

Abschlussbericht

Bewertung vorhandener Technologien für die Elimination anthropogener Spurenstoffe auf kommunalen Kläranlagen

07/2013

Universität der Bundeswehr München
Institut für Wasserwesen
Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik
Univ.-Prof. Dr.-Ing. F.W. Günthert
Dipl.-Ing. Sascha Rödel
W.-Heisenberg-Weg 39
85577 Neubiberg

Neubiberg, 15.07.2013

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis.....	2
1 Veranlassung	5
2 Vorbemerkung und Zielsetzung	5
3 Vorgehensweise.....	7
4 Grundlagen	9
4.1 ANTHROPOGENE SPURENSTOFFE UND VORKOMMEN	9
4.2 BIOLOGISCHER ABBAU	12
4.3 AKTIVKOHLE-VERFAHREN (ADSORPTION).....	13
4.3.1 Verfahren mit granulierter Aktivkohle (GAK)	16
4.3.2 Verfahren mit Pulveraktivkohle (PAK)	18
4.4 OZONIERUNG	21
4.5 MEMBRANVERFAHREN	24
4.6 MEMBRANBELEBUNG	27
4.7 WEITERE VERFAHREN.....	28
5 Konzept- und Machbarkeitsstudien	30
5.1 MACHBARKEITSSTUDIE ZENTRAKLÄRANLAGE DETMOLD (NORDRHEIN-WESTFALEN)	31
5.2 KONZEPT KLÄRANLAGE DÜBENDORF (SCHWEIZ)	33
5.3 MACHBARKEITSSTUDIE NEUSS-OST (NORDRHEIN-WESTFALEN).....	34
5.4 KONZEPTSTUDIE GÜTERSLOH-PUTZHAGEN (NORDRHEIN-WESTFALEN).....	35
5.5 PLANUNGSBERICHT KLÄRANLAGE BAD OEYNHAUSEN (NORDRHEIN-WESTFALEN)	37
5.6 VARIANTENUNTERSUCHUNG FÜR DEN EINSATZ VON AKTIVKOHLE AUF DER KLÄRANLAGE LAGE (NORDRHEIN-WESTFALEN).....	38
5.7 STEINHÄULE-ULM (BADEN WÜRTTEMBERG)	39
5.8 WEITERE GEPLANTE VORHABEN	41
6 Großtechnische Umsetzung von Verfahren zur Elimination anthropogener Spurenstoffe in Deutschland und in der Schweiz.....	41
6.1 BADEN-WÜRTTEMBERG	44
6.2 NORDRHEIN-WESTFALEN	47
6.3 SCHWEIZ	53
7 Forschungsprogramme und wissenschaftliche Untersuchungen.....	54
7.1 INTERDISZIPLINÄRE VERBUNDPROJEKTE	54
7.2 UNTERSCHIEDLICHE VORAUSSETZUNGEN BEI DER PROJEKTAUSFÜHRUNG.....	59
7.3 UNTERSUCHTE FORSCHUNGSVORHABEN UND PILOTPROJEKTE	59
8 Bewertungskriterien	62

Elimination anthropogener Spurenstoffe auf kommunalen Kläranlagen

8.1	KOSTENZUSAMMENSETZUNG	63
8.2	KOSTEN ADSORPTIONSVERFAHREN (PAK UND GAK)	64
8.3	ENERGIEBEDARF ADSORPTIONSVERFAHREN (PAK UND GAK)	66
8.4	LEISTUNGSFÄHIGKEIT UND BETRIEBSSTABILITÄT ADSORPTIONSVERFAHREN	70
8.5	KOSTEN OZONBEHANDLUNG	77
8.6	ENERGIEBEDARF OZONBEHANDLUNG	79
8.7	LEISTUNGSFÄHIGKEIT UND BETRIEBSSTABILITÄT OZONIERUNG	81
8.8	ENERGIEBEDARF MEMBRANVERFAHREN	87
8.9	KOSTEN MEMBRANVERFAHREN	88
8.10	LEISTUNGSFÄHIGKEIT UND BETRIEBSSTABILITÄT MEMBRANVERFAHREN	88
8.11	ZUSAMMENFASSUNG DER KOSTEN UND DES ENERGIEBEDARFS FÜR EINE VIERTE REINIGUNGSSTUFE	91
8.12	ELIMINATIONSLEISTUNG DER VERFAHREN	94
8.13	VERGLEICHENDE BEWERTUNG DER VERFAHREN	96
9	Vierte Reinigungsstufe in Bayern	98
9.1	ZIELSETZUNG	98
9.2	URBANE, SOZIALE UND WASSERWIRTSCHAFTLICHE RANDBEDINGUNGEN	99
9.3	EMPFEHLUNGEN UND HINWEISE FÜR DIE VERFAHRENSWAHL	101
9.4	ZUSAMMENSTELLUNG DER WESENTLICHEN KRITERIEN UND PARAMETER DER VIER EMPFOHLENEN VARIANTEN	109
9.5	BEWERTUNGSGRUNDLAGEN FÜR DIE VERFAHRENSWAHL	114
9.6	VORZUGSLÖSUNG FÜR EINE PILOTANLAGE IN BAYERN	116
10	Zusammenfassung	120
11	Abkürzungsverzeichnis und Formelzeichen	124
12	Abbildungsverzeichnis	128
13	Tabellenverzeichnis	130
14	Literaturverzeichnis	132
14.1	ÜBERSICHTEN, MEMORANDEN, STOFFLISTEN, MONITORING UND MESSUNGEN, ALLGEMEINE BEITRÄGE UND STELLUNGNAHMEN, POSITIONSPAPIERE, FACHARTIKEL.....	132
14.2	TECHNISCHE LITERATUR ALLGEMEIN UND KOSTENSTUDIEN	135
14.3	AKTIVKOHLE	138
14.4	OZON UND OXIDATIVE VERFAHREN	140
14.5	SONSTIGE VERFAHREN	142
14.6	KLÄRANLAGENBEISPIELE UND MACHBARKEITSSUDIEN	143
14.7	MISCHWASSER UND REGENWASSER	145
15	Anlagen	146

Elimination anthropogener Spurenstoffe auf kommunalen Kläranlagen

15.1	FRAGEBOGEN.....	147
15.2	FORSCHUNGSPROJEKTE	153
15.3	PILOTPROJEKTE	170
15.4	ANGABEN ZU DEN KOSTEN EINER VIERTE REINIGUNGSTUFE NACH BOLLE ET AL. (2011)	173

1 Veranlassung

Für die meisten im Wasserkreislauf nachgewiesenen anthropogenen Spurenstoffe, vor allem Arzneimittelrückstände, können Kläranlagenabläufe als ein bedeutender Eintragsweg in die aquatische Umwelt identifiziert werden. (Letzel, 2007; Ternes & Joss, 2006; DWA, 2008; Abegglen, 2009). Das Bayerische Landesamt für Umwelt benötigt daher im Rahmen seiner Tätigkeit bei der Planung zukünftiger Handlungen im Bereich der kommunalen Abwasserbehandlung gesicherte Daten über geeignete Eliminationsverfahren zur Reduktion von Mikroverunreinigungen (z.B. Arzneimittelrückstände) auf bayerischen Kläranlagen. Es sollen aktuelle Forschungsvorhaben und Betriebserfahrungen aus der Schweiz, sowie den Bundesländern Baden-Württemberg und Nordrhein-Westfalen in die Auswertung mit einfließen. Die Universität der Bundeswehr München wurde daher vom Bayerischen Landesamt für Umwelt beauftragt, eine Studie zur Bewertung vorhandener Technologien für die Elimination anthropogener Spurenstoffe auf kommunalen Kläranlagen anzufertigen.

2 Vorbemerkung und Zielsetzung

Auch wenn die Auswirkungen von Spurenstoffrückständen auf den menschlichen Körper noch weitestgehend unerforscht sind, wurden im Rahmen des schweizer Forschungsprogramms „Hormonaktive Stoffe“ bei zahlreichen Tieren, wie Fischen und Greifvögeln, bereits Fruchtbarkeitsschädigungen wegen hormonaktiver Stoffe in ihrem Lebensraum nachgewiesen (Trachsel, 2008). Das Nationale Forschungsprogramm „Hormonaktive Stoffe“ hatte den Auftrag, wissenschaftliche Strategien zur Beurteilung von Risiken und Gefahren der Belastung von Menschen und Tieren durch hormonaktive Stoffe in der Umwelt zu entwickeln (Trachsel, 2008).

Es ist weiterhin zu beachten, dass der Fokus der aktuellen EU Regelungen vor allem auf dem Schutz der aquatischen Ökosysteme liegt und weniger die humantoxikologische Bewertung berücksichtigt.

In Deutschland wird das, entsprechend dem Stand der Technik über mehrere Stufen gereinigte Abwasser überwiegend in einen Vorfluter abgegeben (DWA, 2008). Die im gereinigten Abwasser verbleibenden Restkonzentrationen von Arzneimitteln können grundsätzlich ein Risiko für die aquatische Umwelt und die menschliche Gesundheit darstellen. Nach DWA (2010) werden anthropogene Spurenstoffe insbesondere dann als kritisch angesehen, wenn sie schwer abbaubar und gleichzeitig gut wasserlöslich sind und von Ihnen eine ökotoxikologische oder humantoxikologische Gefährdung

ausgehen kann. Die toxikologischen Bewertungen beschränken sich bislang auf chemische Einzelstoffe. Eine Betrachtung von Stoffen und Stoffgemischen, die sich im Organismus anreichern oder in ihrer Wirkung gegenseitig verstärken können, fehlt (DWA, 2010). Anthropogene Spurenstoffe sind nicht generell schädlich. Über die Schädlichkeit entscheidet die Stoffwirkung in Verbindung mit der Konzentration des Stoffes im Wasser (DWA, 2010) und dem betrachteten Organismus.

Um zukünftig in der Lage zu sein, bei Bedarf qualifizierte Maßnahmen zur Reduktion von Mikroverunreinigungen durchzuführen und Handlungsempfehlungen geben zu können, steht die Ausarbeitung und Bewertung der derzeitigen Verfahrensmöglichkeiten zur Elimination anthropogener Spurenstoffe im Vordergrund des vom Landesamt für Umwelt ausgeschrieben Projekts. Ausgehend von den derzeit verfügbaren Technologien sollen bereits in Betrieb befindliche Anlagen besichtigt und die auslegungs- und betriebsrelevanten Parameter aufgenommen werden. Ziel dieses Projektes ist die Gegenüberstellung der verschiedenen Technologien hinsichtlich ihrer Reinigungsleistung, Wirtschaftlichkeit und Einsatzfähigkeit mit dem Ergebnis der Präsentation einer Vorzugslösung. Dabei spielen die speziellen Randbedingungen in Bayern eine entscheidende Rolle.

Im Freistaat Bayern befinden sich rd. 2.700 kommunale Kläranlagen, wobei ca. 78% der Größenklasse 1 und 2 zugeordnet werden können (LfU Bayern, 2010). Hinsichtlich der Ausbaugröße entsprechen rund 84 % der Größenklasse 4 und 5. Die Gesamtausbaugröße der Kläranlagen in Bayern beträgt ca. 26,9 Millionen Einwohnerwerte, welche sich aus etwa 12,1 Mio. angeschlossenen Einwohnern und rund 14,8 Mio. Einwohnergleichwerten aus Gewerbe und Industrie zusammensetzen. Folgende Tabelle liefert einen Überblick über die Anzahl und Ausbaugröße der kommunalen Kläranlagen in Bayern (LfU, 2011).

Tabelle 1: Anzahl und Ausbaugröße der kommunalen Kläranlagen in Bayern (LfU, 2011)

Ausbaugröße	Anzahl	Prozent	Summe Ausbaugröße	Prozent
< 2.000 EW	1.563	58,56 %	0,85 Mio.	3,16 %
2.000 bis 10.000	730	27,35 %	3,42 Mio.	12,72 %
> 10.000 bis 100.000 (GK 4)	340	12,74 %	10,27 Mio.	38,21 %
> 100.000 EW (GK 5)	36	1,35 %	12,34 Mio.	45,91%
Gesamt in Bayern	2.669	100 %	26,88 Mio.	100

Aufgrund der großen Flächenausdehnung findet sich in Bayern eine Vielzahl verschiedener hydrogeologischer und hydrologischer Gegebenheiten. Dazu gehören z.B.

Karstgebiete, welche durch eine sehr schnelle Ableitung von Wasser, sowie eine schlechte Filterwirkung des Bodens gekennzeichnet sind. Dies führt dazu, dass dort selbst der geringe Abwassereintrag von kleinen Kläranlagen Schädigungen im Ökosystem hervorrufen kann. Im Gegensatz existieren auch Großkläranlagen, welche große Gewässer (Donau, u.a.) als Vorfluter nutzen. Problematisch können hohe Frachten anthropogener Spurenstoffe sein, welche über das gereinigte Abwasser in kleine, abflussschwache, empfindliche Flussökosysteme gelangen. Die meisten Großkläranlagen leiten ihr Abwasser allerdings in große, abflussstarke Gewässer (Donau u.a.) ein. Diese spezifischen Randbedingungen der bayerischen Kläranlagen führen dazu, dass verschiedene Vorzugslösungen für die jeweiligen Randbedingungen gefunden werden müssen, wenn die Implementierung einer vierten Reinigungsstufe geplant ist. Bislang ist jedoch die Datenlage zur Bewertung von anthropogenen Spurenstoffen und ihren Abbauprodukten im Wasserkreislauf noch unvollständig (DWA, 2010). Weiterhin ist für die Risikobewertung u.a. die Frage zu klären, ab welcher Konzentration bzw. Exposition eine Substanz eine Wirkung in einem aquatischen Organismus oder im Menschen auslösen kann (DWA, 2010). Zudem muss bei der Risikobetrachtung die Bildung von Transformationsprodukten beim chemischen Abbau der Spurenstoffe in einer oxidierenden 4. Reinigungsstufe berücksichtigt werden.

3 Vorgehensweise

Für die Bearbeitung des Projektes erfolgte eine Teilung der Arbeitspakete in drei Phasen. Dabei beinhaltet die erste Phase im Wesentlichen die Literaturrecherche zur Auswahl und Bewertung vorhandener Technologien, sowie einer erste Kontaktaufnahme mit Betreibern, Planern und Anlagenbauern weitergehender Abwasserbehandlungsanlagen. In Hinblick auf die Zielsetzung des Vorhabens werden in der Literaturrecherche überwiegend die verschiedenen nachgeschalteten Filtrationsverfahren (Nanofiltration, Umkehrosmose), Adsorptionsverfahren (Pulveraktivkohle und Filtration über Kornkohle) und Oxidationsverfahren (Ozon) näher betrachtet. Die gesammelten aktuellen Veröffentlichungen, Forschungsberichte und Beiträge zum Thema anthropogene Spurenstoffe sind in Kapitel 15 (Kap. 15.2, 15.3) aufgeführt. Darüber hinaus sind in Kapitel 7 abgeschlossene Forschungsarbeiten und Pilotprojekte zusammengefasst. Diese Arbeiten liefern wichtige Grundlagenkenntnisse in Bezug auf die anzuwendende Verfahrenstechnik, Betriebsoptimierung, die Eliminationsleistung, sowie der Wirkmechanismen von Abbauprozessen beim Einsatz von Verfahren zur Elimination von Spurenstoffen.

Bezugnehmend auf die Besichtigungen (2. Phase) von bereits in Betrieb befindlichen

Anlagen in Deutschland wurden im Zeitraum von August bis Oktober 13 Kläranlagen besucht (siehe Tabelle 2). Hinsichtlich der Erhebungen von Kläranlagen mit einer vierten Reinigungsstufe in der Schweiz hat sich herausgestellt, dass zwar großtechnische Versuche auf den Kläranlagen Lausanne, Kloten-Opfikon, Regensdorf und Xanten-Vynen durchgeführt wurden, aber ein weiterführender Betrieb einer vierten Reinigungsstufe derzeit nicht stattfindet. Die großtechnischen Versuche dienten in erster Linie wissenschaftlichen Untersuchungen im Rahmen verschiedener Forschungsprogrammen (u.a. „Strategie Micropoll“). So wurde zum Beispiel im Projekt „Strategie Micropoll“ die Ozonierung auf zwei kommunalen Kläranlagen (Regensdorf, Lausanne) bereits untersucht. Nach Rücksprache mit den Betreibern wurde versichert, dass die Ozonierungsversuche auf den Kläranlagen Regensdorf und Lausanne abgeschlossen sind und die Ozonierungsstufe demontiert wurde. Für weitere mögliche Kläranlagenbesichtigungen in der Schweiz, bieten sich derzeit keine volltechnischen Großanlagen an. Laut Auskünften der Eawag wird Ende 2013 die erste großtechnische vierte Reinigungsstufe (Ozonierung) auf dem Klärwerk Neugut-Dübendorf in Betrieb gehen. Diese Ozonierungsanlage wird die erste dauerhafte Installation in einer kommunalen ARA der Schweiz sein (Wittmer et al., 2012). Weitere großtechnische und halbtechnische Versuche im Rahmen wissenschaftlicher Forschungsvorhaben wurden an der Kläranlage Wien (Projekt „KomOzon“) und an der Kläranlage Berlin-Ruhleben (Projekt „PILOTOX“) durchgeführt. Hierzu wurden Pilotanlagen errichtet um den Betrieb, die Wirkungsweise und die Leistungsfähigkeit von Ozonierungs- und Oxidationsverfahren zu untersuchen.

Tabelle 2: Kläranlagenbesichtigungen

Datum	Uhrzeit	Ort	Ansprechpartner	Status
09.08.2012	09:00 Uhr	Klärwerk Steinhäle, Neu-Ulm	Georg Hiller	erledigt
10.09.2012	13:00 Uhr	KA Mannheim	Alexander Mauritz	erledigt
11.09.2012	13:00 Uhr	Klärwerk Böblingen-Sindelfingen	Gert Schwentner	erledigt
12.09.2012	13:00 Uhr	Klärwerk Kressbronn	Alexander Müller	erledigt
14.09.2012	10:00 Uhr	Kläranlage Stockacher Aach	Carsten Bucksch	erledigt
01.10.2012	13:00 Uhr	KA Bad Sassendorf	Sven Lyko	erledigt
02.10.2012	13:00 Uhr	Klärwerk Obere Lutter	Hubert Burbaum	erledigt
04.10.2012	13:00 Uhr	KA Hünxe	Sven Lyko	erledigt
05.10.2012	09:00 Uhr	KA Buchenhofen	Catrin Bornemann	erledigt
09.10.2012	13:00 Uhr	KA Schwerte	Gregor Lorenz	erledigt
10.10.2012	13:00 Uhr	KA Düren	Frank Benstöm	erledigt
17.10.2012	14:30 Uhr	KA Duisburg-Vierlinden	Robert Deutscher	erledigt
26.10.2012	09:30 Uhr	KA Hechingen	Herr Gehring	erledigt
kein Termin		KA Kloten/Opfikon	-	außer Betrieb
kein Termin		KA Regensdorf	-	außer Betrieb
kein Termin		KA Lausanne	-	außer Betrieb
kein Termin		KA Xanten-Vynen	-	außer Betrieb

In Ergänzung zu der Datenerhebung aus der Literaturrecherche wurde für die Kläranlagenbesichtigungen ein Fragebogen erstellt. Für die Bestandsanalyse wurde dieser Fragebogen sowohl an die Betreiber als auch an die wissenschaftlich begleitenden Personen bzw. Institutionen verschickt. Der Fragebogen ist in Kapitel 15.1 enthalten. Der Fragebogenrücklauf war unvollständig und konnte nicht ausgewertet werden. Daher wurden die in Tabelle 2 aufgeführten Kläranlagen aufgesucht und die Daten anhand des Fragebogens persönlich erhoben.

In der dritten und letzten Phase erfolgten die Auswertung der gesammelten Informationen sowie die Entwicklung von Empfehlungen bezüglich einer Anwendung auf bayerischen Kläranlagen. Dabei wurden vor allem Kriterien, Randbedingungen und Peripherie einzelner Kläranlagenstandorte berücksichtigt. Eine Prüfung der Umsetzbarkeit hinsichtlich der Implementierung einer vierten Reinigungsstufe auf einer Kläranlage ist immer als Einzelfallbetrachtung zu sehen.

4 Grundlagen

4.1 Anthropogene Spurenstoffe und Vorkommen

Als Mikroverunreinigungen oder auch anthropogene Spurenstoffe werden Substanzen im Abwasser, Trinkwasser und Gewässern bezeichnet, die in geringsten Konzentrationen von Milliardstel- (Nano) bis Millionstel- (Mikro) Gramm pro Liter gefunden werden. Meist sind synthetische organische Chemikalien anthropogenen Ursprungs gemeint aber auch natürliche und geogene Spurenstoffe werden subsumiert. Sie werden als „gefährliche Stoffe“ bezeichnet, wenn sie toxisch, persistent und bioakkumulierbar sind (Adamczak, et al., 2012) und sind nicht mit lebenswichtigen Stoffen, den sogenannten essentiellen Spurenstoffen zu verwechseln. Im Sinne der EG-Richtlinie 2000/60/EG (Wasserrahmenrichtlinie, kurz WRRL) sind diese Stoffe als „gefährlich“ charakterisiert oder es wird ihnen das Potential hierzu zugesprochen.

Gewässer- und trink- und abwasserrelevante Mikroverunreinigungen können folgenden Stoffgruppen zugeordnet werden (DWA, 2008; Bode et al., 2009; Bergmann und Panglisch, 2011):

- Pharmazeutika
- Industrie- und Haushaltschemikalien
- Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel
- Körperpflegemittel, Duftstoffe, Desinfektionsmittel
- Additive in der Abwasser- und Klärschlammbehandlung

Elimination anthropogener Spurenstoffe auf kommunalen Kläranlagen

- Nahrungsmittel- und Futterzusatzstoffe
- Textilbehandlungsmittel
- Feuerlöschmittel.

Aufgrund der besonderen Wirksamkeit stellt die Stoffgruppe der Pharmazeutika einen bedeutenden Teil der anthropogenen Spurenstoffe dar, die über die Abwasserkanalisation in den Wasserkreislauf eingetragen wird. Daher wird diese Stoffgruppe hinsichtlich der Bewertung der Leistungsfähigkeit von Technologien zur Elimination anthropogener Spurenstoffe auf kommunalen Kläranlagen näher betrachtet. In Tabelle 3 sind Arzneimittelklassen mit Indikation und ihren relevanten Wirkstoffen aufgeführt.

Tabelle 3: Zusammenstellung bedeutsamer Humanarzneimittel (modifiziert nach SRU, 2007; Bergmann et al., 2008)

Wirkstoffklasse	Erläuterung	Wirkstoffe
Analgetika	Behandlung von Schmerzzuständen	a) <i>Metamizol</i> , b) <i>Phenazon</i> , c) <i>Propyphenazon</i> , d) <i>Codein</i> , e) <i>Morphin</i>
Antirheumatika und Antiphlogistika	Behandlung rheumatischer Erkrankungen	a) <i>Ibuprofen</i> , b) <i>Diclofenac</i> , c) <i>Indometacin</i> , d) <i>Ketoprofen</i> , e) <i>Piroxicam</i> , f) <i>Meclofenaminsäure</i>
Antitussiva und Expektorantien	Behandlung von Husten, Erkältungskrankheiten, Bronchitis etc.	a) <i>Ambroxol</i> , b) <i>Codein</i> , c) <i>Dihydrocodein</i> , d) <i>Hydrocodon</i>
Bronchospasmolytika und Antiasthmatica	Behandlung von chronischer Bronchitis und Asthma	a) <i>Salbutamol</i> , b) <i>Terbutalin</i> , c) <i>Fenoterol</i> , d) <i>Clenbuterol</i>
Antibiotika	Behandlung bakterieller Infektionen	a) <i>Sulfamethoxazol</i> , b) <i>Doxycyclin</i> , c) <i>Ciprofloxacin</i> , d) <i>Roxythrimycin</i> , e) <i>Clarithromycin</i> , f) <i>Oxytetracyclin</i> , g) <i>Tetracyclin</i>
Antihypertonika	Betarezeptorenblocker, zur Behandlung von Bluthochdruck	a) <i>Metoprolol</i> , b) <i>Sotalol</i> , c) <i>Atenolol</i> , d) <i>Propranolol</i> , e) <i>Bisoprolol</i>
Antiepileptika	Behandlung von Epilepsien (Krämpfen)	a) <i>Carbamazepin</i>
Psychopharmaka	Behandlung von psychischen Störungen	a) <i>Diazepam</i>
Zytostatika	Behandlung von Leukämie, Krebs und Tumoren	a) <i>Cyclophosphamid</i> , b) <i>Ifosfamid</i>
Hormone	u.a. zur Verhütung; Eingriff in den Hormonhaushalt	a) <i>17α-Ethinylestradiol</i>

Wirkstoffklasse	Erläuterung	Wirkstoffe
Röntgenkontrastmittel	Diagnostik; Abbildung von Organen	a) Iomeprol, b) Iopramidol, c) Iopromid, d) Diatrizoat e) Amidotrizoesäure
Lipidsenker	Senkung des Blutfettes	a) Clofibrinsäure, b) Bezafibrat

Für den Handlungsbedarf bezüglich anthropogenen Spurenstoffen aus der Siedlungswasserwirtschaft in Bayern spielt neben der Entwicklung von Modellen und Monitoringkonzepten für die Darstellung der Belastungslage auch die Beurteilung von technischen und organisatorischen Maßnahmen zur Optimierung der Abwasserbehandlung und Prüfung auf ihre betriebliche, ökologische und ökonomische sowie zeitliche Realisierbarkeit eine entscheidende Rolle. Die Wahl der Maßnahmen zur Reduktion von anthropogenen Spurenstoffen ist abhängig von zu berücksichtigenden Eintragspfaden in die Gewässer. Abbildung 1 zeigt eine vereinfachte Darstellung der Eintragspfade für Mikroverunreinigungen bzw. anthropogenen Spurenstoffen in Gewässer.

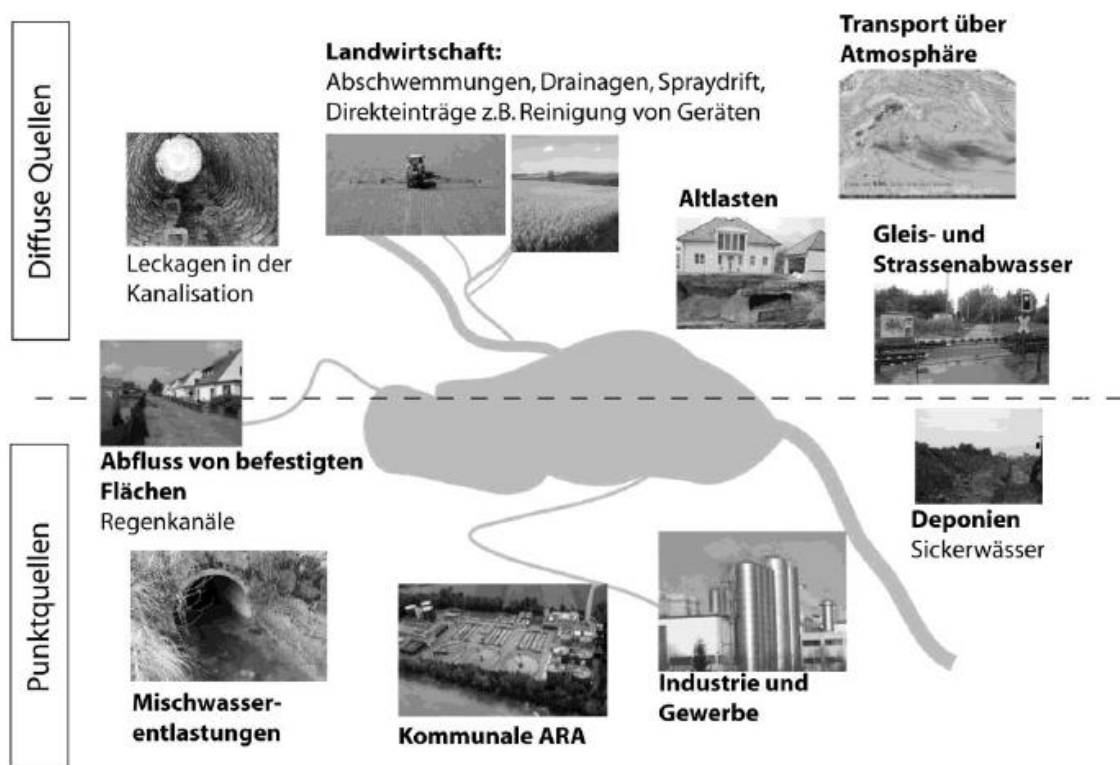


Abbildung 1: Quellen von Mikroverunreinigungen in Oberflächengewässern: Punktquellen und diffuse Quellen (Götz et al., 2010)

Die nach Götz et al. (2010) durchgeführten Untersuchungen zeigen, dass die konventionelle mechanisch biologische Abwasserbehandlung organische Spurenstoffe nur bedingt entfernen kann. Aus Sicht des Gewässerschutzes kann nach Prüfung und Abwägung der potenziellen Risiken und der Festlegung von definierten Zielvorgaben (Moni-

toring, Risikoabschätzung und Sensibilität des Einzugsgebietes, zum Beispiel Trinkwassergewinnung aus Oberflächenwasser, Einhaltung von Qualitätskriterien, Abwasserabgabefreiheit) eine weitergehende Elimination organischer Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser in Betracht gezogen werden.

Zur weitergehenden Behandlung von Kläranlagenabläufen mit dem Fokus Reduktion von (standort)relevanten Mikroverunreinigungen scheinen sich derzeit zwei Technologien, die Aktivkohleadsorption und die Oxidation mit Ozon, durchzusetzen. Darüber hinaus gibt es alternative vielversprechende Ansätze, die für Spezialfälle geeignet sind oder sich noch im Stadium der Forschung befinden, wie bspw. der Einsatz von Ferrat (sechswertiges Eisenoxid (Fe(VI)O_4^{2-})).

Nachfolgend werden die Grundsätze des biologischen Abbaus sowie Grundsätze und Anwendungsbeispiele der Aktivkohleadsorption und der Oxidation, im speziellen der Oxidation mit Ozon, dargestellt. Eine Bewertung der Verfahren erfolgt in Kapitel 8.

4.2 Biologischer Abbau

Folgende Randbedingungen begünstigen den biologischen Abbau resp. die Reduktion der Mikroverunreinigungen in Kläranlagen (Cornel, 2007):

Hohes Schlammalter

Ein hohes Schlammalter begünstigt den biologischen Abbau und erhöht die Adsorptionskapazität des Schlammes. Belebungsanlagen mit einem Schlammalter von 10 bis 15 Tagen weisen für bestimmte Stoffe deutlich höhere Eliminationsraten als bei vier Tagen auf. Dies erklärt auch die höhere Eliminationsleistung in Membranbelebungsanlagen, die meist mit sehr hohen Schlammaltern von 30 - 50 Tagen und darüber betrieben werden. Man geht davon aus, dass eine größere mikrobielle Vielfalt und bessere Adaptations- und Sorptionsprozesse die Ursachen für einen optimaleren biologischen Abbau sind.

Nitrifikation/Denitrifikation

Speziell Estrogene scheinen in Belebungsanlagen mit unterschiedlich belüfteten Zonen (anoxisch/oxisch) mit Schlammalter >15 Tage gut abgebaut zu werden.

Kaskadierte Bauweise

Da der biologische Abbau von Arznei- und Pflegemitteln als Reaktion 1. Ordnung beschrieben werden kann - d.h. die Abbaugeschwindigkeit eines Stoffes ist linear von

seiner Konzentration abhängig –, ist eine kaskadierte Bauweise des Belebungsbeckens mit einem abnehmenden Konzentrationsprofil effizienter als ein einzelnes komplett durchmisches Belebungsbecken.

Minimierung der Rückführung/Kreislaufführung

Aus dem gleichen Grund sind die Rückführung von Rücklaufschlamm und Rezirkulation für die vorgeschaltete Denitrifikationszone zu minimieren, da sie zur Verdünnung und somit zum verlangsamten Abbau führen.

Schönungsteiche/Filter

Der Eintrag von an Feststoffpartikeln adsorbierten Mikroverunreinigungen kann durch einen verbesserten Rückhalt minimiert werden. Hierzu können Filteranlagen verwendet werden.

Sorption an Schlamm

Für lipophile Arznei- und Haushalts-/Pflegemittel und solche mit positiv geladenen funktionellen Gruppen ist die Sorption an Klärschlamm ein wichtiger Eliminationsschritt aus dem Abwasser.

Schlammfaulung

Die anaerobe Schlammbehandlung führt bei einigen Mikroverunreinigungen zu einem Abbau.

Fazit: Für eine weitergehende Verminderung bzw. Reduktion aller Mikroverunreinigungen reicht der konventionelle Klärprozess nicht aus. Um eine weitergehende Elimination zu erzielen kann die Abwasserbehandlung durch physikalische Verfahren wie z.B. Adsorption an Aktivkohle und/oder durch chemische Verfahren wie z.B. die Oxidationsverfahren unterstützt werden. Ein stabiler und ggf. optimierter Betrieb der biologischen Verfahrensstufe ist aber auf jeden Fall Voraussetzung.

4.3 Aktivkohle-Verfahren (Adsorption)

Eine Vielzahl von organischen Stoffen kann durch Adsorption an Aktivkohle entfernt werden. Nach Clara (2004) ist die Adsorption ein physikalisch-chemischer Prozess, der an Phasengrenzflächen stattfindet. In Abhängigkeit von den Eigenschaften des adsorbierenden Materials (Adsorbens) und der zu adsorbierenden Substanz (Adsorbat) erfolgt eine mehr oder weniger starke Bindung. Die erreichbare Beladung hängt zunächst von dem Adsorbens ab und zwar insbesondere von der Größe der inneren Oberfläche

(600 - 1.000 m²/g), der Porenstruktur und der chemischen Beschaffenheit der Oberfläche. Bezüglich der Eigenschaften des Stoffes der adsorbiert wird (Adsorptiv), spielen Molekülgröße, Löslichkeit, Polarität, Hydrophilie sowie die Substituenten (funktionelle Gruppe) die größte Rolle. In der Regel steigt die Adsorbierbarkeit mit abnehmender Löslichkeit, geringerer Polarität und je hydrophober der gelöste Stoff ist. Als erster Anhalt für Polarität/Hydrophobie kann ggf. der Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizient K_{OW} dienen. Große Moleküle adsorbieren grundsätzlich besser als kleine Moleküle, sofern die Molekülgröße noch eine Diffusion in die Aktivkohleporen zulässt (DVGW, 2012). Die Adsorbierbarkeit ist insbesondere abhängig von der Wasserlöslichkeit, der Flüchtigkeit, der Polarität, der Ionisation und dem Molekulargewicht. Weitere Einflussgrößen beziehen sich auf das physikalisch/chemische Umfeld. Je höher die Wassertemperatur, desto schlechter ist in der Regel die erreichbare Gleichgewichtsbeladung. Der pH-Wert spielt eine wichtige Rolle bei dissoziierbaren Verbindungen und muss so eingestellt werden, dass der zu adsorbierende Stoff in seiner molekularen Form vorliegt, da im dissoziierten Zustand aufgrund der ladungstragenden Gruppen die Polarität höher ist. Zusammenfassend sind die wesentlichen Einflussgrößen auf die Adsorption im Abwasser die Temperatur, die Redoxbedingungen, die Sorptivkonzentrationen, die Abwassermatrix und der pH-Wert.

Die Verwendung von Aktivkohle kann granuliert und pulverförmig erfolgen. Ein wichtiges Kriterium bei der Aktivkohleadsorption ist die Konkurrenzsituation zwischen Stoffen mit unterschiedlichen Adsorptionseigenschaften. Unterschiedlich adsorbierbare Substanzen in variierenden Konzentrationen führen zu unterschiedlichen Beladungszuständen der Aktivkohlen und beeinflussen die Wasserbeschaffenheit durch Konkurrenzvorgänge.

Ein entscheidendes Kriterium für die Leistungsfähigkeit von Adsorptionsprozessen ist die Wahl der Kohlesorte. Dabei unterscheiden sich Aktivkohlen im Wesentlichen hinsichtlich folgender Kriterien:

- Produktionsverfahren (Herstellungsprozess)
- Rohstoffbasis (Steinkohle, Kokosnussschale, Holz, Braunkohle, Torf)
- Form (Granulat, Pulver, Körnig, Stäbchen)
- Korngröße (unterschiedliche Mahlfineiten)
- Wassergehalt
- Jodzahl
- Benetzbarkeit
- Rütteldichte
- Imprägnierung

- Reaktivare.

Bei der Auswahl einer Aktivkohlesorte müssen immer die vorliegenden Randbedingungen berücksichtigt werden. Mit Hilfe der Herstellerangaben und der im Labor ermittelten Adsorptionseigenschaften kann eine erste grobe Charakterisierung des Produktes gewährleistet werden. Derzeit sind folgende Hersteller und Händler für Aktivkohle bekannt:

- RHEINBRAUN BRENNSTOFF GMBH
- CARBON SERVICE & CONSULTING GMBH & CO. KG
- CARBOTECH AC GMBH
- CHEMVIRON CARBON GMBH
- DONAU CARBON GMBH & CO. KG
- EIRO ROHSTOFFGESELLSCHAFT MBH
- EURO-FILTER GMBH
- JACOBI CARBONS GMBH
- NORIT DEUTSCHLAND GMBH.

Die Untersuchungen im Forschungsprojekt „MIKROFlock“ (Bornemann et al., 2012) zur Beurteilung von Aktivkohlen in Korn- und in Pulverform haben gezeigt, dass neben der inneren Oberfläche vor allem die Porengrößenverteilung von entscheidender Bedeutung für die Adsorptionsleistung in Wassern mit organischer Hintergrundbelastung aus Kläranlagen ist. So sind Aktivkohlen mit einem größeren Anteil an Meso- und Makroporen in der Lage höhere Eliminationsraten zu erzielen als Kohlen mit engeren Porengrößen. Dieser Faktor kann durch die Wahl des Ausgangsrohstoffs der Aktivkohle beeinflusst werden (Bornemann et al., 2012). Hier ist Braunkohle bei Pulveraktivkohlen besonders gut für diesen Zweck geeignet (Bornemann et al., 2012).

Des Weiteren ergaben die Untersuchungen nach Bornemann et al. (2012), dass bei den granulierten Aktivkohlen, die aus Gründen der Abriebfestigkeit in der Regel auf dem Rohstoff Steinkohle basieren, die Porengröße dagegen über das Aktivierungsverfahren beeinflusst werden kann. GAK-Reaktivare haben größere Poren als Frischkohlen und zeigen daher in der Regel bessere Adsorptionseigenschaften.

Nähere Informationen zur Charakterisierung und umfassenden Bewertung der Adsorptionseigenschaften verschiedener granulierter und Pulveraktivkohlesorten sind dem Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben „Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen, insbesondere kommunaler Flockungsfiltrationsanlagen durch den Einsatz von Aktivkohle (MIKROFlock)“ zu entnehmen (Bornemann et al., 2012).

4.3.1 Verfahren mit granulierter Aktivkohle (GAK)

Bei diesem Verfahren durchströmt das zu behandelnde ggf. vorgereinigte feststoffarme Abwasser in Filter eingebrachte Schüttungen körniger Aktivkohle (Filterschicht bzw. Festbett aus Aktivkohlegranulat). Die Kontaktzeit ergibt sich als Durchlaufzeit in der Filterschicht (Hunziker, 2008). Festbett-Adsorber, häufig auch als Aktivkohlefilter oder Adsorptionsfilter bezeichnet, sind einfache Ausführungen des Flüssigphasenadsorbers. Hierdurch können im Gegensatz zum Einsatz von PAK höhere Beladungen erreicht werden. Werden mehrere Filter in Serie betrieben, so kann die Kornaktivkohle maximal – d.h. bis zum Adsorptionsgleichgewicht – mit dem zulaufenden Wasser beladen werden. Das Festbett das i.d.R aus GAK besteht, wird von der zu reinigenden Flüssigkeit durchströmt, wobei die Adsorptivmoleküle adsorbieren. Charakteristisch für diesen Prozess ist eine durch das Festbett wandernde Adsorptionszone. Ist die Kapazitätsgrenze des Filterbettes erschöpft, muss der Adsorber außer Betrieb genommen werden, um das Adsorbens zu regenerieren oder auszutauschen (Abegglen, 2009). Nach Abegglen & Siegrist (2012) besteht ein GAK-Filter aus folgenden Anlagenkomponenten:

- **Filterbett:** Das Filterbett wird mit einer oder verschiedenen Aktivkohleschichten gefüllt. Manchmal wird unten eine Stüttschicht aus Kies eingebracht.
- **Rückspülvorrichtung:** Mit der Rückspülung werden zurückgehaltene Feststoffe, sowie ein Teil des Biofilms, der sich auf den Filter- und den Kornoberflächen bildet, entfernt. Die Rückspülung erfolgt, indem Abwasser, Luft, und/oder ein Abwasser- Luft-Gemisch eingetragen wird.
- **Entleerung/Austauschmöglichkeit:** Die Aktivkohle belädt sich mit der Zeit mit den organischen Stoffen. Nach Erreichen der Adsorptionskapazität muss das Filtermaterial ausgetauscht und durch neue (oder regenerierte) Aktivkohle ersetzt werden.
- **Steuerung/Regelung:** Aktivkohlefilter benötigen grundsätzlich nur einen geringen mess- und regelungstechnischen Aufwand. Die Rückspülung kann entweder über die Zeit oder über den Druckverlust gesteuert werden. Hingegen gestaltet sich die Überwachung der Reinigungsleistung bezüglich Mikroverunreinigungen, die über das Austauschintervall der Aktivkohle entscheidet, eher schwierig. Für die Überwachung der Reinigungsleistung bezüglich Mikroverunreinigungen müssen geeignete Parameter oder Einstellungen gefunden werden.

Die GAK kann im Gegensatz zu PAK mit leichten Verlusten regeneriert werden, was deutlich weniger Energie benötigt als die Herstellung von frischer Aktivkohle (Abegglen

& Siegrist, 2012). Es wurde gezeigt, dass deren Elimination zumindest in der Anfangsphase sehr gut ist. Mit zunehmender Filterlaufzeit steigen die Ablaufkonzentrationen sukzessive an. Eine biologische Aktivität in den Aktivkohlefiltern ist nicht auszuschließen, welche aufgrund hoher möglicher Adaptionszeiten die Reduktion biologisch schlecht abbaubarer Substanzen unterstützen kann. Die wichtigste Größe für Betrieb, Energieverbrauch und Kosten ist die Filterstandzeit, d.h. nach wie vielen durchgesetzten Bettvolumen (BVT) die Filterpackung ausgewechselt werden muss. Die Standzeit eines Aktivkohlefilters ist abhängig von den Betriebsparametern (Filtergeschwindigkeit, theoretische Kontaktzeit mit der Aktivkohle) und der Abwasserzusammensetzung (Konkurrenz um Adsorptionsplätze, Verdrängung) und kann zwischen 100 - 600 Tagen betragen (Sontheimer et al., 1985; Metcalf und Eddy Inc., 2004). Da die absolute Filterlaufzeit eine Größe ist, die stark von den spezifischen Randbedingungen abhängt (Filtervolumen, Abwasserdurchfluss), wird häufig die Größe „durchgesetztes Bettvolumen“ BVT (bed volume treated) verwendet. Je grösser das BVT gewählt wird, desto länger ist die Filterstandzeit (Abegglen & Siegrist, 2012). Die entscheidende Frage ist, wann die Eliminationsleistung nicht mehr ausreicht und das Filtermaterial ausgetauscht werden muss (Abegglen & Siegrist, 2012). Diese Frage kann in Bezug auf die großtechnischen Umsetzungsprojekte mit GAK (NRW: „Obere Lutter“ und „Düren“) nicht eindeutig beantwortet werden. Grundsätzlich ist jedoch festzuhalten, dass die Abwasserzusammensetzung einen maßgeblichen Einfluss auf die zu erwartende Eliminationsleistung und damit auf die Standzeit des Adsorptionsbettes hat. Auch die Untersuchungen in der Schweiz zeigen, dass nicht zu genügend Stoffen ausreichend viele Ergebnisse vorliegen, sodass die mittlere Elimination resp. die notwendige Filterstandzeit nicht bestimmt werden kann (Abegglen & Siegrist, 2012). Abbildung 2 und Abbildung 3 zeigen zwei verfahrenstechnische Möglichkeiten der GAK-Anwendung.

