläranlage Stadtlohn anzugehen.

10 Zielsetzung

Bei der Umsetzung der vierten Reinigungsstufe in der Zukunft sollte der zukünftige Kenntnisstand zum Thema Spurenstoffelimination erneut einbezogen werden. Es besteht die Möglichkeit, dass zu einem späteren Zeitpunkt neue Erkenntnisse zum Sachverhalt vorliegen oder sich alternative Verfahren durchgesetzt haben.

Zudem muss die Kläranlage bei einer späteren Umsetzung erneut betrachtet werden. Der geplante Umbau der Belebungsbecken wird eine Veränderung der Biologie und somit der Ablaufwerte der Belebungsbecken zur Folge haben. Die zweistraßige vorgeschaltete Denitrifikation soll zur einstraßigen Kaskadendenitrifikation mit zwei Kaskaden umgebaut werden. Eine erhöhte Stickstoff- und Phosphatelimination, sowie ein niedriger TS-Gehalt im Ablauf zur Nachklärung sind die zu erwarteten Resultate dieser Umbaumaßnahme. Ebenso führt der Ausbau des in Kapitel 7 genannten hydrograv-adapt-Systems voraussichtlich zu besseren Ablaufwerten der Nachklärbecken. Infolge der Saniermaßnahmen sollen außerdem die Rohrnetze des Teilgebietes Wenningfeld überholt werden. Ein dezimierter Fremdwasserzufluss sollte sich durch diese Maßnahme einstellen. Ein geringerer Zufluss zur Kläranlage wäre das Ergebnis, weshalb letztlich über die Bemessung der vierten Reinigungsstufe neu nachgedacht werden muss.

Eine genaue erneute Betrachtung bei einer zukünftigen Umsetzung der vierten Reinigungsstufe ist wegen der o. g. Maßnahmen notwendig. Über eine Planung sollte erst nach den Umbaumaßnahmen nachgedacht werden.

Aufgrund der innovativen Verfahrenskombination der vorgeschlagenen Variante 2b könnten sich die Anlagenbetreiber Gedanken über eine Pilotierung in Form eines Teilausbaus der Kläranlage machen. Forschungs- und Entwicklungsprojekte zur Abwasserbeseitigung werden durch das Land Nordrhein-Westfalen mit bis zu 80 % gefördert. Eine derartige Anlage könnte man so konzipieren, dass sie bei dem Ausbau zu einer kompletten vierten Reinigungsstufe lediglich erweitert werden muss. Bei einem Teilausbau würden für die vorgeschlagene Variante 2b zunächst ein Belebungs- und ein Nachklärbecken ausreichen. Die Bauarbeiten sollten soweit umgesetzt werden, dass beim späteren Ausbau keine Extrakosten für Anbauten entstehen. Ein Tuchfiltermodul wird bei einer Pilotanlage zunächst genügen. Bei den Kontaktbecken könnten ein oder zwei der insgesamt drei Becken verwendet werden. Durch eine Pilotanlage könnten Informationen zum Betrieb einer Anlage in Form von Variante 2b gesammelt werden, um abzuwägen, ob diese Verfahrenskombinationen sinnvoll

sind. Würden die Ergebnisse einer solchen Anlage den Erwartungen nicht entsprechen, so kann ein Ausbau des Sedimentationsbeckens zur erprobten Variante 1 berücksichtigt werden.

11 Zusammenfassung

Die Bearbeitung der Machbarkeitsstudie zur Elimination prioritärer Stoffe für die Kläranlage Stadtlohn hat gezeigt, dass die Verwirklichung einer vierten Reinigungsstufe sinnvoll und umsetzbar ist.

Im Rahmen der Studie wurde zunächst das Projekt vorgestellt und detailliert auf die Definition der prioritären Stoffe eingegangen. Es ist deutlich geworden, dass nicht nur die aufgezählten prioritären Stoffe der WRRL ein Problem für Kläranlagen und die aquatische Welt darstellen. Alle Mikroverunreinigungen, die grundsätzlich durch herkömmliche Reinigungsstufen einer Kläranlage nicht behandelt werden, sollten durch eine weitergehende Reinigungsstufe aus den Kläranlagen und somit im Wesentlichen auch aus dem Wasserkreislauf entfernt werden.

Nach der Vorstellung der betrachteten Kläranlage Stadtlohn wurde eingehend auf die Analyseergebnisse der Spurenstoffanalyse im Ablauf der Kläranlage eingegangen. Es zeigte sich, dass die Kläranlage Stadtlohn im Vergleich zu anderen Kläranlagen teilweise bedenklich hohe Ablaufwerte aufweist. Besonders das Röntgenkontrastmittel Iopamidol wurde in erheblich hohen Konzentrationen nachgewiesen. Diese überstiegen bei weitem alle dem Analyselabor bis dorthin gemessenen Vergleichswerten anderer Kläranlagen. Neben dem Röntgenkontrastmittel Iopamidol wurden auch anderen Stoffgruppen sehr hohe Konzentrationen nachgewiesen. Zu nennen sind beispielweise Stoffe aus den Gruppen der Antibiotika, der Schmerzmittel, der Pflanzenschutzmittel oder der Korrosionsschutzmittel. Insgesamt verdeutlichen die Analyseergebnisse der gemessenen 24 Stoffe, dass die herkömmlichen Reinigungsstufen der Kläranlage Stadtlohn nicht ausreichen, um Spurenstoffe zu eliminieren.

Hinsichtlich der Spurenstoffelimination kann also über eine weitergehende Reinigungsstufe nachgedacht werden. Außerdem sollen die Zielwerte der WRRL für Oberflächengewässer in baldiger Zukunft eingehalten werden. Alle Bedingungen, die zu einer Verschlechterung der Oberflächengewässerwerte führen, sollen so bald wie möglich angegangen und optimiert werden. Es liegt nahe, dass auch die Kläranlage Stadtlohn ihre Ablaufwerte in naher Zukunft verbessern muss. Eine weitergehende Abwasserreinigung ist mit großer Wahrscheinlichkeit in absehbarer Zeit umzusetzen. Dies könnte mit Hilfe einer vierten Reinigungsstufe verwirklicht werden.