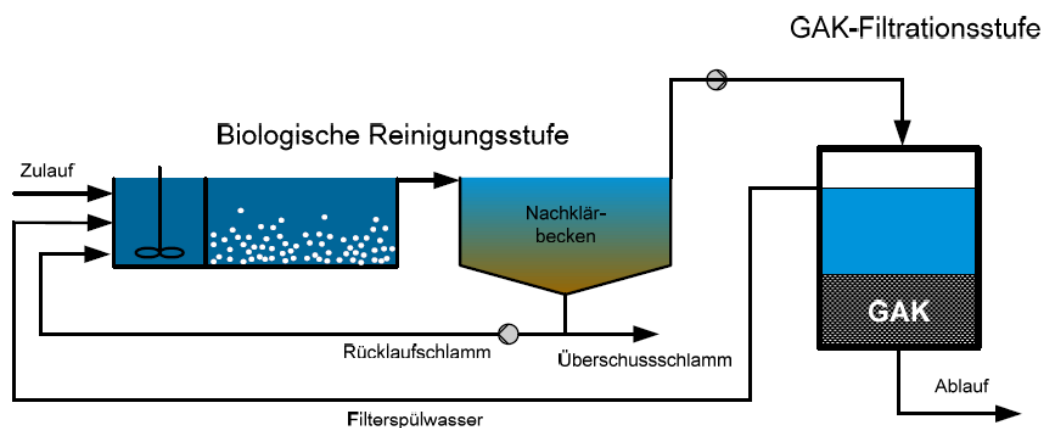


Abbildung 2: Abwärts durchströmte GAK-Filterstufe (Benstöm, 2012)

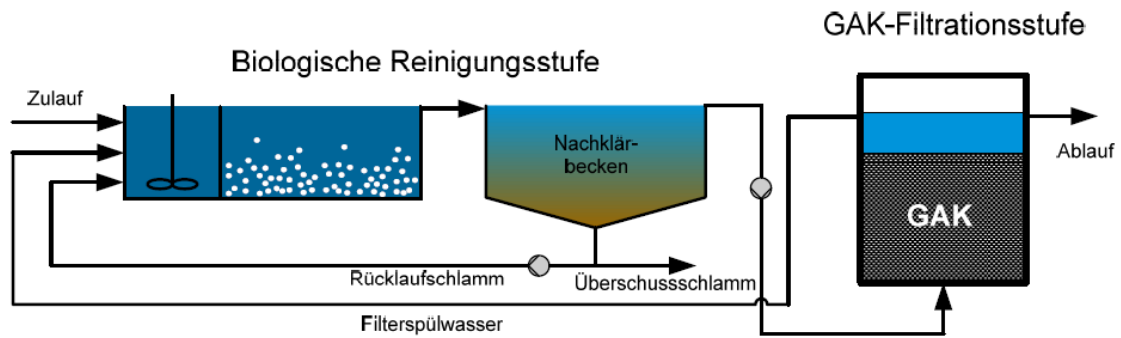


Abbildung 3: Aufwärts durchströmte GAK-Filterstufe (Benstöm, 2012)

4.3.2 Verfahren mit Pulveraktivkohle (PAK)

PAK wird dem Wasser zugemischt und muss über nachgeschaltete Stufen abgetrennt werden (Flockung, Absetzen und Filtration). Nach Metzger (2008) besteht die Adsorptionsstufe bei einer PAK-Anlage aus einem Kontaktreaktor und einem Sedimentationsbecken. Um im nachgeschalteten Sedimentationsbecken die Pulveraktivkohle besser abtrennen zu können, werden dem Kontaktreaktor Fällmittel zum Aufbau einer abtrennbaren Flocke zugegeben. Die frische Pulveraktivkohle wird direkt in den Kontaktreaktor dosiert. Nach einer Kontaktzeit von ca. 15 - 30 Minuten wird die Kohle meist mittels Flockung/Sedimentation abgetrennt. Um den Aktivkohleverbrauch zu minimieren kommen häufig mehrstufige Verfahren (Rückführung von PAK) zum Einsatz, mit denen eine höhere Beladung der Aktivkohle erreicht werden kann. Durch die nachgeschaltete Anwendung werden gezielt nur solche Abwasserinhaltsstoffe adsorbiert, die biologisch nicht abgebaut wurden, was sich im Hinblick auf die konkurrierende Adsorption günstig auf den Aktivkohleverbrauch auswirkt. Um eine verbesserte Abtrennung des feinen Kohlestaubs zu erreichen, wird dem „Kohle-Schlamm-Gemisch“ nach dem Kontaktreaktor Flockungshilfsmittel zugegeben. Der im Sedimentationsbecken abgesetzte „Kohle- Schlamm“ wird zur Mehrfachbeladung als „Rücklaufkohle“ wieder in die erste Kaskade des Kontaktreaktors zurückgeführt. Die Entnahme des „Kohle-Schlamm-Gemischs“ aus der Adsorptionsstufe erfolgt als „Überschussskohle“. Die überschüssige Kohle kann entweder direkt weiterbehandelt und entsorgt oder in die Biologie geführt und mit dem Überschussschlamm entsorgt werden. Ein Fließschema einer PAK-Anlage ist in Abbildung 4 zu sehen.

Eine PAK-Dosis von 10–20 mg/l erwies sich in den Pilotversuchen und in den großtechnischen Projekten als ausreichend für die Elimination von ausgewählten Substanzen. Mit einer PAK-Dosis von 12–15 g/m³ gereinigtes Abwasser konnte im Durchschnitt eine Elimination von über 80 % erzielt werden (z.B. für Sulfamethoxazol, Benzotriazol,

Diclofenac, Carbamazepin, Ibuprofen, Primidon, Codein, Naproxen).

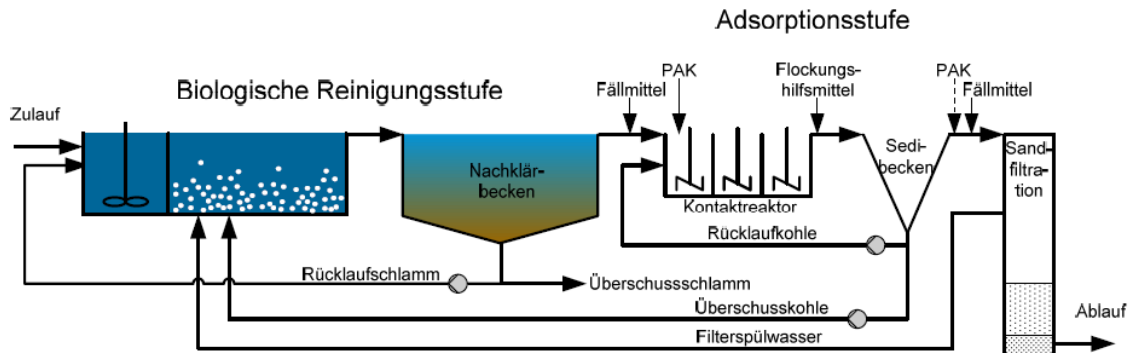


Abbildung 4: Fließschema einer PAK-Anlage (Benstöm, 2012)

Auch negative Effekte auf empfindliche Wasserlebewesen wie die östrogene Aktivität oder die Fisch- und Algentoxizität konnten weitgehend eliminiert werden (Böhler & Joss 2012). Nach Abegglen & Siegrist (2012) und auch aus den Erfahrungen aus den Anlagenbesichtigungen ist bei der Durchmischung darauf zu achten, dass die Turbulenz genügend groß ist, um die Suspension in Schwebelage zu halten, allerdings darf diese nicht zu groß sein, damit die Flockenstruktur nicht zerstört wird. Darüber hinaus unterscheiden sich die Möglichkeiten (siehe Abbildung 5) der Aktivkohleadsorption neben der eingesetzten Kohlesorte auch hinsichtlich der Eintragsstelle im Abwasserprozess. Die Zugabe der PAK kann entweder direkt in das Belebungsbecken oder in den Ablauf der Nachklärung bzw. in den Zulauf zur Sandfiltration erfolgen (Merten, 2011).

Tabelle 4 fasst die wesentlichen Einflussgrößen bei der Entfernung gelöster organischer Stoffe durch Aktivkohle (PAK) zusammen.

Tabelle 4: Wesentlichen Einflussgrößen bei der Entfernung gelöster organischer Stoffe durch Aktivkohle (DVGW, 2012)

Einflussparameter	Auswirkung
Kontaktzeit	Mit zunehmender Kontaktzeit steigt der Wirkungsgrad
Aktivkohlesorte	Beeinflusst den Wirkungsgrad (substanzspezifisch)
Beladungszustand	Der Wirkungsgrad nimmt mit der Laufzeit ab
Aktivkohlemenge	Erhöhung der Zugabemenge bewirkt eine Verbesserung der Entfernung organischer Spurenstoffe
Partikelgröße	Bei vorgegebener Kontaktzeit nimmt der Wirkungsgrad mit zunehmender Partikelgröße ab

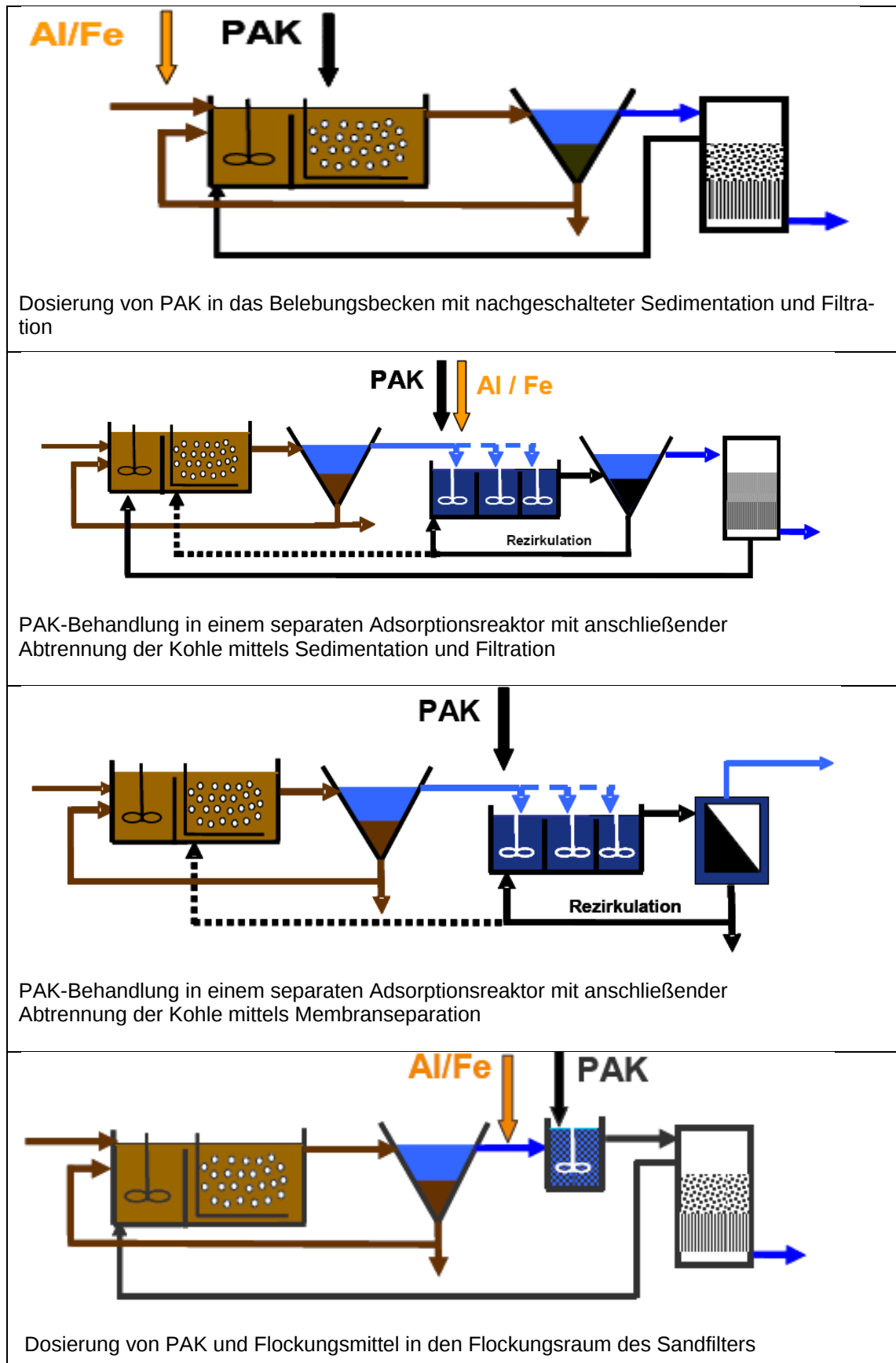


Abbildung 5: Möglichkeiten der Aktivkohleadsorption in kommunalen Kläranlagen (Böhler et al., 2011)

4.4 Ozonierung

Unter dem Begriff Ozonierung wird in der Regel der Eintrag von ozonhaltiger Luft oder Ozon/Sauerstoff Gemisch, sowie das Einbringen eines hoch konzentrierten Ozon-Teilwasserstroms in das zu behandelnde Wasser bzw. Abwasser verstanden (Bolle et al., 2011). Ozon ist ein starkes Oxidationsmittel, im Wasser nicht stabil und zerfällt unter Bildung von Hydroxyl-Radikalen. Im wässrigen Milieu reagiert Ozon auf zwei Arten (Bolle et al., 2011):

- Die schnelle, direkte und selektive Reaktion mit einer Vielzahl von Verbindungen, wobei bevorzugt elektronenreiche Bindungen wie deprotonierte Amine, Doppelbindungen und aktivierte aromatische Systeme gespalten werden.
- Die sehr schnelle, indirekte und unspezifische Radikalkettenreaktion der aus den Ozonmolekülen entstandenen Hydroxylradikale ($\bullet\text{OH}$) mit den Abwasserinhaltsstoffen.

Dabei beeinflussen viele Parameter wie pH, die Konzentration an Radikalfängern (vor allem Hydrogenkarbonat), Konzentration und Art der Wasserinhaltsstoffe (DOC) und Ozonkonzentration die Kinetik dieser Reaktionsvorgänge. Neben seiner oxidativen Wirkung bewirkt Ozon auch eine Desinfektion und Entfärbung des Abwassers (Bolle et al., 2011). Durch Oxidation lassen sich organische sowie anorganische Abwasserinhaltsstoffe inklusive ihrer Substituenten in kleinere, meist polarere Verbindungen transformieren (Transformationsprodukte) oder im Idealfall mineralisieren, d.h. in einfache anorganische Moleküle überführen (bspw. $\text{C} \rightarrow \text{CO}_2$, $\text{S} \rightarrow \text{SO}_4$). Neben Fluor (F), den Hydroxylradikalen ($\bullet\text{OH}$) und atomarem Sauerstoff (O) besitzt Ozon (O_3) die höchste Affinität Elektronen abzugeben. Ozon reagiert aber auch selektiv, d.h. nicht mit allen Stoffgruppen. Ozon greift insbesondere an Ladungsschwerpunkten, Doppelbindungen sowie funktionellen Gruppen wie z.B. Aminogruppen ($-\text{NH}_2$) an. Das kann vorteilhaft sein, da dann der Verbrauch an Oxidationsmittel geringer ist als bei einer nicht selektiven Oxidation (vgl. Maier, 1997; Atkins und de Paula, 2006). Um aber auch diejenigen Stoffe oxidieren zu können, die von Ozon nicht oder nur langsam angegriffen werden, bedarf es eines reaktiveren Oxidationsmittels wie dem Hydroxylradikal ($\bullet\text{OH}$). Nachteilig ist hierbei, dass auch nicht relevante Stoffe oxidiert werden, wodurch der Verbrauch steigt.

Im Hinblick auf eine gezielte Spurenstoffelimination in der Abwasserbehandlung wird eine Ozonierungsstufe der Nachklärung einer mechanisch-biologischen Anlage nachgeschaltet. Ein mögliches Verfahrensschema für eine Ozonierungsanlage ist in Abbildung 6 dargestellt.

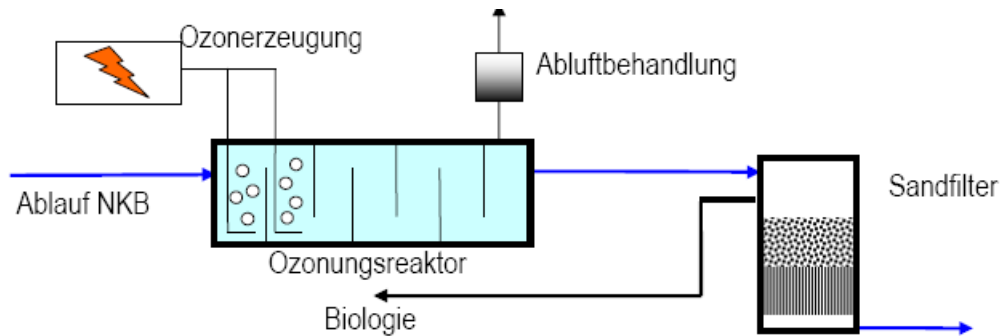


Abbildung 6: Verfahrensschema einer Ozonierungsanlage (Abegglen et al., 2009)

Sauerstoff bietet die Möglichkeit, in Form von Ozon in einem zusätzlichen Verfahrensschritt Abwasser oxidativ nachzubehandeln. Eine Verbesserung der Eliminationsleistung der Kläranlage hinsichtlich organischer Spurenstoffe bzw. Mikroverunreinigungen ist vorstellbar. Bezüglich der Klärwerksinfrastruktur muss das Abwasserreinigungssystem um eine Ozonbehandlungsanlage erweitert werden. Das bedeutet, dass in einem ersten Schritt gespeicherter und entfeuchteter Sauerstoff (aus Elektrolyse produziert oder vor Ort aus Umgebungsluft erzeugt) durch einen Ozongenerator (elektrische Entladung) in Ozon umgewandelt werden muss. Weiterhin ist ein Begasungsreaktor erforderlich, in dem das Abwasser mit dem Ozon in Kontakt tritt. Eine ausreichende Reaktionszeit muss durch die hydraulische Verweilzeit im Reaktor gewährleistet werden. Der Einsatz von Ozon verlangt zudem Sicherheitsmaßnahmen, wie etwa das Einrichten einer Dosiereinrichtung für Natriumhydrogensulfit (NaHSO_3), um überschüssiges Ozon im Abwasser zu vernichten und einen Ozonausstrag aus dem Kontaktreaktor zu verhindern (Bolle et al., 2011).

Für die weitere Betrachtung bzw. Bewertung des Verfahrens zur Elimination von anthropogenen Spurenstoffen mit Ozon wird der Begriff Ozonierung bzw. Ozonbehandlung verwendet und ist als kompletter Verfahrensschritt mit den dafür erforderlichen Anlagenkomponenten zu verstehen.

Die Abwasserbehandlung auf dem Klärwerk muss für eine Ozonierung/Ozonbehandlung um folgende wesentlichen Komponenten erweitert werden:

- Ozongenerator
- Ozonreaktor (Begasungsreaktor)
- Prozesssteuerungseinheit (z.B.: Regelung der Ozondosis über Ozonzehrung)
- Maschinen- und Bautechnik
- EMSR-Technik.

Weiterhin ist zu prüfen wie das Ozon hergestellt bzw. produziert werden soll. Hierzu

unterscheiden Abegglen & Siegrist (2012) verschiedene Möglichkeiten:

- **Lufttrocknung:** Luft hat einen Sauerstoffgehalt von rund 20 %, d. h. die Ausbeute des Ozongenerators ist geringer als bei der Nutzung von Sauerstoff. Der Wassergehalt der Luft beeinflusst die Ozonerzeugung negativ. Die Luft muss also getrocknet werden, was den Energiebedarf erhöht. Dieses Verfahren ist für die Ozonproduktion in Kläranlagen in der Regel nicht geeignet.
- **PSA- oder VSA-Anlage:** Mit einer PSA- (Pressure-Swing-Adsorption) oder VSA-Anlage (Vacuum-Swing-Adsorption) wird der Sauerstoff vor Ort aus der Umgebungsluft hergestellt. Der Vorteil dieser Anlagen liegt darin, dass keine externen Lieferungen nötig sind. In der Abwasserpraxis dürften PSA-, resp. VSA-Anlagen höchstens bei größeren Anlagen zum Einsatz kommen, da sie mit einem relativ konstanten Gasstrom betrieben werden müssen. Aufgrund des stark schwankenden Ozonbedarfs von Kläranlagen ist aber aus energetischer Sicht ein Betrieb mit variablem Gasstrom vorteilhaft.
- **Flüssiger Sauerstoff:** In den Pilotversuchen in Regensburg und Lausanne sowie in den großtechnischen Untersuchungen in Schwerte, Duisburg und Bad Sassendorf wurde Ozon aus flüssigem Sauerstoff erzeugt. Vorteile dieser Variante sind der relativ geringe Platzbedarf, die Betriebsstabilität sowie die Möglichkeit, den Ozoneintrag über eine Variation der Ozonkonzentration oder der Gasmenge zu steuern. Der Nachteil ist, dass eine Abhängigkeit von externen Lieferungen besteht.

Die bei der Ozonierung entstehenden Abbauprodukte sind meist leichter biologisch abbaubar als die ursprünglichen Spurenstoffe. Deswegen erhöht sich das Angebot an Substrat für die Mikroorganismen nach der Behandlungsstufe. Aus diesem Grund können beispielsweise eine Bodenpassage, ein Sandfilter oder eine Aktivkohlefiltration nach der Ozonierung notwendig sein, um den Ablaufwert der Kläranlage für den biochemischen Sauerstoffbedarf (BSB₅) einzuhalten (Bolle et al., 2011). Der Energieverbrauch kann aber durch weitere zusätzliche Faktoren beeinflusst werden. So können zum Beispiel ein zusätzliches Hebewerk oder eine nachgeschaltete Stufe (Filtration, Biofilter) den Energieverbrauch erhöhen (Abegglen & Siegrist, 2012). Die Erfahrungen und Schlussfolgerungen aus den großtechnischen Versuchen im Projekt „Strategie Micropoll“ und ähnlichen Untersuchungen in Deutschland zeigen, dass nach der Ozonierung eine Stufe mit biologischer Aktivität angeordnet werden soll, um reaktive Umwandlungsprodukte biologisch abzubauen. In den bisherigen Versuchen kamen bestehende Sandfilter zum Einsatz (Wittmer, 2012). Nach Abegglen (2009) hat die Ozonierung mit anschließendem Sandfilter generell einen positiven Einfluss auf die

Abwassermatrix. Die Oxidationsprodukte sind meist für Mikroorganismen besser biologisch abbaubar und können im Sandfilter bzw. im Vorfluter weiter abgebaut werden (Abegglen, 2009). Analog zum Einsatz von Aktivkohle ist mit Ozon ein breites Spektrum an Mikroverunreinigungen reduzierbar. Für eine 80 % ige Verminderung werden Konzentrationen von 2 bis 5 gO₃/m³ (0,7 - 0,9 gO₃/gDOC) angesetzt. Übliche Kontaktzeiten liegen bei 15 bis 30 Minuten (Abegglen & Siegrist, 2012). Eine detaillierte wirtschaftliche Betrachtung einer der Ozonierungsstufe zusätzlich nachgeschalteten Filterstufe konnte in der Literatur bisher nicht gefunden werden.

4.5 Membranverfahren

Bei der Membrantechnik handelt es sich um einen physikalischen Prozess zur Trennung eines Stoffgemisches. Dabei passieren bestimmte Substanzen die Membran, während andere von der Membran zurückgehalten werden. So können partikuläre oder gelöste Stoffe aus einer flüssigen Phase abgetrennt werden (Bolle et al., 2011). Membranen kommen in der Wasseraufbereitung im Wesentlichen für zwei Aufgabenbereiche zum Einsatz: die Mikro- und Ultrafiltration wird für die Partikelentfernung verwendet, zur Enthärtung und Entsalzung von Grundwässern werden immer häufiger Nanofiltrations- und Umkehrosmoseverfahren eingesetzt.

Nach DVGW (2008) unterscheiden sich Membranen zur Wasserfiltration hinsichtlich der Porengröße. Je kleiner die Poren sind, umso größer muss die angelegte Druckdifferenz sein, um das Wasser durch die Membran zu pressen. Membranen für die Mikrofiltration (MF) bestehen hauptsächlich aus organischem Material oder Keramik. Bisher setzte man keramische Materialien bis zu Porengrößen von 0,1 µm ein (DVGW, 2008). Viren und Pestizide, die kleiner als 0,1 µm sind, werden vor allem mit Ultrafiltrationsmodulen (UF) abgeschieden. Mit zusätzlich aufgetragenen Trennschichten aus Titan- oder Zirkoniumdioxid können neuerdings jedoch auch Keramikmembranen für diese Zwecke verwendet werden (DVGW, 2008). Bei der Abscheidung noch kleinerer Partikel, wie beispielsweise bei der Enthärtung und Entsalzung, kommen Nanofiltration (NF) oder Umkehrosmose (UO) zum Einsatz. Diese Membranen sind keine porösen Materialien mit definierter Porenweite, sondern homogene Polymerschichten, die aufgrund ihrer Struktur bestimmte Inhaltsstoffe zurückhalten (DVGW, 2008). Abbildung 7 und Abbildung 8 zeigen die verschiedenen Rückhaltevermögen gegenüber bestimmter Wasserinhaltsstoffe, die Druckbereiche und die Porengrößen der Membranverfahren.

Elimination anthropogener Spurenstoffe auf kommunalen Kläranlagen

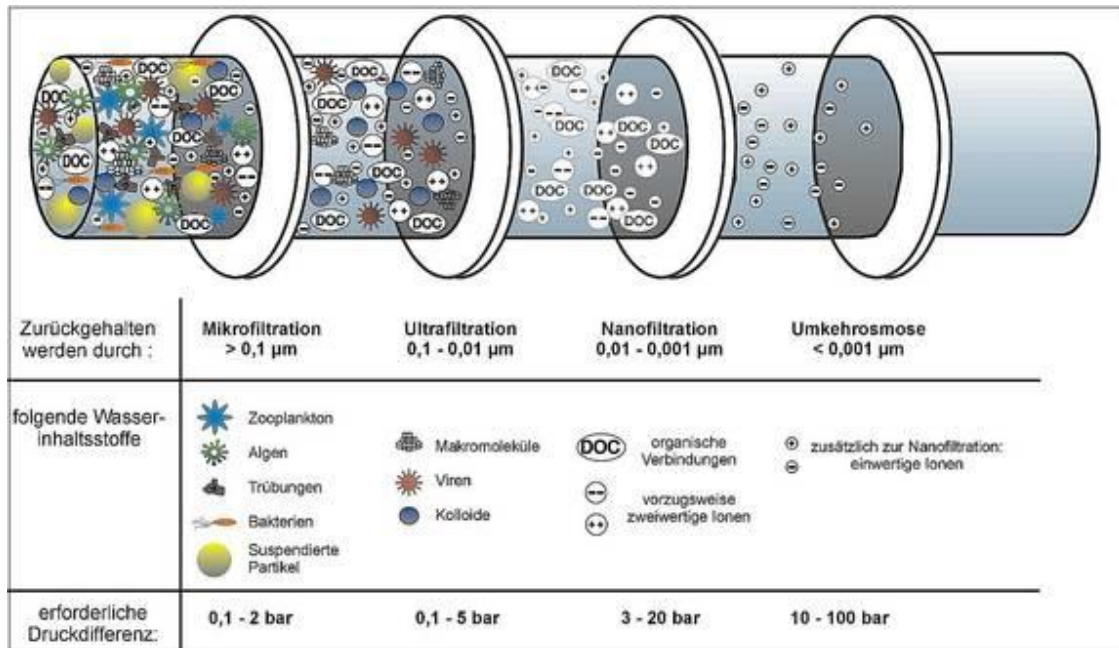


Abbildung 7: Membranfilterverfahren, Druckbereiche und Porengrößen (DVGW, 2008)

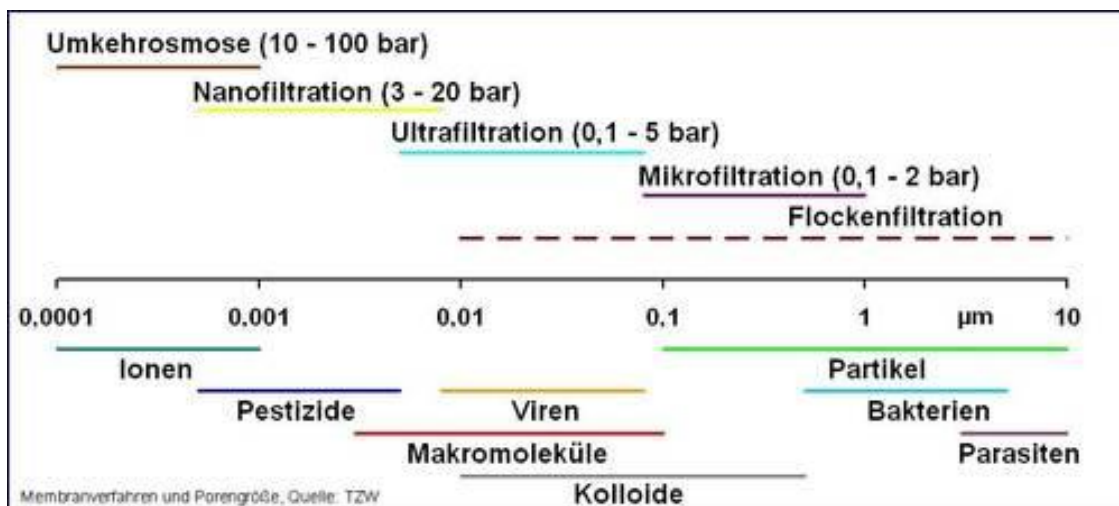


Abbildung 8: Membranfilterverfahren, Druckbereiche und Porengrößen (DVGW, 2008)

Die Wahl der geeigneten Membran für ein spezielles Anwendungsgebiet hängt von der jeweiligen Aufgabenstellung ab. Wichtigstes Entscheidungskriterium ist das Rückhaltevermögen der Membran für die zu entfernenden Wasserinhaltsstoffe. Für eine effektive Abtrennung von gelösten organischen Wasserinhaltsstoffen eignen sich die Nanofiltration und die Umkehrosmose. Das aufzubereitende Wasser wird dabei durch eine angelegte transmembrane Druckdifferenz durch die Membran gepresst (DVGW, 2012). Diese Verfahren werden aber nicht primär für die Spurenstoffelimination in kommunalem Abwasser eingesetzt. Eine NF- oder UO-Anlage besteht aus folgenden Bestandteilen (Abegglen & Siegrist, 2012):

- **Vorfiltration:** Der Zulauf zur Nanofiltrationsanlage muss möglichst partikelfrei sein, um Ablagerungen auf der Membran zu minimieren. Aus diesem Grund wird das Rohwasser beispielsweise mit einer Ultrafiltration vorfiltriert.
- **Druckerhöhung:** Um den Widerstand der Membran zu überwinden, sind Druckdifferenzen im Bereich von > 3 bar (300 kPa) notwendig. Das Abwasser muss auf diesen Betriebsdruck gebracht werden.
- **Konditionierung:** Eine zu schnelle Zunahme des Druckwiderstandes der Membran durch biologischen Bewuchs (Biofouling) oder Ausfällungen (Scaling) erhöht die Häufigkeit der chemischen Membranreinigung. Um Ausfällungen zu verhindern, muss der pH im Bereich zwischen 4–7,5 liegen. Je nach Rohwasserqualität werden noch andere Hilfsmittel dosiert (z. B. Chloramin, um den biologischen Bewuchs zu verringern).
- **Membranmodule:** Die Membranmodule werden in der Regel als Wickel- oder Kapillarmodule ausgestaltet. Die Filterfläche muss auf den maximal zu behandelnden Fluss ausgelegt werden, zuzüglich Reserven für Membranreinigungen. Bei größeren Anlagen wird die Anordnung der Membranfläche so gestaltet, dass der Bedarf an interner Rezirkulation minimiert wird. Um Ablagerungen möglichst gering zu halten, wird die Fließgeschwindigkeit auf der Membran erhöht.
- **Reinigungsvorrichtung:** Die Membranen müssen regelmäßig gereinigt werden, um die Permeatleistung und Standzeiten zu erhöhen. Dafür sind entsprechende Vorrichtungen nötig (Pumpen, Auffangbecken, Reinigungschemikalien).
- **Konzentratbehandlung:** Die chemische Struktur der zurückgehaltenen Stoffe verändert sich nicht (mit Ausnahme von Ausfällungen), d.h. das Konzentrat muss weiterbehandelt und entsorgt werden.
- **Nachbehandlung:** Das Permeat einer Nanofiltrationsanlage muss vor der Einleitung in ein Gewässer oder der Wiedernutzung unter Umständen weiter aufbereitet werden, beispielsweise durch pH-Korrektur, Zugabe von Salzen o.ä.

Insbesondere bei der Trinkwasseraufbereitung und der Lebensmittelindustrie kommen diese Verfahren zum Einsatz. Die Nanofiltration entfernt in der Regel ca. 90 % der als DOC erfassbaren Stoffe, mit der Umkehrosmose, welche auch für die Meereswasserentsalzung angewendet wird, ist ein nahezu vollständiger DOC-Rückhalt möglich (DVGW, 2012). Einflussfaktoren auf die Leistungsfähigkeit des Rückhaltes sind die Eigenschaften der zu entfernenden Stoffe sowie die Membrantrenngrenze. Allerdings müssen für dieses Verfahren hohe transmembrane Drücke in der Größenordnung zwischen 5 und 40 bar aufgebracht werden. Diese Drücke verursachen einen hohen Energiebedarf mit dementsprechend hohen Kosten. Zudem muss das anfallende Kon-

zentrat behandelt bzw. entsorgt werden. Dieser Volumenstrom kann bis zu 25 % des Anlagenzulaufs ausmachen (Bolle et al., 2011).

Der Einsatz von nachgeschalteten (nach dem konventionellen Kläranlagenprozess) Mikro- oder Ultrafiltrationsverfahren spielt für die weitergehende Elimination von Spurenstoffen keine Rolle und ist nicht zielführend. Dies begründet sich dadurch, weil die Trenngrenze dieser Membranen für den Rückhalt von Spurenstoffen nicht ausreichend ist. Darüber hinaus ist der Einsatz einer dem Kläranlagenablauf nachgeschalteten Mikro- oder Ultrafiltration sehr kostenintensiv (Pinnekamp & Merkel, 2008). Die Wirksamkeit der Membranen ist durch den Rückhalt suspendierter Stoffe zu sehen. Im Kläranlagenablauf sind kaum noch Feststoffe vorhanden, sodass Mikro- und Ultrafiltration hier keinen oder nur minimalen Rückhalt von Spurenstoffen erzielen könnte (Pinnekamp & Merkel, 2008). Wird zur Spurenstoffelimination beispielsweise Pulveraktivkohle verwendet, so könnte diese jedoch zusammen mit den an der Kohle adsorbierten Spurenstoffen auch von einer Mikro- bzw. Ultrafiltration zurückgehalten werden (Pinnekamp & Merkel, 2008).

4.6 Membranbelebung

Beim Membranbelebungsverfahren wird eine Kombination aus Belebungsbecken und Membranfiltration (Mikro- oder Ultrafiltration) zur Abtrennung des Schlammes vom gereinigten Abwasser eingesetzt. Das Nachklärbecken entfällt bei dieser Anlagenkonfiguration. Diese Art von Membranfiltration wird auch noch als Membranbioreaktor (MBR) bezeichnet. In der letzten Zeit wird das Membranbelebungsverfahren vermehrt in der kommunalen Abwasserbehandlung angewandt. Das Verfahren ermöglicht, neben der Entkeimung des Abwassers, die mit verbesserten Ablaufwerten einhergeht, höhere Trockensubstanz (TS)- Gehalte im Belebungsbecken und eine etwas geringere Überschussschlammproduktion (Bolle et al., 2011). Im Vergleich zu konventionellen Belebungsbecken können sich mit dem MBR-Verfahren aufgrund des höheren Schlammalters höhere Eliminationsraten für einzelne Spurenstoffe ergeben. Bei der MBR-Technologie kann ein Rückhalt von Spurenstoffen durch den Rückhalt der Biomasse und an der Biomasse sorbierter Stoffe erfolgen. Der Rückhalt erfolgt nicht über die direkte Filtration. Untersuchungen am zweistraßigen MBR in Xanten-Vynen zeigen, dass durch die Betriebsweise der beiden MBR-Straßen bei Schlammaltern von 34 bzw. 45 Tagen gleichermaßen keine nennenswerte Elimination von Metoprolol oder Benzotriazol erreicht werden konnte. Für die Stoffe Sulfamethoxazol und EDTA konnte in der Straße mit dem höheren Schlammalter eine höhere Elimination erreicht werden

(MIKROMEM, 2012). Eine sehr gute Eliminationsleistung bzw. eine Breitbandwirkung gegenüber Spurenstoffen ist daher nicht gegeben. Werden die Molmassen verschiedener organischer Spurenstoffe betrachtet, ist ein Rückhalt des gelösten Stoffes durch die Membran erst bei Membranverfahren mit kleinporigerer Membran, wie der Nanofiltration zu erwarten (Fahlenkamp et al., 2006). Das MBR-Verfahren in Kombination mit einer PAK-Dosierung in das Belebungsbecken ist eine mögliche Variante zur Spurenstoffelimination. Bei dieser Kombination mit simultaner Zugabe von Pulveraktivkohle können die an der Aktivkohle adsorbierten Feststoffe durch die Membranen zurückgehalten werden (Pinnekamp & Merkel, 2008).

4.7 Weitere Verfahren

Einige Verfahrenskombinationen stehen noch am Anfang der Entwicklung und wurden bisher wenig untersucht. Es ist aber anzunehmen, dass gerade Kombinationsverfahren ein größeres Stoffspektrum abdecken können, ggf. flexibler im Betrieb sind und auch Kostenvorteile bieten können. Neben der Spurenstoffelimination könnten diesen Verfahren auch eine weitergehende Phosphorelimination durch Abscheidung partikulär gebundenen Phosphors oder auch eine weitergehenden Keimreduzierung zusätzlich mit abdecken. Im Folgenden werden die verschiedenen Verfahrenskombinationen kurz beschrieben (geändert nach Cornel et al., 2012):

PAK + GAK

Statt Kornkohlefilter allein (GAK) könnte die Pulverkohledosierung (PAK), ggf. auch in das Belebungsbecken die Standzeit der granulierten Kohle verlängern. Pulverkohle im Belebungsbecken kann sich günstig auf den ISV und die Entwässerbarkeit auswirken und den Heizwert des Klärschlammes erhöhen. Auch wenn eine Kohledosierung nach der Schlammabtrennung effektiver ist, so ist die Pulverkohledosierung in die Belebung ohne weitere Becken durchführbar und die Pulverkohleabtrennung ohne zusätzliche Sedimentation oder Polymerzusatz durch Einbindung in die Schlammflocke realisierbar. Bei Abtrennung der Feststoffe in der Nachklärung auf Werte < ca. 5-7 (max. 10) mg/l) sollte ein Aktivkohlefilter ohne Vorfilter betreibbar sein. Die Feststoffe (AFS) würden weiter reduziert. Dies wirkt sich positiv auf die P-Elimination aus. Die Keimzahl wird durch die Filtration erniedrigt. Eine Unterschreitung der abwasserabgaberelevanten CSB-Ablaufkonzentration von 20 mg/l kann durchaus erreicht werden.

Ozon + GAK

In der Trinkwasseraufbereitung ist die Kombination von Ozon und GAK seit mehreren

Jahrzehnten ein gängiges Verfahren. Die durch Ozon teilabgebauten organischen Verunreinigungen werden im Aktivkohlefilter biologisch abgebaut und/oder adsorbiert. Das überschüssige Ozon wird reduziert und trägt zur Sauerstoffversorgung der Mikroorganismen bei. Zu testen ist die notwendige Rückspülhäufigkeit, da GAK-Filter möglichst wenig rückgespült werden sollten.

Vorteilhaft sind das breite Spektrum an Spurenstoffen welches durch Ozon und Aktivkohle erfasst wird, sowie die Desinfektionswirkung bei entsprechender Ozon-Dosierung. Der CSB-Wert von 20 mg/l kann unterschritten werden.

PAK + Ozon + GAK

PAK, nachgeschaltet oder in das Belebungsbecken, wird in geringer Dosis und ohne großen Steuerungsaufwand als Vorabscheidung dosiert. Dies verringert die erforderliche Ozondosis. Granulierte Aktivkohle ist nur als „Polizeifilter“ nachgeschaltet und beseitigt die zum Teil in wissenschaftlichen Untersuchungen dokumentierte Erhöhung der Toxizität (Bildung von Nebenprodukten) durch die Ozonbehandlung und hält die, durch die Ozonierung entstandenen, leicht abbaubaren Komponenten zurück.

Ozonierung und Rückführung in Belebung + Filtration/GAK-Filtration

Im Forschungsprojekt **TransRisk** untersucht das IWAR im Versuchsfeld an einem ausgewählten Klärwerk, die Rückführung ozonierten Klaranlagenablaufs in die Belebung um die anoxidierten organischen Verbindungen dort weitergehend biologisch abzubauen. Die Rückführung wird entsprechend dem aktuellen Zulauf gesteuert und ist in Schwachlastzeiten entsprechend höher. Es wird untersucht, inwieweit dies die nachgeschaltete Aktivkohlefiltration entlasten kann. Auch eine Kombination mit nachgeschaltetem Sandfilter oder GAK-Filtration ist möglich.

Ultrafiltration + Nanofiltration

Prinzipiell lassen sich Mikroverunreinigungen auch durch Nanofiltrationsmembranen abscheiden und zurückhalten. Zum Schutz solcher Membranen ist die Vorschaltung einer Ultrafiltrationsmembran notwendig.

Die Filtratqualität ist hervorragend. Das Filtrat ist feststofffrei, keimfrei, frei von Wurmeiern und Krankheitserregern. Ca. 80 % ($\pm 5\%$) der Wassermenge fallen als Filtrat an; 20 % ($\pm 5\%$) als Retentat in dem die Mikroverunreinigungen entsprechend aufkonzentriert vorliegen und welches dann weiter behandelt werden muss, z.B. mit Ozon und Aktivkohle. Diese Verfahrenskombination hat den mit Abstand höchsten Energieverbrauch. Das Verfahren ist noch weit von der Umsetzung entfernt und derzeit sehr unwirtschaftlich.

Fazit neue Verfahrenskombinationen

Die Verfahren zur Elimination von Mikroverunreinigungen stehen noch am Anfang der großtechnischen Anwendung. Ebenso ist die wirtschaftliche Optimierung insbesondere in Bezug auf die Eliminationsleistung einzelner Mikroverunreinigungen, den Verbleib von Abbauprodukten sowie betrieblichen Fragestellungen noch nicht abgeschlossen, sodass man davon ausgehen kann, dass künftig weitere Variationen und Kombinationen untersucht und großtechnisch getestet werden. Hierbei kommt der Filtrationsstufe eine zentrale Bedeutung zu, nicht nur in Form der Aktivkohlefiltration, sondern auch, da sie sich bei Anwendung von Pulverkohle und Ozonierung als unerlässlich zeigt. Eine Filtration sollte auch in Zusammenhang mit der weitergehenden Abscheidung partikulär gebundenen Phosphors betrachtet werden. Da sowohl bei der Verminderung der Mikroverunreinigungen als auch bei der Reduzierung des Phosphors die Reduzierung der Fracht im Vordergrund steht, sollte auch untersucht werden, wie durch eine Teilstrombehandlung die weitergehende Abwasserreinigung wirtschaftlich optimiert werden kann.