Nach der Betrachtung der Spurenstoffe wurde auf die örtlichen Gegebenheiten der Kläranlage Stadtlohn eingegangen und alle relevanten und derzeit bekannten Verfahren zur Spurenstoffelimination aufgeführt und bewertet.

Im Laufe der Recherche zeigte sich, dass auf die Adsorption mittels Aktivkohle eines der derzeit gängigsten Verfahren zur Spurenstoffelimination ist. Da die Kläranlage Stadtlohn nicht über eine Sandfiltration verfügt und sich durch die Behandlung mit PAK mehr Vorteile ergeben, wurde nicht weiter auf die Behandlung mittels granulierter Aktivkohle eingegangen. Eine nähere Betrachtung

erfuhr die Adsorption mittels pulverisierter Aktivkohle. Alle wesentlichen Merkmale dieses Verfahrens wurden aufgezeigt und analysiert. Neben der Vorstellung verschiedener Pulveraktivkohlen erfolgte die Darstellung unterschiedlicher Verfahrenskombinationen. Auch auf die Frage, ob Fäll- sowie Flockungshilfsmittel verwendet werden sollten, wurde näher eingegangen. Es stellte sich heraus, dass die zusätzliche Zugabe von Flockungshilfsmitteln bei der PAK-Adsorption keinen großen Nutzen aufweist. Aus diesem Grund spielten die Flockungshilfsmittel für die weitere Bearbeitung der Machbarkeitsstudie keine Rolle mehr. Schließlich wurden die vorgeschlagenen Verfahren zur PAK-Abscheidung auf ihre Eignung überprüft. Es zeigte sich, dass sich die PAK-Adsorption mit nachgeschalteter Tuchfiltration als die vorteilhafteste Lösung darstellt.

Neben der PAK-Adsorption wurde auf die Ozonierung näher eingegangen, um ein anderes gängiges Verfahren zur Spurenstoffelimination vorzustellen. Auch hier fand eine Beurteilung möglicher Verfahrenskombinationen statt. Die meisten Vorteile ergaben sich bei der Kombination einer Ozonierungsstufe mit nachgeschalteter Dyna-Sandfiltration. Hierdurch besteht die Möglichkeit das ozonbehandelte Abwasser weitergehend zu reinigen. Neben dem geringfügigen Spurenstoffabbau ist der Dyna-Sandfilter dazu in der Lage die für die Abwasserabgabe relevanten Parameter zu reduzieren. Dies ist insofern interessant, da die Ozonierung diese Parameter lediglich begrenzt verringert.

Im Rahmen der Studie wurden vier Verfahren zur PAK-Adsorption, sowie ein Verfahren zur Ozonierung, vorgestellt und verglichen. Bis auf die aufgezeigte Variante 3 beginnt jedes der Verfahren mit dem Abschluss der herkömmlichen Abwasserreinigung der Kläranlage Stadtlohn, also nach den Nachklärbecken.

Im Einzelnen handelt es sich um die folgenden Varianten:

- Variante 1: PAK-Adsorption im Kontaktbecken mit anschließender Sedimentation und Filtration mittels Tuchfilter
- Variante 2a: PAK-Adsorption im Kontaktbecken mit anschließender Filtration mittels Tuchfilter
- Variante 2b: PAK-Adsorption im Kontaktbecken mit anschließender Filtration mittels Tuchfilter und Rezirkulation in die Belebungsbecken
- Variante 3: PAK-Adsorption im Belebungsbecken mit anschließender Filtration mittels Tuchfilter nach der Nachklärung
- Variante 4: Ozonierung mit anschließender Filtration mittels Dyna-Sandfilter

Die Machbarkeits-, sowie Wirtschaftlichkeitsanalyse der unterschiedlichen Varianten ergab, dass die Variante 2b eine optimale Lösung für die Umsetzung einer vierten Reinigungsstufe darstellt. Bei den Investitionskosten liegt diese Stufe im Mittelfeld. Ebenso bei den Betriebskosten. In Bezug auf die Energiekosten ist Variante 2b etwas günstiger als die oft umgesetzte Variante 1 und erheblich günstiger als die Ozonierung (Variante 4). Besonders hervorzuheben und Hauptgrund für die Entscheidung die Variante 2b zu empfehlen ist jedoch die zu erwartende Eliminationsleistung hinsichtlich der Spurenstoffe und der für die Abwasserabgabe relevanten Parameter. Um auf den Grundgedanken dieser Machbarkeitsstudie zurückzukommen, nämlich die Frage, wie die Spurenstoffe auf der Kläranlage Stadtlohn am effektivsten eliminiert werden, sind diese Gründe besonders hervorzuheben.

Mit dem Umdenken und der Aufklärung von Politik und Gesellschaft hinsichtlich der Umweltverschmutzung findet immer häufiger auch die Spurenstoffelimination auf kommunalen Kläranlagen ihre Beachtung. Der Nutzen einer vierten Reinigungsstufe wird immer deutlicher und leistet in vielerlei Hinsicht einen großen Beitrag zum Erhalt und zur Verbesserung der aquatischen Umwelt.

12 Literaturverzeichnis

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

Abegglen, C., Rosenstiel, R., Ort, C., Schärer, M. (2009) Weitergehende Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen bei kommunalen Abwasserreinigungsanlagen. Korrespondenz Abwasser - Abfall. Juni 2009, S. 584-592

ATV (Hrsg.) (2000) Regelwerk für die Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131 (GFA), Mai 2004, Hennef

Beier, S. (2010) Elimination von Arzneimitteln aus Krankenhausabwasser. GWA-Band 222, Aachen

Brauer, J. (2014) Auswertung der Spuren- und Mikroschadstoffuntersuchungen. Persönliche E-Mail

DWA (Hrsg.) (2006) Regelwerk für die hydraulische Bemessung und Nachweis von Entwässerungssystemen. Arbeitsblatt DWA-A 118, März 2006, Hennef

ELWAS (2014) Elektronisches Wasserwirtschaftliches Verbundsystem. <http://www.elwasweb.nrw.de/elwas-web/map-index.jsf?cid=1785>, besucht im Februar 2014

Europäisches Parlament und Rat (2000) RICHTLINIE 2000/60/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. ABl. L 327 vom 22.12.2000, S. 1. 2000

Fahlenkamp, H., Nöthe, T., Nowotny, N., Launer, M. (2008) Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen Phase 3. Technische Universität Dortmund, Dortmund

Fahlenkamp, H., Nöthe, T., Nowotny, N., Ries, T., Hannich, C. B., Peulen, C., Kuhn-Joeressen, S., von Sonntag, C. (2006) Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen Teil 2. Universität Dortmund, Dortmund

Grabbe, U. (2013) Elimination von Mikroverunreinigungen. Präsentationsfolien Mecana, Reichenburg

Grünebaum, T. (2013) Elimination von Arzneimittelrückständen in kommunalen Kläranlagen, Essen

Grünebaum, T. (2011) Elimination von Arzneimittelrückständen in kommunalen Phase 1, Essen

Günthert, F. W. und Rödel, S. (2013) Bewertung vorhandener Technologien für die Elimination anthropogener Spurenstoffe auf kommunalen Kläranlagen. Universität der Bundeswehr München, Neubiberg

Google (2013) maps.google.de, besucht im Dezember 2013

Häusler, C. (2014) Die Welt. <http://www.welt.de/wirtschaft/article124975554/Umweltschuetzer-warnen-vor-Mikroplastik-in-Kosmetik.html>, besucht am 18. Februar 2014

Herbst, H. (2013) Einsatz der Verfahrenstechnik Ozon. Workshop "Maßnahmenprogramm WRRL 2015 und Mikroschadstoffreduzierung", 10.10.2013, Bezirksregierung, Münster

Ingenieurkammer-Bau NRW (2013) Workshop Maßnahmenprogramm WRRL 2015 und Mikroschadstoffreduzierung, 10.10.2013, Bezirksregierung, Münster

Kienle, H. und Bäder, E. (1980) Aktivkohle und ihre industrielle Anwendung. Enke Verlag, ISBN: 3-432-90881-4, Stuttgart

Leiblein (2013) <http://www.leiblein.de/de/prozesswasser/schraegklaerer.html>, besucht im Dezember 2013

Mertsch, V., Herbst, H. und Alt, K. (2013) Kosten der Elimination von Spurenstoffen auf kommunalen Kläranlagen. ISBN 978-3-938996-38-6

Pinnekamp, J. (2012) Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen, insbesondere kommunaler Flockungsfiltrationsanlagen durch den Einsatz von Aktivkohle. RWTH Aachen, Aachen

Platz, B. (2014) DasErste.de. <http://www.daserste.de/information/wissen-kultur/w-wie-wissen/sendung/2012/plastik-100.html>, besucht am 31. Januar 2014

Regmann, S. und Heckhausen, A. (2014) Project Blue Sea e.V. <http://www.projectblueseas.de/media/files/downloads/Micro-Beads.pdf>, besucht am 27. Februar 2014

Ried, A., Stapel, H., Schettlinger, M., Koll, R., Hermans, M., Brombach, A., Wemhöner, F. (2001) Experiences from large scale pilot trials at a municipal sewage treatment plant. IWA, World Water Congress, Berlin

Rongen, R. (2013) WEDECO Ozon. Entfernung von Mikroschadstoffen. Präsentationsfolien Xylem, Herford

Schmidt, T. (2011) Metabolitenbildung beim Einsatz von Ozon. IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserforschung gemeinnützige GmbH, Mülheim

Zwickenpflug, B., Böhler, M., Sterkele, B., Joss, A., Siegrist, H., Traber, J., Gujer, W., Behl, M., Dorsch, F., Hollender, J. (2010) Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz, Dübendorf

13 Verzeichnisse

13.1 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 3.1: Arzneimittelrückstände und Röntgenkontrastmittel in der aquatischen Welt (Beier, 2010).....	5
Abbildung 4.1: Nördlich ausgerichtetes Luftbild der Kläranlage Stadtlohn (maps.google.de, 2013)	6
Abbildung 6.1: Begriffe der Adsorption (Kienle et al., 1980)	10
Abbildung 6.2: Ozonreaktion in einer wässrigen Lösung (verändert nach Fahlenkamp et al., 2006) ..	12
Abbildung 6.3: Elimination bei verschiedener Ozonkonzentration KA Duisburg – Vierlingen (Herbst, 2013).....	13
Abbildung 6.4: Innenleben eines Ozonreaktors mit Diffusoren und Trennwänden (Rongen, 2013) ...	14
Abbildung 6.5: Ozonierung mit nachgeschalteter PAK-Adsorption (Mertsch et al., 2013)	14
Abbildung 6.6: Ozonierung mit nachgeschalteter Sandfiltration (verändert nach Abegglen et al., 2009)	15
Abbildung 6.7: Ozonierung mit nachgeschaltetem Schönungsteich (Grünebaum, 2011)	16
Abbildung 6.8: Ozonierung mit nachgeschaltetem Wirbelbett (unteres Schema) (Grünebaum, 2011)	16
Abbildung 6.9: CSB- und DOC-Konzentrationen nach unterschiedlichen Verfahrensstufen bei verschiedenen Dosiermengen des Ozons (Grünebaum, 2013).....	18
Abbildung 6.10: Typischer Aufbau von Aktivkohle (Fa. Jacobi und Nahrstedt, 2013)	18
Abbildung 6.11: Adsorptive Eliminationsraten der PAK Carbopal AP für Sulfamethoxazol (SMX) und Benzotriazol (BTA) bezogen auf den Ablauf der KA Wuppertal-Buchenhofen bei realen sowie erhöhten Spurenstoffkonzentrationen (Pinnekamp, 2012).....	23
Abbildung 6.12: Vereinfachte Darstellung der Direktdosierung von PAK in die Belebung (verändert nach Zwickenpflug et al., 2010).....	24
Abbildung 6.13: Vereinfachte Darstellung der PAK-Dosierung im Kontaktbecken und anschließender PAK-Abscheidung mittels Sedimentation und Filtration (verändert nach Zwickenpflug et al., 2010).	25
Abbildung 6.14: Vereinfachte Darstellung der PAK-Dosierung im Kontaktbecken und anschließender PAK-Abscheidung mittels Filtration (verändert nach Zwickenpflug et al., 2010)	25
Abbildung 6.15: Vereinfachte Darstellung der Dosierung der PAK in einem Kontaktbecken mit nachgeschalteter Flockungsfiltration (verändert nach Zwickenpflug et al., 2010)	26
Abbildung 6.16: AFS-Konzentration im Überstau nach dem Absetzender 20 mg/l PAK- (links) und 60 mg/l PAK-Suspension (rechts) bei unterschiedlichen Fällmittelzugaben (Pinnekamp, 2012)	27
Abbildung 6.17: Vereinfachtes Fließbild der in den Kapiteln 6.3.2.4.3 bis 6.3.2.4.7 getesteten Verfahren zur PAK-Abscheidung (Pinnekamp, 2012).....	29
Abbildung 6.18: : AFSF-Verfahrensschema (Pinnekamp, 2012).....	30
Abbildung 6.19: Sedimentationsreaktor (Pinnekamp, 2012).....	31
Abbildung 6.21: Absetzverhalten der sedimentierfähigen Stoffe in.....	32
Abbildung 6.20: Funktionsprinzip des Lamellen-abscheiders (Leiblein, 2013)	32
Abbildung 6.22: Funktionsweise des Mikrosiebs (Pinnekamp, 2012).....	33
Abbildung 6.23: Mikrosiebanlage (verändert nach Pinnekamp, 2012).....	34
Abbildung 6.24: Aufbau und Struktur der Tuchfilteroberfläche (Grabbe, 2013).....	35
Abbildung 6.25: Aufbau und Absaugprozess des Tuchfilters (Pinnekamp, 2012).....	36