Darüber hinaus gibt es noch weitere Verfahren, welche aber in der kommunalen Abwasserbehandlung für eine großtechnische Anwendung zu wenig untersucht wurden, nicht leistungsfähig genug oder noch zu unwirtschaftlich sind, und daher nicht weiter betrachtet werden. Darunter gehören u.a.:

- AOP (Advanced Oxidation Process)
- Ferrat
- Chlor, Chlordioxid (oxidatives Verfahren)
- Photolyse (UV-Bestrahlung, Bsp.: „Projekt Mikrolight - Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen durch den Einsatz von Verfahren mit UV-Behandlung“)
- Ultraschall
- Nanotechnologie.

5 Konzept- und Machbarkeitsstudien

Neben den bereits existierenden und im Betrieb befindlichen großtechnischen Verfahren zur Spurenstoffelimination werden von Wasserverbänden und Behörden in Hinblick auf den Gewässerschutz und Nachhaltigkeit, Machbarkeitsstudien und Konzeptstudien zur Verfahrensauswahl bezüglich der Elimination von Spurenstoffen in Auftrag gegeben. Aktuelle und abgeschlossene Studien zur Implementierung von Technologien zur Spurenstoffelimination werden in folgenden Abschnitten kurz genannt.

5.1 Machbarkeitsstudie Zentralkläranlage Detmold (Nordrhein-Westfalen)

Die Kläranlage Detmold ist für 135.000 EW ausgelegt und behandelt das Abwasser mit einer konventionellen mechanischen und biologischen Reinigungsstufe sowie einer Flockungsfiltration zur Phosphorelimination.

Die Machbarkeitsstudie für die Zentralkläranlage Detmold bewertet die unterschiedlichen Lösungskonzepte im Hinblick auf die technische Machbarkeit, ihre Wirtschaftlichkeit sowie ihre betrieblichen Vor- und Nachteile. Diese Studie soll eine Entscheidungsgrundlage bieten, die es der Stadt Detmold ermöglicht, ein innovatives sowie unter dem Blickwinkel der Förderung vonseiten des Landes NRW wirtschaftlich vertretbares Konzept zur weitergehenden Abwasserreinigung auf dem Zentralklärwerk umzusetzen (Alt & Kuhlmann, 2012). Im Rahmen der Vorplanung durch die Hydro-Ingenieure Planungsgesellschaft für Siedlungswasserwirtschaft mbH bestand die Aufgabenstellung aus folgenden Punkten (Alt & Kuhlmann, 2012):

- Grundlagenermittlung einschl. Auswertung der Wassermengen zur Dimensionierung der Verfahrenskomponenten
- Klärtechnische Berechnungen der Verfahrenskomponenten
- Zeichnerische Darstellung in Verfahrensschemata und Lageplanskizzen
- Bewertung der verschiedenen Möglichkeiten im Hinblick auf Vor- und Nachteile, insbesondere der nicht-monetären Aspekte, z.B. betrieblicher Risiken sowie zukünftiger Erweiterungsmöglichkeiten etc.
- Überprüfung der technischen Machbarkeit
- Wirtschaftlichkeitsuntersuchung einschl. Abschätzung der Investitionskosten der Betriebskosten sowie des Projektkostenbarwerts
- Bewertung und Diskussion der Ergebnisse.

Folgende Varianten wurden unter Berücksichtigung der vorhandenen baulichen und technischen Randbedingungen untersucht und bewertet:

- PAK mit Kontakt- und Absetzbecken vor Sandfilter
- GAK in nachgeschalteten Druckkesseln nach Sandfilter
- 2-straßige Ozonierung vor Sandfilter.

Tabelle 5 und Tabelle 6 zeigen die ermittelten Kosten und eine Bewertungsmatrix der unterschiedlichen Lösungsvarianten.

Tabelle 5: Beschreibung und Kosten der Lösungsvarianten für die Zentralkläranlage Detmold (Alt & Kuhlmann, 2012)

Variante	PAK mit Kontakt- und Absetzbecken vor Sandfilter	GAK in nachgeschalteten Druckkesseln nach Sandfilter	2-schlägige Ozonierung vor Sandfilter
Parameter	Kontaktbecken (3er Kaskade), $V = 360 \text{ m}^3$	1-stufige GAK Adsorber	Kontaktzeit: 10 min
	Zufluss: 200 l/s	6 Reaktoren mit 4,1 m Ø	Zufluss: 200 l/s
	Kontaktzeit: 30 min	Filterbetthöhe 3,00 m	max. O ₃ -Produktion: 7,2 kg/h
	Dosierung: 5 – 20 mg/l	Aufenthaltszeit 10- 30 min	Dosierate: 2- 10 mgO ₃ /l
	Absetzbecken $V = 1.440 \text{ m}^3$	Druckmessungen im Zu- und Einlauf der Filter	durchschnittliche benötigte O ₂ -Menge zu 29,3 kg/h
	Rückführverhältnis - Kohle: 70 %	Spülwassergeschwindigkeit: von 25- 30 m/h	Sauerstoffbereitstellung: Flüssigsauerstoff
	Energieeintrag im Kontaktbecken: 10 W/m ³	Spülluftgeschwindigkeit: 60 m/h	Eintragungssystem: Injektorsystem
Investitionskosten (netto)	ca. 2,28 Mio. Euro	ca. 1,29 Mio. Euro	ca. 1,03 Mio. Euro
Betriebskosten (netto)	ca. 189.000 Euro/a	ca. 127.000 Euro/a	ca. 146.000 Euro/a
Jahreskosten (netto)	ca. 358.000 Euro/a	ca. 234.000 Euro/a	ca. 230.000 Euro/a

Tabelle 6: Bewertungsmatrix für die Lösungsvarianten für die Zentralkläranlage Detmold (Alt & Kuhlmann, 2012)

Kriterium	Gewichtung	Wertung					
	(%)	Variante 1: PAK mit Kontakt- und Absetzbecken		Variante 2: GAK in nachgeschalteten Druckkesseln		Variante 3: Ozonanlage	
		Punkte	gewichtet	Punkte	gewichtet	Punkte	gewichtet
Höhe der Jahreskosten	40	2	0,80	5	2,00	5	2,00
Reinigungsleistung Spurenstoffe	25	4	1,00	4	1,00	4	1,00
Transformationsprodukte	5	5	0,25	5	0,25	5	0,25
Planungssicherheit / Referenzen	10	5	0,50	2	0,20	5	0,50
Wartungsarbeiten / Betriebsaufwand	5	3	0,15	5	0,25	4	0,20
Redundanzen / Betriebssicherheit	5	5	0,25	5	0,25	3	0,15
Desinfektion	5	1	0,05	1	0,05	5	0,25
Nachhaltigkeit, CO 2 Emission	5	4	0,20	4	0,20	4	0,20
Summe	100		3,20		4,20		4,55
Punktwertung: 1 = schlecht 2 = ausreichend 3 = befriedigend 4 = gut 5 = sehr gut							

Nach Alt & Kuhlmann (2012) liegen die Varianten GAK und O₃ sowohl was die Kosten betrifft als auch nach Bewertung anhand von nicht-monetären Kriterien sehr nah beieinander. Die Variante PAK scheidet aufgrund sehr hoher Kosten aus. Insgesamt schneidet die Variante 3 – Ozonanlage - in der Bewertung mit 4,55 Punkten am besten ab, daher wird zur weitergehenden Abwasserreinigung mit einer Spurenstoffelimination

auf der Kläranlage Detmold eine Ozonanlage zur Teilstrombehandlung empfohlen (Alt & Kuhlmann, 2012).

5.2 Konzept Kläranlage Dübendorf (Schweiz)

Auf der Kläranlage Neugut in Dübendorf wird Ende 2013 die erste dauerhafte, großtechnische Ozonierung auf einer kommunalen Kläranlage in Betrieb gehen. Auch hier wurden im Vorfeld halbtechnische Untersuchungen (Vorversuche) sowie betriebliche und ökonomische Vorbetrachtungen durchgeführt. Darüber hinaus sind für die Vorplanung die Erkenntnisse und Ergebnisse aus dem Projekt „Strategie Micropoll“ (großtechnische Untersuchungen zum Ozonbehandlungsverfahren auf den kommunalen Kläranlagen Regensburg und Lausanne) sehr wichtig. Die Kläranlage Neugut behandelt das Abwasser von ca. 105.000 EW ($TW = 20.500 \text{ m}^3/\text{d}$, $RW = 44.000 \text{ m}^3/\text{d}$). Die Kläranlage ist mit einer mechanischen Vorreinigung, einer biologisch-chemischen Reinigung (Denitrifikation, Nitrifikation, auch Bio-P möglich) und einer anschließenden Filtration ausgestattet. Im Rahmen der aktuell vorgeschlagenen Gesetzesänderungen in der Schweiz ist zu erwarten, dass die Kläranlagen Neugut eine zusätzliche Stufe zur Elimination von Mikroverunreinigungen installieren muss. Aufgrund der in der Schweiz gewonnenen Erfahrungen ist geplant, den Ozonierungsreaktor zwischen der bestehenden Nachklärung und Filtration einzubauen. Hinsichtlich der Vorplanung wurde auch überlegt, welche verfahrenstechnischen Komponenten (Ozonherstellung, Ozon-Eintragssystem, Warnsensorik) und Betriebsparameter (Reaktorvolumen, Dosierung, Kontaktzeit) und welche messtechnische Begleitung (Messprogramm) unter Berücksichtigung der orts- und anlagenspezifischen Randbedingungen am geeignetsten für einen stabilen, zuverlässigen und leistungsstarken (Reproduzierbarkeit der Eliminationsleistung) Betrieb der Ozonierungsstufe sind. Neben einem umfangreichen Mess- und Überwachungskonzept ist die Optimierung der Ozondosierung von besonderem Interesse. Die angestrebte Ozondosierung soll zwischen $0,6 - 1,0 \text{ g O}_3/\text{g DOC}$ betragen. Das mögliche Steuerungs- und Regelungskonzept für die Ozondosierung soll über die Korrelation zwischen Elimination bzw. Abbau der Spurenstoffe mit der Absorbanzabnahme (Abnahme der Lichtintensität bzw. Extinktion) entwickelt werden (Wittmer, 2012).

Die Voruntersuchungen haben gezeigt, dass eine Stufe mit nachgeschalteter biologischer Aktivität, aufgrund der Bildung von möglichen reaktiven Umwandlungsprodukten notwendig ist. Auf der Kläranlage Dübendorf sollen zusätzliche Filtersysteme (Festbett, Wirbelbett, GAK-Filter) getestet und untersucht werden. Eine Nachbehandlung mit ei-

ner biologisch aktiven Stufe nach der Ozonierung wird empfohlen, um die abbaubaren, ökotoxikologisch relevanten Reaktionsprodukte abzubauen (Wittmer, 2012). In Bezug auf zu betrachtende ökonomische Aspekte sind weitere Recherchen notwendig. Angaben zur Investitionssumme und den geschätzten Betriebskosten sind noch nicht vorhanden.

5.3 Machbarkeitsstudie Neuss-Ost (Nordrhein-Westfalen)

Im Rahmen dieser Studie werden Verfahren zur Spurenstoffelimination für die Kläranlage Neuss-Ost identifiziert. Des Weiteren werden Hinweise und Empfehlungen zum Anlagenbetrieb sowie zur Kostenabschätzung erarbeitet. Die Kläranlage Neuss Ost ist eine zweistufige, konventionell mechanische biologische Abwasserreinigungsanlage. Die Ausbaugröße beträgt 280.000 EW. Die Konzeptstudie betrachtet die Behandlung des Abwassers durch adsorptive Behandlung mittels Pulveraktivkohle oder granulierter Aktivkohle (Cluster Umwelttechnologien NRW, 2012). Wichtige Kriterien für die Verfahrensauswahl sind die Investitionskosten, anlagenbetriebliche Aspekte und Betriebssicherheit. Die Investitionskosten der verschiedenen Varianten liegen im Bereich von 0,7 Mio. bis 5,2 Mio. Euro. Folgende Tabelle gibt eine Übersicht über die untersuchten Verfahrensempfehlungen und die dazu ermittelten Kosten ohne Förderung.

Tabelle 7: Gegenüberstellung der Kostenabschätzungen der Varianten Neuss Ost (Herbst & Hilbig, 2012)

Variante	Ablauf der Nachklärung - PAK Dosierung direkt auf den Filter	Ablauf der Nachklärung - PAK Dosierung in neuem Reaktionsraum - Filtration	Ablauf der Nachklärung - PAK Dosierung Reaktionsraum und Abscheidung in einem Kombibecken (ACTILO-CARB) - Filtration	Ablauf der Nachklärung - Filtration 1. Filterstufe - PAK Dosierung Reaktionsraum und Abscheidung in einem Kombibecken (ACTILO-CARB) - Filtration 2. Filterstufe	Ablauf der Nachklärung - Filtration 1. Filterstufe - PAK Dosierung in neuem Reaktionsraum - Filtration 2. Filterstufe	Filtermaterial-austausch Gegen granulierte Aktivkohle (GAK) im Mehrschichtfilter
Investitionskosten (netto)	720.000 Euro	1.250.000 Euro	4.270.000 Euro	5.170.000 Euro	2.120.000 Euro	990.000 Euro
Kapitalkosten	50.488 Euro	81.785 Euro	261.592 Euro	344.509 Euro	128.464 Euro.	53.948 Euro
Betriebskosten	452.604 Euro	378.308 Euro	427.637 Euro	406.554 Euro	348.921 Euro	545.310 Euro
Jahreskosten	503.091 Euro	460.093 Euro	689.229 Euro	751.063 Euro	477.385 Euro	599.258 Euro
Spezifische Jahreskosten	0,047 Euro/m ³	0,053 Euro/m ³	0,079 Euro/m ³	0,086 Euro/m ³	0,055 Euro/m ³	0,069 Euro/m ³

Bei der Berechnung der spezifischen Kosten wurde zum einen als Bezugsgröße die zu behandelnde Abwassermenge von ca. 10,7 Mio. m³/a und zum anderen die Frischwas-

sermenge (8,7 Mio. m³/a, Stand 2009) angesetzt, die einen Rückschluss auf eine Anpassung der Abwassergebühren ermöglicht (Herbst & Hilbig, 2012). Da hier bereits vorhandene Kapazitäten (bestehender Filter, 8 Filterkammern als Mehrschichtfilter mit A= 441 m²) genutzt werden können, ergeben sich für die unterschiedlichen Verfahren spezifische Jahreskosten für die zusätzliche Verfahrensstufe von 0,047 bis 0,086 Euro je m³ (Herbst & Hilbig, 2012).

5.4 Konzeptstudie Gütersloh-Putzhagen (Nordrhein-Westfalen)

Im Rahmen der Konzeptstudie „Spurenstoffelimination mittels Aktivkohle im Ablauf des Klärwerks Gütersloh-Putzhagen“ sowie mit dem Hintergrund von anstehende Sanierungsmaßnahmen (Austausch des Filtermaterials, Austausch der Steuerung von Siemens S5-auf S7-Technik) wurden die Aufbereitungsmöglichkeiten mittels körniger Aktivkohle in der bestehenden Filteranlage geprüft und darauf aufbauend ökologisch und ökonomisch bewertet (Merten, 2011). Das Hauptklärwerk Gütersloh-Putzhagen liegt am westlichen Stadtrand und hat eine Ausbaugröße von 150.600 EW. Die Kläranlage besteht aus folgenden Reinigungsstufen (Merten, 2011):

- 2 parallele Feinrechen (6 mm)
- 2 parallele Feinrechen (3 mm) im Zulauf des Sand- und Fettfangs
- 2-straßiger Sand- und Fettfang ($V_{\text{ges.}} = 600 \text{ m}^3$)
- 1 Vorklärbecken ($V_{\text{ges.}} = 2.500 \text{ m}^3$)
- 1 Ausgleichsbecken (ehem. Vorklärbecken, $V_{\text{ges.}} = 2.500 \text{ m}^3$)
- Gesamtvolumen der Belebungsbecken: 27.700 m^3
- 4-straßige vorgeschaltete Denitrifikation als 2er-Kaskade.

In der Studie wurden zunächst die spezifischen Randbedingungen für eine Spurenstoffelimination im Ablauf des Hauptklärwerkes Gütersloh-Putzhagen betrachtet. Dazu wurden vorhandene Betriebsdaten ausgewertet, insbesondere wurde im Vorfeld auch eine Analyse von Spurenstoffen, die im Ablauf des Klärwerkes vorhanden sind, erstellt. In Abstimmung mit dem Auftraggeber wurde aufgrund der örtlichen Gegebenheiten festgelegt, dass im Weiteren nur noch die verfahrenstechnische Variante „Adsorption an granuliert Aktivkohle“ verfolgt werden soll. Dabei wurden für die jeweiligen Varianten auslegungsrelevante Größen wie Kontaktzeit, Beladbarkeit, erreichbare Eliminationsleistungen für einzelne Parameter, Standzeit der Aktivkohle etc. untersucht und dargestellt (Merten, 2011). Weiterhin wurden die erforderlichen Investitionskosten sowie die Verbrauchskosten für Aktivkohle aufgezeigt. Die Investitionskosten der ver-

schiedenen Varianten liegen im Bereich von 71.500 Euro. bis 94.000 Euro. Tabelle 8 zeigt eine Übersicht über die untersuchten Verfahrensvarianten und die ermittelten Kosten. Für die Kalkulationen wurden u.a. folgenden Aspekte berücksichtigt (Merten, 2011):

- Mittlerer Anlagendurchsatz: 250 m³/h
- Kosten Aktivkohle: 1,7 bis 2 Euro/kg
- TOC-Elimination: 50 %
- Es wurden keine Kosten für die Entleerung des jetzigen Filters und die Entsorgung/Verwertung des Filtermaterials berücksichtigt
- Es wurden keine Kosten für die begleitende Analytik berücksichtigt, da hier erst der Umfang und die Häufigkeit festgelegt werden muss
- Es wurden keine Personalkosten berücksichtigt, da kein zusätzlicher Aufwand entsteht
- Es wurden keine Kosten für Spülwasser berücksichtigt, da dieses für den jetzigen Betrieb des Filters ebenfalls anfällt
- Es werden keine Kosten für Transferwasser berücksichtigt, da die Menge je nach Lieferant schwankt und je nach verwendetem Wasser (Brauchwasser aus dem Hydranten oder Wasser aus dem Ablauf Filtration) unterschiedliche Gestehungskosten angesetzt werden müssen.

Tabelle 8: Gegenüberstellung der Kostenabschätzungen der Varianten Klärwerk Gütersloh-Putzhagen (Merten, 2011)

Variante	Untere Schicht aus Quarzsand/Kies (Körnung 3,15 bis 5,6 mm) ca. 0,3 m (12 m ³ Quarzsand bzw. Kies), darauf aufbauend eine Aktivkohleschicht (Körnung 0,6 bis 3 mm) ca. 2,7 m (108 m ³ Aktivkohle), Umbau Schieber und Einbau Durchflussmessung, Umprogrammierung Steuerung	Untere Schicht aus grobkörniger Aktivkohle (Körnung 2,5 bis 5 mm) ca. 0,3 m, darauf aufbauend eine Aktivkohleschicht (Körnung 0,6 bis 3 mm) ca. 2,7 m, gesamt: 120 m ³ Aktivkohle. Umbau Schieber und Einbau Durchflussmessung, Umprogrammierung Steuerung	Austausch der Filterkerzen mit einer Spaltweite von 2,3 mm auf eine Spaltweite von 0,5 mm, darauf aufbauend eine Aktivkohleschicht (Körnung 0,6 bis 3 mm) ca. 3 m, gesamt: 120 m ³ Aktivkohle. Umbau Schieber und Einbau Durchflussmessung, Umprogrammierung Steuerung
Investitionskosten (netto)	71.500 bis 81.500 Euro	76.000 bis 87.000 Euro	83.000 bis 94.000 Euro
Spezifische Jahreskosten Bei Menge: 360.000 m ³	0,17 bis 0,20 Euro/m ³	0,17 bis 0,20 Euro/m ³	0,17 bis 0,20 Euro/m ³
Spezifische Jahreskosten Bei Menge: 1.080.000 m ³	0,06 bis 0,07 Euro/m ³	0,06 bis 0,07 Euro/m ³	0,06 bis 0,07 Euro/m ³

Um die mittlere Tageswassermenge (19.000 m³/d) durchsetzen zu können, sollten bei einer Annahme von einer angestrebten Filterbeschickung von 250 m³/h insgesamt 5 Filter (3 Filter in Betrieb + 1 Filter in Spülung + 1 Filter im A-Kohle-Austausch) umgerüstet werden. Mit dem Austausch sind, da es sich um einen modularen Aufbau der Filter handelt, entsprechend linear zum Versuchsreaktor je nach Variante Investitionen in Höhe von 286.000 bis 348.000 Euro (für mehrere Filterzellen) verbunden (Merten, 2011). Darüber hinaus ist selbst bei niedrigen spezifischen Kosten von 0,06 Euro/m³

mit zusätzlichen Betriebskosten alleine für die Aktivkohle in der Größenordnung von 416.000 Euro/a zu rechnen (Merten, 2011).

5.5 Planungsbericht Kläranlage Bad Oeynhausen (Nordrhein-Westfalen)

Die Stadtwerke Bad Oeynhausen betreiben die Kläranlage Bad Oeynhausen mit einer Ausbaugröße von 80.000 EW. Anlässlich einer notwendigen Filtersanierung und der aktuellen Diskussionen über die Auswirkungen von Spurenstoffen auf die Gewässerökologie und die Möglichkeiten der Elimination dieser Spurenstoffe auf kommunalen Kläranlagen, wurde eine Konzeptstudie in Auftrag gegeben, welche im Rahmen einer Vorplanung die Möglichkeiten des Baus einer Anlage zur Spurenstoffelimination auf der Kläranlage Bad Oeynhausen untersucht und ein Konzept für die Filtersanierung erarbeitet (Beermann et al., 2012). Es wurden die folgenden Verfahrensmöglichkeiten zur Spurenstoffelimination in die Vorplanung einbezogen (Beermann et al., 2012):

- Variante 1 – PAK mit Kontakt- und Absetzbecken
- Variante 2 – GAK in nachgeschalteten Druckkesseln
- Variante 3 – Ozonanlage
- Variante 4 – GAK im vorhandenen Filter.

Die unterschiedlichen Verfahrensvarianten wurden hinsichtlich ihrer technischen Machbarkeit untersucht, die Jahreskosten geschätzt und eine Bewertung anhand ausgewählter Kriterien vorgenommen (Beermann et al., 2012). Variante 4 (GAK im vorhandenen Filter) schneidet bei der Bewertung am besten ab und liegt bei den Jahreskosten mit ca. 330.000 Euro/a (brutto) in der gleichen Größenordnung wie die Varianten 1 und 3. Es wird an dieser Stelle empfohlen das Lösungskonzept der Variante 4 (GAK im vorhandenen Filter) in einem großtechnischen Versuch, bei dem 1 Filterzelle zum GAK-Filter umgerüstet wird, weiter zu untersuchen (Beermann et al., 2012). Tabelle 9 fasst die ermittelten Investitionskosten, Betriebskosten, Jahreskosten und spezifischen Kosten der betrachteten Varianten zusammen. Für die Berechnung der Betriebskosten wurden die Kosten für Personal (40.000 Euro/a), Energie (0,1458 Euro/kWh (netto)), Chemikalien, Schlammverbrennung sowie Wartung und Versicherungen (1 bzw. 2,5 % Investitionskosten) ermittelt. Einsparungen in der Abwasserabgabe wurden bisher nicht berücksichtigt (Beermann et al., 2012). In die Ermittlung des Energiebedarfs wurden der Energiebedarf für Pumpen, Gebläse, Räumer, Rührwerke sowie die Ozonerzeugung eingerechnet. Die Kosten für Chemikalien (FHM mit 1.300 Euro/t) beinhalten im Wesentlichen die Kosten für die Aktivkohle (PAK mit 1.400 Euro/t, GAK_{neu} mit 1.300 Euro/kg GAK_{reaktiviert} mit 900 Euro/t) und Sauerstoff (O₂ mit 0,2 Eu-

ro/kg) (Beermann et al., 2012).

Tabelle 9: Gegenüberstellung der Kostenabschätzungen der Varianten Kläranlage Bad Oeynhausen (Beermann et al., 2012)

Variante	PAK mit Kontakt- und Absetzbecken	GAK in nachgeschalteten Druckkesseln	Ozonanlage	GAK im vorhandenen Filter
Investitionskosten (netto)	1.763.507 Euro	2.125.513 Euro	955.785 Euro	825.137 Euro
Betriebskosten (netto) (keine Abwasserabgabe)	147.408 Euro	235.041 Euro	198.511 Euro	214.692 Euro
Jahreskosten (netto)	288.251 Euro	404.998 Euro	274.516 Euro	279.471 Euro
Spezifische Jahreskosten Bei Menge: 6.307.200 m ³	0,046 Euro/m ³	0,064 Euro/m ³	0,0435 Euro/m ³	0,044 Euro/m ³

5.6 Variantenuntersuchung für den Einsatz von Aktivkohle auf der Kläranlage Lage (Nordrhein-Westfalen)

Die Kläranlage Lage ist eine zweistufige mechanische biologische Abwasserreinigungsanlage mit einer Flockungsfiltration. Die Ausbaugröße beträgt 125.000 EW. Ziel einer Machbarkeitsstudie sind Untersuchungen zum Einsatz von Aktivkohle in die bestehende Filtration. Neben der Kostenbetrachtung werden auch Dimensionierungsparameter und Empfehlungen zum Anlagenbetrieb erarbeitet. Dabei werden insbesondere PAK und GAK Verfahren näher betrachtet (Cluster Umwelttechnologien NRW, 2012). Die Vorplanung wurde vom Land NRW mit 70 % gefördert.

Die Investitionskosten (netto) für die betrachteten Verfahren liegen zwischen 1,7 und 3,1 Mio. Euro. Die Betriebskosten (netto) variieren von 238.000 Euro/a bis 274.000 Euro/a (PAK mit 1.400 Euro/t, GAK mit 900 bis 1.300 Euro/t, Energiekosten mit 0,12 Euro/kWh, Facharbeiter mit 40.000 Euro/a, Wartung und Versicherung mit 1 bis 3 Prozent der Investitionskosten), während die Jahreskosten (netto) von 379.000 Euro/a bis 533.000 Euro/a schwanken (Cluster Umwelttechnologien NRW, 2012). Die beste Bewertung erhielt die Variante, bei der ein nachgeschalteter GAK-Adsorber (einstufig) zum Einsatz kommt. Dabei werden sechs Reaktoren mit einem Durchmesser von 4,2 m und einer Festbetthöhe von 3,5 m eingesetzt (Cluster Umwelttechnologien NRW, 2012).

5.7 Steinhäule-Ulm (Baden Württemberg)

Eine vierte Reinigungsstufe mit PAK auf der Kläranlage Steinhäule Ulm befindet sich derzeit im Bau. Für die großtechnische Umsetzung wurden im Vorfeld an einer halbertechnischen Pilotanlage zwischen 2003 und 2005 mehrere Untersuchungen mit Aktivkohle durchgeführt. Die Ziele der Untersuchungen waren u.a.:

- Wahl der Aktivkohle und Bestimmung von Qualitätskriterien
- Ermittlung des optimalen Verfahrensdesigns (Absetzen, Flockung, Filtration, Zugabeort der Aktivkohle)
- Bestimmung der Eliminationsleistung von Aktivkohle durch Variation der Dosierung.

Alle Versuche am Klärwerk Steinhäule im Zeitraum von 2003 bis 2009 wurden vom Umweltministerium Baden-Württemberg finanziert. Weitere Untersuchungen von 2008 bis 2010 wurden vom Bundesministerium für Bildung und Forschung sowie vom ZV Klärwerk Steinhäule gefördert. In Hinblick auf die Erkenntnisse dieser Untersuchungen sowie der politischen Thematik der Spurenstoffe ist das oberste Ziel des Zweckverbandes (Hiller, 2010):

- die Qualität des gereinigten Abwassers soweit zu verbessern, dass keine Abwasserabgabe bezahlt werden muss
- die Spurenstoffe zu eliminieren
- und die mikrobiologische Parameter im Ablauf der Kläranlage zu verbessern sowie die antibiotikaresistenten Bakterien und Keime zu zerstören.

Der Neubau der Adsorptions- und Filteranlage (siehe Abbildung 9) im Klärwerk erfordert Investitionskosten in Höhe von 42 Mio. Euro. Die technischen Daten der PAK-Anlage sind in Tabelle 10 zusammengestellt. Die spezifischen Betriebskosten liegen ohne Abwasserabgabe für CSB und ohne Abwasserabgabe für P bei 13 Ct/m³ (Frisch- bzw. Trinkwasser) bzw. rd. 5 Euro/E a (Hiller, 2010). Der sich im Bau befindliche Kontaktreaktor zur Mischung von Abwasser und Kohle besteht aus 6 Einzelkaskaden à ca. 1.100 m³ (Nutzvolumen gesamt ca. 6.600 m³). Die Kaskaden werden mit Rührwerken (Hyperboloidrührer) ausgestattet. Die Aufenthaltszeit beträgt bei $Q_{TW} = 75$ min und bei $Q_{MW} = 40$ min (Hiller, 2010). Das Sedimentationsbecken besteht aus zwei Trichterbecken zur Abtrennung der Schlamm-, Fällmittel- und Aktivkohleflocken vom Abwasser (Durchmesser: 60 m, Randwassertiefe: 2 m, Tiefe am Trichterbeginn: 7,34 m, Volumen je Becken: 11.500 m³ 2 Becken = 23.000 m³, Aufenthaltszeit: $Q_{TW} = 4,4$ h, $Q_{MW} = 2,3$ h) (Hiller, 2010). Die nachgeschaltete Filteranlage setzt sich aus 20 Filterkammern (Maße: 9,0 x 5,2 m h = 7,5 m, 2-Schichtfilter) zusammen. Die Filtergeschwindigkeiten sol-

len min. mit 5,6 m/h und max. mit 11,6 m/h eingestellt werden (Hiller, 2010).



Kontaktreaktor



Sedimentationsbecken



Versuchsanlage

Abbildung 9: Aktivkohleadsorptionsanlage Neu-Ulm

Tabelle 10: Zusammenstellung der technischen Daten der PAK-Anlage Klärwerk Ulm-Steinhäule (Herbst & Hilbig 2012)

Abwassermenge		
Trockenwetter	Q_{TW}	5.000 m ³ /h
Regenwetter	Q_{MW}	9.400 m ³ /h
Kontaktreaktor		
Volumen	$V_{Kontakt}$	6.540 m ³
Anzahl der Becken	Stück	6
Abmessungen	L x B x H	16,5 m * 16,5 m * 4 m
Aufenthaltszeit	t_{TW} / t_{MW}	75 min / 40 min
Sedimentationsbecken		
Durchmesser	D	60 m
Oberfläche	$A_{o, ges}$	5.560 m ²
Volumen	V_{ges}	22.940 m ³
Oberflächenbeschickung	q_A	bei TW 0,92 m/h, bei RW 1,74 m/h
Aufenthaltszeit	t_{TW} / t_{MW}	4,41 h / 2,34 h

Für die nachgeschaltete Filtration geben Metzger & Kapp (2008) folgende Empfehlungen:

- Filtergeschwindigkeit von maximal 12 m/h
- 1. Filterschicht 75 cm Sandschicht mit $\varnothing$ 0,71 – 1,25 mm
- 2. Filterschicht 75 cm Hydroanthrazitschicht mit $\varnothing$ 1,4 – 2,5 mm.

Nach Herbst & Hilbig (2012) ist hinsichtlich der Elimination von Spurenstoffen mit der zuvor genannten Dosierung eine Elimination von Carbamazepin, Diclofenac, Metoprolol in einer Größenordnung von 80 % bis 90 % möglich. Zur Umsetzung der Verfahrenstechnik in den technischen Maßstab wurden folgende Dimensionierungsparameter von Metzger & Kapp (2008) veröffentlicht:

- Kontaktreaktor Aufenthaltszeit 30 min

- Sedimentationsbecken Oberflächenbeschickung 2,0 bis 2,5 m/h, Aufenthaltszeit 2,0 bis 2,5 h
- Sandfiltration max. Filtergeschwindigkeit 12 m/h.

5.8 Weitere geplante Vorhaben

Weitere aktuelle Machbarkeitsstudien sowie Variantenuntersuchungen für die Elimination von anthropogenen Spurenstoffen wurden für folgende Kläranlagenstandorte durchgeführt:

- Kläranlage Harsewinkel (57.000 EW) → PAK-Behandlung
- Kläranlage Dülken (72.000 EW) → GAK in Druckkesseln
- Klärwerk Köln-Rodenkirchen (88.000 EW) → Ozonung und GAK

Nähere Informationen zu aktuellen Projekten und Konzeptstudien zum Thema Elimination von anthropogenen Spurenstoffen können unter folgendem Link heruntergeladen werden (Cluster Umwelttechnologien NRW, 2012):

<http://www.masterplan-wasser.nrw.de/index.php?/dokumente/projektsteckbriefe-downloads.html>

6 Großtechnische Umsetzung von Verfahren zur Elimination anthropogener Spurenstoffe in Deutschland und in der Schweiz

In Nordrhein-Westfalen und Baden-Württemberg sind bereits großtechnische Kläranlagen zur Spurenstoffentfernung mittels Pulveraktivkohlezugabe oder Ozonierung im Bau bzw. in Betrieb. Auch sind in der Schweiz, wo derzeit die Aufnahme der Mikroschadstoffe in das Gewässerschutzgesetz im Zuge der Revision beraten wird, großtechnische Versuche gelaufen. In Tabelle 11 und Abbildung 10 sind die Kläranlagenstandorte mit einer derzeit betriebenen, geplanten oder im Bau befindlichen vierten Reinigungsstufe in Deutschland dargestellt.

Ein Ergebnis der durchgeführten Bestandsaufnahme ist, dass alle Maßnahmen für Planung, Bau und Betrieb einer vierten Reinigungsstufe durch Fördermittel mitfinanziert wurden. Alle durchgeführten Maßnahmen unterliegen keinen gesetzlichen Verpflichtungen, sondern wurden aus politischer Initiative (Gewässerschutz, Nachhaltigkeit) oder aus der Erfordernis seitens des Betreibers (CSB Reduktion, Abwasserabga-

befreiheit) umgesetzt. Alle untersuchten Anlagen werden im Rahmen von Förder- und Untersuchungsprogrammen wissenschaftlich begleitet. Im Zeitraum von August bis September 2012 wurden sechs Kläranlagen in Baden-Württemberg und sieben in Nordrhein-Westfalen besucht.

Recherchierte Daten und Informationen zu den besuchten Kläranlagen in Baden-Württemberg und NRW wurden in Form von Datenblättern dokumentiert. Aus Datenschutzgründen werden diese sowie weitere Detailangaben und Betriebserfahrungen in diesem Bericht nicht in vollem Umfang dargestellt.

Tabelle 11: Kläranlagenstandorte mit einer vierten Reinigungsstufe in Deutschland

Kläranlage	EW	Status	Verfahren
KA Mannheim	725.000	Betrieb, Teilstrombehandlung	PAK
Klärwerk Böblingen-Sindelfingen	250.000	Betrieb	PAK
Klärwerk Kressbronn	30.000	Betrieb	PAK
Kläranlage Stockacher Aach	48.000	Betrieb	PAK
KA Lautlingen	36.000	Betrieb	PAK (Entfärbung)
KA Albstadt-Ebingen	150.000	Betrieb	PAK (Entfärbung)
KA Hechingen	57.200	Betrieb	PAK (Entfärbung)
KA Bad Sassendorf	13.000	Betrieb	Ozon
Klärwerk Obere Lutter	380.000	Betrieb (nicht alle Filterzellen)	GAK
KA Hünxe	8.800	Betrieb	MBR
KA Buchenhofen	600.000	Betrieb (nicht alle Filterzellen)	Filtration mit PAK
KA Schwerte	50.000	Betrieb	Ozon + PAK
KA Düren	310.000	Betrieb (nicht alle Filterzellen)	GAK
KA Duisburg-Vierlinden	30.000	Betrieb	Ozon
Klärwerk Steinhäule, Neu-Ulm	445.000	im Bau	PAK
Kläranlage Ravensburg	170.000	im Bau	PAK
Kläranlage Neuss-Ost	280.000	Vorplanung/Machbarkeit	PAK/GAK
Klärwerk Gütersloh-Putzhagen	150.600	Vorplanung/Machbarkeit	GAK
Kläranlage Bad Oeynhausen	80.000	Vorplanung/Machbarkeit	PAK, GAK, Ozon
Kläranlage Lage	125.000	Vorplanung/Machbarkeit	PAK/GAK
KA Lahr	100.000	Planung	evtl. Tuchfiltration
KA Karlsruhe	875.000	Planung	
KA Stuttgart	1.200.000	Planung	
KA Dülmen	55.000	Planung	PAK
KA Berlin Ruhleben		Pilotanlage (Versuche abgeschlossen)	Ozon und H ₂ O ₂
KA Waldbröl (Krankenhaus)	800	Pilotanlage (Versuche abgeschlossen)	MBR, NF, UO, O ₃ , PAK



Abbildung 10: Kläranlagenstandorte mit einer vierten Reinigungsstufe in Deutschland

6.1 Baden-Württemberg

In Baden-Württemberg sind bereits seit mehr als zehn Jahren die drei kommunalen Kläranlagen in Albstadt-Ebingen (150.000 EW), Albstadt-Lautlingen (36.000 EW) sowie Hechingen (57.200 EW) mit Aktivkohleadsorptionsfiltrationen ausgerüstet (Gönner, 2010). Ursprünglich wurden die Reinigungsstufen errichtet, um farbiges Textilabwasser mit zu behandeln. Da es sich im Wesentlichen um dasselbe Reinigungsverfahren wie für Spurenstoffe handelt, können auch diese Stoffe wirkungsvoll eliminiert werden (Gönner, 2010). Derzeit befinden sich auf sechs weiteren Kläranlagen in Baden-Württemberg Aktivkohleadsorptionsstufen in Betrieb, Planung oder Bau. Es handelt sich um die Kläranlagen:

- des Abwasserzweckverbands (AZV) Mariatal in Ravensburg (Ausbaugröße 170.000 EW, in Bau)
- des AZV Kressbronn-Langenargen in Langenargen (30.000 EW, Betrieb)
- des AZV Stockacher Aach in Stockach (43.000 EW, in Betrieb)
- des ZV Böblingen-Sindelfingen in Sindelfingen (250.000 EW, in Betrieb)
- des ZVK Steinhäule in Ulm/Neu-Ulm (445.000 EW, in Bau)
- sowie die Kläranlage Mannheim (725.000 EW, in Betrieb).

Kommunale Kläranlagen, die zur gezielten Eliminierung organischer Spurenstoffe Ozonierungsverfahren einsetzen, existieren in Baden-Württemberg nicht und sind derzeit auch nicht geplant. Baden-Württemberg setzt bisher eher auf das Verfahren der Aktivkohleadsorption, da bei der Ozonierung unerwünschte Abbauprodukte entstehen können, die nach derzeitiger Erkenntnis auch durch eine nachgeschaltete Sandfiltration nicht vollständig eliminierbar sind (Gönner, 2010). Umfangreiche Messkampagnen zur Analytik von ausgewählten Spurenstoffen wurden an baden-württembergischen Kläranlagen mit einer vierten Reinigungsstufe bisher noch nicht durchgeführt. Dennoch gibt es vereinzelte stichprobenartige Untersuchungen welche die Eliminationsleistung der PAK-Anlagen bewerten (z.B. Mannheim, Böblingen-Sindelfingen). Auch die Erfassung und Bewertung der tatsächlich entstandenen Betriebskosten für die Betriebsjahre 2011 und 2012 sind bis zum jetzigen Zeitpunkt noch nicht abgeschlossen, sodass keine verwertbaren und reproduzierbaren Daten vorliegen. Die Angaben zu den spezifischen Betriebs- und Jahreskosten sind Kostenschätzungen und Hochrechnungen auf Basis von Literaturwerten und theoretischen Annahmen.

Mannheim

Die Stadtentwässerung Mannheim betreibt seit Juni 2010 eine PAK-Adsorptionsanlage mit Teilstrombehandlung. Neben Gewässerschutz und Vorsorge war auch die Abwasserabgabefreiheit ein wesentliches Motiv für die Umsetzung der PAK-Anlage. Für die Erweiterung des Reinigungsprozesses werden die für die Regenwasserbehandlung nicht mehr benötigten Beckenvolumina des Klärwerks als Adsorptionsstufe (Kontaktreaktor + Sedimentationsbecken) genutzt. Die PAK wird indirekt über die Adsorptionsstufe zusammen mit der Überschussschleim in die Biologie zurückgeführt, sodass ein direkter Vergleich zwischen weitergehender und herkömmlicher (rein biologischer) Abwasserreinigung möglich ist. Ein entscheidendes Kriterium bei dem Betrieb der PAK-Anlage ist die Art der Dosierung. Eine gravimetrische Dosierung erlaubt einen nahezu störungsfreien Betrieb der Dosiereinrichtung.

Die wichtigsten betrieblichen Steuergrößen für die Elimination von Spurenstoffen und die Reduktion von CSB ist die PAK-Konzentration bzw. Dosierrate (10 mg/l) und die Kontaktzeit (30 Minuten). Während des Betriebes wurden die Aktivkohleprodukte „SAE Super“ und „AquaSorb 5000P“ verwendet. Durch die Zugabe von PAK fallen ca. 5 % mehr Schlamm an. Insgesamt sind das ca. 10.500 Tonnen im Jahr. Der anaerob stabilisierte Klärschlamm wird thermisch entsorgt. Dadurch könnte der erhöhte Schlammanfall durch Aktivkohle einen energiebilanztechnischen Vorteil mit sich bringen, da sich mit der Aktivkohle eine zusätzliche C-Quelle im Klärschlamm befindet.

Böblingen - Sindelfingen

Eine weitere PAK-Anlage befindet sich auf der Kläranlage Böblingen-Sindelfingen. Die Kläranlage weist bezüglich der biologischen Reinigung eine Besonderheit auf. Das Abwasser wird durch eine Tropfkörperanlage mit nachgeschalteter Denitrifikation gereinigt. Die Errichtung der PAK-Adsorptionsanlage mit nachgeschaltetem Absetzbecken und anschließender Filtration erfolgte freiwillig ohne politische Auflagen und hatte das Ziel der Verbesserung der Gewässersituation bzw. Gewässergüte. Die Anlage ist seit Oktober 2011 in Betrieb. Der Ablauf der Nachklärung wird über das bereits mit dem Flockungsfilter erstellte Pumpwerk der PAK-Anlage zugeführt. Bei Regenwetter wird ein Bypass direkt zur Filtration geschaltet. Der im Sedimentationsbecken abgesetzte Schlamm wird über eine Schneckenpumpe kontinuierlich abgezogen und gemeinsam mit dem Zulauf aus dem Pumpwerk dem Reaktionsbecken zugeführt, in den auch die PAK-Dosierung erfolgt. Der überschüssige Schlamm wird zur Denitrifikation geleitet. Während des Betriebes konnten folgende Dinge festgestellt und dokumentiert werden:

- Durch die PAK-Dosierung in den Überstand der Filterkammern wird der Feststoffeintrag erhöht.
- Die Filterspülwässer, welche zurück geführt werden, beeinflussen wahrscheinlich auch die Abwasserzusammensetzung, da AK im Filterspülwasser enthalten ist.
- Der Energiebedarf der PAK beträgt ca. 240.000 kWh/a (1,7 kWh/E*a) und die Flockungsfiltration hat einen Energiebedarf von 420.000 kWh/a (3,0 kWh/E*a).
- PAK Dosierung hat betriebliche Auswirkungen (Einfluss auf den Wirkungsgrad der Filtration, Einfluss auf die Filterstandzeiten, Einfluss auf die Schlamm Eigenschaften).

Kressbronn

Im Juli 2012 ging eine weitere Kläranlage mit einer PAK-Stufe in Betrieb. Der Zweckverband Abwasserreinigung Kressbronn-Langenargen betreibt eine PAK-Anlage mit nachgeschaltetem Absetzbecken und anschließender Filtration. Die Kläranlage liegt im Bodensee-Einzugsgebiet. Neben der Verbesserung der Gewässersituation und der PFT-Problematik hatte man sich im Rahmen von erforderlichen Sanierungsarbeiten für den Ausbau der Kläranlage mit einer vierten Reinigungsstufe entschieden.

Das großzügig bemessene Sedimentationsbecken bietet sehr gute Voraussetzungen zum Kohlerückhalt. Der Ablauf aus dem Sedimentationsbecken wurde an die bestehende Zuleitung zur Filteranlage angeschlossen und wie bisher filtriert. Die Zugabe von PAK durch gravimetrische Dosierung beträgt 10 mg/l. Die Kontaktzeit liegt im Mittel bei 35 Minuten. Welche Dosierstelle die beste Abtrennwirkung der absetzbaren Stoffe im Sedimentationsbecken mit sich bringt, konnte bisher noch nicht geklärt werden.

Stockacher Aach

In Hinblick auf die Verbesserung der Gewässersituation im Bodensee-Einzugsgebiet und der PSM-Problematik wurde eine weitere vierte Reinigungsstufe in Baden-Württemberg errichtet. Die PAK-Anlage mit nachgeschaltetem Lamellenklärer und anschließender Filtration wurde auf der Kläranlage Stockacher Aach im September 2011 in Betrieb genommen. Die PAK-Anlage ist mit zwei Rücklaufkohlepumpen und zwei Pumpen für die Rückführung des ÜSS ausgestattet. Für den Absetzvorgang kommt ein Lamellenabscheider zum Einsatz. Derzeit werden noch keine begleitenden Messkampagnen durchgeführt.

Hechingen

Die Kläranlage Hechingen ist schon seit mehr als zehn Jahren mit einer Aktivkohlead-sorptionsfiltrationsanlage ausgerüstet. Das ursprüngliche Ziel war die Behandlung von

Textil-Abwasser (Entfärbung). Hinsichtlich der Spurenstoffproblematik wurden bisher noch keine Untersuchungen durchgeführt. Die Behandlung von Textilabwasser und Deponiesickerwasser in der vierten Reinigungsstufe geschieht über Adsorption durch PAK mit nachgeschaltetem Absetzbecken und anschließender Filtration (Aktivkohle-Flockungs-Filtration). Eine Rohwasserpumpe leitet Abwasser von der Nachklärung zur Aktivkohle-Flockungs-Filtration. Die PAK-Dosierung findet vor dem Kontaktbecken statt, die FM/FHM-Zugabe im Kontaktbecken. Die anschließende Sedimentation erfolgt durch einen Schrägklärer. Bei der Aktivkohle-Flockungs-Filtration wird ein Teil der PAK dem Reaktionsbehälter zurückgeführt. AK-Überschussschlamm wird in die Biologie zurückgeleitet. Zur Steuerung und Überwachung ist ein Prozessleitsystem installiert. Die Dosierung der PAK läuft nicht Zufluss oder CSB gesteuert ab, sondern ist auf eine 24 h Stunden mengenportionierte Dosierung von 50 kg pro Tag eingestellt. Während des Betriebes konnte vereinzelt eine Schwimmschlamm Bildung im PAK-Kontaktbecken beobachtet werden.

6.2 Nordrhein-Westfalen

In Nordrhein-Westfalen wurde für Maßnahmen zur Elimination von Spurenstoffen seit 2007 das "Investitionsprogramm Abwasser" eingeführt. Durch die Landesregierung erhalten hierüber die Kommunen, Wasserverbände und Wirtschaftsunternehmen finanzielle Zuschüsse bei notwendigen Investitionen in den Gewässerschutz. Im Zuge dieser Fördermaßnahmen wurden mehrere Forschungsprogramme initiiert und es wurden in Zusammenarbeit mit Hochschulen, Abwasserverbänden und Ingenieurbüros großtechnische Verfahren zur Elimination von Spurenstoffen in Betrieb genommen und untersucht.

Im Auftrag des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV) untersucht die „Arge Spurenstoffe NRW, Teilprojekt 6“ derzeit die Anwendung weitergehender Verfahren zur Spurenstoffentfernung aus kommunalem Abwasser (Grünebaum et al., 2012). Der Arge gehören insgesamt 10 Projektpartner aus den Bereichen Anlagenbetrieb, Forschung und Planung an. Wesentliches Element der Arbeiten ist die Untersuchung der Ozonierung im großtechnischen Betrieb auf den Kläranlagen Bad Sassendorf (Lippeverband), Schwerte (Ruhrverband) und Duisburg-Vierlinden (Wirtschaftsbetriebe Duisburg AöR) mit unterschiedlichen verfahrenstechnischen und betrieblichen Bedingungen (Grünebaum et al., 2012). Auf der Kläranlage Schwerte ist zusätzlich der Einsatz von Pulveraktivkohle (PAK) in Kombination mit der Ozonierung oder als alleiniges Verfahren möglich

(Grünebaum et al., 2012).

Die derzeit laufenden großtechnischen Versuche auf Kläranlagen in NRW sind in den nachfolgenden Abschnitten aufgeführt. Zusätzliche Informationen und Daten zu den weitergehenden Reinigungsstufen der Kläranlagen in NRW sind aus dem Internetauftritt des Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW bzw. Cluster Umwelttechnologien.NRW (<http://www.masterplan-wasser.nrw.de/index.php?/>) zu entnehmen.

Bad Sassendorf

Auf der einstufigen konventionellen mechanisch-biologischen Abwasserreinigungsanlage Bad Sassendorf wurde im Rahmen einer Langzeitbetrachtung zur großtechnischen Ozonierung eine vierte Reinigungsstufe errichtet. Aufgrund der besonderen Belastungssituation (Kurort, sechs Kliniken) nahm die Ozonierungsstufe, die vom Land NRW gefördert wurde, Oktober 2009 ihren mehrjährigen Pilotbetrieb auf. In der Ozonierungsstufe wird das Abwasser in einen abgedeckten Mischbehälter geleitet, in dem sich durch die Konstruktion des Ozonreaktors eine Pfropfenströmung ausbildet. Das Becken ist zweistraßig konstruiert. Die Wassermenge wird durch ein MID erfasst und durch einen Schieber automatisch geregelt. Die überschüssige Wassermenge wird über eine Wehrschwelle direkt zum Kläranlagenablauf geleitet. Es wurden verschiedene Lastfälle und bestimmte Versuchseinstellungen (Mengenproportionale Zugabe oder SAK-basierte Zugabe) untersucht, um zum einen die eingesetzte Ozondosis, und zum anderen den Einfluss eines bedarfsgerechten Ozoneintrages bewerten zu können. Zusammenfassend konnten während des Pilotbetriebes folgende Beobachtungen gemacht werden:

- Die Eliminationsleistung ist substanz- und dosisabhängig.
- Es konnten bei der Analytik keine auffälligen Nebenprodukte festgestellt werden.
- Bedeutenden Einfluss auf den Betrieb der Ozonierungsanlage und die Steuerung der Ozondosierung haben Fremdwasser und Regenereignisse.
- Die Ozonanlage benötigt ca. 10-15% vom Gesamtstromverbrauch der KA.
- Es sind betriebliche Sicherheitsmaßnahmen (Raumluftüberwachung, Raumluftaustauschanlage und Abschaltssystem) beim Betrieb einer Ozonierungsanlage erforderlich.
- Für die Erzeugung von Ozon ist die stille elektrische Entladung notwendig, dazu wird unreiner O_2 verwendet (Ladungsträger).
- Die Genauigkeit der geregelten Ozonzugabe hängt von der Qualität der Online-Sensorik (Betriebssicherheit der SAK-Messung und DOC-Messung) ab.

Obere Lutter

Das Verbandsklärwerk des Abwasserverbandes „Obere Lutter“ (AOL) reinigt das Abwasser mit einer zweistufigen, mechanisch biologischen Abwasserbehandlungsanlage mit einer nachgeschalteten Festbettdenitrifikation und einer Flockungsfiltration (BIOFOR®). Die Flockungsfiltration ist mit zehn Kammern mit je 40 m² Filtrationsfläche ausgestattet. Der Kläranlagenablauf wird in Schönungsteiche geführt. Seit Anfang 2011 startete aus Gründen des Gewässerschutzes und mit dem Ziel einer verbesserten CSB Elimination der Pilotbetrieb mit GAK. Hierfür wurde eine Filterkammer der BIOFOR®-Verfahrensstufe mit GAK befüllt. Die Steuerung wird als durchfluss geregelter großtechnischer Adsorber im Aufstrom betrieben. Auf dem mit Filterdüsen und Luftverteilungsrohren bestückten Düsenboden ist das Filterbett aufgetragen. Der GAK-Adsorber läuft im kontinuierlichen Betrieb. Die Laufzeit des GAK-Adsorbers dauert noch an. Nach einer Betriebszeit von etwa 8 Monaten zeigen allerdings nur wenige Spurenstoffe Tendenzen zum Durchbruch. Der Spülprozess erfolgt einmal wöchentlich, ca. eine Stunde pro Filter, ein Aufbruch mit Luft dauert ca. 1 min. Das Filterbett im Klärwerk Obere Lutter besteht aus zwei Schichten GAK mit unterschiedlichen Körnungen. Während des Pilotbetriebes konnten folgende Besonderheiten festgestellt werden:

- Als maßgeblich für die Filterstandzeit und damit die Betriebskosten sind die durchgesetzten Bettvolumina. Hier ist das Abbruchkriterium (Zeitpunkt für Filterbettaustausch) ein wesentlicher Betriebsparameter.
- Die Entwicklung der Elimination einzelner Stoffe mit der Zahl der Bettvolumina ist sehr stoffspezifisch.
- Der großtechnische Adsorber (Filtrationsgeschwindigkeit 2 m/h) kann eine gute CSB- und TOC-Elimination 80 bis 90 % erzielen.
- Die notwendigen periodischen Spülungen der Adsorber haben aus praktischer Sicht keine negativen Auswirkungen auf das Adsorptionsverhalten.
- Eine ausreichende Fluidisierung ist entscheidend, sodass bei der Spülung ein effektiver Austrag von abgeschiedenen Trübstoffen erzielt werden kann.

Hünxe

Im Rahmen einer erforderlichen Erweiterung der Kläranlage, begrenzter Platzverfügbarkeit und der Zunahme der Zulaufbelastung wurde auf der Kläranlage Hünxe eine MBR-Anlage errichtet. Das Abwasser wird über zwei Straßen gereinigt: Eine konventionelle Abwasserbehandlung und eine MBR Abwasserbehandlung mit jeweils 75 l/s Auslegung. Die Investitionskosten für die Erweiterung der Kläranlage betrugen ohne Förderung ca. 4,3 Mio. Euro. Der MBR wird im Cross-Flow Modus betrieben (feinblasige Belüftung er-

zeugt durch Delta Blower). Weiterhin sind Zusatzbelüftungen erforderlich, um Totzonen zu vermeiden und um das ganze Becken mit Luft zu versorgen. Jede Filterstraße ist mit jeweils zwei Permeatpumpen ausgestattet. Es ist eine regelmäßige Membranreinigung „in-situ“ durch Zitronensäure oder Natriumhypochlorid notwendig. Seit November 2009 ist die MBR-Anlage in Betrieb und wurde stetig optimiert. Folgende Erkenntnisse konnten bis heute über den Anlagenbetrieb gewonnen werden:

- Durch den verbesserten biologischen Abbau und durch das höhere Schlammalter (> 25 d) können bessere Abbauraten hinsichtlich CSB erreicht werden.
- Für den Betrieb des MBR's ist eine Krananlage unerlässlich; sie dient der einfachen und störungsfreien Wartung, Pflege und Reinigung der Filtermodule.
- Aus betrieblichen Gründen sind alle Becken (MBR und DN/N) abgedeckt (Schutz vor Schmutz, Laub, Lärm).
- Der spezifische Stromverbrauch der MBR-Anlage konnte durch 1,5 Jahre Optimierung signifikant gesenkt werden, insbesondere wurden die Zeiten und Intervalle der Cross-Flow Belüftung geändert.
- Mikrobiologische Untersuchungen zeigen, dass der MBR funktioniert und die Leistungsfähigkeit bezüglich dieser Parameter sehr gut ist.

Ergebnisse von Messkampagnen zu Spurenstoffen wurden bisher noch nicht durchgeführt bzw. veröffentlicht.

Buchenhofen

Auf dem Klärwerk Buchenhofen wurden Untersuchungen zur Erweiterung einer bestehenden Filtrationsanlage zur Adsorptionsstufe durchgeführt. Das Klärwerk Wuppertal-Buchenhofen des Wupperverbandes behandelt das Abwasser mit einer einstufigen konventionellen mechanisch biologischen Abwasserreinigungsanlage. Der Ablauf der Nachklärung wird der Flockungsfiltration (28 Mehrschichtfilter; $A = 1.680 \text{ m}^2$) zu geleitet. Der Kläranlagenablauf fließt in die Wupper. Die PAK-Dosierung wurde direkt in den Überstauraum einer großtechnischen Filterfläche ausgeführt. Die PAK-Dosierung erfolgt aus einem Lagersilo druckseitig in die Beschickungsleitung der umgerüsteten Filterkammer. Neben der Pulveraktivkohle besteht die Möglichkeit, Flockungsmittel und Flockungshilfsmittel in den Zulauf zu dosieren. Als Kontaktzone dient im Wesentlichen der Überstand des Filters. Die Investitionskosten für die Umrüstung aller Filterkammern inkl. Anlagentechnik würden für die PAK-Dosierung insgesamt rund 2,0 Mio. Euro netto betragen. Die Betriebskosten für die PAK-Dosierung (bei 20 mg PAK/l) liegen bei ca. $0,058 \text{ Euro/m}^3$ (Cluster Umwelttechnologien NRW, 2012). Der größte Anteil der Betriebskosten

liegt in den Beschaffungskosten für die Kohle. Während des Untersuchungszeitraums konnte u.a. folgende Beobachtungen gemacht werden:

- Durch die PAK-Dosierung in den Überstand der Filterzelle wird der Feststoffeintrag erhöht.
- Bei einer Dosierung von 20 mg/l PAK, würde man in einem dauerhaften Betrieb ca. 2,6 t/a PAK verbrauchen.
- Es wurde bei den Versuchen kein Filtermaterialverlust festgestellt.
- PAK wird im Filterbett im Mittel zu 96% zurückgehalten und mit der Rückspülung vollständig wieder aus dem Filterbett ausgetragen.
- Die Eliminationsleistung für den CSB ist in der mit PAK beaufschlagten Versuchsfilterzelle besser als im Referenzfilter.

Düren

Auf der zweistufigen mechanisch- biologischen Abwasserreinigungsanlage mit nachgeschalteten Schönungsteichen wurde Mitte 2010 durch den Austausch des alten Filtermaterials einer Flockungsfilterzelle mit GAK der Pilotbetrieb aufgenommen. Der Pilotversuch für die Abwasserbehandlungsanlage Düren-Merken sollte dazu beitragen, den Einsatz granulierter Aktivkohle in einer Abwasserfiltration zur Spurenstoffentfernung zu untersuchen. Die bereits vorhandenen Filtrationsstufen (Mehrschicht-Flockungsfilter (abwärts durchströmt) mit Hydroanthrazit, Sand und Kies) eignen sich besonders für den Einsatz von GAK, da vorhandene Bausubstanz genutzt werden kann und damit Investitionskosten reduziert werden können. Die GAK-Filterzelle wurde parallel zu den weiteren elf Filterzellen (darunter eine Referenz-Filterzelle) unter realen Betriebsbedingungen gefahren. Getestet wurden zwei Aktivkohlen unterschiedlicher Körnung. Unter anderem konnten folgende Betriebserfahrungen während des Pilotbetriebes festgestellt werden:

- Die derzeit verwendete GAK (Stand September 2012) erzielte nach ca. 7.000 Bettvolumina die gleiche CSB-Elimination wie die Referenz-Filterzelle (Mehrschichtfilter aus Hydroanthrazit, Sand und Kies).
- Die Spülgeschwindigkeit hat Einfluss auf die Abrasionseigenschaften der Kohle.
- Für einen wirtschaftlichen Betrieb einer GAK-Filtration sind die erreichbaren Bettvolumina (BV) von entscheidender Bedeutung.
- Hohe AFS-Gehalte (ca. 20 mg/l) im Ablauf der Nachklärung können die Leistungsfähigkeit der Filter und des GAK-Filters beeinflussen.
- Die GAK zeigte im Vergleich zur Referenz-Filterzelle ein deutlich reduziertes Filtrationsintervall (6 h).
- Nach ca. 12.000 Bettvolumina wurde die GAK ausgetauscht (10.10.2012).

Schwerte

Die Kläranlage Schwerte des Ruhrverbands ist eine konventionelle kommunale Kläranlage mit einer Anschlussgröße von 50.000 EW. Besonderes Merkmal ist die durchgängige Zweistraßigkeit der Anlage nach der Vorklärung einschließlich getrennter Schlammkreisläufe, sodass ein direkter Vergleich der konventionellen Verfahrenstechnik mit einer weitergehenden Behandlung möglich ist (Grünebaum et al., 2012). Mit der großtechnischen Versuchsanlage kann eine Straße zusätzlich sowohl mit einer Ozonzugabe als auch mit einer Pulveraktivkohlezugabe oder in Kombination beider Verfahren betrieben werden (Grünebaum et al., 2012). Dazu wird nach dem Verfahren der „dynamischen Rezirkulation“ ein Teilstrom des Ablaufs der Versuchsstraße diesen Verfahrensstufen zugeführt und nach Zugabe von Ozon und/oder Pulveraktivkohle (PAK) in das Belebungsbecken eingeleitet (Grünebaum et al., 2012). Folgende Beobachtungen und Betriebsergebnisse konnten während des Untersuchungszeitraums festgestellt werden:

- PAK als Feinschlammgemisch hat thixotrope Eigenschaften.
- Hydraulische Lastfallwechsel beeinflussen den Suspensagehalt im Ablauf der Nachklärung.
- Bei bestimmten Versuchseinstellungen (kombinierter Betrieb mit PAK und Ozon) zeigt sich, dass die adsorptiven Prozesse dominieren.
- Die Verlagerung des belebten Schlammes bei erhöhter hydraulischer Belastung verändert sich deutlich gegenüber dem konventionellen Betrieb.
- Mit der PAK-Zugabe ergibt sich ein von der Dosier- und Rezirkulationsmenge abhängiger PAK-Gehalt im belebten Schlamm, der neben einer adsorptiven Wirkung auch das Absetzverhalten verbessert.

Duisburg Vierlinden

Die Kläranlage Duisburg-Vierlinden der Wirtschaftsbetriebe Duisburg AöR ist eine mechanisch-biologische Kläranlage mit vorgeschalteter Denitrifikation, die für eine Belastung von ca. 30.000 EW ausgelegt ist (Grünebaum et al., 2012). Die Ozonanlage wurde im Ablauf der Nachklärung errichtet. Sie besteht aus zwei Straßen; einer Injektorstraße und einer Diffusorstraße. In der Diffusorstraße wird das Ozon mittels Keramikdiffusoren in das zu behandelnde Wasser eingetragen; in der Injektorstraße wird es in den Zulauf zum Reaktorbecken mittels Pumpe und Injektor eingemischt (Grünebaum et al., 2012). Eine zusätzliche biologische Nachbehandlung ist in der Injektorstraße in Form eines Wirbelbettreaktors vorhanden (Grünebaum et al., 2012). Über eine Bypass-Steuerung kann die Ozonanlage dem bestehenden Abwasserreinigungsprozess hinzu- bzw. aus diesem heraus geschaltet werden. Die Ozonanlage wurde auf eine maximale Wasser-

menge von 200 m³/h je Straße, d.h. insgesamt 400 m³/h, ausgelegt (Grünebaum et al., 2012). Auf Grundlage der verschiedenen Leistungsfahrten konnten für die unterschiedlichen Ozoneintragssysteme folgende spezifischen Energieverbräuche abgeschätzt werden (Herbst et al., 2011):

- | | |
|---|-----------------------------|
| - Injektor mit Ozondosis von 2,4 gO ₃ /gDOC: | 0,0947 kWh/m ³ |
| - Injektor mit Ozondosis von 7,2 gO ₃ /gDOC: | 0,157 kWh/m ³ |
| - Diffusor mit Ozondosis von 2,4 gO ₃ /gDOC: | 0,0985 kWh/m ³ |
| - Diffusor mit Ozondosis von 7,2 gO ₃ /gDOC: | 0,1502 kWh/m ³ . |

Während des Probebetriebes konnten insbesondere in Hinblick auf die zu untersuchenden Regelstrategien zur Ozondosierung sowie einen störungsfreien Betrieb folgende Erkenntnisse gewonnen werden:

- Der Gesamtenergiebedarf der Kläranlage erhöht sich um rund 10 %.
- Die Abbauleistung der Behandlungssysteme bei Spurenstoffen ist aufgrund der Eintragungssysteme unterschiedlich.
- Bei der Ozonierungsanlage gibt es zwei Möglichkeiten die zugegebene Ozonmenge zu variieren: Ozon mit variabler Ozonkonzentration im Prozessgas (konstanter Volumenstrom des Prozessgases) und Ozonzugabe mit variablen Volumenstrom des Prozessgases (konstante Ozonkonzentration im Prozessgas).
- Die schnell mit Ozon reagierenden Spurenstoffe Carbamazepin und Diclofenac wurden in Versuchen, in Abhängigkeit von Dosierung und Aufenthaltszeit, zwischen 75 % und 99 % eliminiert (Cluster Umwelttechnologien NRW, 2012).

6.3 Schweiz

Derzeit gibt es in der Schweiz keine kommunale Kläranlage, welche mit einer vierten Reinigungsstufe durch Aktivkohle oder Ozon Spurenstoffe eliminiert. Allerdings wurden auf der Kläranlage, Regensdorf, Lausanne und Kloten/Opfikon großtechnische Pilotversuche durchgeführt. Darüber hinaus wurden im Rahmen verschiedener Forschungsprojekte („Strategie Micropoll“) insbesondere durch die Eawag verschiedene labortechnische und halbtechnische Untersuchungen durchgeführt. Tabelle 12 zeigt ein Übersicht über die großtechnischen Versuche die in der Schweiz durchgeführt wurden sind. Für detailliertere Informationen wird auf die Forschungsberichte im Rahmen des Forschungsvorhaben „Strategie Micropoll“ ((Abegglen & Siegrist, 2012), (Boehler et al., 2011) und (Abegglen et al., 2009)) verwiesen.

Tabelle 12: Übersicht über die großtechnischen Versuche in der Schweiz

Kläranlage	Regensdorf	Lausanne	Kloten/Opfikon
EW	30.500	210.000	54.500
Untersuchtes Verfahren	Ozonierung mit Sandfiltration	PAK mit Ultrafiltration Ozonierung mit Sandfiltration	Adsorptionsflockungsfiltrations-Verfahren
Zufluss-Bemessung	$Q_{\max} = 900 \text{ m}^3/\text{h}$ $Q_{\text{Mittel}} = 450 \text{ m}^3/\text{h}$	PAK: $Q_{\max}$: 10 l/ Ozonierung: $Q_{\max}$: 100 l/	$Q = 93.5 \text{ m}^3/\text{h}$
Dosierung	0 - 6 mgO_3/l 0 - 1,2 gO_3/gDOC	PAK: 10 – 20 mg/l Ozon: 0,6 – 1 gO_3/gDOC	PAK: 15 mg/l FM: 0.4 gFe/gPAK
Kontaktzeit	3 – 15 min i.M. > 5 Min bei TW	PAK: 30 min Ozon: 20 min	Verweilzeit im Filter 1,5h, Filtergeschwindigkeit 4,5 m/h
Elimination	> 80% für z.B. Diclofenac, Carbamazepin, Sulfatmethoxazol	PAK: 80% i.M. Ozon: 80% i.M.	i.M. rd. 71% , jedoch Unterschiede bei den Einzelsubstanzen
Kosten	Investitionskosten: 1,6 Mio. Euro Jahreskosten: 0,07 Euro/ m^3	PAK: k.A. Ozon: 0,18 Euro/ m^3	Keine Daten
Link	http://www.micropoll.ch http://www.eawag.ch/forschung/eng/schwerpunkte/abwasser/strategie_micropoll/index		

7 Forschungsprogramme und wissenschaftliche Untersuchungen

7.1 Interdisziplinäre Verbundprojekte

Im Rahmen der Literaturrecherche zu diesem Projekt werden nachfolgend (Tabelle 13) bereits laufende und zukünftige regionale bzw. nationale Projekte zur Reduktion von Mikroverunreinigungen zusammengefasst. Diese interdisziplinären Projekte zeigen die derzeitigen Handlungsmöglichkeiten und Forschungstätigkeiten zum Thema Spurenstoffe in der Wasserwirtschaft auf. Dabei werden vor allem wichtige Schutzgüter wie Trinkwasser, aquatische Ökosysteme, Fischerei und Lebensmittel betrachtet. Zusätzlich haben alle Projekte die Forderung der öffentlichkeitswirksamen Zusammenarbeit zwischen Hersteller, Verbraucher, Nutzer, Politik/Verwaltung und Ver- und Entsorgung gemeinsam. Eine Übersicht zu einigen interdisziplinären Verbundprojekten mit Schwerpunkt anthropogene Spurenstoffe ist im Anhang (Kapitel 15.3) angeführt. Genauere Informationen zu diesen Projekten sind den jeweiligen Internetauftritten zu entnehmen.

Tabelle 13: Interdisziplinäre Verbundprojekte zur Reduktion von anthropogenen Spurenstoffen

Kurzinformation	Projektziele	Nähere Informationen
Name Projekt "Mikroverunreinigungen in oberirdischen Gewässern: Ermittlung des Handlungsbedarf bei kommunalen Kläranlagen" (Stoffflussmodell) Laufzeit 2009 -2011 Koordinator Institut für Umweltsystemforschung, Universität Osnabrück, LfU Fördergeber Bayerisches Landesamt für Umwelt Region/Land Bayern	- flächendeckende Abschätzung des momentanen Belastungszustandes bayerischer Oberflächengewässer mit ausgewählten Mikroverunreinigungen, insbesondere von Arzneimitteln und ihren Metaboliten, mit dem georeferenzierten Simulationsmodell GREAT-ER - Ermittlung der benötigten Substanzdaten - Erhebung und Aufbereitung der benötigten Flussgebietsdaten - Kalibrierung der Substanzdaten – speziell der Emissionsfaktoren – der ausgewählten Beispielsubstanzen - Simulation von Maßnahmenszenarien für einzelne oder eine ganze Gruppe von Kläranlagen	http://www.lfu.bayern.de/wasser/abwas-ser_anthropogene_spurenstoffe/stoffflussmo-dell/index.htm
Name Reine Ruhr Laufzeit 2008 -2010 Koordinator MUNLV + LANUV Fördergeber MUNLV Region/Land Nordrhein Westfalen	- Entwicklung einer umfassenden und nachhaltigen Strategie zur Verbesserung der Gewässer- und Trinkwasserqualität - Entwicklung einer Strategie zur Bewertung von bislang nicht bewertbaren bzw. teilbewertbaren Stoffen im Hinblick auf ihre Trinkwasser- und Gewässerrelevanz - Darstellung des Ist-Zustands - Erarbeitung eines neuen Überwachungskonzepts - Erweiterung des Anlagenkatasters - Erarbeitung von Maßnahmen zur Vermeidung des Eintrages von Spurenstoffen an der Quelle - Inbetriebnahme und Untersuchungen an zusätzlichen Reinigungsstufen bei Kläranlagen - Zusätzliche Maßnahmen der Trinkwasseraufbereitung - Information und Beratung	http://www.umwelt.nrw.de/umwelt/pdf/programm_reine_ruhr_2012.pdf
Name PILLS Laufzeit Koordinator Emschergenossenschaft Fördergeber INTERREG IVB NWE Region/Land D, CH, NL, L, F, UK	- Die Analyse und die Charakterisierung des mit Arzneimittelrückständen angereicherten Abwassers - Konzeption, Bau und Betrieb von Krankenhauskläranlagen, Technologien zur Behandlung der entsprechend pharmazeutisch belasteten Abwasserströme werden weiterentwickelt und in der Praxis durch den Bau von vier Pilotanlagen erprobt. - Bewertung der verschiedenen Behandlungstechnologien - Die Effizienz, das Kosten-Nutzen-Verhältnis sowie die Ökobilanz der verschiedenen Behandlungstechnologien werden erforscht. - Kommunikation des Problems sowie der Ergebnisse des Projekts	http://www.pills-project.eu

Elimination anthropogener Spurenstoffe auf kommunalen Kläranlagen

Name Strategie Micropoll Laufzeit 2006 – 2010 Koordinator Eawag Fördergeber Bundesamt für Umwelt Region/Land Schweiz	- Erhebung der Belastungslage der Oberflächengewässer der Schweiz bezüglich ausgewählter Mikroverunreinigungen anhand von Messdaten und Stoffflussmodellierungen. - Erarbeiten eines Konzepts und Auswahl relevanter Mikroverunreinigungen zur Beurteilung der Qualität der Gewässer. - Definition von geeigneten Indikatoren für organische Mikroverunreinigungen im Abwasser zur Überprüfung der Effizienz von Maßnahmen. - Evaluation von technischen Verfahren bei kommunalen Kläranlagen unter realen Bedingungen - Durchführung zweier großtechnischer Versuche mit Ozonierung und kleineren Versuche mit Pulveraktivkohle-Dosierung.	http://www.eawag.ch/forschung/eng/schwerpunkte/abwasser/strategie_micropoll/index
Name Anthropogene Spurenstoffe im Bodensee und seinen Zuflüssen Laufzeit 2008-2009 Koordinator IGKB, TZW, Eawag Fördergeber IGKB Region/Land Deutschland, Schweiz	- Bestandsaufnahme der anthropogenen Spurenstoffe im Freiwasser des Bodensees - Erstellung ein umfangreiches Messprogramm sowie Detailplanung und praktische Durchführung der Probenahme - Analytische Bestimmung der chemischen Parameter	http://www.igkb.de/pdf/anthropogene_spurenstoffe_im_bodensee.pdf
Name PAK mit Flotation Laufzeit 2010-2011 Koordinator FHNW Hochschule für Life Sciences Institut für Ecopreneurship Fördergeber Bundesamt für Umwelt, Krofta America Latina S.A. Region/Land Schweiz	In diesem Projekt soll eine neue Verfahrenskombination aus Pulveraktivkohleadsorption mit Fällung/Flockung und nachgeschalteter Druckentspannungsflotation zur Entfernung von Mikroverunreinigungen im Abwasser im großtechnischen Maßstab getestet werden.	http://www.aramis.ad-min.ch/Default.aspx?page=Grunddaten&ProjectID=30365
Name Aquapure Laufzeit 2010-2011 Koordinator FHNW Hochschule für Life Sciences Institut für Ecopreneurship Fördergeber BAFU, WABAG Region/Land Schweiz	Ziel ist die Entwicklung und Optimierung einer marktfähigen Prozesskombination aus Aktivkohleadsorption und Membranfiltration zur Entfernung von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Dabei wird angestrebt, das Optimierungspotential vor allem im Energiebereich und in puncto Langzeitstabilität der Membran auszuschöpfen.	http://www.aramis.ad-min.ch/Default.aspx?page=Texte&ProjectID=28865

Weiterhin werden im Rahmen der BMBF-Fördermaßnahme "Risikomanagement von neuen Schadstoffen und Krankheitserregern im Wasserkreislauf (RiSKWa) ausgewählte Forschungsvorhaben in den Themenfeldern Risikocharakterisierung und –management, Technologien zum Emissions-/Immissionsmanagement sowie Kommunikations- und Bildungsmaßnahmen gefördert (DECHEMA, 2013). Folgende 12 Verbundprojekte (siehe Abbildung 11) werden in RiSKWa gefördert (DECHEMA, 2013):

AGRO: Risikomanagement von Spurenstoffen und Krankheitserregern in ländlichen Karsteinzugsgebieten

ANTI-Resist: Untersuchung zu Einträgen von Antibiotika und der Bildung von Antibiotikaresistenz im urbanen Abwasser sowie Entwicklung geeigneter Strategien, Monitoring- und Frühwarnsysteme am Beispiel Dresden

ASKURIS: Anthropogene Spurenstoffe und Krankheitserreger im urbanen Wasserkreislauf - Bewertung, Barrieren und Risikokommunikation

PRiMaT: Präventives Risikomanagement in der Trinkwasserversorgung

RiMaTH: Risikomanagement in der Trinkwasser-Hausinstallation - Schnellnachweismethoden für bakterielle Kontaminationen und Begleitung von Sanierungsvorhaben

RiskAGuA: Risiken durch Abwässer aus der intensiven Tierhaltung für Grund- und Oberflächenwasser in Agrarräumen

RISK-IDENT: Bewertung bislang nicht identifizierter anthropogener Spurenstoffe sowie Handlungsstrategien zum Risikomanagement im aquatischen System

SAUBER+: Innovative Konzepte und Technologien für die separate Behandlung von Abwasser aus Einrichtungen des Gesundheitswesens

SchussenAktivplus: Reduktion von Mikroverunreinigungen und Keimen zur weiteren Verbesserung der Gewässerqualität des Bodenseezuflusses Schussen

Sichere Ruhr: Badegewässer und Trinkwasser für das Ruhrgebiet

TOX-BOX: Gefährdungsbasiertes Risikomanagement für anthropogene Spurenstoffe zur Sicherung der Trinkwasserqualität

TransRisk: Charakterisierung, Kommunikation und Minimierung von Risiken durch neue Schadstoffe und Krankheitserreger im Wasserkreislauf.

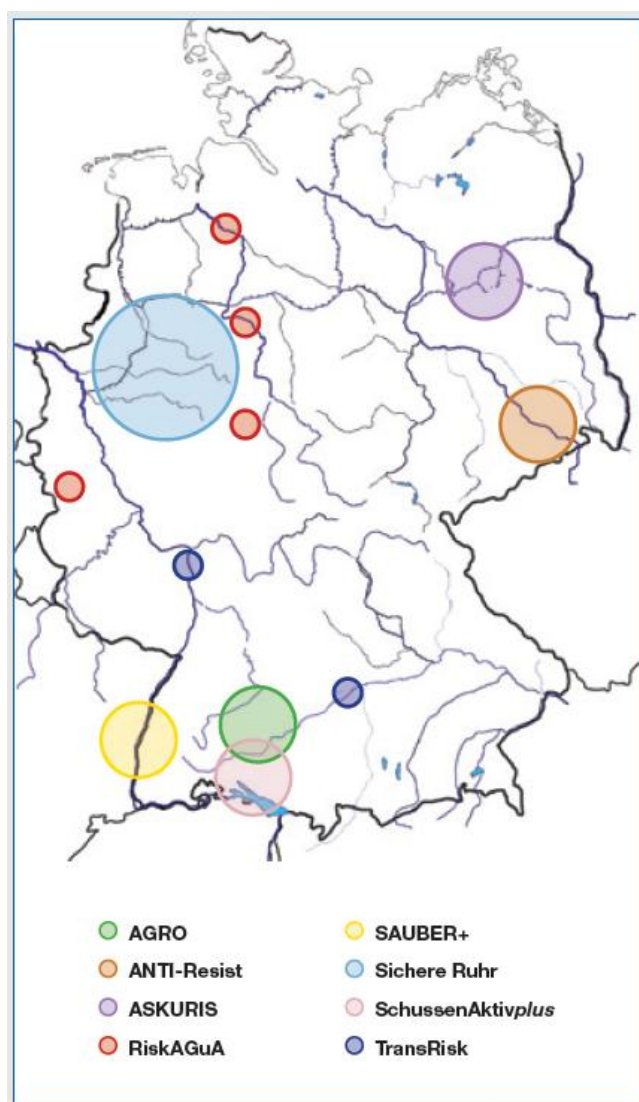


Abbildung 11: Ortsbezogene Umsetzung der Verbundprojekte AGRO, ANTI-Resist, ASKURIS, RiskAGuA, SAUBER+, Sichere Ruhr, SchussenAktivplus und TransRisk (DECHEMA, 2013)

7.2 Unterschiedliche Voraussetzungen bei der Projektausführung

In Bezug auf die Durchführung und wissenschaftliche Begleitung von großtechnischen, halbtechnischen sowie labortechnischen Untersuchungen zu den Verfahren zur Elimination von Mikroverunreinigungen werden im Anhang (Kapitel 15.2) aktuelle Forschungsvorhaben und Pilotprojekte sowie deren Ergebnisse und Erkenntnisse (Kosten, Energieverbräuche und Betriebserfahrungen) zusammengefasst. Es ist grundsätzlich zu beachten, dass sich die wissenschaftlichen Untersuchungen und Projekte bei der Auswertung und Beurteilung der Verfahren zur Elimination von anthropogenen Spurenstoffen in bestimmten Punkten unterscheiden. Zum einem sind neben dem zu betrachteten Verfahren, die grundlegende Zielstellung, der Maßstab und auch für die Bewertung der Leistungsfähigkeit wichtige Referenzsubstanzen zu berücksichtigen. Des Weiteren unterscheiden sich die Projekte in ihrer wissenschaftlichen Durchführung, Dokumentation und Auswertung. Darunter gehören u.a. Aspekte wie:

- Art der Probenahme und Probenaufbereitung
- Charakteristik des untersuchten Abwassers, Abwassermatrix (z.B. DOC-Hintergrundbelastung)
- Durchführung der Analytik und betrachtete Spurenstoffe (Leitparameter bzw. Referenzsubstanzen)
- Lokale Randbedingungen, Messungenauigkeiten und Randerscheinungen (Maßstabsabhängig)
- Gewählter Maßstab, Design der Verfahrenstechnik und Performance der Anlagen zur Elimination von Spurenstoffen sowie Betriebsweise der Anlagen (Dosierungen, Verweilzeiten)
- Durchführung und Methodik der Kostenbetrachtungen (Upscaling, Übertragbarkeit).

7.3 Untersuchte Forschungsvorhaben und Pilotprojekte

Insbesondere in NRW laufen unter der Ausschreibung des MKULNV *„Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen: Entwicklung von Konzeptionen und innovativen, kostengünstigen Reinigungsverfahren“* verschiedene Forschungs- und Entwicklungsprojekte. Darunter gehören unter anderem:

Elimination anthropogener Spurenstoffe auf kommunalen Kläranlagen

- MIKRORUHR: Eintragspotenzial von Industriechemikalien durch Industriebetriebe am Beispiel des Eintragsgebietes der Ruhr
- MIKROIND: Analyse der Eliminations-/ Vermeidungsmöglichkeiten von Industriechemikalien in Industriebetrieben
- Analyse der Eliminationsmöglichkeiten von Arzneimitteln in den Krankenhäusern in NRW
- MIKROFLOCK: Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen insbesondere kommunaler Flockungsfiltrationsanlagen durch den Einsatz von Aktivkohle
- Elimination von Arzneimittlrückständen in kommunalen Kläranlagen
- MIKROMEM: Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen durch den Einsatz von Membrantechnik
- MIKROLIGHT: Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen durch den Einsatz von Verfahren mit UV-Behandlung
- Volkswirtschaftlicher Nutzen der Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen zur Elimination von organischen Spurenstoffen, Arzneimitteln, Industriechemikalien, bakteriologisch relevanten Keimen und Viren
- Untersuchung zur Metabolitenbildung bei Einsatz von Ozon in großtechnischen Abwasserreinigungsanlagen
- ENVELOSO - Energiebedarf von Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen
- ENMEM - Energieeinsparung bei Membranbelebungsanlagen.

Des Weiteren werden zum Beispiel im Rahmen des EU-Projektes „PILLS“ (Pharmaceutical Input and Elimination from Local Sources) in verschiedenen Ländern Europas (Frankreich, Deutschland, Luxemburg, die Niederlande, Schottland und Schweiz) Untersuchungen zur Behandlung von Krankenhausabwässern durchgeführt. Das Projekt wird von der Emschergenossenschaft / Lippeverband koordiniert.

Auch in Österreich wurde im Forschungsprojekt KomOzon die Ozonierung als Technologie für die weitergehende Abwasserreinigung hinsichtlich der Fragestellungen Stoffentfernung, Mutagenität, Ökotoxizität, Verringerung der Keimzahlen und betrieblicher Umsetzung, wie eingesetzte Ozondosis, Aufenthaltszeit, Steuerung und Regelung, untersucht. Für die Untersuchungen diente die Hauptkläranlage Wien als Standort für die Pilotanlage.

Das bekannteste Vorreiterprojekt im europäischen Raum ist das Vorhaben „Strategie Micropoll“ des Schweizerischen Bundesamts für Umwelt. Hier wurden Entscheidungsgrundlagen ermittelt, um eine Strategie zur Reduktion des Eintrags von anthropogenen

Spurenstoffen aus der Siedlungsentwässerung zu erarbeiten. Das Projekt lief von 2006 bis Ende 2010. Das Projekt ist in drei Themenbereiche gegliedert (Eawag, 2012):

- Nachweis Handlungsbedarf: Erhebung der Belastungslage der Oberflächengewässer der Schweiz bezüglich ausgewählter Mikroverunreinigungen anhand von Messdaten und Stoffflussmodellierungen.
- Beurteilungskonzept: Erarbeiten eines Konzepts und Auswahl relevanter Mikroverunreinigungen zur Beurteilung der Qualität der Gewässer. Definition von geeigneten Indikatoren für organische Mikroverunreinigungen im Abwasser zur Überprüfung der Effizienz von Maßnahmen.
- Grundlagen für die technische Umsetzung: Evaluation von technischen Verfahren bei kommunalen Kläranlagen unter realen Bedingungen. Durchführung zweier großtechnischer Versuche mit Ozon.

Im Rahmen des Forschungsprojektes PILOTOX wurden im Klärwerk Berlin Ruhleben Versuche mit einer Pilotanlage der Firma Wedeco zur Ozonung des Klarwassers durchgeführt. Die Untersuchungen haben gezeigt, dass die Oxidation mit Ozon ein geeignetes Verfahren zur Entfernung bzw. Transformation von Medikamentenrückständen bei einer gleichzeitigen Desinfektion des Klarlaufes sein kann. Alle untersuchten neutralen und sauren Pharmazeutika und Metabolite konnten bei hohen spezifischen Ozonzehrungen von 1,2 mg O₃/mg DOC₀ vollständig eliminiert werden (DWA, 2011).

In Baden Württemberg wurden schon vor fast zehn Jahren Untersuchungen zur Erweiterung kommunaler Kläranlagen durch eine adsorptive Stufe zur Elimination organischer Spurenstoffe durchgeführt. Die Hochschule Biberach hatte das Verfahren mit Pulveraktivkohle in einem Pilotprojekt auf der Kläranlage des Zweckverbandes Klärwerk Steinhäule in Ulm/Neu-Ulm untersucht. Dabei wurden im Zeitraum von 2003 bis 2010 in Versuchsanlagen verschiedene mögliche Verfahrenstechniken mit Aktivkohle vergleichend untersucht, auf deren Praxistauglichkeit getestet und schließlich unter wirtschaftlichen Aspekten bewertet (Untersteller, 2012). Das favorisierte Verfahren zeichne sich durch eine hohe Betriebsstabilität und durch einen besonders ökonomischen Einsatz der Pulveraktivkohle aus (Untersteller, 2012). Nach Erarbeitung der Dimensionierungsgrundlagen wurden die Klärwerke Mannheim und Sindelfingen, sowie die im Einzugsgebiet des Bodensees liegenden Klärwerke Kressbronn/Langenargen und Stockacher Aach um eine Adsorptionsstufe erweitert. Weitere Anlagen sind derzeit in Planung bzw. befinden sich im Bau (Ravensburg und Ulm) (Untersteller, 2012). In Bezug auf weitere Forschungsarbeiten sammelt und bündelt das neu gegründete Kompetenzzentrum Spurenstoffe (KomS) Wissen und Betriebserfahrungen zu den Themen Spurenstoffe wie Arz-

neimittel oder hormonell wirksame Substanzen im Abwasser und möglichen Verfahrenstechniken zu deren Elimination.