Abbildung 7.1: Mögliche Flächen für den Bau einer vierten Reinigungsstufe (verändert nach maps.google.de, 2013)	39
Abbildung 7.2: Ablaufmengen der Kläranlage Stadtlohn im Zeitraum vom 01.01.2011 bis 31.12.2012	41
Abbildung 7.3: Bemessungswassermenge mit prozentualen Anteilen.....	43
Abbildung 7.4: Bemessungswassermenge mit reellen Anteilen	43
Abbildung 8.1: Mögliche Ausführungsform der Variante 1 auf dem Grundstück der Kläranlage Stadtlohn	46
Abbildung 8.2: Fließschema zur Variante 1.....	47
Abbildung 8.3: Mögliche Ausführungsform der Variante 2a auf dem Grundstück der Kläranlage Stadtlohn	51
Abbildung 8.4: Fließschema der Variante 2a	52
Abbildung 8.5: Mögliche Ausführungsform der Variante 2b auf dem Grundstück der Kläranlage Stadtlohn	56
Abbildung 8.6: Fließschema der Variante 2b	57
Abbildung 8.7: Mögliche Ausführungsform der Variante 3 auf dem Grundstück der Kläranlage Stadtlohn	61
Abbildung 8.8: Fließschema der Variante 3	62
Abbildung 8.9: Mögliche Ausführungsform der Variante 4 auf dem Grundstück der Kläranlage Stadtlohn	66
Abbildung 8.10: Fließschema der Variante 4	67

13.2 Tabellenverzeichnis

Tabelle 3.1: Prioritäre und prioritär gefährliche Stoffe und deren Herkunft.....	3
Tabelle 5.1: Befund der Spurenstoffanalyse der Kläranlage Stadtlohn, Ablauf Schönungsteich.....	8
Tabelle 6.1: Vorstellung unterschiedlicher Membranverfahren (Fahlenkamp et al., 2006).....	11
Tabelle 6.2: Vor- und Nachteile von PAK im Reaktorbecken gegenüber GAK im Festbett	19
Tabelle 6.3: Mittlerer Abscheidegrad der Testanlagen beim Betrieb mit der Aktivkohle Donau Carbopal AP (Pinnekamp, 2012).....	37
Tabelle 6.4: Vor- und Nachteile der Ozonierung gegenüber der PAK-Adsorption.....	38
Tabelle 6.5: Geschätzte Elimination ausgewählter Mikroverunreinigungen mit Ozonung/Pulveraktivkohle (Abegglen et al., 2009).....	39
Tabelle 7.1: Spezifische Daten zur Kläranlage Stadtlohn	40
Tabelle 7.2: Konzentrationen im Ablauf des Schönungsteiches der Kläranlage Stadtlohn	44
Tabelle 8.1: Investitionskosten Variante 1	49
Tabelle 8.2: Laufende Kosten der Variante 1	50
Tabelle 8.3: Investitionskosten Variante 2a	54
Tabelle 8.4: Betriebskosten Variante 2a	55
Tabelle 8.5: Investitionskosten Variante 2b.....	59
Tabelle 8.6: Betriebskosten Variante 2b	60
Tabelle 8.7: Investitionskosten Variante 3	64
Tabelle 8.8: Betriebskosten Variante 3	65
Tabelle 8.9: Investitionskosten Variante 4	69

Tabelle 8.10: Betriebskosten Variante 4	69
Tabelle 8.11: Kostengegenüberstellung der Varianten 1 bis 4	70

13.3 Abkürzungsverzeichnis

- AFS:	Abfiltrierbare Stoffe
- AFSF:	Adsorption-Flockung-Sedimentation-Filtration
- AOC:	Assimilable organic carbon (assimilierbarer organischer Kohlenstoff)
- BET-Methode:	Brunauer-Emmett-Teller-Methode
- BV:	Bed Volumes (durchgesetzte Bettvolumina)
- CSB:	Chemischer Sauerstoffbedarf
- DDT:	Dichlordiphenyltrichlorethan
- DOC:	Dissolved organic carbon (gelöster organischer Kohlenstoff)
- DWA:	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall
- D ₅₀ :	Durchmesser der Maschen bei einem Siebdurchsatz von 50 %
- Eawag:	Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz
- EBTC:	Empty Bed Contact Time (Lehrrohrkontaktzeit)
- FeCl:	Eisenchlorid
- GAK:	Granulierte Aktivkohle
- ISV:	Schlammvolumenindex
- JSM:	Jahresschmutzwassermenge
- LFKW:	Lehr- und Forschungsklärwerk
- L-MPP:	Large Microplastic-Particle
- N _{Ges} :	Gesamtstickstoff
- O ₃ :	Ozon
- PAK:	Pulverisierte Aktivkohle
- PCB:	Polychlorierte Biphenyle
- PSM:	Pflanzenschutzmittel
- P _{Ges} :	Gesamtphosphat
- Q:	Durchfluss
- q _A :	Flächenbeschickung
- RV:	Rücklaufverhältnis
- S-MPP:	Small Microplastic-Particle
- TOC:	Total organic carbon (Gesamter organischer Kohlenstoff)
- TS:	Trockensubstanz
- UQN:	Umweltqualitätsnorm
- ÜSS:	Überschussschlamm
- WRRL:	Wasserrahmenrichtlinie