8 Bewertungskriterien

Für eine umfassende Bewertung werden die Erkenntnisse und Ergebnisse aus den Forschungsprojekten (labortechnisch, halbtechnisch und großtechnisch), den Konzept- und Machbarkeitsstudien sowie den Anlagenbesichtigungen und Betriebserfahrungen hinsichtlich folgender Kriterien zusammengefasst:

- Wirtschaftlichkeit (Kostenbetrachtungen, Energieverbräuche)
- Eliminationsleistung (gegenüber ausgewählten Leitsubstanzen)
- Betriebsstabilität (Einflussgrößen auf die Verfahrenstechnik und den Eliminationsprozess)
- Anwendbarkeit (Handhabung, betrieblicher Aufwand, Sicherheitsvorkehrungen).

Für die zu beurteilenden Bewertungskriterien werden die Verfahren PAK/GAK, Ozonierung und Membranverfahren herangezogen. Generell sind bei jeder Beurteilung und Betrachtung der Verfahren viele unterschiedliche Einflussgrößen zu berücksichtigen, was wiederum eine vergleichende Bewertung der vorhandenen Technologien zur Elimination von Spurenstoffen erschwert. Im Wesentlichen sind lokal spezifische Einflussgrößen auf die Abwasserbehandlung:

- Temperatur
- Art der Biomasse
- Abwassermatrix bzw. Rohwassercharakteristik
- Verfahrenstechnik, Design und Betriebsweise der Kläranlage (z.B.: Art der Denitrifikation, Schlammalter, Zehrungsraten, Kaskadierte Bauweise, Kreislaufführung etc.)
- Art, Struktur, Zusammensetzung, Eigenschaften und Konzentrationen der Substanzen (Spurenstoffe) sowie der damit verbundene Grad der Abbauarbeit.

Bezüglich der Bewertungskriterien Kosten und Energiebedarf ergeben sich bei den Betrachtungen in der Literatur, in der Praxis und in den Machbarkeitsstudien unterschiedliche Ansätze für die Ermittlung von Kosten und Energieverbräuchen. Aufgrund der vorwiegend auftretenden Einzelfallbetrachtungen bei jeweils unterschiedlichen Randbedingungen ist ein pauschaler Vergleich kaum möglich. Allgemein kann festgehalten werden, dass Kosten- und Energiebetrachtungen von folgenden Aspekten und Randbedingungen beeinflusst werden:

- Zu behandelnde Abwassermenge (Jahresschmutzwassermenge)
- Beurteilungsmaßstab/Kläranlagengröße
- Zeitpunkt der durchgeführten Kalkulation bzw. Kostenermittlung
- Annahmen, Schätzwerte
- Art der Preisbildung (Herkunft der Kostenangaben bzw. Kostenplanwerte, Herkunft Herstellkosten und Betriebsmittelkosten)
- Wie wurden die Betriebskosten, Jahreskosten und Personalkosten ermittelt (Kapitalwertmethode, Annuitätenmethode, Kostenbarwertmethode, Life-Cycle-Cost Berechnung)
- Verwendete Berechnungsansätze und Kennwerte aus der Literatur, bzw. aus Regelwerken
- Einbeziehung von Personalkosten
- Strompreise und Konjunkturlage, Energiekosten
- Materialkosten und Prognose der Entwicklung der zukünftigen spezifischen Materialpreise
- Preisentwicklung und Inflation
- Preisindex und Indizes
- Art der Abschreibungen
- Betrachtungszeiträume und Nutzungsdauer von Apparaturen und Bautechnik
- Netto/Brutto Angaben
- Systemgrenze (Bilanzierungsraum), Bilanzgrenzen der Energiebetrachtungen (ganzheitlicher E-Bedarf?)
- Betriebsparameter vierte Reinigungsstufe (Dosierung, Kontaktzeiten, Betriebsmitteleinsatz, Standzeiten etc.)
- Bereits vorhandene Bautechnik, Gebäude oder Kapazitäten.

8.1 Kostenzusammensetzung

Eine Zusammenstellung von Kostenangaben aus der Literatur nach Bolle et al. (2011) ist für eine nachgeschaltete Ozonierung, eine Aktivkohleadsorption mit GAK, eine Pulveraktivkohleadsorption und eine Nanofiltration/Umkehrosmose in Anhang 15.4 aufgeführt.

Aus den Untersuchungen und Kostenbetrachtungen nach Pinnekamp & Merkel (2008) und Fahlenkamp et al. (2008) ergibt sich die Zusammenstellung der Kosten für eine vierte Reinigungsstufe auf einer Kläranlage mit 90.000 EW wie folgt (Tabelle 14 und 15):

Tabelle 14: Zusammenstellung der Kosten für eine vierte Reinigungsstufe (Ozonierung) modifiziert nach Pinnekamp & Merkel (2008) und Fahlenkamp et al. (2008)

4. Reinigungsstufe, Ozonierung (KA 90.000 EW)		Pinnekamp (2008)	Fahlenkamp (2008)
1	zusätzlicher Personalaufwand	24.000 €/a	99.000 €/a
2	zusätzlicher Energieaufwand	210.906 €/a	180.280 €/a
3	RHB	100.915 €/a	183.800 €/a
4	Reststoffe	0 €/a	0 €/a
5	Versicherungen	19.992 €/a	7.626 €/a
6	Ersatzteile Maschinetechnik	22.919 €/a	18.000 €/a
7	Ersatzteile EMSR	1.238 €/a	oben enth. €/a
8	externe Personalkosten	9.100 €/a	oben enth. €/a
9	Bautechnik Gesamt	726.050 €	360.000 €
10	Maschinentechnik	642.017 €	203.800 €
11	EMSR	312.185 €	198.800 €
Betriebskosten gesamt (1-8)		389.070 €/a	488.706 €/a
spezifische Betriebskosten €/m³ f. Musterunternehmen		0,05 €/m³	0,06 €/m³
Investitionskosten gesamt		1.680.252,10 €	762.600,00 €
spezifische Investitionskosten		16,80 €/E	7,63 €/E

Tabelle 15: Zusammenstellung der Kosten für eine vierte Reinigungsstufe (PAK + Sandfilter) modifiziert nach Pinnekamp & Merkel (2008) und Fahlenkamp et al. (2008)

4. Reinigungsstufe, Aktivkohlefiltration + Sandfilter (KA 90.000 EW)		Pinnekamp (2008)	Fahlenkamp (2008)
1	zusätzlicher Personalaufwand	30.000 €/a	115.500 €/a
2	zusätzlicher Energieaufwand	194.350 €/a	32.300 €/a
3	RHB	273.312 €/a	397.000 €/a
4	Reststoffe	136.656 €/a	oben enth. €/a
5	Versicherungen	95.890 €/a	44.100 €/a
6	Ersatzteile Maschinetechnik	99.389 €/a	95.850 €/a
7	Ersatzteile EMSR	7.902 €/a	oben enth. €/a
8	externe Personalkosten	14.000 €/a	oben enth. €/a
9	Bautechnik Gesamt	3.282.000 €	2.045.000 €
10	Maschinentechnik	2.784.000 €	1.590.000 €
11	EMSR	1.992.000 €	775.000 €
Betriebskosten gesamt (1-8)		851.499 €/a	684.750 €/a
spezifische Betriebskosten €/m³ f. Musterunternehmen		0,10 €/m³	0,08 €/m³
Investitionskosten gesamt		8.058.000,00 €	4.410.000,00 €
spezifische Investitionskosten		81 €/E	44 €/E

8.2 Kosten Adsorptionsverfahren (PAK und GAK)

Die spezifischen Behandlungskosten können bei der Aktivkohlefiltration mit 0,01-0,32 Euro/m³ angesetzt werden. Beim Einsatz des nachgeschalteten PAK-Einrührverfahrens wurden spezifische Kosten von 0,02-0,35 Euro/m³ ermittelt (Abegglen & Siegrist, 2012).

Bei der Kostenbetrachtung von Adsorptionsverfahren ist immer zu berücksichtigen, dass die spezifischen Jahreskosten abhängig von der Kläranlagengröße sind. Des Weiteren hat die Art und Weise der Kostenermittlung (Methodik und Herkunft der Kostenangaben) einen entscheidenden Einfluss auf die Darstellung der spezifischen Jahreskosten für eine Reinigungsstufe mit Aktivkohle (PAK/GAK). Tabelle 16 und Abbildung 12 dienen für einen Vergleich der verschiedenen Kostenangaben aus Literatur und Praxis.

Tabelle 16: Vergleich der verschiedenen Kostenangaben aus Literatur und Praxis für Adsorptionsverfahren

Kläranlage - Betrieb - Bau - großtechnische Versuche	Bemerkung	Spezifische Kosten	
Kressbronn-Langenargen	30.000 EW (PAK-Anlage)	0,08 Euro/m ³	5,50 Euro/E*a
Stockacher Aach	48.000 EW (PAK-Anlage)	0,07 Euro/m ³	5,90 Euro/E*a
Mannheim	Teilstrombehandlung, 145.000 EW (PAK-Anlage)	0,051 Euro/m ³ ,	2,13 Euro/E*a
Böblingen Sindelfingen	250.000 EW (PAK-Anlage)	0,046 Euro/m ³	2,00 Euro/E*a
Neu-Ulm	440.000 EW (PAK-Anlage)	0,013 Euro/m ³ (Betriebskosten ohne Abwasserabgabe)	5,00 Euro/E*a
Buchenhofen	700.000 EW (PAK-Anlage), Teilstrombehandlung	0,037 Euro/m ³ Betriebskosten für PAK-Dosierung zur FF	
Düren Merken	310.000 EW (GAK-Anlage, verschiedene Bettvolumina)	0,015 Euro/m ³ – 0,093 Euro/m ³	
Obere Lutter	380.000 EW (GAK-Anlage, Bettvolumina 9.000)	0,06 Euro/m ³	
Machbarkeitsstudien, Planung	Bemerkung	Spezifische Kosten	
Kläranlage Neuss-Ost	PAK-Anlage mit Filter (verschiedene Varianten)	0,047 Euro/m ³ – 0,086 Euro/m ³	
Kläranlage Gütersloh-Putzhagen	GAK-Anlage (verschiedene Varianten)	0,06 Euro/m ³ - 0,20 Euro/m ³	
Kläranlage Bad Oeynhausen	PAK und GAK-Anlage (verschiedene Verfahren)	0,046 Euro/m ³ - 0,064 Euro/m ³	
Kläranlage Lage	GAK-Anlage (125.000 EW)	0,09 Euro/m ³	
Kläranlage Dülmen	GAK-Anlage (55.000 EW)	0,06 Euro/m ³	
Literatur und Studien	Bemerkung	Spezifische Kosten	
Metzger	Bemessungsbeispiele für Kläranlagen > 100.000 EW	0,05 Euro/m ³ - 0,075 Euro/m ³	5 -7 Euro/E*a
Pinnekamp	PAK-Anlage, Kostenbetrachtung für die normierte Modellkläranlage (verschiedene Varianten)	0,12 Euro/m ³ – 0,18 Euro/m ³	
Fahlenkamp		0,08 Euro/m ³ – 0,09 Euro/m ³	
Hunziker	PAK-Anlage, unterschiedlichen Anlagengrößen und verschiedene Varianten	0,1 Euro/m ³ – 0,47 Euro/m ³	

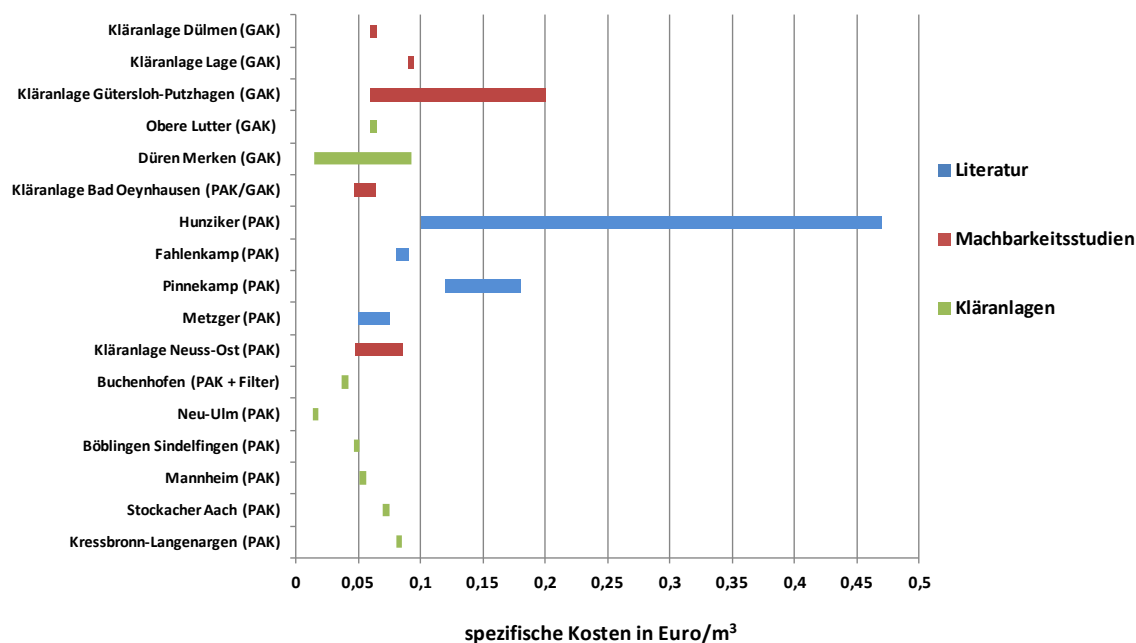


Abbildung 12: Vergleich der verschiedenen Kostenangaben aus Literatur und Praxis für Adsorptionsverfahren

8.3 Energiebedarf Adsorptionsverfahren (PAK und GAK)

Der Energieverbrauch für die Aktivkohleverfahrenstechniken gestaltet sich unterschiedlich. Für die ganzheitliche Betrachtung müssen der Energieaufwand für Herstellung, (Rück-)Transport und bei Kornkohlen ggf. deren Reaktivierung betrachtet werden. Auch wenn sich die Hersteller mit Zahlenangaben bedeckt halten, so kann mit Energieverbrauchswerten für Frischkohle von ca. 8-10 kWh/kg und bei Reaktivaten von 3-4 kWh/kg eine erste Abschätzung vorgenommen werden. Zur Abschätzung des Energieaufwands können nachfolgenden Kennwerte verwendet werden (vgl. Bolle et al., 2011).

Für die unterschiedlichen Rahmenbedingungen wurden so für das PAK-Einrührverfahren spezifische Werte von rd. 0,01-0,06 kWh/m³ bzw. maximal rd. 5 kWh/(E*a), bei der Aktivkohlefiltration bei rd. 0,01-0,08 kWh/m³ oder maximal rd. 7 kWh/(E*a) ermittelt (Bolle et al., 2011; Abegglen & Siegrist, 2012).

Laut Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg (UM) (2012) erhöht der Betrieb einer PAK-Stufe inklusive Sandfiltration den Stromverbrauch auf der Kläranlage im Mittel um etwa 7 kWh/(E*a). Die spezifischen Kosten für die zusätzlichen Reinigungsstufen werden neben den Investitionskosten durch die höheren Betriebskosten beeinflusst. Darin noch nicht berücksichtigt ist der spezifische Energie-

einsatz für Herstellung und Transport der Aktivkohle. Dieser liegt bei etwa 20 bis 30 kWh/(E*a). Diese Werte variieren stark in Abhängigkeit von der eingesetzten PAK-Dosis sowie der Kläranlagengröße (UM, 2012).

Wie beim Energieverbrauch ist auch für die Kosten bei GAK-Filtersystemen entscheidend, wie viel Abwasser pro Aktivkohlemenge (BVT) behandelt werden kann. Je kürzer die Standzeit, desto unwirtschaftlicher das Verfahren. Für die Kläranlage Lage in Deutschland liegt eine detaillierte Kostenschätzung vor. Unter der Annahme einer durchschnittlichen Filterstandzeit von 6 Monaten (ca. 7.500 BVT) wurden dafür spezifische Kosten von rund 0,08 Euro/m³ (ca. 3,20 Euro/E_{max}/a) errechnet (Cluster Umwelttechnologien NRW, 2012).

Nach Bolle et al. (2011) weisen die Adsorptionsverfahren mit PAK und GAK einen geringen Energiebedarf auf der Kläranlage auf. Die Werte liegen für beide Verfahren insgesamt zwischen 0,01 kWh/m³ (0,89 kWh/(E*a)) und 0,07 kWh/m³ (6,3 kWh/(E*a)). In Abbildung 13 ist der Energiebedarf von Adsorptionsverfahren nach verschiedenen Literaturangaben dargestellt.

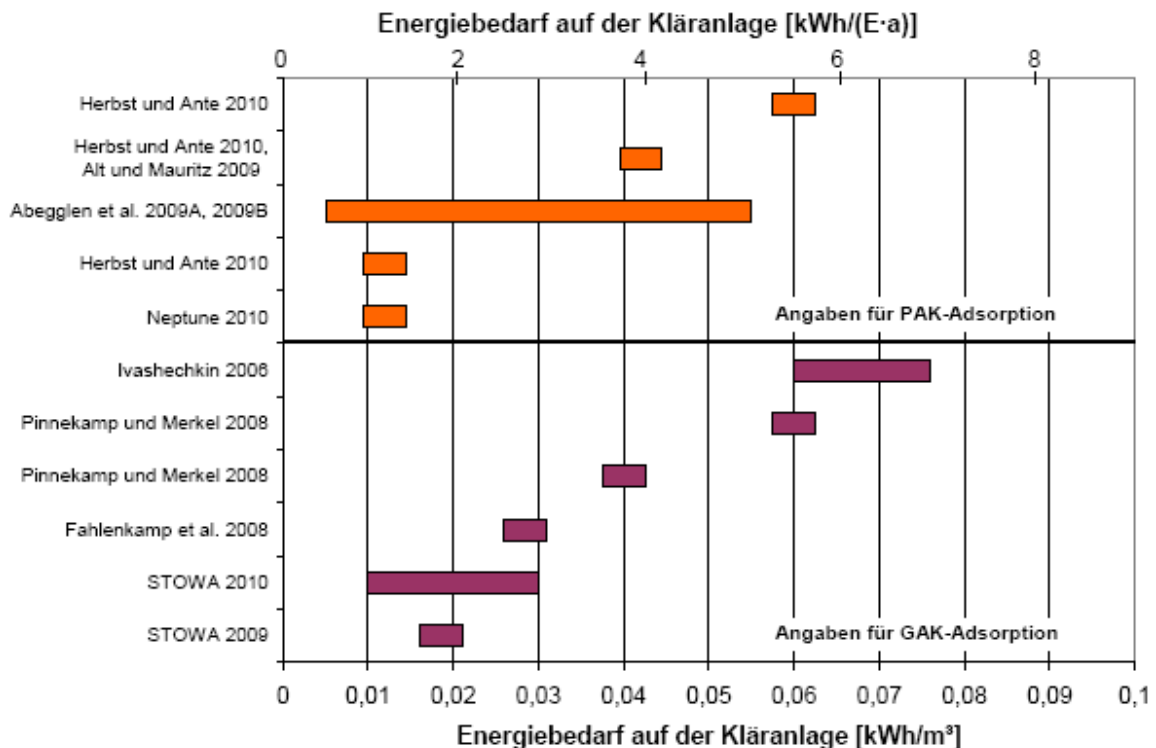


Abbildung 13: Energiebedarf von Adsorptionsverfahren nach verschiedenen Literaturangaben (Bolle et al., 2011)

Der zusätzliche Energiebedarf für eine PAK-Stufe ist relativ gering. Die wichtigsten Energieverbraucher sind die Rührwerke des Kontaktreaktors sowie die Pumpen für die Rezirkulation. Für diese Verbraucher bewegt sich der Energiebedarf in der Größenordnung von 0,01–0,05 kWh/m³ (Abegglen & Siegrist, 2012). Dennoch müssen bei einer ganzheitlichen Betrachtung des Energiebedarfes folgende Aspekte berücksichtigt werden:

- Aktivkohle weist einen relativ hohen Brennwert auf. Bei der Schlammverbrennung wird dadurch mehr Wärme frei, die genutzt werden kann. Diese zusätzliche Energie sollte bei der Verbrennung berücksichtigt werden.
- Die erforderliche Energie für die Herstellung und den Transport der Aktivkohle muss berücksichtigt werden.

Es liegen nur wenige Zahlen über den Rohstoffbedarf und den Energieverbrauch der Aktivkohle-Herstellung vor. Nach Abegglen & Siegrist (2012) wird der Primärenergiebedarf für Herstellung, Transport und Energieverbrauch auf einer Kläranlage auf 0,32–0,45 kWh/m³ (Großteil entfällt auf Herstellung) geschätzt (ohne abschließende Filtration). Diese in Abegglen & Siegrist (2012) geschätzten Zahlen sind aber mit großen Unsicherheiten behaftet.

Aus der großen Bandbreite der in der Literatur angegebenen Energiebedarfswerte für ein Adsorptionsverfahren mit PAK bzw. GAK ist, wie bei einer Ozonierung erkennbar, dass unterschiedliche Randbedingungen, Systemgrenzen sowie Dosierungen zu beachten sind.

Bei dem GAK-Verfahren ist zu berücksichtigen, dass Kohle nicht direkt pro Volumen an zu behandeltem Abwasser dosiert wird, da die GAK in einem Filterbett eingebaut ist. Deshalb ist es schwierig einen Vergleich mit anderen Verfahren zu ermöglichen. Hierzu kann aber eine äquivalente Dosis berechnet werden, indem die GAK-Masse im Filter auf das über die Laufzeit eines Filterbetts behandelte Abwasservolumen bezogen wird. Da nur wenige Angaben zur Laufzeit von GAK-Filtern zur Spurenstoffelimination existieren, ist die berechnete Dosis mit Unsicherheit behaftet (Biebersdorf et al., 2012).

Der Bedarf an Energie auf der Kläranlage für eine GAK-Filtration liegt zwischen 0,06 und 0,17 kWh/m³ (5,36 – 15,21 kWh/(E*a)). Es ergibt sich kein Unterschied bzgl. des Energiebedarfs auf der Kläranlage zwischen der Verwendung von frischer und regenerierter GAK (Biebersdorf et al., 2012). Eine mögliche Aufteilung der benötigten Energie zwischen Pumpwerk, Vorfiltration, GAK-Filtration und Nachbehandlung des Rückspülwas-

sers ist in Abbildung 14 dargestellt.

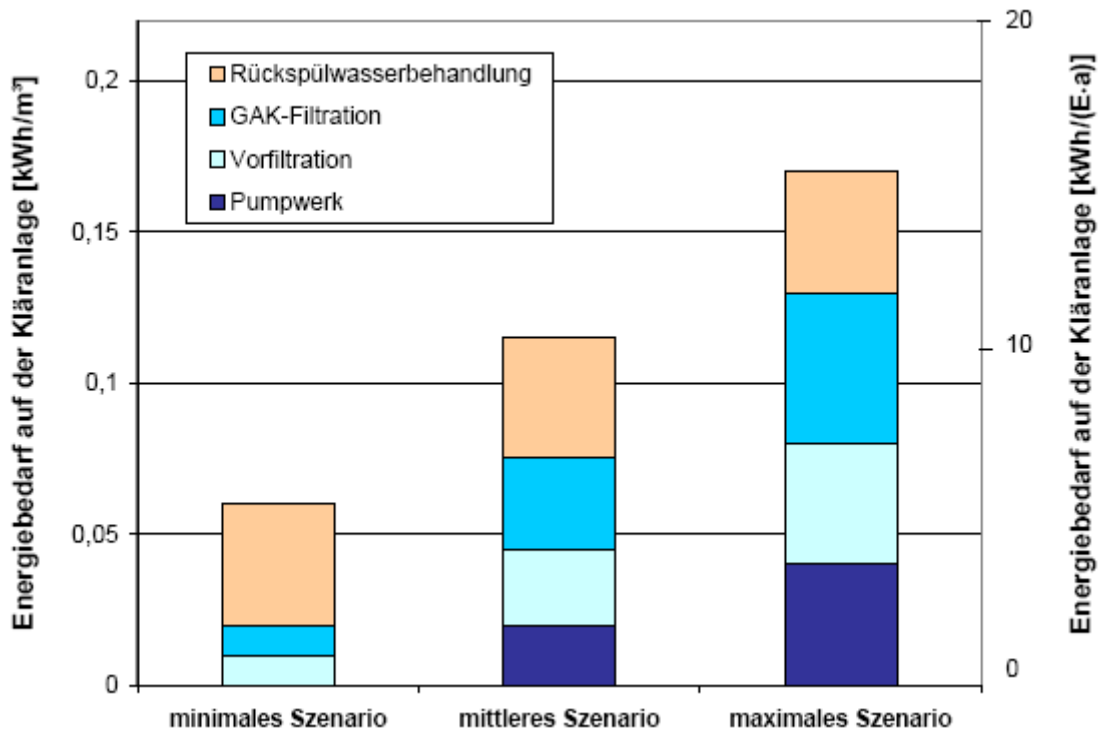


Abbildung 14: Energiebedarf auf der Kläranlage für eine nachgeschaltete Filtration mit GAK (frisch oder regeneriert) (Biebersdorf et al., 2012)

Der Energiebedarf für einen GAK-Filter bewegt sich nach Abegglen & Siegrist (2012). im ähnlichen Rahmen wie für eine Sandfiltration, d. h. 0,01–0,05 kWh/m³. Wie bei allen Verfahren ist bei der Energiebetrachtung eine Gesamtbilanz notwendig, d.h. es ist der Energieverbrauch für die Herstellung oder Regenerierung ebenfalls zu berücksichtigen.

Der Energieverbrauch ist aber von der Filterstandzeit abhängig. Nach eigenen Recherchen und aus den Angaben in der Literatur liegen weder über den Energieverbrauch der Herstellung von Aktivkohle noch deren Regenerierung verlässliche Zahlen vor. Abbildung 15 zeigt den Primärenergieverbrauch für die GAK-Herstellung sowie Regenerierung in Abhängigkeit der Filterlaufzeit. Nach Abegglen & Siegrist (2012) ist ab einer Standzeit von etwa 5.000 BVT der Energieverbrauch aufgrund der Regenerierung trotz größerem Aktivkohlebedarf niedriger als bei der PAK-Anwendung.

Im Gegensatz zu GAK kann PAK nicht regeneriert werden. Die verbrauchte Kohle wird dem Abwasser mit dem Klärschlamm entnommen und der Schlammbehandlung zugeführt. In den meisten Fällen kann von der Verfahrenskette Voreindickung-Faulung-Nacheindickung- Entwässerung-Trocknung-Verbrennung ausgegangen werden.

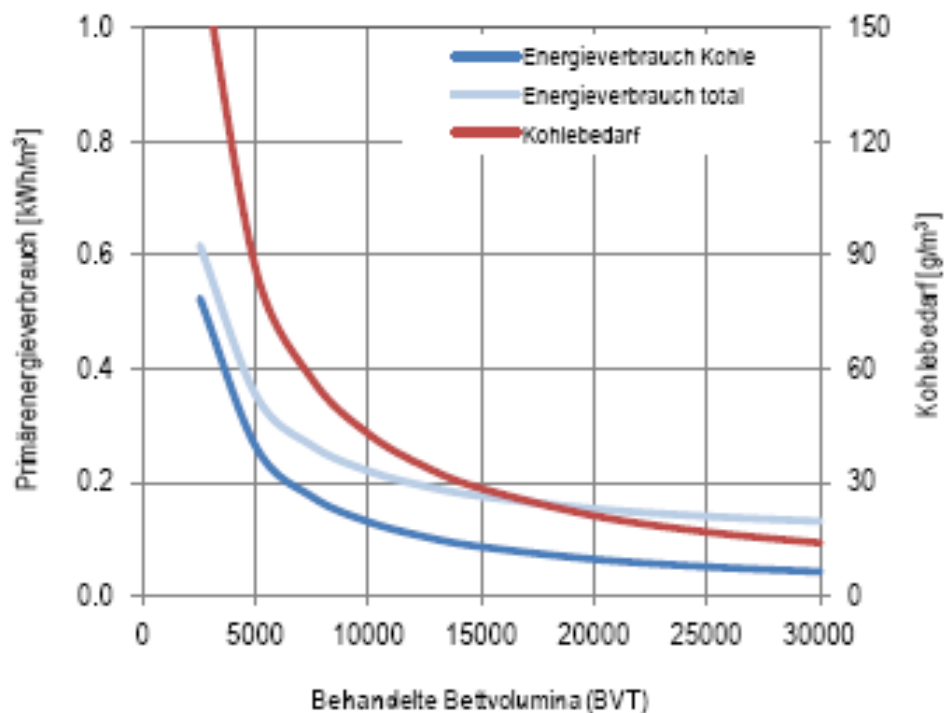


Abbildung 15: Primärenergieverbrauch und Kohlebedarf eines GAK-Filters (Abegglen & Siegrist, 2012)

Durch die PAK-Zugabe ist mit einem Mehranfall (Bsp.: ca. 9 % mehr Schlamm anfall kg TR am Tag bei der Kläranlage Böblingen-Sindelfingen) an Klärschlamm zu rechnen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die thermische Energie, die bei der Verbrennung der Aktivkohle mit dem Schlamm freigesetzt wird, in die Energiebilanz einberechnet werden muss.

8.4 Leistungsfähigkeit und Betriebsstabilität Adsorptionsverfahren

Die Leistungsfähigkeit der Aktivkohleadsorption zur Elimination von organischen Substanzen wird durch eine Vielzahl von substanzspezifischen Größen beeinflusst. Tabelle 17 gibt die verschiedenen Einflussgrößen wieder.

Eine erfolgreiche und wirtschaftliche Anwendung von Adsorptionsverfahren setzt neben grundlegenden Kenntnissen über die Wechselwirkungen zwischen der Aktivkohle und den zu entfernenden organischen Stoffen (dem Adsorptiv) auch Kenntnisse der sonstigen Rahmenbedingungen, wie z.B. der Sorptivkonzentration¹, der Zusammensetzung der Lösung, der Wassertemperatur etc. voraus.

¹ Der noch nicht sorbierte Stoff wird als Sorptiv bezeichnet.

Tabelle 17: Substanzspezifische Einflussfaktoren auf die AktivkohleadSORPTION (Pöpel, 1988; Metzger, 2010)

Einflussfaktor	Wirkungsweise
Molekularstruktur	- Substanzen gleicher chemischer Natur werden bei geringer Verzweigung besser adsorbiert - Aromatische organische Verbindungen werden wesentlich besser adsorbiert als aliphatische Verbindungen. - Art und Lage der funktionellen Gruppen. Häufig hat ein Molekül sowohl unpolare als auch polare funktionelle Gruppen, sodass es sich an der AK-Oberfläche so orientiert, dass die unpolaren Gruppen zur AK, die polaren Gruppen zur Lösung hin orientiert sind.
Molekulargewicht	- Mit abnehmendem Molekulargewicht steigt im Allgemeinen die Adsorptionsfähigkeit, da große Moleküle nicht in die Adsorptionsporen (Mikroporen) passen. - Bei sehr geringen Molekulargewichten bzw. -größen steigt allerdings auch die Löslichkeit (Hydrophilität). Dies beeinflusst die Adsorptionsmöglichkeit wiederum negativ.
Löslichkeit	- Mit abnehmender Löslichkeit steigt die Adsorptionsfähigkeit.
Polarität	- Polare Moleküle sind besser wasserlöslich als unpolare und damit schlechter adsorbierbar. Die meisten AK haben unpolare Oberflächen, wodurch die ebenfalls wenig oder unpolaren organischen Stoffe gut aus dem Wasser entfernt werden können.
Ionisation	- Stark ionisierte Substanzen sind schlecht adsorbierbar, d.h. die Adsorptionsfähigkeit nimmt mit abnehmenden Dissoziationsgrad zu.
pH-Wert	- Bei niedrigem pH-Wert können bevorzugt Säuren (z.B. org. Säuren und Phenole) adsorbiert werden. - Bei hohem pH-Wert können bevorzugt Basen (z.B. Amine) adsorbiert werden.
Temperatur	- Mit abnehmender Temperatur erhöht sich die Adsorptionskapazität. - Mit steigender Temperatur erhöht sich die Adsorptionsgeschwindigkeit.

In aller Regel sind Versuche mit dem zu behandelnden Abwasser nützlich. Generell sollte bei der Anwendung und Bewertung dieser Verfahren folgende Kriterien berücksichtigt werden:

- Dosierung und Kontaktzeit
- Probenahme (Probenahme und Methodik beeinflussen Messergebnisse, filtrierte Proben oder nicht?)
- Hintergrund- DOC (schwer abbaubarer CSB)
- Reinheitskriterien von der verwendeten Aktivkohle
- Adsorptionseigenschaften
- Anwendungsbezogene Eigenschaften (Korngröße, Benetzbarkeit...).

Tabelle 18 fasst die wesentlichen betrieblichen Einflussparameter auf das Verfahren der Aktivkohleadsorption zusammen.

Tabelle 18: Übliche Betriebsparameter (DVGW, 2012; Metzger, 2010; Metzger 2010a)

Einflussparameter	Auswirkung
Kontaktzeit (PAK,GAK)	Mit zunehmender Kontaktzeit steigt der Wirkungsgrad
Aktivkohlesorte	Beeinflusst den Wirkungsgrad (substanzspezifisch)
Beladungszustand (GAK)	Der Wirkungsgrad nimmt mit der Laufzeit ab
Aktivkohlemenge	Erhöhung der PAK-Zugabemenge bewirkt eine Verbesserung der Entfernung organischer Spurenstoffe
Dosierstelle (PAK)	Einfluss auf die Gleichgewichtsbeladung
Adsorbensführung (PAK)	Art und Weise der Adsorbensführung innerhalb der Stufe haben Einfluss auf die zu erzielende Reinigungsleistung (Rückführung der Überschusskohle)
Hilfsstoffe (PAK)	Variation von Dosiermenge und Dosierreihenfolge der Hilfsstoffe beeinflusst den Rückhalt von PAK (Feststoffabtrennung). Eine Steigerung der FHM-Dosierung kann die Feststoffabtrennung und das Absetzverhalten des Kohleschlammes (Verbesserung des ISV) verbessern.
Fällmittel (GAK)	Fällmittelzugabe hat einen Einfluss auf die Feststoffabtrennung im Filterbett (GAK-Verfahren) und hinsichtlich des Feststoffrückhaltes Einfluss auf die Filterleistung und Filtergeschwindigkeit
Partikelgröße	Bei vorgegebener Kontaktzeit nimmt der Wirkungsgrad mit zunehmender Partikelgröße ab
Steuerung	DOC oder SAK-Steuerung hat Einfluss auf die PAK Dosiermenge

In Bezug auf eine stabile Betriebsführung einer PAK-Anlage und einer nachgeschalteten Filtration müssen die Einflussfaktoren auf die Filtration (Sandfiltration) berücksichtigt werden. Darunter gehören vorwiegend:

- Fracht aus der Nachklärung (Nährstoffe, Trübung und AFS)
- Flocken, Partikelgröße, Struktur
- Aufbau des Filtermediums
- Effizienz der Rückspülung
- Zulaufschwankungen, Dynamik Abwassermenge
- Filtergeschwindigkeit und Filterstandzeit
- Fracht aus PAK und Flockung/Fällung.

Die Anwendung von Aktivkohle (PAK) bei der kommunalen Abwasserbehandlung hat im Vergleich zu anderen Verfahren wesentliche Vorteile und Nachteile. Eine zusammenfassende Übersicht zu den einzelnen Vor- und Nachteilen ist in Tabelle 19 aufgeführt.

Tabelle 19: Vor- und Nachteile des PAK-Adsorptionsverfahrens (Abegglen, 2009; Hunziker, 2008; Bolle et al., 2011; Abegglen & Siegrist, 2012; Metzger, 2010)

Vorteile	Nachteile
Phosphatelimination und Breitbandwirkung	Sicherstellung des Rückhaltes der PAK (Feststoffabtrennung)
PAK ist billiger als Kornkohle	
Vorhandene Volumina (Belebungsbecken, Überstauraum von Schnellfiltern) können als Reaktionsräume genutzt werden	Zusätzliche Bauwerke erforderlich (Kontaktbecken, Absetzbecken, Filtration)
PAK kann vorgehalten und gezielt in Abhängigkeit der Schmutzfracht dem Abwasser zugesetzt werden	Verfahren kann sich auf die bestehende biologische Reinigungsstufe einer Kläranlage auswirken (abhängig von Peripherie und Anlagen- und Verfahrenstechnik)
Keine Bildung von Reaktionsprodukten (die allgemein oder spezifisch toxischer wirken können)	Rücklösung des unveränderten Spurenstoffes (Desorption) und Rückbelastung der Kläranlage über Aktivkohleschlamm möglich
Energieverbrauch einer Aktivkohle-Adsorption auf einer Kläranlage ist niedrig	Adsorptionsprozess ist langsamer im Vergleich zur Ozonierung
Sehr gute Eliminationsleistung und vollständige Entfernung aus dem Abwasserstrom	Höhere Klärschlammengen und Entsorgung bzw. Regenerierung der beladenen Kohle
Verbesserung der Schlammeigenschaften, die bei der Schlammbehandlung, insbesondere bei der Schlamm entwässerung, förderliche Wirkung der Überschussskohle hinsichtlich der Entwässerungseigenschaft	Teilweise großer bautechnischer Aufwand und umfangreiche maschinentechnische Ausrüstung (abhängig von bereits freien, nutzbaren Anlagenkomponenten einer Kläranlage, z.B. RÜB)
Geringe Investitionskosten (bei Nutzung von vorhandenen Kapazitäten, verwendbarer baulicher Bestand wie z. B. Flächen und Becken) im Vergleich zur Ozonierung	Nachgeschalteter Absetzprozess und Filtration erforderlich, da Abwasser mit Aktivkohle belastet, Abtrennung der Kohle vom Abwasser bedeutet wieder Energieaufwand
Wirkungsweise der Elimination bekannt (Adsorption)	Nasse AK wirkt zum Teil korrosiv und abrasiv auf Anlagenbestandteile (z.B. bei Schwarzstahl)
Dosierung lässt sich leicht bis zur maximalen Dosieranlagenleistung anpassen	Hohe Betriebsmittelkosten und energieintensiver Herstellungsprozess (Herstellung der Aktivkohle)
Keine besonderen Materialanforderungen an die maschinelle Ausrüstung	
Die bei der Schlammverwertung prinzipielle positive Auswirkung auf den Heizwert des Klärschlammes	AK wirkt nicht selektiv. Bei der Simultandosierung konkurrieren sämtliche gelöste Abwasserinhaltsstoffe um die freien Adsorptionsplätze, sodass aufgrund der Anwesenheit verschiedener, auch leicht abbaubarer Stoffe, die Adsorptionskapazität bezüglich der zu entfernenden Stoffe erheblich vermindert wird
Phosphatelimination und Breitbandwirkung	
Verbesserung der hygienischen Beschaffenheit des Kläranlagenablaufes	
Einfache Anlagentechnik, die mit bekannten Verfahren aus der Abwasserreinigung vergleichbar ist	

Hinsichtlich der Leistungsfähigkeit der Adsorptionsverfahren bestätigen die Versuche in der Schweiz und auch die Untersuchungen in Deutschland, dass mit PAK und GAK ein breites Stoffspektrum weitgehend aus dem kommunalen Abwasser entfernt werden kann. Für die Elimination von Bedeutung sind insbesondere die Eigenschaften der eingesetzten Kohle sowie die dosierte Menge. Mit einer PAK-Dosis von 12–15 g/m³ gereinigtes Abwasser konnte im Durchschnitt eine Elimination von über 80 % erzielt werden (Abegglen & Siegrist, 2012). Ein wichtiger Vorteil der Adsorptionsverfahren ist, dass keine negativen Effekte auf empfindliche Wasserlebewesen wie die östrogene Aktivität oder die Fisch- und Algtoxizität nachgewiesen werden konnten.

Ein wichtiger Parameter bei der Betriebsweise von GAK-Filtern ist die Filterbeladung. Die GAK-Filter müssen in bestimmten Intervallen rückgespült werden und das Rückspülwasser muss in die Vorklärung oder die biologische Stufe zurückgeführt werden. Dabei muss aber im Gegensatz zu einem Sandfilter das Filtermaterial regelmäßig ausgetauscht werden. Die Austauschmöglichkeit ist daher für den laufenden Betrieb einer vierten Reinigungsstufe mit GAK sehr bedeutend. So muss bei einer größeren Anzahl Filterzellen darauf geachtet werden, dass die Zulaufsteuerung so ausgestaltet ist, dass die Außerbetriebnahme von einzelnen Filterzellen (während Kohleaustausches) den Betrieb der Anlage nicht beeinträchtigt (Abegglen & Siegrist, 2012).

Der Aufwand für die Erneuerung der Filterbetten ist vertretbar und ist abhängig von der Größe des Filters. Die beladene Aktivkohle wird in der Regel mit speziellen Saugwagen abgezogen, die frische Aktivkohle anschließend eingefüllt. Dieser Vorgang dauert für eine Zelle gemäß Herstellerangaben bei kleinen Filtern wenige Stunden, bei größeren Filtern 4 bis 6 Stunden. Um auch während des Austauschvorganges eine Elimination zu gewährleisten, sind mindestens zwei Filter vorzusehen (Abegglen & Siegrist, 2012). Alternativ ist auch ein Tausch der beladenen Filter gegen einen frischen möglich.

Für die Beschreibung der Betriebsstabilität und der Funktion von GAK-Filtern sind die Abnahme der Konzentration gelöster Stoffe in Fließrichtung und der Effekt der Erst- bzw. Vorbeladung von Bedeutung. Hierzu beschreiben Abegglen & Siegrist (2012) drei Zustände in einem Filter:

- **Gesättigte Zone:** Im in Fließrichtung zuerst durchströmten Bereich stellt sich ein Gleichgewicht ein. Die Adsorptionskapazität des Filters ist an dieser Stelle erschöpft.

- **Unbeladene Zone:** Der Filter wird in Fließrichtung beladen, d. h. das Adsorbat wird im ersten Teil komplett entfernt. Die unbeladene Zone war somit noch nicht in Kontakt mit dem Adsorbat.
- **Arbeitsfront:** Der Bereich zwischen der gesättigten und der unbeladenen Zone wird als Arbeitsfront bezeichnet. In diesem Bereich ist die Kohle noch nicht im Gleichgewicht, die Adsorption findet dort statt. Die Arbeitsfront wandert in Fließrichtung durch den Filter. Sobald sie das Ende des Filters erreicht, beginnt der Durchbruch, d. h. die Konzentration des Adsorbats beginnt anzusteigen. Die Form der Arbeitsfront sowie die Geschwindigkeit, mit der sie durch den Filter wandert, sind für jede Substanz individuell.
- **Vorbeladung:** Aufgrund der zunehmenden Beladung in Fließrichtung und die verschiedenen Adsorptionseigenschaften sieht die Arbeitsfront für jeden Stoff anders aus. Da nicht nur die «Zielstoffe» sorbieren, werden die Sorptionsplätze jedoch auch von «Hintergrund-DOC» belegt. Dadurch vermindert sich die Kapazität für die Sorption der Spurenstoffe. Bei einer PAK-Anwendung tritt dieser Effekt nicht auf.