14 Anhang

Stadt Stadtlohn					
Kläranlage Stadtlohn					
Spurenstoffelimination PAK					
Investitionskostenannahme					
Pos.	Kurztext	Menge	Einheit	Spez. Preis in €/Einheit	Gesamtpreis in €
1.	Bauarbeiten				
1.1	Baustelleneinrichtung				
1.1.1	Baustelleneinrichtung (10%)		psch		73.205 €
	Summe 1.1				73.205 €
1.2	Kontaktbecken	3	Stck		
1.2.1	umbauter Raum	335	m³	450 €	150.750 €
1.2.2	Überdachung				
	Summe 1.2 Kontaktbecken				150.750 €
1.3	Sedimentationsbecken				
	umbauter Raum	1.165	m³	250 €	291.250 €
	Summe 1.3 Sedimentationsbecken				291.250 €
1.4	Zwischenhebwerk				
1.4.1	Förderhöhe 1,50 m, incl. 2 Stck. Förderschnecken- träger für Schnecke Ø 750 mm				
	45 m³ umbauter Raum	45	m³	1.000 €	45.000 €
	Summe 1.4 Zwischenhebwerk				45.000 €
1.5	Bauwerk Tuchtilfer				
1.5.1	umbauter Raum	210	m³	650 €	136.500 €
	Gesamtsumme 1.5 Bauwerk Tuchfilter				136.500 €
1.6	Rohrleitungen incl. Schächte einschl. Erdarbeiten				
1.6.1	Zulaufleitungen Pumpwerk DN 500	90	m	300 €	27.000 €
1.6.2	Rücklaufleitung PAK				
	100 m DN 400	35	m	250 €	8.750 €
1.6.3	Kohleleitung	5	m	100 €	500 €
1.6.4	Ablaufleitung ÜSK	65	m	100 €	6.500 €
1.6.5	Ablaufleitung Tuchfilter DN 600	35	m	350 €	12.250 €
1.6.6	Dichtheitsprobe (teilweise)	160	m	20 €	3.200 €
1.6.7	Kabelschächte	4	Stck	2.500 €	10.000 €
1.6.8	Kabelschutzrohre	70	m	30 €	2.100 €
	Summe 1.6 Rohrleitungen/Schächte				70.300 €
1.7	Technik				
	umbauter Raum	160	m³	450 €	72.000 €
	Summe 1.7 Technik				72.000 €
1.8	Sonstiges				
1.8.1	Zuwegung, Außenanlagen, Brandwasserzuführung		psch	15.000 €	15.000 €
	Summe 1.8 Sonstiges				15.000 €
	Gesamtsumme 1 Bauarbeiten				854.005 €
2.	Maschinentechnik				
2.1	Sedimentationsbecken				
2.1.1	Räumer	1	Stck	70.000 €	70.000 €
2.1.2	Ablaufrinne	8	m	500 €	4.000 €
	Summe 2.1 Sedimentation				74.000 €
2.2	Kontaktbecken				
2.2.1	Rührwerke	3	Stck	12.000 €	36.000 €
2.2.2	Rührwerke Dosierung	3	Stck	6.000 €	18.000 €
	Summe 2.2 Kontaktbecken				54.000 €
2.3	Zwischenhebwerk				
2.3.1	Förderschnecken D = 750 mm	2	Stck	25.000 €	50.000 €
	Summe 2.3 Zwischenhebwerk				50.000 €
2.4	Tuchfilteranlage				
2.4.1	Polstoff-Scheibenfilter	2	Stck		
	Summe 2.4 Tuchfilteranlage				260.000 €
2.5	PAK-Silo	1	Stck		
2.5.1	PAK-Silo V = 75 m³ incl. Dosiereinrichtungen, PAK-Entnahmepumpe, Wasserstrahlpumpe, Heizung Mischbehälter		psch		
	Summe 2.5 PAK-Silo				250.000 €
2.6	Chemikaliendosierung				
2.6.1	Fällmittellager-Lager- und Dosierstation mit Pumpen + Dosierleitungen		psch		120.000 €
	Summe 2.6 Chemikaliendosierung				120.000 €
	Gesamtsumme 2 Maschinentechnik				808.000 €
3.	EMSR-Technik				
3.1	Schaltanlagen		psch		50.000 €
3.2	Messtechnik		psch		40.000 €
3.3	Automatisierung		psch		45.000 €
3.4	Kabel/Leitungen		psch		30.000 €
3.5	Installationen/Blitzschutz		psch		25.000 €
3.6	Inbetriebnahmen/Dokumentationen		psch		10.000 €
	Summe 3 EMSR-Technik				200.000 €
1.	Gesamtsumme Baukosten				854.005 €
2.	Gesamtsumme Maschinentechnik				808.000 €
3.	Gesamtsumme EMSR-Technik				200.000 €
	Summe netto				1.862.005 €
	Baunebenkosten 15 %				279.301 €
					2.141.306 €
	+ 19 % MwSt.				406.848 €
					2.548.154 €

Stadt Stadtlohn					
Kläranlage Stadtlohn					
Spurenstoffelimination PAK					
Investitionskostenannahme					
Pos.	Kurztext	Menge	Einheit	Spez. Preis in €/Einheit	Gesamtpreis in €
1.	Bauarbeiten				
1.1	Baustelleneinrichtung				
1.1.1	Baustelleneinrichtung (10 %)		psch		73.205 €
	Summe 1.1				73.205 €
1.2	Kontaktbecken	3	Stck		
1.2.1	umbauter Raum	335	m ³	450 €	150.750 €
1.2.2	Überdachung				
	Summe 1.2 Kontaktbecken				150.750 €
1.3	Zwischenhebewerk				
1.3.1	Förderhöhe 1,50 m, incl. 2 Stck. Förderschnecken- träger für Schnecke Ø 750 mm				
	45 m ³ umbauter Raum	45	m ³	1.000 €	45.000 €
	Summe 1.3 Zwischenhebewerk				45.000 €
1.4	Bauwerk Tuchfilter				
1.4.1	umbauter Raum	210	m ³	650 €	136.500 €
	Gesamtsumme 1.4 Bauwerk Tuchfilter				136.500 €
1.5	Rohrleitungen incl. Schächte einschl. Erdarbeiten				
1.5.1	Zulaufleitungen Pumpwerk DN 500	90	m	300 €	27.000 €
1.5.2	Rücklaufleitung PAK				
	100 m DN 400	35	m	250 €	8.750 €
1.5.3	Kohleleitung	5	m	100 €	500 €
1.5.4	Ablaufleitung ÜSK	65	m	100 €	6.500 €
1.5.5	Ablaufleitung Tuchfilter DN 600	35	m	350 €	12.250 €
1.5.6	Dichtheitsprobe (teilweise)	160	m	20 €	3.200 €
1.5.7	Kabelschächte	4	Stck	2.500 €	10.000 €
1.5.8	Kabelschutzrohre	70	m	30 €	2.100 €
	Summe 1.5 Rohrleitungen/Schächte				70.300 €
1.6	Technik				
	umbauter Raum	160	m ³	450 €	72.000 €
	Summe 1.6 Technik				72.000 €
1.7	Sonstiges				
1.7.1	Zuwegung, Außenanlagen, Brandwasserzuführung		psch	15.000 €	15.000 €
	Summe 1.7 Sonstiges				15.000 €
	Gesamtsumme 1 Bauarbeiten				562.755 €
2.	Maschinentechnik				
2.1	Kontaktbecken				
2.1.1	Rührwerke	3	Stck	12.000 €	36.000 €
2.1.2	Rührwerke Dosierung	3	Stck	6.000 €	18.000 €
	Summe 2.2 Kontaktbecken				54.000 €
2.2	Zwischenhebewerk				
2.2.1	Förderschnecken D = 750 mm	2	Stck	25.000 €	50.000 €
	Summe 2.3 Zwischenhebewerk				50.000 €
2.3	Tuchfilteranlage				
2.3.1	Polstoff-Scheibenfilter	2	Stck		
	Summe 2.4 Tuchfilteranlage				260.000 €
2.4	PAK-Silo	1	Stck		
2.4.1	PAK-Silo V = 75 m ³ incl. Dosiereinrichtungen, PAK-Entnahmepumpe, Wasserstrahlpumpe, Heizung Mischbehälter		psch		
	Summe 2.5 PAK-Silo				250.000 €
2.5	Chemikaliendosierung				
2.5.1	Fällmittellager-Lager- und Dosierstation mit Pumpen + Dosierleitungen		psch		120.000 €
	Summe 2.6 Chemikaliendosierung				120.000 €
	Gesamtsumme 2 Maschinentechnik				734.000 €
3.	EMSR-Technik				
3.1	Schaltanlagen		psch		50.000 €
3.2	Messtechnik		psch		40.000 €
3.3	Automatisierung		psch		45.000 €
3.4	Kabel/Leitungen		psch		30.000 €
3.5	Installationen/Blitzschutz		psch		25.000 €
3.6	Inbetriebnahmen/Dokumentationen		psch		10.000 €
	Summe 3 EMSR-Technik				200.000 €
1.	Gesamtsumme Baukosten				562.755 €
2.	Gesamtsumme Maschinentechnik				734.000 €
3.	Gesamtsumme EMSR-Technik				200.000 €
	Summe netto				1.496.755 €
	Baunebenkosten 15 %				224.513 €
					1.721.268 €
	+ 19 % MwSt.				327.041 €
			Σ		2.048.309 €