Vergleichbar zu Kapitel 4.3.1 ist die entscheidende Größe für den Betrieb, den Energieverbrauch sowie für die Kosten von GAK-Filtern, die Filterstandzeit. Dabei ist folgende Frage zu klären: Nach wie vielen durchgesetzten Bettvolumen (BVT) muss die Filterpackung ausgetauscht werden? Für diese Größe, die vom gewünschten Reinigungsziel abhängt, gibt es nach Abegglen & Siegrist (2012) und eigenen Recherchen kaum Angaben, da zu wenige Erfahrungen vorliegen. Die vorliegenden Untersuchungen ergeben ein BVT von 4.000 bis 5.500 (Beispiel GAK auf der Kläranlage Düren). Aus den Untersuchungen in Deutschland und den Erkenntnissen aus der Literatur geht hervor, dass für eine stabile Betriebsführung eines GAK-Filterbettes zur Reinigung von Spurenstoffen folgende Aspekte berücksichtigt werden müssen:

- Lange Laufzeiten.
- Konzentrationen an gelöstem Sauerstoff ($> 6 \text{ mg/l}$) sollten im Filterzulauf vorhanden sein.
- Es sollte eine geringe Sauerstoffzehrung durch Rest-BSB im Filterzulauf vorliegen und die Ammonium- und Nitritkonzentration im Filterzulauf sollte möglichst gering sein.
- Ein Verzicht auf eine Luftspülung wäre für den Abbau von Spurenstoffen von Vorteil, kann jedoch aus betriebstechnischer Sicht nicht umgesetzt werden.
- Die Spülungsintervalle sollten optimiert werden.

Für die Entfernung von Mikroverunreinigungen mit GAK-Filtern liegen derzeit nur wenige Untersuchungen (Klärwerk „Obere Lutter“ und Kläranlage „Düren-Merken“). Es kann aber allgemein festgehalten werden, dass die Elimination von Spurenstoffen zumindest in der Anfangsphase sehr gut ist. Mit GAK-Filtern können gute Eliminationsleistungen und damit niedrige Ablaufkonzentrationen erreicht werden. Insbesondere in einem Filter mit frischer Aktivkohle sind die Ablaufkonzentrationen der meisten Stoffe sehr niedrig und lassen sich anhand gemessener Isothermen relativ gut vorhersagen. Wegen der verschiedenen Durchbruchkurven sinkt die Eliminationsleistung von schlecht sorbierbaren Stoffen (z.B. Sulfamethoxazol) bereits nach relativ kurzer Zeit, mit zunehmender Filterlaufzeit nimmt die Eliminationsleistung für alle Stoffe ab (mit zunehmender Filterlaufzeit steigen die Ablaufkonzentrationen sukzessive an) (Abegglen & Siegrist, 2012). Die entscheidende Frage ist, wann die Eliminationsleistung nicht mehr ausreicht und das Filtermaterial ausgetauscht werden muss. Abbildung 16 und Abbildung 17 zeigen die Eliminationsleistung verschiedener Filter für verschiedene Spurenstoffe auf. Nach Abegglen & Siegrist (2012) bewirkt die GAK-Filtration eine zusätzliche Elimination der organischen Restverschmutzung, der Feststoffe sowie von adsorbierbaren, organischen Halogenen (AOX). Die effektive Leistung bezüglich DOC- oder CSB-Elimination hängt aber von den jeweiligen Bedingungen ab (Abegglen & Siegrist, 2012).

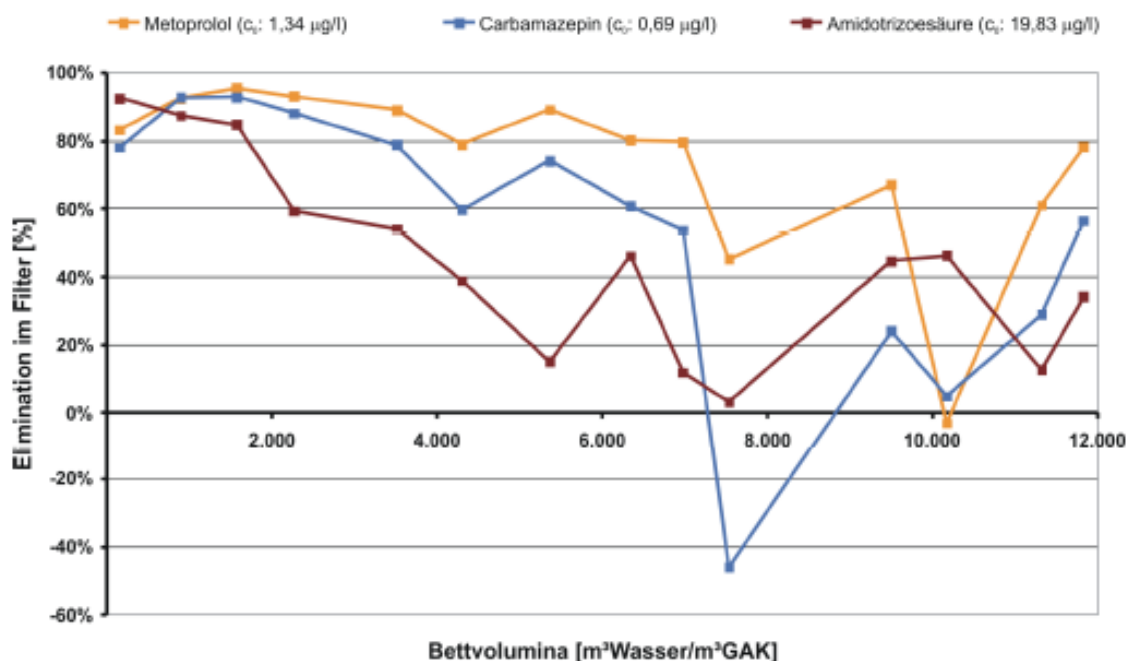


Abbildung 16: Ergebnisse Spurenstoffelimination Kläranlage Düren (Nahrstedt et al., 2012)

Elimination anthropogener Spurenstoffe auf kommunalen Kläranlagen

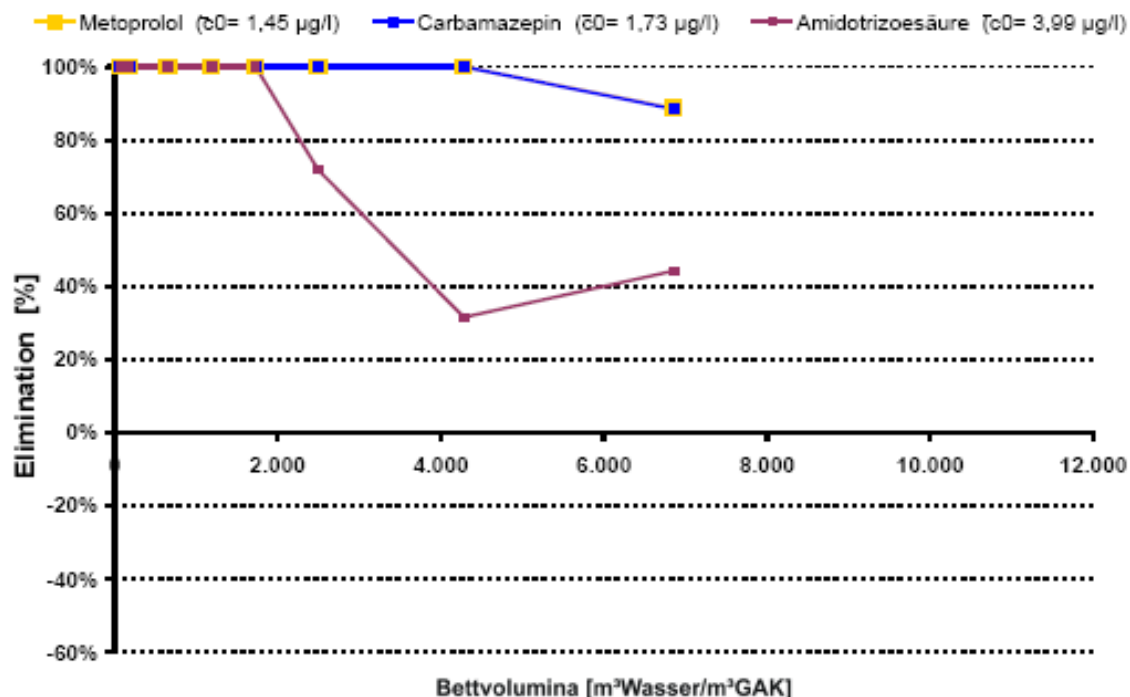


Abbildung 17: Ergebnisse Spurenstoffelimination Kläranlage Obere Lutter (Nahrstedt et al., 2012)

8.5 Kosten Ozonbehandlung

Der Hauptanteil der Kosten wird durch die Ozondosierung und dem notwendigen Energieaufwand bestimmt. Für die Ozonierung werden nach Ternes et al. (2004) Kosten von ca. 0,04 Euro/m³ behandelten Abwassers veranschlagt. Nach Bolle et al. (2011) wurde für die Ozonierung eine Kostenspanne von 0,01-0,18 Euro/m³ ermittelt. Schumacher (2006) errechnet bei einer Dosierung von 12 g/m³ Ozon und einem Strompreis von 0,08 Euro/kWh Stromkosten von 0,018 Euro/m³. Die Investitionskosten werden für eine Kapazität von 200.000 m³/d mit 0,0052 Euro/m³ abgeschätzt. Kosten für eine Ozonbehandlung (Ozongenerator, Ozonreaktor, Prozesssteuerungseinheit, Ozondosierung, Maschinen- und Bautechnik, EMSR-Technik) sind insbesondere abhängig von weiteren Verfahrensstufen (Sandfilter), Ausbaugröße, Abwassermenge und dosierte Ozonmenge. Tabelle 20 und Abbildung 18 vergleichen auszugsweise die verschiedenen Kostenangaben für eine Ozonbehandlung aus Literatur und Praxis. Die Investitionskosten von vorhandenen Anlagen sind nicht direkt übertragbar, da die Kostenstrukturen abhängig von den Zielvorgaben sind.

Tabelle 20: Kostenangaben für Ozonierung

Kläranlage - Betrieb - Bau - großtechnische Versuche	Bemerkung	Spezifische Kosten	
Regensdorf	großtechnische Umsetzung, $Q_{\max} = 900 \text{ m}^3/\text{h}$, $Q_{\text{Mittel}} = 450 \text{ m}^3/\text{h}$	0,06 Euro/m ³ bis 0,07 Euro/m ³ Jahreskosten + 0,02 Euro/m ³ operationelle Kosten	
Berlin- Ruhleben	halbtechnische Pilotanlage am Klärwerk Berlin – Ruhleben (2 m ³ /h)	0,013 Euro/m ³ bis 0,028 Euro/m ³	
Lausanne	mittlerer Durchfluss von 60 l/s und 500 l/(E*d)	0,19 Euro/m ³ , 0,12 Euro/m ³ ohne Sandfilter	34 Euro/(E*a)
Wien (KomOzon)	in Abhängigkeit von der Ozondosis, dem einwohnerspezifischen TOC-Wert und dem DOC im Ablauf	0,046 Euro/m ³ – 0,12 Euro/m ³	0,32 Euro/E*a – 0,86 Euro/E*a
Duisburg	bezogen auf die Jahres-Schmutzwassermenge von 1.200.000 m ³ /a	0,12 Euro/m ³ (zusätzlich fallen Energiekosten (Sauerstoffherstellung) von 0,01 bis 0,02 Euro/m ³ an)	
Machbarkeitsstudien, Planung	Bemerkung	Spezifische Kosten	
Bad Oeynhausen	80.000 EW	0,0435 Euro/m ³	
Literatur und Studien	Bemerkung	Spezifische Kosten	
Abegglen	unterschiedlicher Ausbaugrößen und dosierte Ozonmenge, mit und ohne Sandfilter	0,04 – 0,163 Euro/m ³	
Beier	verschiedene Ausbaugrößen (mit und ohne Sandfilter)	0,02 – 0,2 Euro/m ³	
Fahlenkamp	Auslegungsgröße zwischen 85.000 - 385.000 m ³ /d täglicher mittlerer Trockenwetterabfluss	0,02 – 0,065 Euro/m ³	
Pinnekamp	Modellkläranlage mit 100.000 EW	0,05 Euro/m ³	

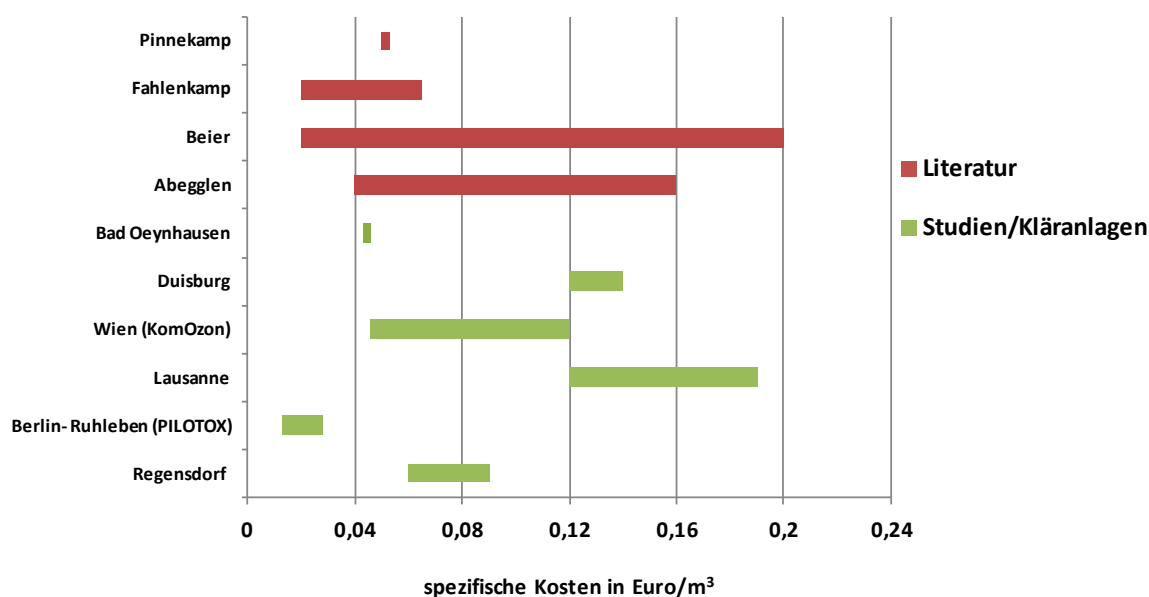


Abbildung 18: Kostenangaben für Ozonierung

8.6 Energiebedarf Ozonbehandlung

Grundsätzlich ist der Energieverbrauch abhängig von den lokalen Verhältnissen (notwendige Dosierung) und den Betriebsbedingungen. Für die Ozonbehandlung wurde von Ternes et al. (2004) ein Energieverbrauch von bis zu 0,3 kWh/m³ ermittelt. Andere Quellen gehen je nach Randbedingungen von einem Energiebedarf von ca. 0,05-0,45 kWh/m³ oder maximal ca. 43 kWh/(E*a) aus (Bolle et al., 2011). Der Energieverbrauch liegt somit im Bereich konventioneller Kläranlagen, d.h. durch die Ozonierung des Kläranlagenablaufs kann sich der Energieverbrauch einer Kläranlage verdoppeln. Er liegt damit aber immer noch niedriger, allenfalls in der gleichen Größenordnung wie bei Membranbelebungsanlagen. Beier et al. (2010) gibt einen Energieverbrauch (elektrische Energie) für die Ozonbehandlung ohne Sandfilter mit 0,05 – 0,15 kWh/m³ (Ozondosis 3 – 10 mg/l) und inklusive Sandfilter mit 0,1 – 0,2 kWh/m³ an. Dabei beträgt die Primärenergie ohne Sandfilter 0,15 – 0,45 kWh/m³ und mit Sandfilter 0,3 – 0,6 kWh/m³. Abegglen & Siegrist (2012) geben bei dem Einsatz einer Ozonierungsanlage eine Steigerung des Energieverbrauches um 0,05-0,1 kWh/m³ oder 10-30 % und einer Kostenerhöhung von 10-20 % an.

Einen Überblick über Angaben zum Energiebedarf einer Ozonierung aus der Literatur ist in Abbildung 19 dargestellt. Nach Bolle et al. (2011) stammen die angegebenen Daten zum Teil aus Abschätzungen und Modellberechnungen. Andere wurden mittels der aus

Pilotversuchen gewonnenen Daten berechnet. Dort wird die große Bandbreite der Angaben deutlich, wobei auf die unterschiedlichen Randbedingungen, Systemgrenzen sowie Ozondosierungen zu achten ist (Bolle et al., 2011). Der Energiebedarf für die Ozonierung (ohne nachgeschaltete Stufen wie zum Beispiel Sandfilter) kann überschlägig mit 0,1 bis 0,2 kWh/m³ (9 bis 18 kWh/(E*a)) angenommen werden (Bolle et al., 2011).

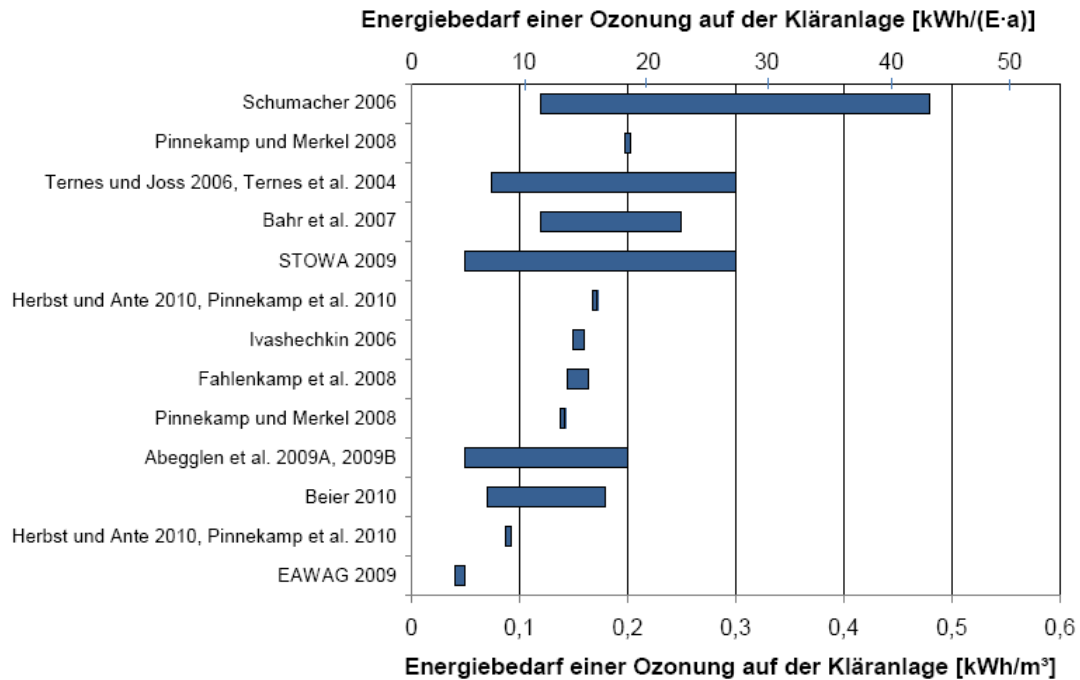


Abbildung 19: Literaturangaben zum Energiebedarf einer Ozonierung auf der Kläranlage (Bolle et al., 2011)

Im Zuge einer ganzheitlichen Betrachtung des Energiebedarfes einer Ozonbehandlung auf der Kläranlage muss die Energie, welche für die Sauerstoffherstellung (Flüssigsauerstoff) und -lieferung benötigt wird, ebenfalls berücksichtigt werden. Nach Bolle et al. (2011) beträgt der mittlere gesamte Energiebedarf für eine Ozonierung 0,22 kWh/m³ (20 kWh/(E*a)). Der maximale Gesamtbedarf beträgt 0,58 kWh/m³ (52 kWh/(E*a)) bei einer Dosis von 15 gOzon/m³, der minimale Bedarf 0,03 kWh/m³ (2,7 kWh/(E*a)) bei einer Dosis von 2,5 g/m³ (siehe Abbildung 20).

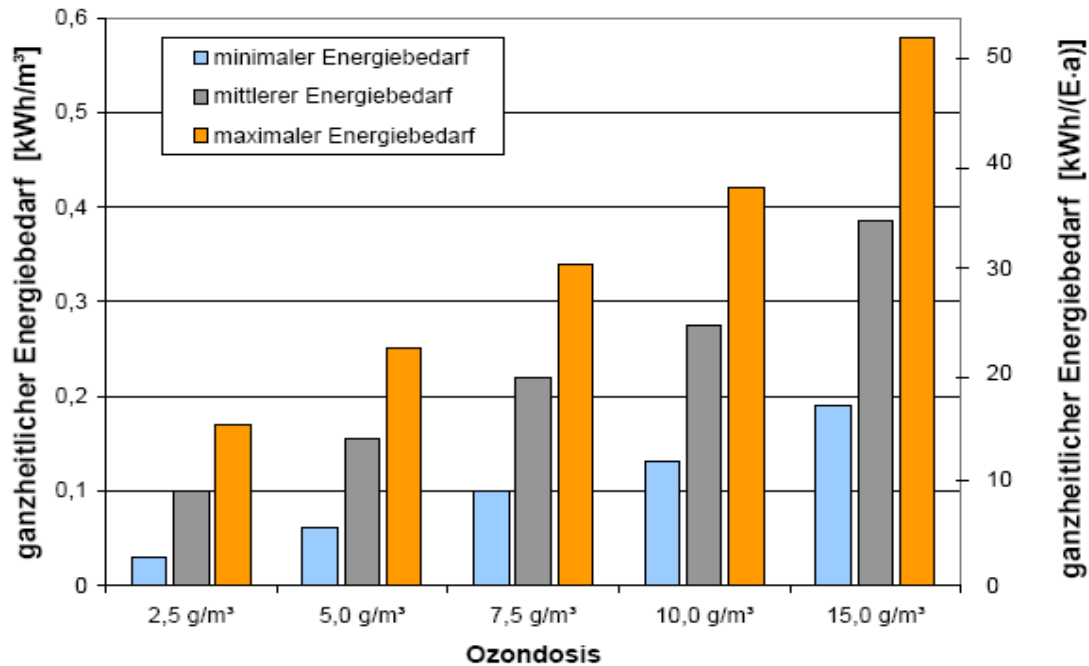


Abbildung 20: Energiebedarf einer Ozonierungsstufe (Bolle et al., 2011)

8.7 Leistungsfähigkeit und Betriebsstabilität Ozonierung

Der Abbau von Substanzen bei der Ozonierung ist substanzspezifisch. Der Abbau hängt aber auch direkt von der Ozon- und der OH-Radikal-Konzentration, resp. der Ozon- und OH-Radikal-Exposition (Produkt aus Konzentration und der verfügbaren Reaktionszeit) ab, die wiederum von verschiedenen Faktoren abhängen (Abegglen & Siegrist, 2012):

- **Ozondosis:** Die eingetragene Ozonmenge ist für den Betrieb der entscheidende Parameter. Je höher die eingetragene Menge, desto mehr Ozon steht für die Reaktionen zur Verfügung.
- **DOC:** Ozon sowie die gebildeten OH-Radikale reagieren nicht nur mit den Spurenstoffen, sondern auch mit der Hintergrundmatrix (Konzentration an DOC). Daher ist ein möglichst geringer Gehalt an organischen Stoffen anzustreben. Besteht das Abwasser zu einem wesentlichen Anteil aus Industrieabwasser, sind Detailuntersuchungen zum Verhalten dieser Inhaltsstoffe während einer Ozonierung notwendig.
- **NO₂ (Nitrit):** Nitrit reagiert sehr rasch mit Ozon und wird dabei zu Nitrat (NO₃-) oxidiert. Ein hoher Nitritgehalt erhöht den Ozonbedarf und damit den Energieverbrauch und die Kosten. Eine möglichst vollständige Nitrifikation ist daher Voraussetzung für einen wirtschaftlichen Betrieb einer Ozonierung.

- **pH-Wert:** Der pH-Wert beeinflusst die Stabilität von Ozon wesentlich. Bei hohen pH-Werten ist Ozon weniger stabil und zerfällt rascher. Für die Elimination von Mikroverunreinigungen ist dieser Effekt nicht bedeutend, weil einerseits die Ozonstabilität durch die Matrix mitbestimmt wird und andererseits die Reaktionskonstanten mit zunehmendem pH ansteigen und damit den schnelleren Zerfall wettmachen. Bei der Dimensionierung eines Reaktors muss der pH-Wert berücksichtigt werden.
- **Alkalinität** (*Säurebindungsvermögen von Wasser*): Je höher die Alkalinität (Carbonatalkalinität, Hydrogencarbonation), desto stabiler ist Ozon, resp. desto langsamer ist sein Zerfall. Insbesondere in Bayern (Bayerischer Wald) muss dieser Zusammenhang aufgrund des vorliegenden Urgesteins (Weichwassergebiete) berücksichtigt werden.
- **Temperatur:** Die Stabilität von Ozon sowie die Zerfallskonstanten werden auch durch die Temperatur beeinflusst. Der Einfluss der Temperatur kann aber in der Regel vernachlässigt werden.

In Bezug auf die Verfahrenstechnik und Betriebsführung bei der Ozonierung sind nach Abegglen & Siegrist (2012) folgenden Faktoren zu berücksichtigen:

- **EMSR:** Der Ozoneintrag muss einerseits der Zuflußdynamik aber auch der unterschiedlichen Abwasserzusammensetzung angepasst werden. Dazu sind verschiedene Steuerung- und Regelungsstrategien möglich, die jeweils unterschiedliche Messtechniken benötigen.
- **Sicherheitstechnik:** Ozon ist ein stark reizendes Gas. Die maximal zulässige Arbeitsplatzkonzentration für Ozon liegt bei 200 µg/m³. Eine höhere Exposition führt je nach Dosis zu starken Reizungen, Übelkeit und Atemnot (bis zur Bewusstlosigkeit), bei wiederholter starker Exposition erhöht sich das Risiko für Atemwegserkrankungen. Um das Betriebspersonal zu schützen, sind geeignete Sicherheitsvorkehrungen zu treffen.
- **Nachbehandlung:** Da bei der Ozonierung reaktive Oxidationsprodukte entstehen, wird eine nachgeschaltete Stufe mit biologischer Aktivität (z. B. Sandfilter oder ähnliches) empfohlen.

Ein entscheidendes Kriterium für die Betriebsweise und den Erfolg einer Ozonierungsanlage ist die bedarfsgerechte Ozondosierung. So muss bei Regenwetter berücksichtigt werden, dass sich die hydraulische Aufenthaltszeit im Ozonierungsreaktor verkürzt, während die notwendige Ozondosis aufgrund der steigenden DOC-Fracht ansteigt (die DOC-Konzentration im Ablauf der Nachklärung reagiert bei Regenereignissen

mit einer Verzögerung von mehreren Stunden). Dieses Zusammenspiel kann zu Ozondurchbrüchen im Ablauf des Ozonierungsreaktors führen. Die spezifische Ozondosierung ($\text{mg O}_3/\text{l}$) sollte daher bei Regenwetter limitiert werden (Abegglen & Siegrist, 2012). Abegglen & Siegrist (2012) fassen die derzeit praktizierten Dosiersteuerverfahren (siehe auch Tabelle 21) nachfolgend zusammen:

- **Durchflussproportionale Dosierung:** Die Ozonmenge wird proportional zum Abwasserzufluss dosiert. Diese Variante bedingt den geringsten messtechnischen Aufwand, weist aber auch die größten Unsicherheiten bezüglich der Eliminationsleistung auf, da die Abwasserzusammensetzung nicht berücksichtigt wird und somit Über- und Unterdosierungen häufig auftreten. Diese Variante sollte daher nur bei kleineren Anlagen mit relativ konstanter Abwasserzusammensetzung eingesetzt werden.
- **Dosierung proportional zur DOC-Fracht:** Die Konzentration der Mikroverunreinigungen ist in der Regel proportional zur DOC-Konzentration, wobei diese Zusammensetzung jeweils von Kläranlage zu Kläranlage verschieden ist. Diese Variante ist einfach implementierbar, die Messung des DOC ist aber relativ aufwändig. Der Nachteil ist, dass Nitritspitzen zu einer verminderten Effektivität führen, resp. allenfalls eine zusätzliche Nitritmessung notwendig ist.
- **Dosierung in Abhängigkeit des gelösten Ozons:** Bei dieser Variante wird im hinteren Teil des Ozonierungsreaktors das gelöste Ozon gemessen und das Ozon aufgrund dieses Signals dosiert. Damit wird sichergestellt, dass die Dosierung auf die Abwasserzusammensetzung abgestimmt ist (DOC, Nitrit, weitere). Der Nachteil ist, dass die Messgeräte eine Mindestkonzentration an Ozon benötigen, und insbesondere bei sehr niedrigen Durchflüssen aufgrund der Ozonzehrung eine Überdosierung erfolgt. Dieses Problem kann gelöst werden, indem der Messort in Abhängigkeit des Durchflusses variiert wird.
- **Dosierung anhand des UV-Signals:** Ozon reagiert selektiv mit bestimmten elektronenreichen Bindungen, die meist auch das UV-Licht absorbieren. Die Elimination von verschiedenen Mikroverunreinigungen korreliert mit der Abnahme der UV-Absorption bei 254 nm (SAK). Somit könnte grundsätzlich die Änderung des UV-Signals zwischen Zu- und Ablauf sowohl für die Ozondosierung, als auch als indirekte Kontrolle der Eliminationsleistung genutzt werden. Diese Regelung befindet sich noch im Forschungsstadium.

Tabelle 21: Charakteristika von vier Möglichkeiten der Ozondosierung (Abegglen & Siegrist, 2012)

	Q	DOC	O ₃	SAK
Steuerung oder Regelung	Steuerung	Steuerung	Regelung	Regelung
Messgeräte	Q (Zulauf)	Q, DOC (Zulauf), evtl. NO ₂ (zu)	(Q), O ₃ (hinterer Reaktorteil)	(Q), SAK (Zulauf und Ablauf)
Aufwand/Kosten	Gering	Kalibrierung aufwändig	Kalibrierung aufwändig	???
Kontrolle Elimination	Nein	i.d.R. gut	Gut	Gut
Vorteile	Einfach	Einfach Aussage über Effektivität	Dosierung angepasst an Bedarf	Aussage über Effektivität Dosierung angepasst an Bedarf Einfache Messung
Nachteile	Keine Aussage über Effektivität Gefahr von Über-/ Unterdosierung	Bei häufigen Nitritspitzen nicht geeignet Dosierung nicht unbedingt nach Bedarf Zuverlässigkeit Messung	Wahl des Messortes entscheidend Überdosierung bei tiefem Durchfluss	Wenig/keine Erfahrungen Vortests notwendig

Grundsätzlich kann festgehalten werden, dass die Betriebsstabilität von Ozonanlagen in den Pilotversuchen in der Schweiz gewährleistet war. Auch die großtechnischen Ozonierungsanlagen in Deutschland bestätigen eine sehr stabile Funktionsweise. Hinsichtlich der Leistungsfähigkeit konnten in den großtechnischen Versuchen in der Schweiz und in Deutschland eine durchschnittliche Elimination von über 80 % bis 90 % (bei unterschiedlich zu betrachtender Ozondosis) erreicht werden. Auch die Toxizität des gereinigten Abwassers auf empfindliche Wasserlebewesen (z.B. östrogene Aktivität, Algen-, Fischtoxizität etc.) wurde weiter reduziert. Befürchtungen, wonach aufgrund der Stoffumwandlung problematische Reaktionsprodukte gebildet werden, erwiesen sich in den Pilotversuchen als unbegründet (Abegglen & Siegrist, 2012). Durch die Ozonierung reduziert sich die Menge der in die Gewässer eingetragenen Mikroverunreinigungen erheblich. Durch die Reduktion der Spurenstoffkonzentrationen werden insbesondere in Gewässern mit hohem Abwasseranteil ökotoxikologisch basierte Qualitätskriterien für bestimmte Stoffe wie z. B. Diclofenac und Carbamazepin unterschritten. Abbildung 21 zeigt einen Vergleich der Ergebnisse von Pilotversuchen, die in Berlin (Bahr et al., 2007) in Regensburg (Abegglen et al., 2009) und in Wien (KomOzon, Schaar et al., 2011) durchgeführt wurden.

Substanzen	Entfernung in %					
	0,65 g O ₃ g ⁻¹ DOC	0,5 g O ₃ g ⁻¹ DOC	0,62 g O ₃ g ⁻¹ DOC	0,81 g O ₃ g ⁻¹ DOC	0,8 g O ₃ g ⁻¹ DOC	0,79 g O ₃ g ⁻¹ DOC
	Ö	D	CH	Ö	D	CH
Diclofenac	>99*	>99*	100	>99*	>99*	100
Ibuprofen	>38*	40	22			
Erythromycin	>88*		65	>95*		
Roxithromycin	>63*		80			
Sulfamethoxazol	>88*		98	>90*		99
Trimethoprim	>98*		98	>93*		98
Carbamazepin	>99*	>99*	100	>99*	>99*	100
Bezafibrat	81	63	71	76	94	85
Iopromid		33	24	58	50	38
Bisphenol A	>98*		65	>88*		
Diuron			74	80		

*unter BG bzw. NG

Abbildung 21: Vergleich der Entfernung anthropogener Spurenstoffe bei Pilotversuchen in Wien (Ö), Berlin (D) (Bahr et al., 2007) und Regensburg (CH) (Abegglen et al., 2009) bei ähnlichen spezifischen Ozonzehrungen bzw. -dosen (Schaar et al., 2011)

Aufgrund des Risikos des Eintrages von möglicherweise toxischen Nebenprodukten aus der Ozonierung in Oberflächengewässer, ist eine zusätzliche, der Ozonierung nachgeschaltete Stufe mit biologischer Aktivität (Sandfilter) empfehlenswert. Dennoch ergeben sich trotz der umfangreichen Untersuchungen in den Pilotversuchen und diversen großtechnischen Betriebserfahrungen noch offene Fragen (geändert nach Abegglen & Siegrist, 2012):

- **Material:** Die Pilotversuche waren während je eineinhalb Jahren in Betrieb. Während dieser Zeit konnten keine Abnützungserscheinungen bei den Baumaterialien entdeckt werden. Es ist jedoch noch nicht klar, wie sich die Baumaterialien (Betonbeständigkeit, anorganische Beschichtungen) über längere Zeitspannen bewähren. In der Regel wird bei der Bautechnik von Lebensdauern von 30 Jahren ausgegangen. Diesbezügliche Langzeiterfahrungen mit der Ozonierung von Abwasser fehlen, es existieren jedoch diverse Anlagen im nahen Ausland, die

seit 10–20 Jahren kommunale Abwässer mit hohem Industrieanteil mittels Ozonierung reinigen, und die noch nicht saniert werden mussten. Wie ist die Zuverlässigkeit der Maschinen- und Messtechnik im Langzeitbetrieb? Welche Maschinen müssen in Zukunft redundant geplant/realisiert werden.

- **Optimierungspotenzial – Energie und Kosten:** Die Kostenschätzungen basieren auf Angaben aus den Jahren 2007–2011, die Angaben zum Energieverbrauch ebenfalls auf bestehenden Anlagen. Neue Entwicklungen im Bereich der Ozongeneratoren und Regelungstechnik können zu markanten Kosteneinsparungen führen.
- **Abwasserzusammensetzung:** Die Ozonierung ist aufgrund der Oxidationswirkung und der damit verbundenen Stoffumwandlungen nicht für jedes Abwasser geeignet. Bekannt ist, dass bei stark mit Bromid belasteten Abwässern andere Verfahren bevorzugt werden sollten. Welche weiteren Parameter den Einsatz einer Ozonierung beschränken, muss noch genauer untersucht werden.
- **Überwachung der Reinigungsleistung:** Die Überwachung der Reinigungsleistung mittels analytischer Spurenstoffkonzentrationen kann aufgrund der hohen Kosten nur sporadisch durchgeführt werden. Für den täglichen Betrieb sind daher andere Überwachungsparameter, beispielsweise die Ozondosierung oder die Differenz des SAK, notwendig. Ideal sind einfache Untersuchungen, die vom Betriebspersonal vor Ort durchgeführt werden können und rasch Resultate liefern. Die Herstellung von Ozon benötigt viel Energie. Je höher die Ozondosis, desto besser aber auch die Elimination von Spurenstoffen. In Regensburg und Lausanne wurden verschiedene Varianten zur Ozondosierung untersucht: Dosierung anhand des Durchflusses, der DOC-Fracht oder der gelösten Ozonkonzentration gegen Ende des Reaktors. Mit welcher Regelgröße kann das Ozon möglichst effizient dosiert werden?
- **Transformationsprodukte:** Eine Vielzahl an Untersuchungen zu Neben- und Transformationsprodukten wurde im Rahmen der Pilotversuche durchgeführt. Es muss noch weiter geklärt werden, welche Abwassertypen problematisch sein könnten. Unter welchen Betriebsbedingungen werden welche „problematischen“ Reaktionsprodukte gebildet und wie kann diese Bildung im Betrieb minimiert werden?
- **Nachbehandlung:** Basierend auf den Erkenntnissen aus den Pilotversuchen und ähnlichen Untersuchungen aus dem Ausland wird empfohlen, der Ozonierung eine Stufe mit biologischer Aktivität nachzuschalten, um Reaktionsprodukte abzubauen. Welche Technologie oder welches Verfahren eignet sich

und wie diese Stufe dimensioniert bzw. ausgelegt werden muss, ist noch weiter zu untersuchen.

Tabelle 22 fasst die wichtigsten Vor- und Nachteile der Ozonierung zur Elimination von Spurenstoffen zusammen.

Tabelle 22: Vor- und Nachteile des Ozonierungsverfahren (ergänzt nach Abegglen, 2009; Hunziker, 2008; Bolle et al., 2011; Abegglen & Siegrist, 2012)

Vorteile	Nachteile
Geschwindigkeit der Reaktionen und Anteil der Oxidation eines Spurenstoffes über Ozon und Hydroxylradikale ist bekannt	Reaktionsprodukte und –mechanismen teilweise unbekannt (Toxizität), Bildung unbekannter Transformationsprodukte
Breitbandwirkung und gute Eliminationsleistung bei bestimmten Mikroverunreinigungen	Hohe Anforderungen an die eingesetzten Materialien
Unkompliziertes Verfahren mit Desinfektionswirkung (Reduktion von Keimen, Geruch und Farbe)	Wartung der Anlagen benötigt spezialisiertes Personal oder Fremdfirmen
	Bei stark mit Bromid belasteten Abwasser nicht zur Anwendung empfohlen
Eine Ozonierungsstufe kann einfach, unabhängig vom biologischen Reinigungsverfahren, in bestehende Anlagen integriert werden ohne in bestehende Komponenten und Verfahren wesentlich einzugreifen, Anpassung an örtliche Randbedingungen möglich.	Hoher Energieverbrauch und hohe Sicherheitsanforderungen bezüglich Arbeitsschutz
	Ggf. zusätzliche biologisch aktive Stufe oder nachgeschaltete Filtration (Sandfilter) erforderlich um reaktive Oxidationsprodukte abzubauen

8.8 Energiebedarf Membranverfahren

Der bedeutendste Energieverbraucher einer Nanofiltrations- oder Umkehrosmoseanlage ist die Druckerhöhungspumpe, die bis zu 50–75 % des Energieverbrauchs einer Membrananlage ausmachen kann. Nach Abegglen & Siegrist (2012) liegen die Energieverbräuche für den Betrieb der Umkehrosmose in Wulpen bei rund 0,6 kWh/m³. Das entspricht bei einer Ausbeute von rund 75 % einem spezifischen Energieverbrauch von 0,45 kWh/m³ Abwasser. Darin nicht berücksichtigt ist die Ultrafiltration (ca. 0,15 kWh/m³) sowie die Entsorgung des Konzentrats, das zunächst ohne Behandlung in einen Brackwasserkanal geleitet und später in einer Pflanzenkläranlage behandelt wurde (Abegglen & Siegrist, 2012).

Die meisten Energiewerte aus der Literatur beziehen sich hauptsächlich auf die Trinkwasseraufbereitung. Bei dem Betrieb einer Nanofiltration im Trinkwasserbereich kann von Energieaufwendungen von 0,3 bis 0,5 kWh/m³ ausgegangen werden. Pinnekamp et al. (2009) und Abegglen et al. (2009) führen aber höhere Werte zwischen 1 und 2,7

kWh/m³ (89 - 241 kWh/(E*a)) an. Für die Umkehrosmose liegen die Werte aufgrund der höheren Betriebsdrücke i.d.R. höher als für die Nanofiltration. Ein spezielles Verfahren der biologischen Abwasserreinigung ist die Membranbelebung (MBR). Bei einer Abtrennung der Kohle mittels Membranfiltration ist mit einem erhöhten Energiebedarf in der Größenordnung von ca. 0,1–0,5 kWh/m³ zu rechnen (Abegglen & Siegrist, 2012).

8.9 Kosten Membranverfahren

Hinsichtlich der Kostenbetrachtungen werden nach Abegglen & Siegrist (2012) aus zwei Studien aus den Niederlanden Kosten zwischen 0,2–0,3 Euro/m³ (ohne Konzentratbehandlung) angegeben. Eine Studie aus Deutschland rechnet mit Behandlungskosten (ohne Konzentratbehandlung) von ca. 0,4 Euro/m³ (Abegglen & Siegrist, 2012). Für die großtechnische Anlage in Wulpen werden Kosten von 0,45 Euro/m³ angegeben, während die Kosten in einer Anlage in den USA (Orange County) auf 0,78 Dollar/m³ veranschlagt werden (Patel, 2009; Yangali-Quintanilla, 2010). Im Forschungsprojekt MIKROMEM (2012) werden Betriebs- + Kapitalkosten in Höhe von 0,21 – 0,67 Euro/m³ angegeben. Kazner (2011) gibt Betriebskosten für eine Nanofiltration von 0,20 – 0,25 Euro/m³ an. Meier (2008) ermittelt für eine Kombination aus Nanofiltration und Umkehrosmose Kosten im Bereich von 0,70 – 1,29 Euro/m³. Bei der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung nach Ivashechkin (2006) ergeben sich folgende spezifische Kosten in Abhängigkeit von der Anlagengröße (5.000 – 100.000 EW):

- **Nanofiltration:** 0,39 Euro/m³ bis 0,66 Euro/m³ spezifische Kosten (schmutzwasserbezogen)
- **Nanofiltration:** 0,20 Euro/m³ bis 0,34 Euro/m³ spezifische Kosten (abwasserbezogen)
- **Umkehrosmose:** 0,44 Euro/m³ bis 0,72 Euro/m³ spezifische Kosten (schmutzwasserbezogen)
- **Umkehrosmose:** 0,23 Euro/m³ bis 0,37 Euro/m³ spezifische Kosten (abwasserbezogen).

8.10 Leistungsfähigkeit und Betriebsstabilität Membranverfahren

Grundsätzlich muss bei der Dimensionierung einer Nanofiltrationsanlage berücksichtigt werden, dass sich verschiedene Faktoren gegenseitig beeinflussen. Diese haben auch einen erheblichen Einfluss auf die Reinigungsleistung bzw. eine Auswirkung auf den

Rückhalt von Mikroverunreinigungen. Darunter gehören zum Beispiel:

- Membranmaterial
- Betriebsdruck
- Ausbeute
- Reinigungsintervall
- Vorbehandlung
- Konditionierung.

Die problematischste Herausforderung bei der Entfernung von Mikroverunreinigungen mittels Nanofiltration ist die Entsorgung des Konzentrats. Bei einer (hohen) Ausbeute von 90 % fallen pro Einwohnerwert und Tag rund 30–40 l davon an (Abegglen & Siegrist, 2012). Für dessen Behandlung und Entsorgung existieren zwei Möglichkeiten, einerseits die weitere Aufkonzentrierung und Verbrennung und andererseits eine weitere zusätzliche Behandlung (weitergehende Konzentrataufbereitung durch oxidative Verfahren, Flockung/Fällung, Ionenaustauschverfahren sowie Zero Liquid Discharge (Eindampfen)). Beide Varianten sind mit hohen Kosten verbunden

In Bezug auf einen erfolgreichen Betrieb einer Membrananlage sollte ein ausreichender Abwasserdurchsatz sichergestellt werden. Die Betriebsstabilität und das Rückhaltevermögen (Abnahme der Permeabilität) von Membranverfahren können durch unterschiedliche Effekte und Betriebsbedingungen beeinflusst werden. Eine Abnahme der Leistungsfähigkeit von Membransystemen fasst Abegglen & Siegrist (2012) wie folgt zusammen:

- **Konzentrationspolarisation:** Die zurückgehaltenen Komponenten konzentrieren sich an der Membranoberfläche auf. Im Extremfall führt dies zu Ausfällungen, dem sogenannten Scaling.
- **Fouling:** Unter Fouling versteht man organische Ablagerungen auf der Membranoberfläche, sei es durch biologischen Bewuchs (Biofouling) oder durch die Ablagerung von organischem Material.