Stadt Stadtlohn					
Kläranlage Stadtlohn					
Spurenstoffelimination PAK					
Investitionskostenannahme					
Pos.	Kurztext	Menge	Einheit	Spez. Preis in €/Einheit	Gesamtpreis in €
1.	Bauarbeiten				
1.1	Baustelleneinrichtung				
1.1.1	Baustelleneinrichtung (10%)		psch		73.205 €
	Summe 1.1				73.205 €
1.2	Kontaktbecken	3	Stck		
1.2.1	umbauter Raum	335	m³	450 €	150.750 €
1.2.2	Überdachung				
	Summe 1.2 Kontaktbecken				150.750 €
1.3	Zwischenhebewerk				
1.3.1	Förderhöhe 1,50 m, incl. 2 Stck. Förderschnecken- träger für Schnecke Ø 950 mm				
	50 m³ umbauter Raum	50	m³	1.000 €	50.000 €
	Summe 1.4 Zwischenhebewerk				50.000 €
1.4	Bauwerk Tuchtilfer				
1.4.1	umbauter Raum	250	m³	650 €	162.500 €
	Gesamtsumme 1.5 Bauwerk Tuchfilter				162.500 €
1.5	Rohrleitungen incl. Schächte einschl. Erdarbeiten				
1.5.1	Zulaufleitungen Pumpwerk DN 500	90	m	300 €	27.000 €
1.5.2	Rücklaufleitung PAK				
	100 m DN 400	35	m	250 €	8.750 €
1.5.3	Kohleleitung	5	m	100 €	500 €
1.5.4	Ablaufleitung ÜSK	65	m	100 €	6.500 €
1.5.5	Ablaufleitung Tuchfilter DN 600	35	m	350 €	12.250 €
1.5.6	Dichtheitsprobe (teilweise)	160	m	20 €	3.200 €
1.5.7	Kabelschächte	4	Stck	2.500 €	10.000 €
1.5.8	Kabelschutzrohre	70	m	30 €	2.100 €
	Summe 1.6 Rohrleitungen/Schächte				70.300 €
1.6	Technik				
	umbauter Raum	160	m³	450 €	72.000 €
	Summe 1.7 Technik				72.000 €
1.7	Sonstiges				
1.7.1	Zuwegung, Außenanlagen, Brandwasserzuführung		psch	15.000 €	15.000 €
	Summe 1.8 Sonstiges				15.000 €
	Gesamtsumme 1 Bauarbeiten				593.755 €
2.	Maschinentechnik				
2.1	Kontaktbecken				
2.1.1	Rührwerke	3	Stck	12.000 €	36.000 €
2.1.2	Rührwerke Dosierung	3	Stck	6.000 €	18.000 €
	Summe 2.1 Kontaktbecken				54.000 €
2.2	Zwischenhebewerk				
2.2.1	Förderschnecken D = 950 mm	2	Stck	35.000 €	70.000 €
	Summe 2.2 Zwischenhebewerk				70.000 €
2.3	Tuchfilteranlage				
2.3.1	Polstoff-Scheibenfilter	2	Stck		
	Summe 2.3 Tuchfilteranlage				356.000 €
2.4	PAK-Silo	1	Stck		
2.4.1	PAK-Silo V = 75 m³ incl. Dosiereinrichtungen, PAK-Entnahmepumpe, Wasserstrahlpumpe, Heizung Mischbehälter		psch		
	Summe 2.4 PAK-Silo				250.000 €
2.5	Chemikaliendosierung				
2.5.1	FHM-Lager- und Dosierstation mit Dosierleitungen und Pumen		psch		40.000 €
2.5.2	Fällmittellager-Lager- und Dosierstation mit Pumpen + Dosierleitungen		psch		80.000 €
	Summe 2.5 Chemikaliendosierung				120.000 €
	Gesamtsumme 2 Maschinentechnik				850.000 €
3.	EMSR-Technik				
3.1	Schaltanlagen		psch		50.000 €
3.2	Messtechnik		psch		40.000 €
3.3	Automatisierung		psch		45.000 €
3.4	Kabel/Leitungen		psch		30.000 €
3.5	Installationen/Blitzschutz		psch		25.000 €
3.6	Inbetriebnahmen/Dokumentationen		psch		10.000 €
	Summe 3 EMSR-Technik				200.000 €
1.	Gesamtsumme Baukosten				593.755 €
2.	Gesamtsumme Maschinentechnik				850.000 €
3.	Gesamtsumme EMSR-Technik				200.000 €
	Summe netto				1.643.755 €
	Baunebenkosten 15 %				246.563 €
					1.890.318 €
	+ 19 % MwSt.				359.160 €
			Σ		2.249.479 €

Stadt Stadtlohn					
Kläranlage Stadtlohn					
Spurenstoffelimination PAK					
Investitionskostenannahme					
Pos.	Kurztext	Menge	Einheit	Spez. Preis in €/Einheit	Gesamtpreis in €
1.	Bauarbeiten				
1.1	Baustelleneinrichtung				
1.1.1	Baustelleneinrichtung (10%)		psch		73.205 €
	Summe 1.1				73.205 €
1.2	Rohrschachthebewerk				
1.2.1	Förderhöhe 2,50 m, incl. 3 Stck. Förderschnecken- träger für Schnecke 700 mm				
	95 m³ umbauter Raum	95	m³	700 €	66.500 €
	Summe 1.2 Zwischenhebewerk				66.500 €
1.3	Bauwerk Tuchtilfer				
1.3.1	umbauter Raum	250	m³	650 €	162.500 €
	Gesamtsumme 1.3 Bauwerk Tuchfilter				162.500 €
1.4	Rohrleitungen incl. Schächte einschl. Erdarbeiten				
1.4.1	Zulaufleitungen Pumpwerk DN 500	90	m	300 €	27.000 €
1.4.2	Rücklaufleitung PAK				
	100 m DN 400	35	m	250 €	8.750 €
1.4.3	Kohleleitung	5	m	100 €	500 €
1.4.4	Ablaufleitung ÜSK	65	m	100 €	6.500 €
1.4.5	Ablaufleitung Tuchfilter DN 600	35	m	350 €	12.250 €
1.4.6	Dichtheitsprobe (teilweise)	160	m	20 €	3.200 €
1.4.7	Kabelschächte	4	Stck	2.500 €	10.000 €
1.4.8	Kabelschutzrohre	70	m	30 €	2.100 €
	Summe 1.4 Rohrleitungen/Schächte				70.300 €
1.5	Technik				
	umbauter Raum	160	m³	450 €	72.000 €
	Summe 1.5 Technik				72.000 €
1.6	Sonstiges				
1.6.1	Zuwegung, Außenanlagen, Brandwasserzuführung		psch	15.000 €	15.000 €
	Summe 1.6 Sonstiges				15.000 €
	Gesamtsumme 1 Bauarbeiten				459.505 €
2.	Maschinentechnik				
2.1	Rohrschachthebewerk				
2.1.2	Förderschnecken D = 700 mm incl. Rohrschacht	3	Stck	20.000 €	60.000 €
	Summe 2.1 Zwischenhebewerk				60.000 €
2.2	Tuchfilteranlage				
2.3.1	Polstoff-Scheibenfilter	2	Stck		
	Summe 2.2 Tuchfilteranlage				356.000 €
2.3	PAK-Silo	1	Stck		
2.3.1	PAK-Silo V = 75 m³ incl. Dosiereinrichtungen, PAK-Entnahmepumpe, Wasserstrahlpumpe, Heizung Mischbehälter		psch		
	Summe 2.3 PAK-Silo				250.000 €
2.4	Chemikaliendosierung				
2.4.1	Fällmittellager-Lager- und Dosierstation mit Pumpen + Dosierleitungen		psch		120.000 €
	Summe 2.4 Chemikaliendosierung				120.000 €
	Gesamtsumme 2 Maschinentechnik				786.000 €
3.	EMSR-Technik				
3.1	Schaltanlagen		psch		50.000 €
3.2	Messtechnik		psch		40.000 €
3.3	Automatisierung		psch		45.000 €
3.4	Kabel/Leitungen		psch		30.000 €
3.5	Installationen/Blitzschutz		psch		25.000 €
3.6	Inbetriebnahmen/Dokumentationen		psch		10.000 €
	Summe 3 EMSR-Technik				200.000 €
1.	Gesamtsumme Baukosten				459.505 €
2.	Gesamtsumme Maschinentechnik				786.000 €
3.	Gesamtsumme EMSR-Technik				200.000 €
	Summe netto				1.445.505 €
	Baunebenkosten 15 %				216.826 €
					1.662.331 €
	+ 19 % MwSt.				315.843 €
			Σ		1.978.174 €