Die Deckschicht wirkt sich auf die Rückhalteleistung, den Betriebsdruck, die Reinigungsfrequenz und die Ausbeute aus. Die üblichen Maßnahmen gegen die Deckschichtbildung sind eine gute Vorreinigung des Rohwassers, Konditionierung, hohe Fließgeschwindigkeiten und die regelmäßige chemische Reinigung (van der Bruggen et al., 2008).

Mit Membranverfahren (NF oder UO) können Mikroverunreinigungen grundsätzlich wei-

Elimination anthropogener Spurenstoffe auf kommunalen Kläranlagen

testgehend zurückgehalten werden. Abbildung 22 zeigt die Elimination von acht repräsentativen Stoffen mittels Nanofiltration oder Umkehrosmose in einem Pilotversuch der Eawag verglichen mit Werten aus Literaturstudien. Tabelle 23 fasst die wesentlichen Vor- und Nachteile der Membranverfahren zusammen.

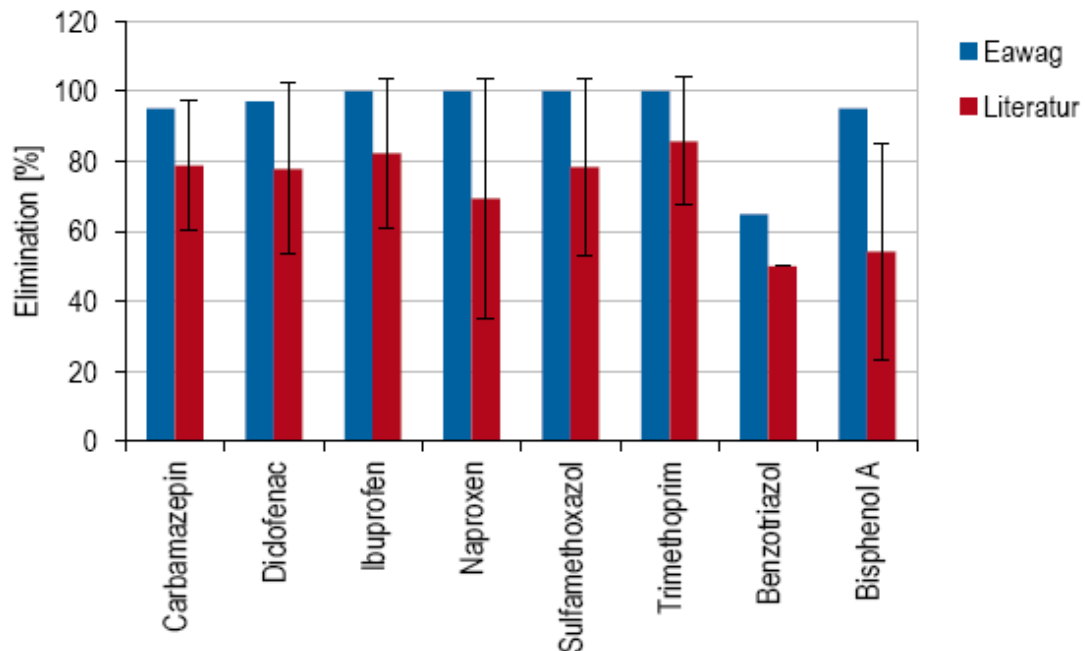


Abbildung 22: Elimination ausgewählter Substanzen mittels Nanofiltration (Abegglen & Siegrist, 2012)

Tabelle 23: Vor- und Nachteile von NF und UO (Abegglen, 2009; Hunziker, 2008; Bolle et al., 2011; Abegglen & Siegrist, 2012)

Vorteile	Nachteile
Sehr gute Eliminationsleistung (> 90 % bei bestimmten Spurenstoffen)	Entsorgung des anfallenden Retentats bzw. Konzentrats, teure Reststoffentsorgung
Komplette Desinfektion	Vorbehandlung (Vorfiltration) erforderlich
Durch die Membranreinigung können Umwandlungsprodukte wie Nitrosamine gebildet werden. Diese sowie deren Ausgangssubstanzen werden durch die Membran weitgehend zurückgehalten	Hoher Energiebedarf durch hohe Betriebsdrücke, eine energetische Betrachtung der Herstellung der Membranen erhöht den ganzheitlichen Energiebedarf weiter
Fast vollständige Rückhaltung des DOC, partikelfreies Abwasser, sehr gute P-Elimination (90 % Rückhalt)	Chemikalienzugabe und regelmäßige chemische Reinigung (Vermeiden von Ausfällungen und biologischen Bewuchs)
Rückhalt von Ionen sowie Schwermetallen	Auftretende Betriebsprobleme wie Fouling und Scaling
	Kaum Anwendung in der kommunalen Abwassertechnik

8.11 Zusammenfassung der Kosten und des Energiebedarfs für eine vierte Reinigungsstufe

Nach Abegglen (2009) ist in Tabelle 24 eine Zusammenstellung von Energieverbrauch und Kosten für eine nachgeschaltete Ozonierung oder PAK-Adsorption dargestellt. Die Primärenergie berücksichtigt den gesamten Energieverbrauch, inkl. Herstellung und Transport der Betriebsmittel (Sauerstoff, PAK). Die Kosten werden für kleine (< 15 000 Einwohner) und große (> 100 000 Einwohner) Kläranlagen (KA) angegeben und beinhalten die Investitions- und Betriebskosten.

Tabelle 24: Gegenüberstellung von Energieverbrauch und Kosten für eine nachgeschaltete Ozonierung und PAK-Adsorption (Abegglen, 2009)

Parameter	Einheit	Ozonierung	PAK
Zusätzlicher Energieverbrauch KA	kWh/m ³	0,05 – 0,15	< 0,005
Zusätzlicher Energieverbrauch KA (inkl. Sandfilter)	kWh/m ³	0,1 – 0,2	0,05
Erhöhung Energieverbrauch	%	20 – 50	10 – 20
Primärenergie	kWh/m ³	0,3 – 0,5	0,4 – 0,7
Kosten KA < 15.000 EW	Euro/m ³	0,26 – 0,30*	0,35 – 0,39*
Kosten KA < 15.000 EW	Euro/E/a	26 – 30	35 – 39
Kosten KA > 100.000 EW	Euro/m ³	0,074 – 0,09	0,124 – 0,165
Kosten KA > 100.000 EW	Euro/E/a	8,3 – 12,4	12,4 – 16,5

* Durchschnittlicher Abwasseranfall pro Einwohner (E): 100 m³ pro Jahr.

Nach Beier et al. (2010) wurden ebenfalls der Energieumsatz und die Kosten von Maßnahmen zur Elimination von Mikroverunreinigungen betrachtet. Tabelle 25 fasst in einem Überblick den Energiebedarf und die Kosten für Ozonierung und PAK zusammen. Der Energieverbrauch beträgt in Abhängigkeit der Verfahren zwischen 0,005 kWh/m³ (Pulveraktivkohledosierung, zzgl. Herstellungenergie von 0,35 bis 0,7 kWh/m³) und 0,1 kWh/m³ (Ozonierung) (Beier et al., 2010).

Tabelle 25: Energie und Kosten für Ozonierung und PAK (Beier et al., 2010)

Reinigungs- system	Dosis (mg/l)	Elektrische Energie (kWh/m ³)	Primärenergie (kWh/m ³)	Jahreskosten (Euro/m ³)	
				30.000 EW	500.000 EW
Ozon	3 – 10	0,05 – 0,15	0,15 – 0,45	0,07- 0,1	0,02 – 0,03
Ozon inkl. Sandfilter	3 – 10	0,1 – 0,2	0,3 – 0,6	0,15 – 0,2	0,05 – 0,07
PAK	10 – 20	0,005	0,35 – 0,7*	0,15 – 0,2	0,06 – 0,08
PAK inkl. Sand- filter	10 – 20	0,05	0,5 – 0,8*	0,25 – 0,3	0,09 – 0,11

* Primärenergieverbrauch von PAK. (3,5 kg carbon needed for 1 kg PAK)

Die nachfolgende Tabelle 26 soll einen weiteren Überblick über die Energieverbräuche der einzelnen Verfahren zur Spurenstoffelimination geben. Dabei wurden zu den Energieverbräuchen auch die PAK- bzw. Ozonkonzentration der jeweiligen Anlagen angegeben, um eine Vergleichbarkeit der Daten zu ermöglichen.

Tabelle 26: Zusammenstellung unterschiedlicher Veröffentlichungen hinsichtlich des Energiebedarfs von Techniken zur Spurenstoffelimination (Herbst & Hilbig, 2012)

Quelle Verfahren	Pinnekamp [kWh/m ³]	Fahlenkamp [kWh/m ³]	Beier [kWh/m ³]	Bahr [kWh/m ³]	Schumacher [kWh/m ³]	Abegglen [kWh/m ³]
Vorbehandlung/Nachbehandlung						
MF/UF	0,5					
Sandfiltration	0,04	0,01***				0,05
Mikroschadstoffentfernung						
GAK	0,02	0,01				
PAK	0,004 (10 mg PAK/l)		0,05 (10–20 mg PAK/l)			<0,005 (10–20 mg PAK/l)
Ozon	0,1 (5-10 mg O ₃ /l)	0,15 (8 mg O ₃ /l)	0,1 - 0,2*	0,12 – 0,25** (6-12 mg O ₃ /l)	0,24 ** (12 mg O ₃ /l)	0,05 – 0,15 (3-10 mg O ₃ /l)
* inkl. Sandfiltration ** Sauerstofferzeugung mittels PSA *** kontinuierlich gespülter Sandfilter						

Nach Pinnekamp & Merkel (2008) liegen die spezifischen Kosten je nach Verfahren zwischen 0,04 – 0,32 Euro pro Kubikmeter behandeltes Abwasser. Die spezifischen Kosten der Verfahrensvarianten für die Elimination von Carbamazepin sind in Abbildung 23 dargestellt.

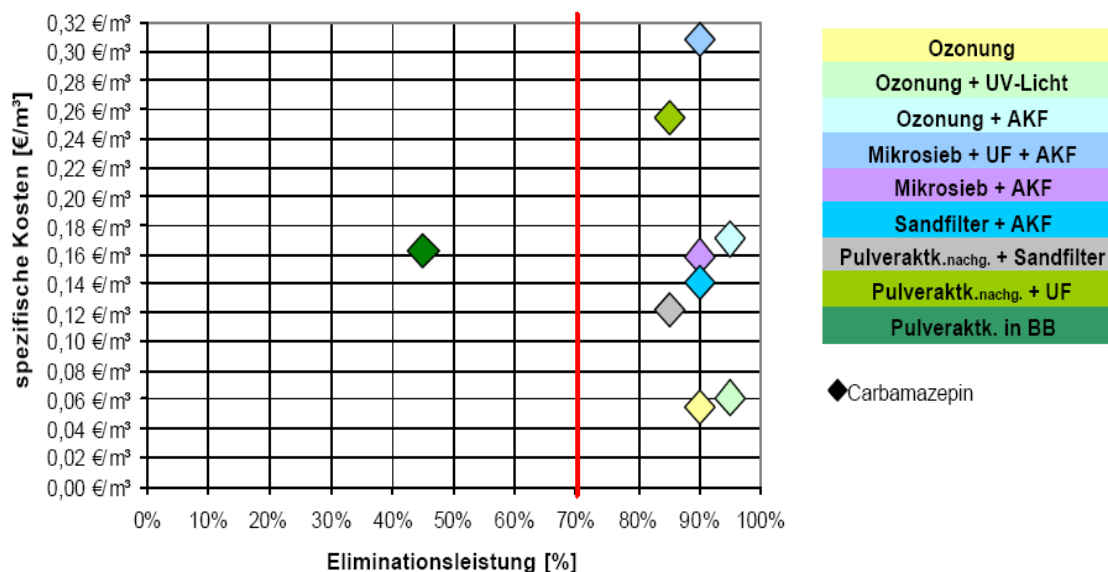
Elimination anthropogener Spurenstoffe auf kommunalen Kläranlagen


Abbildung 23: Spezifische Kosten der Verfahrensvarianten für die Elimination von Carbamazepin (Pinnekamp & Merkel, 2008)

Bezugnehmend auf eine vergleichende Kostenbetrachtung der verschiedenen Verfahren sind zum Beispiel Besonderheiten, wie z.B. unterschiedliche Strompreise zu berücksichtigen. Weiterhin ist bei einer Kostenbetrachtung der Bilanzraum des Kläranlagenprozesses zu berücksichtigen. So existieren in der Literatur Angaben, welche die verschiedenen Behandlungsstufen und nötige weitere Verfahrensschritte sowie Zwischenhebwerke betrachten. Andere Angaben beziehen sich nur auf den eigentlichen Verfahrensschritt zur Spurenstoffelimination (Bolle et al., 2011). Im Rahmen der Literaturrecherche konnte festgestellt werden, dass für die Energie- und Kostenbetrachtung der Verfahren unterschiedliche Bewertungsansätze existieren. Abbildung 24 soll einen Überblick über die Bandbreite, in der sich die Kosten der Verfahren zur Spurenstoffelimination bewegen, geben. Sind bei der Ozonierung die Kosten für die Investition sowie die Energiekosten für die Ozonherstellung wesentliche Parameter, so spielt beim Einsatz von Aktivkohle der Materialpreis für die frische oder regenerierte Kohle eine ausschlaggebende Rolle (Bolle et al., 2011). Es muss allerdings berücksichtigt werden, dass es sich bei den Kosten teilweise um Betriebskosten und teilweise um Jahreskosten handelt. Insbesondere bei den hohen Investitionskosten beim Ozonverfahren, der GAK und der NF/UO können daher erhebliche Änderungen auftreten.

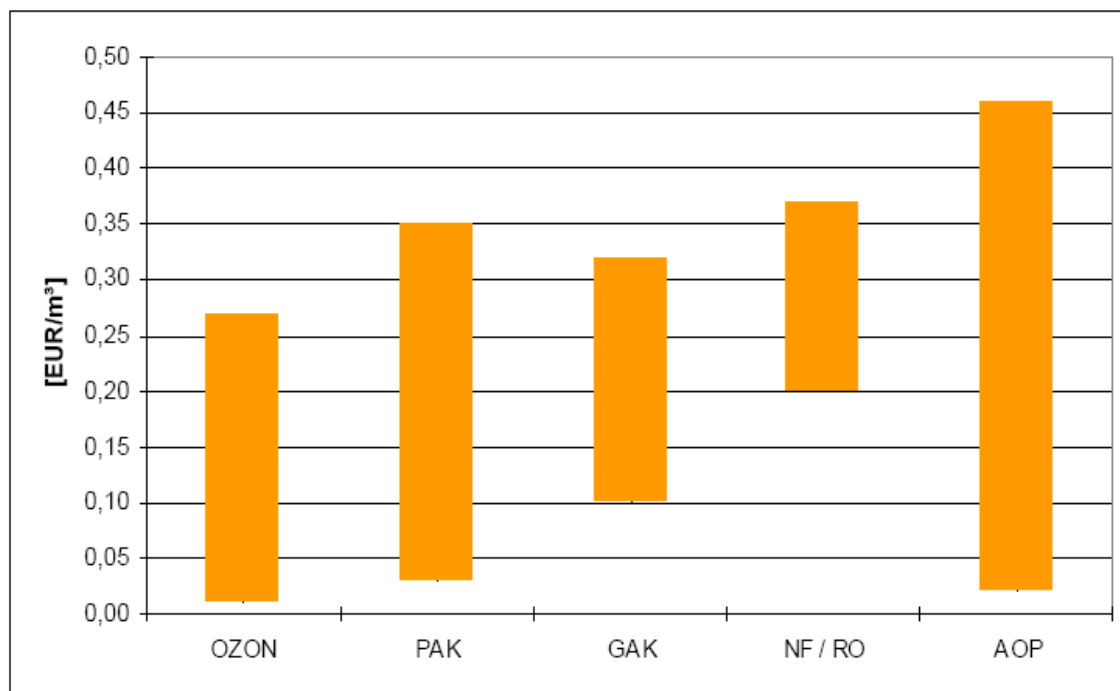


Abbildung 24: Bandbreite der spezifischen Kosten [EUR/m³] der einzelnen Verfahren zur Spurenstoffelimination. Teilweise handelt es sich um Betriebskosten, teilweise um Jahreskosten (Bolle et al., 2011)

8.12 Eliminationsleistung der Verfahren

Bei der Bewertung und dem Vergleich von Ergebnissen zur Elimination von Spurenstoffen ist besonders darauf zu achten, unter welchen Randbedingungen die Resultate zustande gekommen sind. Es gibt eine Vielzahl an Einflussgrößen, welche die Spurenstoffentnahme beeinflussen und dadurch eine vergleichende Bewertung erschweren. Bei Absorptionsverfahren wird die Spurenstoffentnahme im Wesentlichen durch die Parameter in Abbildung 25 beeinflusst.

Eine wesentliche Einflussgröße in Bezug auf das Entnahmeverhalten ausgewählter Spurenstoffe bei Adsorptionsverfahren ist die gelöste Restorganik (DOC) im Zulauf zur adsorptiven Reinigungsstufe. Mit zunehmender gelöster Restorganik im Zulauf zur Adsorptionsstufe kann sich die Spurenstoffentnahme verringern. Als Grund hierfür wird die mögliche Konkurrenz in der Adsorption von Spurenstoffen und anderen, im Abwasser enthaltenen organischen Inhaltsstoffen angesehen (Metzger, 2012a).

Nach Metzger (2012a) ist bei einer höheren organischen Hintergrundbelastung des Abwassers nach biologischer Behandlung zur Entnahme von Spurenstoffen tendenziell etwas mehr PAK pro zu reinigender Volumeneinheit zu dosieren, als bei Kläranlagen,

deren Abwasser in Bezug auf die gelöste Restorganik „als dünnes Abwasser“ bezeichnet werden könnte.

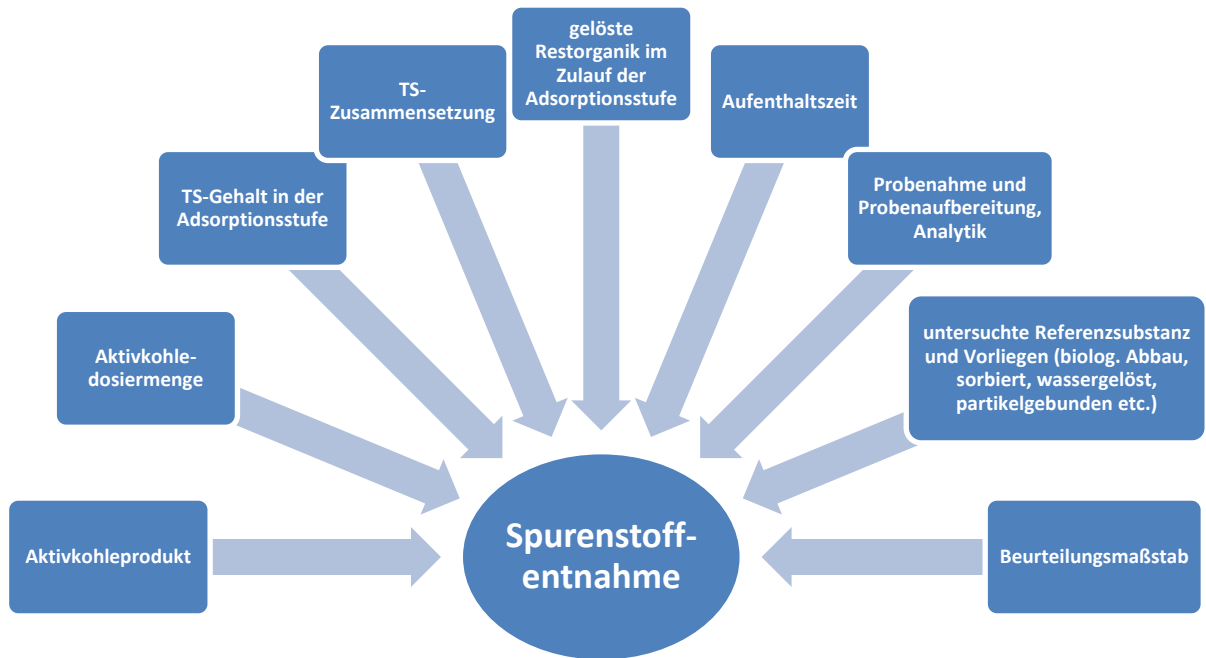


Abbildung 25: Einflussfaktoren auf die Spurenstoffentnahme bei Adsorptionsverfahren (geändert nach Metzger, 2012a)

Ein weiteres wichtiges Kriterium zur Bewertung der Spurenstoffentnahme ist die Durchführung der Spurenstoffbilanzierung. Diese ist insbesondere abhängig von der Probenahme (qualifizierte Stichproben, mengenproportionale Mischproben, filtrierte Proben), dem Probennahmeort (Zulauf/Ablauf Kläranlage oder Zulauf/Ablauf vierte Reinigungsstufe), der Probenaufbereitung sowie der Spurenstoffanalytik.

Tabelle 27 zeigt die Wirksamkeit verschiedener Verfahren bezüglich der Elimination ausgewählter Spurenstoffe. Diese Bewertung der Verfahren zur Elimination von Spurenstoffen wurde im Rahmen des Projektes „Energiebedarf von Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen - Phase I“ (Bolle et al., 2011) durchgeführt. Dabei wurde zur Vereinfachung der Bewertung eine generalisierte Eliminationsleistung mit folgenden Beurteilungsfaktoren festgelegt:

Kategorie	Eliminationsleistung	Bezeichnung der Eliminationsleistung
-	< 10 %	schlecht
0	10 – 50 %	mäßig
+	50 – 90 %	gut
++	> 90 %	sehr gut

Tabelle 27: Bewertung der Eliminationsleistung verschiedener Verfahren bezüglich der Elimination ausgewählter Spurenstoffe (Bolle et al., 2011)

Spurenstoffe \ Verfahren		Ozonung	GAK-Filtration	PAK-Zugabe in ein Kontaktbecken	PAK-Zugabe in einen Flockungsraum	NF / RO	UV / H ₂ O ₂	O ₃ / H ₂ O ₂	O ₃ / UV
Pharmaka	Carbamazepin	++	+ bis ++	+ bis ++	0 bis +	++	+ bis ++	++	++
	Diclofenac	++	++	+ bis ++	0 bis +	++	++	++	++
	Metoprolol	+ bis ++	k. A.	++	k. A.	k. A.	+ bis ++	0 bis +	k. A.
	Sulfamethoxazol	++	0	0 bis +	- bis 0	++	+ bis ++	+ bis ++	++
	Amidotrizoesäure/Diatrizoat	0 bis +	- bis +	0 bis +	-	++	k. A.	0	0
Synth. Moschusverbindungen	AHTN (Tonalid)	+ bis ++	k. A.	++	k. A.	++	k. A.	k. A.	k. A.
	HHCb (Galaxolid)	++	k. A.	++	k. A.	++	k. A.	k. A.	k. A.
Industriechemikalien	Benzotriazol	+	k. A.	+ bis ++	0 bis +	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.
	Bisphenol A	0 bis ++	0	++	Ablaufwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze	+ bis ++	++	k. A.	k. A.
	Perfluorierte Tenside	-	+ bis ++	+	k. A.	+ bis ++	+ bis ++	k. A.	- bis 0
	TCPP	0	+	+ bis ++	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	0
	EDTA	0 bis +	-	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	+

Generell ist jedoch festzuhalten, dass eine einheitliche Vorgehensweise zur Bewertung und einer ganzheitlichen Betrachtung der Spurenstoffentnahme derzeit noch nicht vorliegt. Aufgrund des enormen zeitlichen und finanziellen Aufwandes kann nie die gesamte Palette an Spurenstoffen berücksichtigt werden, sondern es müssen anhand eines durchdachten Bewertungsschemas einzelne Substanzen gefunden werden, die als Leitparameter das Verhalten von ganzen organischen Substanzgruppen mit ähnlichen chemisch-physikalischen Eigenschaften vertreten und darüber hinaus aus das Verhalten neuer bisher nicht untersuchter Substanzen beschreiben können (Kuch & Steinmetz, 2012). Kuch & Steinmetz (2012) stellen Referenzparameter vor, welche sich für eine Indikation verschiedener Eintrags- und Transportphänomene eignen könnten und das Verhalten einer Vielzahl von Substanzen in natürlichen und technischen Systemen hinreichend beschreiben.

8.13 Vergleichende Bewertung der Verfahren

In Hinblick auf eine ganzheitliche Beurteilung der Verfahren bezüglich unterschiedlicher Kriterien fasst Tabelle 28 in Form einer Bewertungsmatrix die Daten zu Eliminationsleistung, Kosten, Energiebedarf und CO₂-Emissionen verschiedener Verfahren zur Spurenstoffelimination zusammen. Da für die einzelnen Bewertungskriterien jedes Verfahren in Abhängigkeit der Abwasserzusammensetzung, Reinigungsziele und anderen Randbedingungen sehr differenziert bewertet werden kann, wurden teilweise Bandbreiten angegeben (Bolle et al., 2011).

Tabelle 28: Ganzheitliche Beurteilung der Verfahren bezüglich ausgewählter Kriterien (Bolle et al., 2011)

Verfahren Kriterium	GAK-Filtration regeneriert	PAK-Zugabe in ein Kontakt- becken	Ozonung	Nanofiltration/ Umkehr- osmose	Advanced Oxidation Processes
Eliminationsleistung	0 bis +	+ bis ++	+	++	+
Energiebedarf auf der Kläranlage	+	+	0	-	- bis 0
Ganzheitlicher Energiebedarf	- bis 0	- bis +	+	k. A.	k. A.
CO ₂ -Emission	0	- bis +	- bis +	k. A.	k. A.
Kosten	0	0	+	-	0

In der Übersicht zeigt sich, dass die Ozonierung die meisten positiven Bewertungen erhält. Die Ozonierung erhält nach den Untersuchungen von Bolle et al. (2011) hinsichtlich des ganzheitlichen Energiebedarfes die positivere Bewertung im Vergleich zu PAK und GAK, obwohl die Ozonierung mehr Energie benötigt. Die Tatsache, dass die für die Ozonierung notwendige Energie als Strom aufgebracht wird, hat negative Auswirkungen auf die CO₂-Emissionen. Bei der Ozonierung ist darüber hinaus zu berücksichtigen, dass die Spurenstoffe während der Behandlung nur umgewandelt und nicht mineralisiert bzw. entfernt werden (Bolle et al., 2011). Grundsätzlich bewertet Bolle et al. (2011) die GAK-Filtration mit regenerierter Aktivkohle und PAK-Zugabe teilweise ähnlich: Beide Verfahren benötigen wenig Energie auf der Kläranlage, sind jedoch bei einer ganzheitlichen Betrachtung durch die energieintensive Herstellung der Aktivkohle im Nachteil (Bolle et al., 2011). Die Entsorgung der PAK (da keine Reaktivierung) kann höhere CO₂-Emissionen bedeuten, wenn die thermische Energie aus der Klärschlammverbrennung (mit PAK) Verbrennung nicht genutzt wird. Nach Bolle et al. (2011) könnte durch die Verwendung nachwachsender Rohstoffe (bspw. Kokosnussschalen) als Basisrohstoff für die Aktivkohleherstellung die CO₂-Bilanz der adsorptiven Verfahren deutlich verbessert werden, sodass sie in diesem Punkt sogar sehr positiv (++) und damit besser bewertet würde als eine Ozonierung.

9 Vierte Reinigungsstufe in Bayern

9.1 Zielsetzung

Bei der Überlegung welches Verfahren zur Spurenstoffelimination auf einer kommunalen Kläranlage zum Einsatz kommen soll, sind allgemein folgende Ziele und Kriterien mit einzubeziehen (Abegglen, 2009):

- Breitbandwirkung: Eine breite Palette problematischer Substanzen muss weitestgehend eliminiert werden können.
- Keine problematischen Nebenprodukte: Die Bildung toxischer oder problematischer Produkte in der zusätzlichen Stufe muss vermieden werden.
- Anwendbarkeit: Der Betrieb muss einfach sein und sollte kein spezialisiertes Personal erfordern. Einfache technische Implementierung (auch in bestehenden Anlagen) und einfache Handhabung.
- Kosten/Nutzen: Der Aufwand (Material, Energie, Personal, Kosten) muss vertretbar sein und einen angemessenen Nutzen bringen.
- Hintergrundbelastung: Die Konzentration organischer Stoffe im gereinigten Abwasser ist etwa 5- bis 50-mal höher als im Trinkwasser. Die Mikroverunreinigungen machen weniger als 1 % dieser Belastung aus, d. h. über 99 % sind «harmlose», natürliche Stoffe. Allerdings beeinflussen diese natürlichen Stoffe die Wirksamkeit der betrachteten Verfahren und führen damit oft zu einer Effizienzminderung und Kostensteigerung.
- Zulaufschwankungen: Sowohl die zu reinigende Abwassermenge als auch deren Zusammensetzung kann sehr stark schwanken (Faktor 10). Ein Verfahren muss auf solche Schwankungen adäquat reagieren können.

Um im Rahmen einer Implementierung einer vierten Reinigungsstufe auf einer kommunalen Kläranlage, Aussagen und Empfehlungen für das am besten geeignete Verfahren zur Spurenstoffelimination zu machen, muss im Vorfeld eine ganzheitliche Bestandsanalyse der Kläranlage im Zuge einer Einzelfallbetrachtung unter Berücksichtigung der anlagen- und ortspezifischen Randbedingungen durchgeführt werden. Diese Informationen und Grundlagen bilden neben der zu definierenden Ziel- und Aufgabenstellung die Voraussetzung für eine genauere Variantenuntersuchung. So sind im Vorfeld u.a. folgende Fragen zu klären:

- z.B.: welche Reinigungsleistung muss erfüllt werden?
- Welche Substanzen sind zu eliminieren?

- Besteht akuter Handlungsbedarf hinsichtlich des Gewässerschutzes? Ist die Abwasserabgabefreiheit ein primäres Ziel?
- Welche Eintragspfade sind besonders problematisch?
- Welche Kapazitäten und freie Peripherien bzw. Anlagenkomponenten können für eine zusätzliche Reinigungsstufe genutzt werden?

Darüber hinaus liefern analytische Untersuchungen und labortechnische Vorversuche wichtige Grundlagen, um erste Aussagen über die Spurenstoffmatrix im Abwasser des Kläranlagenzulaufs und -ablaufs sowie die Leistungsfähigkeit des Verfahrens zu treffen.

Hinweis:

Derzeit existieren noch keine gesetzlichen Anforderungen für die Elimination von Spurenstoffen in der Abwasserverordnung (AbwV). In der Schweiz ist die Diskussion darüber derzeit am weitesten fortgeschritten. In einem Entwurf zur Änderung der Gewässerschutzverordnung (18. November 2009) wird hinsichtlich der Spurenstoffe für alle Kläranlagen größer 100.000 EW ein Reinigungsziel von min. 80 % bezogen auf den Rohzulauf vorgeschlagen (Miehe, 2010). Im Dauerbetrieb sollte die Reinigungsleistung durch den Betreiber und die Behörden überprüft werden. Aufgrund des großen Aufwands der Spurenanalytik sind sowohl die Anzahl der Proben als auch die Anzahl der zu messenden Substanzen möglichst gering zu halten. Eine Option ist daher, die Elimination von Mikroverunreinigungen und die Reinigungsleistung anhand von einer oder wenigen repräsentativen Indikatorsubstanzen zu beurteilen (Abegglen & Siegrist 2012). Repräsentative Indikatorsubstanzen stehen stellvertretend für zahlreiche Chemikalien mit gleichen oder ähnlichen chemischen Eigenschaften, Eintragsmustern und Eintragspfaden (Götz et al., 2010). Von der Eawag und dem BAFU wurde ein Vorschlag für fünf Indikatorsubstanzen präsentiert (Götz et al., 2010). Zu diesen vorgeschlagenen Indikatorsubstanzen gehören: Benzotriazol, Carbamazepin, Diclofenac, Sulfamethoxazol und Mecoprop. Ob gesetzlich festgelegte Anforderungen (z.B. mittels der Überwachung von Indikatorsubstanzen) in Bayern bzw. in Deutschland festgesetzt werden, ist noch nicht geklärt.

9.2 Urbane, soziale und wasserwirtschaftliche Randbedingungen

Aufbauend auf den Erkenntnissen von bereits bestehenden Anlagen mit einer vierten Reinigungsstufe sowie den Ergebnissen der in Bayern durchgeführten georeferenzierten Stofffluss-Modellierung (Simulation und Darstellung der räumlichen Konzentrationsverteilung ausgewählter anthropogener Spurenstoffe für die bayerischen Oberflächengewässer; Bleisteiner, (2012)) kann die weitere Vorgehensweise zur Entscheidung über

eine vierte Reinigungsstufe festgelegt werden. Neben den Randbedingungen für die Bemessung der Anlagentechnik sind weitere Faktoren zu berücksichtigen. So hat die demographische Entwicklung wie zum Beispiel:

- Veränderungen in der Siedlungsstruktur (Stadt - Land)
- Alternde Bevölkerung
- Steigender Verbrauch an Medikamenten z.B. Schmerzmittel, Psychopharmaka
- Veränderung des Einzugsgebietes (Altenheime, Krankenhäuser, neue Einrichtungen im Gesundheitswesen) und
- Klimatische Veränderungen.

Einen bedeutenden Einfluss auf den zu prüfenden Handlungsbedarf für die Errichtung einer vierten Reinigungsstufe auf kommunalen Kläranlagen in Bayern.

Der Eintrag von anthropogenen Spurenstoffen, Phosphor und Keimen u.a. über Abwasserreinigungsanlagen in die Gewässer ist vielfach dokumentiert und kann neben einer Bedrohung des aquatischen Lebensraumes auch die Qualität von Trinkwasser bei der Gewinnung von Uferfiltraten beeinträchtigen. Es kann davon ausgegangen werden, dass die Implementierung einer vierten Reinigungsstufe auf einer Kläranlage eine freiwillige Maßnahme darstellt, da es in Deutschland noch keine gesetzlichen Anforderungen für die Elimination von Spurenstoffen gibt. Daher sollte der Einsatz von Verfahren zur Elimination von Spurenstoffen grundsätzlich dort Anwendung finden, wo konkreter Handlungsbedarf besteht und eine ganzheitliche Szenariobetrachtung aller Eintragspfade es erfordert. Nach jetzigem Erkenntnisstand kann davon ausgegangen werden, dass unter Berücksichtigung bestimmter Randbedingungen und Annahmen die Errichtung einer vierten Reinigungsstufe sinnvoll sein kann, wenn:

- Ein empfindliches Gewässerökosystem vorliegt.
- Wenn die Eintragspfade von Mikroverunreinigung bekannt und die Konzentrationsverteilung der Spurenstoffe im Einzugsgebiet umweltrelevant sind.
- Wenn Optimierungsbedarf hinsichtlich der Leistungsfähigkeit der Kläranlage für die Elimination von schwer abbaubaren CSB, AFS und P besteht bzw. eine verbesserte Reinigungsleistung bezüglich Nährstoffeinträgen erforderlich ist und ökonomische Gründe vorliegen. So sollte zum Beispiel die Filtration von Kläranlagenabläufen auch im Zusammenhang mit der weitergehenden Abscheidung partikulär gebundenen Phosphors neben der Verminderung der Mikroverunreinigungen betrachtet werden.

- Wenn bereits bauliche und infrastrukturelle Kapazitäten (Filter u.a., Becken) vorhanden sind. Insbesondere in bereits bestehende Filtrationsanlagen können Verfahren zur Elimination von Spurenstoffen sehr gut integriert und in den Kläranlagenbetrieb eingebunden werden (z.B. GAK bei Schnellfiltersystem oder vorgeschaltete PAK-Anlagen vor Sandfiltration).
- Wenn aufgrund der erhöhten Empfindlichkeit des Gewässereinzugsgebietes eine Hygienisierungsstufe (z.B. UV-Desinfektion) eingebaut werden muss. Die Desinfektion kann den Vorteil haben zusätzlich Mikroverunreinigungen zu reduzieren bzw. abzubauen.

9.3 Empfehlungen und Hinweise für die Verfahrenswahl

Alle betrachtete Verfahren (NF, UO, PAK, GAK, Ozon) können Mikroverunreinigungen ausreichend reduzieren. Jedoch ist die Auswahl des geeigneten Verfahrens im Einzelfall zu prüfen und hängt im Wesentlichen vom Handlungsbedarf und den vorhandenen nutzbaren Verfahrensstufen ab. Für alle Verfahren ist ein zusätzlicher Energiebedarf (kWh/E*a) erforderlich. Ausgehend von einem Kläranlagenstandort in Bayern und den gewonnen Erkenntnissen im Rahmen dieser Studie (NF/UO und MBR werden u.a. aus Kostengründen ausgeschlossen) können unter Berücksichtigung der Wirtschaftlichkeit sowie der technischen Machbarkeit (einfache Umsetzbarkeit und bereits bekannte Erfahrungen/Erkenntnisse aus anderen Projekten und Vorhaben) folgende Varianten für Kläranlagen der Größenklasse 4 und 5 näher betrachtet werden:

Variante 1 Adsorptionsstufe mit PAK-Dosierung:

- Zugabe des Fällmittels direkt nach der Nachklärung
- PAK-Dosierung vor Kontaktreaktor
- Zugabe von FHM vor Sedimentationsbecken
- Rückführung der Kohle in Kontaktreaktor
- Rückführung der Überschussskohle in Belebung
- Nachgeschalteter Sandfilter
- Filterspülwasserrückführung in Belebung.

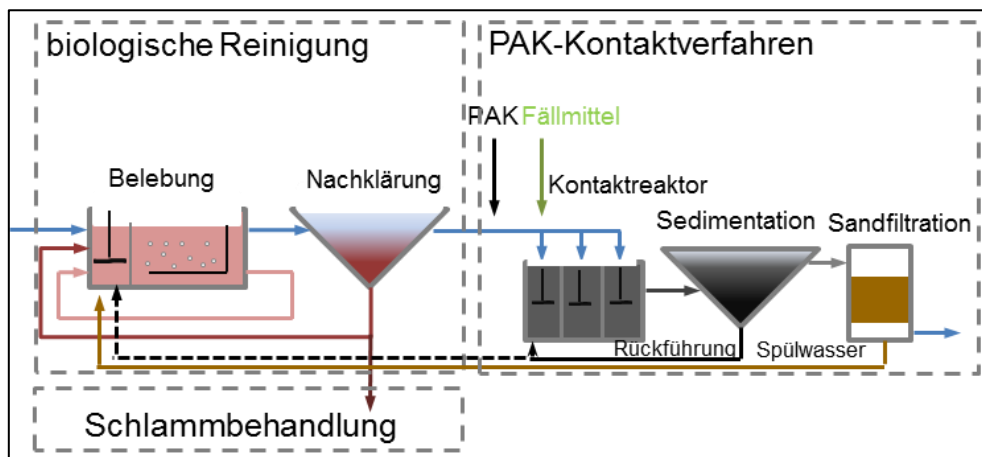


Abbildung 26: PAK-Kontaktverfahren (Cornel et al., 2012)

Variante 2 Adsorptionsstufe mit GAK-Filtration:

- Abwärts durchströmter GAK-Filter
- Ggf. Vorfiltration
- Nutzung der vorhandenen Filterzellen
- Austausch des Filterbettes, das Filterbett wird mit einer oder verschiedenen Aktivkohleschichten gefüllt. Gilt jedoch nur für nicht kontinuierlich betriebene Sandfilteranlagen
- Rückspülvorrichtung
- Filterspülwasserrückführung in Belebung.

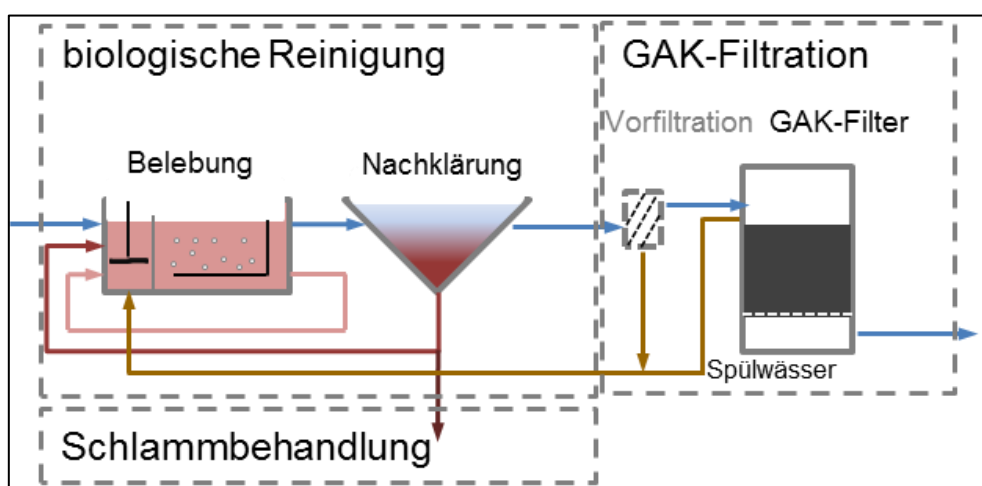


Abbildung 27: Abwärts durchströmte GAK-Filtration (Cornel et al., 2012)

Variante 3 Ozonierung mit nachgeschalteter biologischer Stufe

- Kontaktreaktor
- Ozongenerator
- Flüssigsauerstofftank
- Restozonvernichtung
- Ozoneintragssystem
- Nachgeschaltete biologische Stufe (z.B. Sandfiltration)
- Ggf. Vorfiltration
- Filterspülwasserrückführung in Belebung.

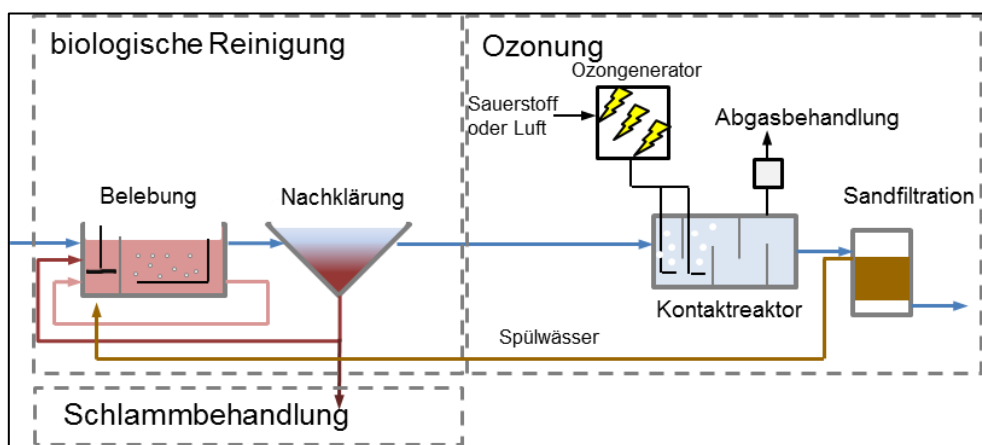


Abbildung 28: Ozonierung mit nachgeschalteter Sandfiltration als biologische Stufe (Cornel et al., 2012)

Variante 4 Ozonierung mit nachgeschalteter GAK-Filtration

- Kontaktreaktor
- Ozongenerator
- Flüssigsauerstofftank
- Restozonvernichtung
- Ozoneintragssystem
- Nachgeschaltete GAK-Filtration, abwärts durchströmter GAK-Filter,
- Austausch des Filterbettes, das Filterbett wird mit einer oder verschiedenen Aktivkohleschichten gefüllt. Gilt jedoch nur für nicht kontinuierlich betriebene Sandfilteranlagen
- Rückspülvorrichtung, Filterspülwasserrückführung in Belebung.