Stadt Stadtlohn					
Kläranlage Stadtlohn					
Spurenstoffelimination Ozonierung					
Investitionskostenannahme					
Pos.	Kurztext	Menge	Einheit	Spez. Preis in €/Einheit	Gesamtpreis in €
1. Bauarbeiten					
1.1	Baustelleneinrichtung				
1.1.1	Baustelleneinrichtung (10%)		psch		42.480 €
	Summe 1.1				42.480 €
1.2 Ozonung					
1.2.1	Ozonreaktor 2-strassig 330 m³ umbauter Raum incl. gasdichte Decke Ablaufgerinne, Tiefe Behälter 6,5m				
	incl. Wasserhaltung und Verbau	330	m³	700 €	231.000 €
1.2.2	Fundamentplatte Sauerstofftank		psch		10.000 €
1.2.3	Fundamentplatte Fertigcontainer für Ozongenerator		psch		6.000 €
1.2.4	Sonstiges, Befestigung Fundament Kühlung		psch		7.000 €
	Summe 1.2 Ozonung				254.000 €
1.3 Zwischenhebewerk					
1.3.1	Förderhöhe 1,50 m, incl. 2 Stck. Förderschnecken- träger für Schnecke Ø 950 mm 50 m³ umbauter Raum		50	m³	1.000 €
	Summe 1.3 Zwischenhebewerk				50.000 €
1.4 Filtration (Dyna-Sand-Filter)					
1.4.1	Bauwerk Dynasandfilter 6 Dyna-Sandfilter incl.				70.000 €
1.4.2	Erdarbeiten	700	m²	20 €	14.000 €
1.4.3	Wasserhaltung		psch		20.000 €
1.4.3.1	Verbauarbeiten als Zulage		psch		7.000 €
1.4.4	Betriebsgebäude für Kompressoren und E-Technik ca. 215 m³ Raum		215	m³	450 €
					96.750 €
1.4.5	Fundamentplatte Sandfilter		psch		20.000 €
	Summe 1.4 Filtration				227.750 €
1.5 Rohrleitungen incl. Schächte einschl. Erdarbeiten					
1.5.1	Zulauf Pumpwerk	80	m	400 €	32.000 €
1.5.2	Ablauf Sandfilteranlage	55	m	350 €	19.250 €
1.5.3	Dichtheitsprobe (teilweise)	95	m	20 €	1.900 €
1.5.4	Kabelschächte	3	Stck	2.500 €	7.500 €
1.5.5	Kabelschutzrohre	30	m	30 €	900 €
	Summe 1.5 Rohrleitungen				61.550 €
1.6 Sonstiges					
1.6.1	Zuwegung, Außenanlagen, Brandwasserzuführung		psch		10.000 €
	Summe 1.7 Sonstiges				10.000 €
	Gesamtsumme 1 Bauarbeiten				645.780 €
2. Maschinentechnik/Ausrüstung Ozonung					
2.1	Ozonerzeugungsanlage 45 kg/d incl. Fertigcontainer incl. Restozonvernichter incl. Diffusoren incl. SPS-Systeme incl. Messgeräte incl. Inbetriebnahme incl. Sauerstofftank				365.000 €
2.2	Messung/Überwachung Raumluftüberwachung incl. Ozonmessung Produktgas incl. Ozonmessung Ablauf incl. MID DN 500 2 Stck. incl. SAK		psch		50.000 €
2.3	Regeleinrichtungen 2 Stck. Schieber DN 500 mit E-Antrieb		2	Stck	10.000 €
	Gesamtsumme 2				435.000 €
3. Maschinentechnik/Ausrüstung Sandfilter					
3.1	Technische Ausrüstung incl. 2 Stck. Gehäuse á 15 kW incl. Mammelpumpe incl. Rohrleitungen für Zulauf incl. und Waschwasser, Überläufe incl. Absperschieber incl. Rahmen und Aufständering incl. Behälter V4A incl. Adsorptionstrockner incl. Montage, Inbetriebsetzung incl. Energieering incl. 6 Filtereinheiten á 29.000 €				174.000 €
3.2	Chemikaliendosierung Fällmittellager- und Dosierstation mit Pumpen + Rohrleitungen		psch		80.000 €
	Gesamtsumme 3				254.000 €
4. Maschinentechnik Zwischenhebewerk					
4.1	Förderschnecken D = 950 mm		2	Stck	35.000 €
	Gesamtsumme 4				70.000 €
5. EMSR-Technik					
5.1	Schaltanlagen		psch		45.000 €
5.2	Messtechnik		psch		25.000 €
5.3	Automatisierung		psch		40.000 €
5.4	Kabel/Leitungen		psch		20.000 €
5.5	Installationen/Blitzschutz		psch		25.000 €
5.6	Inbetriebnahmen/Dokumentationen		psch		8.000 €
	Summe 5 EMSR-Technik				163.000 €
1.	Gesamtsumme Baukosten				645.780 €
2.	Gesamtsumme Maschinentechnik/Ausrüstung Ozonung				435.000 €
3.	Gesamtsumme Maschinentechnik Sandfilter				254.000 €
4.	Gesamtsumme Zwischenhebewerk				70.000 €
5.	Gesamtsumme EMSR-Technik				163.000 €
	Summe netto				1.567.780 €
	Baunebenkosten 15 %				235.167 €
					1.802.947 €
	+ 19 % MwSt.				342.560 €
					2.145.507 €