Hinweise zu Adsorptionsverfahren

Eine der maßgebenden Aspekte bei der Dimensionierung einer Aktivkohleadsorptionsanlage ist die Festlegung der Auslegungsgröße. Die hydraulische Beschickung (Vollstrom oder Teilstrom, Flächenbeschickung) ist eine wichtige Dimensionierungsgröße, da diese maßgeblich die Auslegung der hydraulisch beeinflussten verfahrenstechnischen Komponenten der vierten Reinigungsstufe bestimmt. Um ein optimales Kosten-/Nutzen-Verhältnis für die Auslegung einer vierten Reinigungsstufe zu erzielen wird diese i.d.R. nicht auf den Spitzenabfluss ausgelegt. Es ist daher auf Grundlage von Frachtbetrachtungen zu ermitteln, welcher Anteil des jährlichen Gesamtabflusses behandelt werden soll. Die Verfahrenstechnik einer vierten Reinigungsstufe muss aufgrund der schwankenden Ablaufkonzentrationen des biologisch gereinigten Abwassers aber auch angesichts unterschiedlicher hydraulischer Verhältnisse die Möglichkeit bieten, aktiv auf das Reinigungsergebnis Einfluss nehmen zu können (Automatisierbarkeit) (Metzger, 2010).

Darüber hinaus muss geprüft werden, inwiefern vorhandenen Kapazitäten (nicht mehr gebrauchte Regenrückhaltebecken, Filterbecken o.a.) und erforderlicher Sanierungsbedarf (Erweiterung der Kläranlage oder Umbau) genutzt werden können, um eine vierte Reinigungsstufe zu implementieren. So können beispielsweise Kläranlagen mit einer bestehenden Sandfiltration um eine Adsorptionsstufe einfach nachgerüstet werden. Dazu müsste die Filteranlage als Flockungsfiltration betrieben werden (Partikelentfernung, Kohlerückhalt). Bei der Dimensionierung bzw. Auslegung einer PAK-Anlage sind folgende Hinweise zu berücksichtigen:

- Bemessungswassermenge
- Aufenthaltszeit im Reaktionsbecken
- Energieeintrag im Misch- bzw. Kontaktbecken
- Aufenthaltszeit im Sedimentationsbecken und Flächenbeschickung Sedimentationsstufe
- Bemessung Rücklaufkohle (Rezirkulation)
- PAK-Zugabe (Aktivkohleprodukt und Hintergrund DOC Belastung des Abwassers beachten)
- Polymerdosierung und Flockungsmittelzugabe (die Zugabe von Flockungsmitteln sollte kontinuierlich erfolgen)
- Abzugsrate Rücklaufkohle
- Filtergeschwindigkeit (Einstellen der richtigen Filtergeschwindigkeit → Vermeiden von Qualitätsverlusten)
- Materialwahl und Maschinentechnik (Vermeidung von Verschleiß durch Abrasion und Korrosion, Verwendung von Edelstahl und Chromhartguss)

- Steuerungskonzept Dosierung (SAK oder DOC).

Insbesondere die Dosieranlage ist ein wesentlicher Bestandteil der PAK-Anlage. Für die Dimensionierung und den Betrieb einer PAK-Anlage können u.a. die Empfehlungen und Hinweise aus den Erfahrungen des Versuchsbetriebes auf der Kläranlage Wuppertal-Buchenhofen berücksichtigt werden (Bornemann et al., 2012):

- Die Dosieranlage sollte so dimensioniert werden, dass von minimalem Nachtzufluss ($Q_{\min}$) bis ungefähr dem Zweifachen des Trockenwetterzuflusses ($2 \times Q_t$) eine durchflussproportionale PAK-Dosierung möglich ist.
- Als Dosierort sollte eine möglichst turbulente Stelle (z.B. Zulaufgerinne zur Filtration) gewählt werden, damit eine gute Vermischung zwischen PAK und Abwasser sicher gestellt ist.
- Für die PAK-Dosierung ist eine volumetrische Dosierschnecke geeignet. Diese sollte mit Seele ausgeführt sein, damit eine ausreichende Widerstandsfähigkeit gegen Versagen bei kleineren Verblockungen gewährleistet ist.
- Im Ansetzbehälter (Vortexgefäß) ist darauf zu achten, dass es zu keiner Sprühnebelbildung durch Wasserdüsen kommt, da ansonsten die Gefahr einer schnellen Verblockung der Dosieranlage durch die PAK besteht.
- Bei der Planung der Dosieranlage und des Lagersilos sollte frühzeitig eine Rücksprache mit den zuständigen Stellen (z.B. TÜV) erfolgen, um alle Anforderungen insbesondere hinsichtlich des Explosionsschutzes abzuklären und bereits bei der Planung zu berücksichtigen.
- Es ist für ausreichend Frostschutz der Dosieranlage und der Dosierleitungen zu sorgen, da besonders im Falle eines vorübergehenden Stillstandes der Anlage (z.B. bei Befüllung des Lagersilos) bei niedrigen Temperaturen die Gefahr besteht, dass Leitungen zufrieren.
- Zur Kontrolle der PAK-Dosierung wird empfohlen, eine Trübungssonde in die Kontaktzone (Überstau) der PAK mit dem Abwasser zu installieren und in das Prozessleitsystem einzubinden. Mit dieser Technologie können frühzeitig mögliche Störungen der Dosierung erkannt werden.
- Es wird empfohlen das PAK-Lagersilo mit einer Füllstandsmessung auszurüsten, um den Verbrauch und den Vorrat der PAK zu kontrollieren und so auch eine rechtzeitige Bestellung einer neuen PAK-Charge zur Nachfüllung zu ermöglichen.
- Um die Dosiermenge kontinuierlich zu überprüfen, sollte eine gravimetrische Messung eingesetzt werden. So kann eine Unter- bzw. Überdosierung von PAK

vermieden und eine händische Kontrolle, die mit entsprechendem Aufwand verbunden ist, entfallen.

Auch für Adsorptionsverfahren mit GAK sind für die Auslegung der GAK-Filtration bestimmte verfahrenstechnische Aspekte zu beachten, darunter gehören u.a.:

- Hydraulische Beschickungsmenge
- Art des Filterbetriebes (dynamische Beschickung, Parallelschaltung oder intermittierender Betrieb)
- Abwassermatrix
- Filtertyp
- Filteranzahl
- Filterfläche je Filter
- Betthöhe
- Leerbettkontaktzeit (min) und durchgesetzte Bettvolumina [$\text{m}^3_{\text{Wasser}}/\text{m}^3_{\text{GAK}}$]
- Mittlere Kontaktzeit
- Filtergeschwindigkeit
- Filterspülgeschwindigkeit
- Kriterium für Rückspülung (Zeit, Volumen oder Druckdifferenz)
- Rückspülintervall
- Aktivkohleart (Rohstoff und Körnung (feine oder grobe Körnung, frische GAK oder Reaktivat)
- Filterstandzeit (Laufzeit bis zum Austausch des Filterbettes).

Insbesondere die Schichthöhe der GAK im Filter bestimmt zusammen mit der Filtrationsgeschwindigkeit die Kontaktzeit, die dem Wasser zur Verfügung steht und ist damit eine der wichtigsten Auslegungsgrößen. Hinsichtlich der Adsorption ist diese unter den gegebenen Randbedingungen zu maximieren. Es sollten halbtechnische Vorversuche durchgeführt werden, um die optimale Kontaktzeit für die gegebene Abwassermatrix zu ermitteln (Bornemann et al., 2012). Im Folgenden werden Empfehlungen dargestellt, die sich aus den Erfahrungen des großtechnischen Versuchs auf der Kläranlage Düren ergeben haben (Bornemann et al., 2012):

- **Ausbau:** Die Arbeiten (händisch mittels Saugfahrzeug und Saugschlauch) für den Ausbau der alten Filterschicht (Blähschiefer und Sand vor Einbau der 1.GAK, GAK und Sand vor Einbau der 2. GAK) dauerten etwa einen Tag bei Einsatz von zwei Arbeitskräften.
- **Einbau:** Prinzipiell können zwei Verfahren angewandt werden, um die GAK in den Filter einzubringen. Neben der Anlieferung in Big-Bags (2 m^3) und Einfüllen unter Zuhilfenahme eines Autokranes mit anschließender Wasserung im Filter-

bett durch Überstau für 2 bis 3 Tage kommt auch die Einspülung der GAK mit einem Saugfahrzeug mit Treibwasserstrom in Betracht. Beide Verfahren sind praktisch durchführbar, bei der großtechnischen Umsetzung im Vollstrom sollte einer Einspülung über Treibwasser der Vorzug gegeben werden, wobei die Nachrüstung eines Einspül- und Absaugstutzens in den Filterkammern in Erwägung gezogen werden sollte, um den Vorgang noch weiter zu vereinfachen.

- **Toleranzen:** Weder Ausbau noch Einbau der GAK oder des alten Filtermaterials kann aus praktischer Erwägung zentimetergenau erfolgen. Die Höhe der GAK-Schicht kann nur repräsentativ gemessen werden, nachdem eine Rückspülung erfolgte und so die Stratifizierung (Anordnung der Filterkörner entsprechend ihres Durchmessers und ihrer Dichte) des Bettes erfolgte.
- **Luftspülung:** Bei Spülung der GAK ist bei hoher Feststofffracht eine Luftspülung unumgänglich, um das Filterbett vor der Wasserspülung aufzubrechen. Da diese aber im Gegensatz zur reinen Wasserspülung im weitaus höheren Maße zu GAK-Abrasion führen kann, ist sie auf ein Mindestmaß zu begrenzen. Der Luftdurchsatz muss mindestens so hoch sein, dass ein gleichmäßiges Blasenbild gegeben ist. Die Spülzeiten sind so anzupassen, dass die ursprüngliche Filterleistung wieder hergestellt werden kann.
- **Wasserspülung:** Bei der Wasserspülung ist eine Filterbettausdehnung von ca. 25 % anzustreben, um einen ausreichenden Austrag der Feststoffe zu ermöglichen. Dazu gibt es in vielen Fällen Datenblätter der Aktivkohlelieferanten, die die Betausdehnung als Funktion der Rückspülgeschwindigkeit darstellen. Im Zweifel oder bei fehlenden Angaben sollten halbtechnische Spülversuche durchgeführt werden. Die erforderliche Rückspülgeschwindigkeit ist temperaturabhängig (Änderung der Viskosität), sodass bei geringen Wassertemperaturen im Winter bereits niedrigere Spülgeschwindigkeiten ausreichen, um die erforderliche Betausdehnung zu erreichen.
- **Inbetriebnahmespülung:** Nach Einbau und nach erfolgter Wasserung der GAK muss eine Inbetriebnahmespülung durchgeführt werden, um die Feinfraktion aus dem Bett zu entfernen und damit ein vorzeitiges Verblocken des Filters zu verhindern. Dazu ist eine reine Wasserspülung ausreichend, deren Geschwindigkeit langsam zu steigern ist, bis eine Betausdehnung von > 25 % erreicht wird, ohne die GAK über die Rückspülkante auszutragen.

Hinweise zur Ozonierung

Bei der Planung und Dimensionierung einer Ozonierungsanlage sind verschiedene As-

pekte zu beachten. So ist insbesondere die vorhandene Abwasserreinigung und Abwasserzusammensetzung ein entscheidendes Kriterium. Je höher die Konzentration an organischem Hintergrundmaterial (DOC) und Nitrit im Zulauf zur Ozonierung ist, desto mehr Ozon wird benötigt. Aus diesem Grund ist eine möglichst weitgehende Vorreinigung (biologische Reinigung) mit einer stabilen Nitrifikation erwünscht (Abegglen & Siegrist, 2012).

Eine weitere wichtige Komponente bei der Errichtung einer Ozonierungsanlage ist der Ozongenerator. Die Auswahl erfolgt aufgrund der benötigten maximalen Ozonmenge, die wiederum vom Abwasseranfall, den Abwassereigenschaften (DOC, Nitrit) und der Ozondosis abhängt. Dabei ist zu beachten, dass die benötigte Ozonmenge stark variiert und der Energieverbrauch des Ozongenerators ebenfalls stark von der produzierten Ozonmenge abhängt. Die Ozonproduktion sollte unter optimalen energetischen Bedingungen betrieben werden (Abegglen & Siegrist, 2012). Im Ozonierungsreaktor reagiert das Ozon mit den Abwasserinhaltsstoffen. Ein weiterer wichtiger Bestandteil einer Ozonierungsanlage ist der Ozonreaktor, welcher neben Rohrleitungen und Schläuchen ebenfalls aus beständigem Material bestehen sollte. Der Eintrag des Ozons kann entweder mittels Diffusoren (Pilotversuche) oder eines statischen Mischers erfolgen. Beim Eintrag über Diffusoren wird das Gasgemisch homogen mit Blasenbelüftung ins Abwasser eingetragen. Dabei ist auf eine genügend große Eintragstiefe (> 4 m) zu achten, damit das Ozon möglichst komplett ins Abwasser übergehen kann (Abegglen & Siegrist, 2012). Nach Abegglen & Siegrist (2012) ist der entscheidende Parameter für die Elimination von Mikroverunreinigungen die Ozonexposition, das Produkt aus Ozonkonzentration und verfügbarer Reaktionszeit. Diese hängt von der eingetragenen Ozonmenge und der Abbaugeschwindigkeit des Ozons ab. Aufgrund der Reaktionskinetik sollte eine möglichst längsdurchströmte Hydraulik angestrebt werden, d. h. der Ozonreaktor muss durch Umlenkkräfte in mehrere, nacheinander durchströmte Kompartimente aufgeteilt werden. Kurzschlussströmungen und Totzonen sind zu vermeiden, da sie die Leistung des Verfahrens verringern. Kleine Einbauten an den Umlenkkräften erhöhen die Turbulenz und bewirken eine bessere Durchmischung.

Schließlich ist bei der Ozonierung neben einer notwendigen Sicherheitstechnik (Ozonüberwachung in Raum- /Umgebungsluft) eine Abluftbehandlung erforderlich und der Ozonreaktor muss gasdicht sein, damit kein Ozon in die Umgebungsluft gelangt und das Betriebspersonal gefährdet. Restozongas muss über einen Restozonvernichter geleitet werden. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Gasmenge, die durch den Ozonvernichter geleitet wird, nur in bestimmten Bandbreiten schwanken darf und diese

Bandbreite nicht unbedingt der eingetragenen Gasmenge entspricht. Über Druckventile muss sichergestellt werden, dass allenfalls zusätzliche Luft in den Gasraum gelangt und alles Gas über den Ozonvernichter in die Umgebung abgegeben wird (Abegglen & Siegrist, 2012).

9.4 Zusammenstellung der wesentlichen Kriterien und Parameter der vier empfohlenen Varianten

In Tabelle 29 ist eine zusammenfassende Übersicht der empfohlenen Verfahren für bayerische Kläranlagen dargestellt. Dabei werden insbesondere für die Varianten 1, 2 und 3 Aspekte wie zum Beispiel der Einsatzort auf der Kläranlage, Betriebsparameter und Bemessungsgrundlagen, Steuerungskonzepte, Energieverbräuche, Behandlungskosten, Investitionskosten, Vorteile, Nachteile und Betriebshinweise beschrieben. Variante 4 verbindet die Vorteile von Variante 2 und Variante 3. Die durch Ozon teilabgebauten organischen Verunreinigungen können im umgerüsteten Sandfilter (Filterbetten aus GAK) biologisch abgebaut und/oder adsorbiert werden. Des Weiteren wird das überschüssige Restozon in der wässrigen Phase weiter reduziert und trägt zur Sauerstoffversorgung der Mikroorganismen bei. Neben der Desinfektionswirkung bei entsprechender Ozon-Dosierung und einer möglichen CSB-Wert Unterschreitung ($< 20 \text{ mg/l}$) kann ein breites Spektrum an Spurenstoffen, welches durch Ozon und Aktivkohle erfasst wird, eliminiert werden.

Tabelle 29: Zusammenfassende Übersicht der Verfahren

	PAK-Kontaktverfahren – Variante 1		GAK-Filtration – Variante 2		Ozonierung – Variante 3/4	
Einsatzort auf der KA	Nach der Nachklärung und vor der Sandfiltration		Nach der Nachklärung (Austausch des Filterbettes des Sandfilters)		Nach der Nachklärung und vor der biologischen Stufe (Variante 3) bzw. vor der GAK-Filtration (Variante 4)	
Betriebsparameter¹ und Bemessungsgrundlagen	Zufluss	Q l/s; m ³ /h	Zufluss	Q l/s; m ³ /h	Zufluss	Q l/s; m ³ /h
	PAK-Dosierung	10-20 g/m ³	Filtergeschwindigkeit	(3)5-15 m/h	Ozondosis/Regelbereich	0,4-5 g/m ³
	Kontaktzeit	15-30 min	Kontaktzeit Aktivkohlebett	5-30 min	spez. Ozondosis	0,7-0,9 g _{O3} /g _{DOC}
	PAK-Verweilzeit	4-9 d	Filterstandzeit	4.000 bis < 12.000 BVT	Kontaktzeit	10-30 min
	Rücklaufkohle	ca. 50 %				
	• FM/FHM-Dosierung • Abzugsrate Rücklaufkohle und Bemessung Rücklaufkohle • Filtergeschwindigkeit des Sandfilters • Aktivkohleart • Energieeintrag im Kontaktbecken		• Art des Filterbetriebes • Filteranzahl, Filterfläche, Betthöhe • Aktivkohleart • Leerbettkontaktzeit und durchgesetzte Bettvolumina • Filterspülgeschwindigkeit • Kriterium für Rückspülung • Rückspülintervall		• Behandlungsvolumen • Ozonproduktion (wie und wieviel) • Ozoneintragssystem • Abwassereigenschaften (DOC, Nitrit, AFS) • Regelungsstrategie bedarfsgerechte Ozondosierung (SAK, Q, DOC, O₃)	
Steuerung	<i>Steuerung/Regelung PAK-Dosierung</i>		<i>Steuerung/Regelung Rückspülung Filter</i>		<i>Steuerung/Regelung Ozon-Dosierung</i>	
	• TOC, DOC • Durchflussproportional • SAK		• Zeitkriterium • Volumenkriterium • Differenzdruck		• SAK als Prozesssteuerungsparameter • DOC-Fracht • Durchflussproportional	

	PAK-Kontaktverfahren – Variante 1			GAK-Filtration – Variante 2			Ozonierung – Variante 3/4		
	<u>Gesamtes Verfahren</u>			<u>Ohne Vorfiltration</u>			<u>Ozonierung</u>		
Energie- verbrauch	ca.	0,01-0,06	kWh/m ³	ca.	0,01-0,08	kWh/m ³	ca.	0,04-0,3	kWh/m ³
	ca.	5	kWh/(E·a)	ca.	7	kWh/(E*a)	ca.	0,6-27	kWh/(E*a)
							<u>Biologische Stufe – Nachbehandlung</u> (z.B. Sandfilter)		
							ca.	0,05	kWh/m ³
							ca.	4,5	kWh/(E*a)
Behand- lungskosten	ca.	0,01-0,47	Euro/m ³	ca.	0,01-0,32	Euro/m ³	ca.	0,01-0,3	Euro/m ³
Investiti- onskosten	• 0,7 bis 5,2 Mio. Euro (Herbst & Hilbig 2012) bei 280.000 EW • 1,76 Mio. Euro (Beermann et al., 2012) bei 80.000 EW • 42 Mio. Euro (Hiller, 2010) bei 445.000 EW • 1,6 Mio. Euro (Mannheim) bei 145.000 EW • 4,7 Mio. Euro (Bö-Sifi) bei 250.000 EW • 2,28 Mio. (Alt & Kuhlmann, 2012) bei 135.000 EW			• 0,8 bis 2,12 Mio. Euro (Beermann et al., 2012) bei 80.000 EW • 1,7 bis 3,1 Mio. Euro (Cluster Umwelttechnologien NRW, 2012) bei 125.000 EW • 1,29 Mio. (Alt & Kuhlmann, 2012) bei 135.000 EW			• 0,95 Mio. Euro (Beermann et al., 2012) bei 80.000 EW • 1,5 Mio. Euro (Duisburg) bei 30.000 EW • 1,6 Mio. Euro (Regensdorf) bei 30.500 EW • 1,0 Mio. Euro bei 13.000 EW • 1,57 Mio. Euro (PAK + Ozon, Schwerte) bei 50.000 EW • 1,03 Mio. (Alt & Kuhlmann, 2012) bei 135.000 EW		

	PAK-Kontaktverfahren – Variante 1	GAK-Filtration – Variante 2	Ozonierung – Variante 3/4
Vorteile	• Breitbandwirkung • CSB-Reduktion • Anpassung der Dosierung möglich • Weitergehende P-Elimination (Fällmittel) • Großtechnische Betriebserfahrungen vorhanden • Verbesserung Sedimentier- und Entwässerbarkeit des Klärschlammes • Erhöhung des Klärschlammheizwertes	• Breitbandwirkung + CSB-Reduktion • im allg. höhere Beladungen als PAK • Entfärbung möglich • Zusätzlicher weitergehender biologischer Abbau in Filter möglich • Reaktivierung der Aktivkohle möglich • Zusätzliche Suspensaentnahme • Ausgereifte Technik (Wasserwerke) • Geringer Steuerungs- und Kontrollaufwand	• Breitbandwirkung • CSB-Reduktion • Anpassung Dosierung möglich • Desinfektion möglich • Entfärbung möglich • Großtechnische Erfahrungen (Schweiz und NRW)
Nachteile	• Große Bauvolumina • Großer apparativer Aufwand • Zusätzlicher Fällmittel-/Polymereinsatz • polare Stoffe werden nicht ausreichend reduziert (z.B. Röntgenkontrastmittel) • Konkurrenzadsorption, Verdrängungsprozess unterschiedlicher adsorbierbarer Stoffe • Landwirtschaftliche Schlammverwertung nicht mehr möglich • Reaktivierung der Kohle nicht möglich • Hoher Steuerungs- und Regelungsaufwand (Dosierung, Kontrolle)	• Polare Stoffe werden nicht ausreichend reduziert (z.B. Röntgenkontrastmittel) • Verdrängungsprozesse unterschiedlich adsorbierbarer Stoffe • Weitestgehende Entnahme von Suspensa im Kläranlagenablauf für Filtertrieb vorteilhaft (Vorfiltration notwendig) • Großtechnische Betriebserfahrungen derzeit nur im Wasserwerksbereich • Entsorgung der GAK	• Bildung von meist unbekannten Transformationsprodukten durch Ozonierung (Bildung des kanzerogenen Bromat (BrO_3^-) oder Nitrosaminen (biologisch gut abbaubar), Minderung der Toxizität durch Sandfilter umstritten) • Erhöhung BSB_5 • Apparativer höherer Aufwand (Verfahrenstechnik) • Alkalinität beeinflusst Ozonstabilität • Carbonat und Bicarbonat sowie Huminstoffe gelten als Radikalfänger und reduzieren die Wirksamkeit der Hydroxylradikale • Wahrscheinlich höherer Steuerungs- und Regelungsaufwand (Dosierung, Kontrolle)

	PAK-Kontaktverfahren – Variante 1	GAK-Filtration – Variante 2	Ozonierung – Variante 3/4
Betriebs- hinweise	• Art der Dosierung → gravimetrische Dosierung wird empfohlen • Mehr Schlammfall durch PAK • Feststoffeintrag in nachgeschalteten Filter kann sich erhöhen • PAK-Dosierung beeinflusst Wirkungsgrad der Filtration • PAK kann abrasiv wirken • Geringer Eiseneinsatz kann zur Entstabilisierung der PAK-Partikel führen • Zugabe von FM/FHM beeinflusst Feststoffeigenschaften • Rückführung der Überschussschleim • Art und Weise der Adsorbensführung und der Dosierstelle beeinflussen die Reinigungsleistung • Aktivkohlesorte und Beladungszustand beeinflussen Wirkungsgrad	• Filtrerrückspülung in bestimmten Intervallen notwendig • Filteraustausch regelmäßig notwendig • Zu hohe Filtergeschwindigkeiten können zu Feststoffdurchbrüchen führen • Lange Laufzeiten können die Filterwirkung positiv beeinflussen • Geringer Rest-BSB im Filterzulauf ist vorteilhaft • Oxidation von Ammonium zu Nitrit kann die Eliminationsleistung des Filters beeinflussen • Betriebsweise der Luft und Wasserspülung (Reinigung für Filter) beeinflussen den Austrag von Biomasse	• Hydraulische Aufenthaltszeit beeinflusst die Reaktionskinetik der analysierten Substanzen • Sehr starker Entfärbungsprozess • Berücksichtigung der Wassermatrix und ihrer Schwankungen ist unverzichtbar für die Steuerung und Regelung einer Ozonanlage für kommunales Abwasser • Nitritgehalt erhöht den Ozonbedarf, vollständige Nitrifikation ist daher vorteilhaft • Alkalinität beeinflusst den Zerfall von Ozon, je niedriger desto instabiler ist Ozon • Nachgeschaltete Stufe wird empfohlen (Abbau reaktiver Oxidationsprodukte) • Sicherheitsvorkehrungen (Raumluftüberwachung etc.) notwendig

9.5 Bewertungsalgorithmus für die Verfahrensauswahl

Die Auswahl des an einem bestimmten Kläranlagenstandort geeigneten Verfahrens ist im Einzelfall zu prüfen und hängt im Wesentlichen von den vorhandenen nutzbaren Verfahrensstufen ab. Die Anlagengröße, die Kläranlageninfrastruktur und die Peripherie (Leitungen, Pumpwerke, Becken etc.) sind dabei besonders zu berücksichtigen. Im Vorfeld können mittels halbtechnischer Versuche die detaillierte Verfahrensauswahl und dessen Auslegung ermittelt werden. Für bereits erprobte Verfahren (PAK) kann auf eine halbtechnische Pilotierung verzichtet werden, dennoch sind Vorversuche im Labor (Adsorptionsversuche für die Wahl der AK) unerlässlich. Für eine großtechnische Umsetzung einer vierten Reinigungsstufe können die Ergebnisse von Variantenuntersuchungen als entscheidende Grundlage für die Festlegung der Ausführungsprojekte herangezogen werden. Im Rahmen der Entscheidungsfindung kann die in Tabelle 30 dargestellte Bewertungsmatrix angewendet werden. Nach Abschluss des Scorings wird das Verfahren mit der höchsten Punktzahl empfohlen. Folgende Punktwertung und Berechnung sind dabei zu berücksichtigen:

Punktwertung

- 1 = schlecht
- 2 = ausreichend
- 3 = befriedigend
- 4 = gut
- 5 = sehr gut

Summe – Punktezahl =

Summe der Punktzahl aus 1. x 0,30
 + Summe der Punktzahl aus 2. x 0,15
 + Summe der Punktzahl aus 3. x 0,30
 + Summe der Punktzahl aus 4. x 0,15
 + Summe der Punktzahl aus 5. x 0,10

Tabelle 30: Bewertungsalgorithmus – vierte Reinigungsstufe

Bewertungsalgorithmus – vierte Reinigungsstufe			
A)	Bestandsanalyse, Ermittlung und Festlegung der standortspezifischen Rahmenbedingungen		
	- Hydraulische Verhältnisse (Zufluss, Einleiter, Trenn- oder Mischsystem) - Kläranlagenstandort - Charakterisierung des Einzugsgebietes (Vorfluter, Eintragspfade, zeitliche + räumliche Konzentrationsverteilung von Spurenstoffen) - Kläranlageninfrastruktur (Verfahrensstufen, Performance, Design, Verfahrenstechnik, vorhandene Kapazitäten) - Entwicklung von Gewerbe und Industrie - Demografische Entwicklung im Einzugsgebiet - Klimatische Rahmenbedingungen (z. B. Niederschlagsverhältnisse)		
B)	Vorplanung – Abschätzung des Handlungsbedarfes		
	- Wahl der Verfahren zur Elimination von Spurenstoffen - Ermittlung der Stoffflüsse und Festlegung der Betriebsparameter (z. B. Zufluss, Dosierung, Kontaktzeiten) - Dimensionierung - Bemessung der Verfahrensstufen		
C)	Ermittlung der Kosten – Wirtschaftlichkeitsbetrachtung		
	Prüfung der erforderlichen Aufwendungen (bautechnische Maßnahmen) und Berechnung der Investitions- sowie Betriebskosten als Jahreskosten, einwohnerspezifische Jahreskosten bzw. mengenspezifische Jahreskosten sowie Festlegung der Nutzungsdauer der Systemkomponenten.		
D)	Prüfung der Bewertungskriterien und Ermittlung der Zahlenwerte für die jeweiligen in Frage kommenden (Anwendungsfall) Verfahrensvarianten		
1. Bewertungskriterium Ökonomie		Punkte	Punkte gesamt
Investitionskosten			
Jahreskosten			
Betriebskosten (Strom, Personal, Wartung und Instandhaltung, Entsorgung)			
Nutzungsdauer der Systemkomponenten			
Kostenveränderungen - Kosteneffizienz (Abwasserabgabefreiheit)			
Energiebilanzänderung - Steigerung der Energieeffizienz			
2. Bewertungskriterium Aufwand – Technik - Betrieb		Punkte	Punkte gesamt
Bautechnischer Aufwand (Neubau oder Nutzung von vorhandenen Kapazitäten)			
Auslastungsgrad der vierten Reinigungsstufe			
Personeller Einsatz - Inbetriebnahme - Betriebsüberwachung			
Wartung, Reparaturen und Instandhaltung			
Monitoring und Überwachung			
Aufwand für Steuerung - Regelung - Messung			
Betriebssicherheit, Redundanzen			
3. Bewertungskriterium Ökologie		Punkte	Punkte gesamt
Reinigungsleistung Mikroverunreinigungen			
Desinfektion			
Reststoffanfall - Entsorgung			
Auswirkung auf die Luft - Emissionen			
Auswirkung auf die Gewässer - Transformationsprodukte			
Auswirkung auf den Boden - Schadstoffeintrag			
Auswirkung auf Flora u. Fauna - Toxikologie			
Auswirkung Landschaft (Veränderung Landschaft)			
Belastungsdauer - Impact (kontinuierlich, diskontinuierlich, temporär)			
4. Bewertungskriterium Ressourcenverbrauch		Punkte	Punkte gesamt
Energiebedarf für die vierte Reinigungsstufe			
Erforderliche Grundfläche und Baumaterial für die technischen Anlagen			
Roh- und Trinkwasserbedarf für die technischen Anlagen			
Betriebsmittelbedarf für die vierte Reinigungsstufe (z. B. FM/FHM)			
Ressourcenverbrauch für Betriebsmittelherstellung (z. B. PAK, GAK oder Sauerstoff)			
5. Bewertungskriterium soziale Aspekte		Punkte	Punkte gesamt
Bedienungskomfort			
Eigenverantwortung			
Systemumstellung			
Planungssicherheit, Referenzen			
Technischer Entwicklungsstand/Forschungsbedarf – Stand des Wissens			

9.6 Vorzugslösung für eine Pilotanlage in Bayern

Wie bereits im Kapitel 9.3 angeführt, werden für die weitergehende Reinigung im Wesentlichen vier Verfahren empfohlen. Für die Umsetzung einer bayerischen Pilotanlage müssen jedoch neben den in Kapitel 8 aufgeführten Kriterien, die Übertragbarkeit, die örtlichen Randbedingungen (z.B. Einzugsgebiet, Kläranlageninfrastruktur und Verfahrenstechnik) sowie der Erkenntnisgewinn - (d.h. die errichtete vierte Stufe sollte möglichst auch innovative Aspekte/Alleinstellungsmerkmale aufweisen) berücksichtigt werden. Dabei ist bezogen auf die Anlagenteile (Verfahrensstufen) einer Kläranlage zu beachten, dass abweichend von NRW auf den bayerischen Kläranlagen nur in Ausnahmefällen Sandfilter vorhanden sind. Die für eine Pilotanlage in Frage kommenden Kläranlagen in Bayern weisen i.d.R. eine vergleichbare Verfahrenstechnologie auf (Belebungsverfahren mit getrennter, anaerober Schlammstabilisierung). Eine Übersicht über Kläranlagen in Bayern, welche mit einem Sandfilter ausgestattet sind, ist in Tabelle 31 dargestellt. Aufgrund der geringeren Anzahl von bayerischen Kläranlagen mit Sandfilter im Vergleich zu Anlagen ohne, ist die Nutzung vorhandener Sandfilterzellen für GAK in Bayern nur in seltenen Fällen möglich und daher keine generelle Lösungsmöglichkeit. Sind Sandfilter verfahrenstechnisch notwendig, so müssen diese im Normalfall neu geplant und errichtet werden. Dies bedeutet zusätzliche Investitionskosten.

Für die Umsetzung einer bayerischen Pilotanlage sind demnach insbesondere konventionell mechanisch-biologisch betriebene Kläranlagen mit anaerober Schlammstabilisation der Größenklasse 4 und 5 ohne Sandfilter zu betrachten. Vor diesem Hintergrund bietet sich z.B. eine Ozonbehandlung mit nachgeschalteter biologischer Stufe als geeignetes Verfahren an. Hier kann u.U. auf einen kostenintensiven Sandfilter verzichtet werden. Auch in Hinblick auf eine weitergehende Behandlung (zum Beispiel Desinfektion) ist die Ozonierung ein geeignetes Verfahren.

Grundsätzlich wird für die Umsetzung einer bayerischen Pilotanlage die Variante Ozonierung mit nachgeschalteter GAK-Stufe oder mit nachgeschalteter biologischer Stufe empfohlen. Eine biologische Nachbehandlung mit Aktivkohle- oder Biofilter ermöglicht einen weiteren biologischen Abbau von Oxidationsprodukten aus der Ozonierung und eine weitergehende Reduktion (z.B. Feststoffelimination, Phosphateliminierung). Eine zusätzliche biologische Nachbehandlung kann aber auch über einen Wirbelbettreaktor, einen Festbettreaktor, einen Nachbehandlungsteich oder einen Tauchtropfkörper erfolgen. Aktivkohle- und Biofilter brauchen deutlich weniger Platz als konventionelle Belebtschlammreaktoren. Um die organische Restfracht und entstehende Transformationsprodukte des bereits ozonierten Abwassers zu behandeln, wird aufgrund der hohen

Elimination anthropogener Spurenstoffe auf kommunalen Kläranlagen

Adsorptionskapazität (besserer Eliminationsleistung im Vergleich zu biologischen Verfahren) von Aktivkohle und der Flexibilität im Betrieb (Adsorptionssystem ist montagefertig, einfacher Entsorgungsweg über Regenerierung) die GAK-Filtration als nachgeschaltete Stufe bevorzugt.

Tabelle 31: Kläranlagen in Bayern mit Sandfilter

Kläranlage	Ausbaugröße EW
Abwasserverband Saale-Kläranlage Hof	290.000
Abwasserverband Starnberger See	100.000
Amper Verband	250.000
AV Isar Loisachgruppe	120.000
Benediktbeuern	8.000
Bruckmühl	25.000
Erdinger Moos	320.000
Freising	110.000
Gemeindewerke Mittenwald - KA Oberes Isartal	43.000
gKu VE München-Ost	135.000
Grüneck	120.000
Güntersleben	6.500
Gut Großlappen	2.000.000
Gut Marienhof	1.000.000
Herzogenaurach	65.000
Holzkirchen	50.000
Roßtal	8.200
Kläranlage Weilheim i. OB	40.000
Klärwerk Erlangen	300.000
Lindau/Bodensee	60.000
Nürnberg I	1.400.000
Nürnberg II	230.000
Regnitzlosau	7.000
Salzweg	6.000
Schäftlarn	7.400
Stadt Bad Tölz	49.000
Wasser- und Abwasserverband untere Argen	40.000
ZV Achental Sitz Grassau	25.000
ZV Kläranlage Rothach	82.000

Hinsichtlich der Kombination von Ozonierung mit GAK gibt es derzeit noch wenig wissenschaftlichen Untersuchungen, welche die Funktionalität, Betriebsstabilität und Leistungsfähigkeit einer großtechnischen Anlage zur Behandlung von kommunalem Abwasser bewerten bzw. analysieren. Generell sind die Erfahrungen mit GAK als gering einzuschätzen (Standzeit, Abbruchkriterien, Spülintervalle, Eliminationsleistung in Abhängigkeit der durchgesetzten BVT). Umso mehr kann aber auf die jahrzehntelange Erfahrung auf dem Gebiet der Wasseraufbereitung mit Aktivkohle zurück gegriffen werden. Neben den kaum vorhandenen Erfahrungen hinsichtlich des großtechnischen Einsatzes von

GAK in der kommunalen Abwasserbehandlung würde die Verfahrenskombination Ozon und GAK in Bezug auf die Schwerpunkte Spurenstoffrückhalt, Bildung von Transformationsprodukten, Hygienisierung sowie Betrieb und Leistungsfähigkeit von GAK einen erheblichen Erkenntnismehrwert bieten. Für Kläranlagen mit bereits bestehendem Sandfilter ist außer der Ozonierungsstufe keine zusätzliche Filterstufe erforderlich. Hier kann je nach Auslegung und Dimensionierung der Filteranlage relativ schnell und mit wenig Aufwand das Filtermaterial der Filterzellen durch GAK ausgetauscht werden. Um einen stabilen, effektiven und wirtschaftlichen Dauerbetrieb zu gewährleisten, ist eine wissenschaftliche Begleitung (Monitoring) in der Pilotphase (Inbetriebnahme und Optimierung des Betriebes) empfehlenswert. Das zu verwendende GAK-Produkt ist von großer Bedeutung und sollte durch vorangehende Adsorptionsversuche (Untersuchungen zu Qualitätseigenschaften) mit der örtlich vorliegenden Abwassermatrix und nach den Erfahrungen des Lieferanten ausgewählt werden.

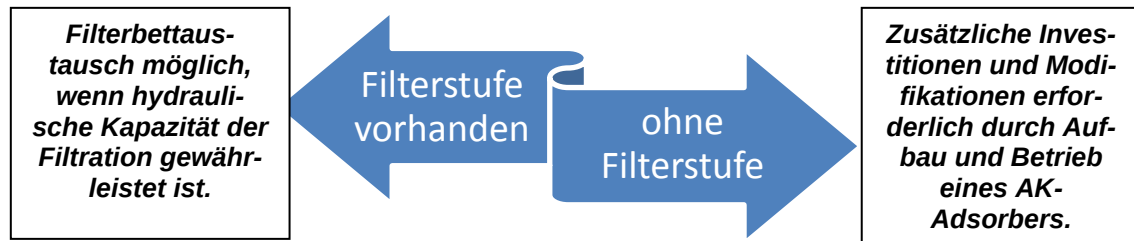
In Hinblick auf die Ausführung der GAK-Stufe bei Kläranlagen ohne Sandfilter kann davon ausgegangen werden, dass eine Aktivkohleadsorber (siehe Abbildung 29) zum Einsatz kommt. Das Adsorptionssystem kann montagefertig per LKW angeliefert werden. Dadurch besteht im Vergleich zur Errichtung einer konventionellen Filterstufe (Filterzellen mit Betonbecken) ein wesentlicher Vorteil bezüglich der Investitionskosten, des bautechnischen Aufwandes und der Flexibilität.



Abbildung 29: Aktivkohleadsorber – Beispielbild der Firma Silex (Silex, 2013)

Für die Bemessung des Adsorbers sind insbesondere die Leerrohrkontaktzeit, das durchgesetzte Bettvolumina sowie die Eigenschaften und die Korngröße der GAK zu

berücksichtigen. Die Durchflussleistung ist abhängig von der Filtergröße und dem Filtermedium. Zusammenfassend kommen für die der Ozonierung nachgeschaltete GAK-Stufe folgende zwei Varianten in Frage:



Wie beim Beispiel Duisburg (vgl. Kapitel 6.2) kann auch ein Wirbelbettreaktor als biologische Nachbehandlung eingesetzt werden. Für diese Lösungsvariante und auch für andere, zusätzlich zu der Ozonierung zu errichtenden o.g. Alternativen sind Untersuchungen zur Wirtschaftlichkeit und zur Leistungsfähigkeit erforderlich. Darüber hinaus sind verfahrenstechnische Änderungen der Kläranlage wie zum Beispiel entsprechende Vorrichtungen bzw. Anordnungen für Rückflüsse und Kreislaufführungen (Rückführung des Schlammes aus der nachgeschalteten biologischen Stufe in die Biologie der Kläranlage) zu berücksichtigen. Bei der Umsetzung einer nachgeschalteten biologischen Stufe muss im Einzelfall geprüft werden, inwieweit die zur Auswahl stehenden Varianten unter Berücksichtigung aller örtlichen Randbedingungen technisch anwendbar sind und mit wenig Aufwand (Kosten, Bautechnik, Betrieb) festgelegte Qualitätsziele erreicht werden können. Auch ist ein Variantenvergleich bzw. eine Gegenüberstellung der Verfahren unter Berücksichtigung der Kriterien Wirtschaftlichkeit, Leistungsfähigkeit und Betriebsstabilität für die Entscheidung erforderlich.

10 Zusammenfassung

Um zukünftig in der Lage zu sein, qualifizierte Maßnahmen zur Reduktion von Mikroverunreinigungen durchzuführen und Handlungsempfehlungen geben zu können, steht die Ausarbeitung und Bewertung der derzeitigen Verfahrensmöglichkeiten zur Elimination anthropogener Spurenstoffe im Vordergrund des vom Bayer. Landesamt für Umwelt ausgeschriebenen Projekts. Ausgehend von den derzeit verfügbaren Technologien wurden 13 bereits in Betrieb befindliche Anlagen besichtigt und die auslegungs- und betriebsrelevanten Parameter aufgenommen. Ziel dieses Projektes ist die Gegenüberstellung der verschiedenen Technologien hinsichtlich ihrer Reinigungsleistung, Wirtschaftlichkeit und Einsatzfähigkeit mit dem Ergebnis der Präsentation einer Vorzugslösung. Dabei spielen die speziellen Randbedingungen in Bayern eine entscheidende Rolle.

Alle in einer umfangreichen Literaturrecherche untersuchten Projekte haben die Förderung der öffentlichkeitswirksamen Zusammenarbeit zwischen Hersteller, Verbraucher, Nutzer, Politik/Verwaltung und Ver- und Entsorgung gemeinsam. Insbesondere in NRW laufen unter der Ausschreibung des MKULNV verschiedene Forschungs- und Entwicklungsprojekte. Des Weiteren werden zum Beispiel im Rahmen des EU-Projektes „PILLS“ in verschiedenen Ländern Europas Untersuchungen zur Behandlung von Krankenhausabwässern durchgeführt. Das bekannteste Vorreiterprojekt im europäischen Raum ist das Vorhaben „Strategie Micropoll“ des Schweizerischen Bundesamts für Umwelt. Darüber hinaus werden in der vorliegenden Arbeit, Machbarkeitsstudien und Konzeptstudien zur Verfahrensauswahl bezüglich der Elimination von Spurenstoffen vorgestellt. So wurden insbesondere in NRW an verschiedenen Kläranlagenstandorten (u.a. in Detmold, Neuss-Ost, Gütersloh-Putzhagen, Bad Oeynhausen, Lage) Variantenuntersuchungen mit Kostenabschätzungen für eine vierte Reinigungsstufe durchgeführt.

Mit vor Ort Besuchen konnten Betriebserfahrungen von Kläranlagen mit einer vierten Reinigungsstufe in NRW und in BW gesammelt werden. Ein Ergebnis der durchgeführten Bestandsaufnahme ist, dass alle Maßnahmen für Planung, Bau und Betrieb einer vierten Reinigungsstufe und die erforderliche wissenschaftliche Begleitung durch Fördermittel mitfinanziert wurden. Alle durchgeführten Maßnahmen unterliegen keinen gesetzlichen Verpflichtungen, sondern wurden aus politischer Initiative (Gewässerschutz, Nachhaltigkeit) oder aus Eigeninitiative seitens des Betreibers (CSB-Reduktion, Abwasserabgabefreiheit) umgesetzt. Von August bis September 2012 wurden sechs Kläranlagen in Baden Württemberg (6 PAK-Anlagen) und sieben (2 GAK-Anlagen, 3 Ozon-Anlagen, eine MBR-Anlage, eine Anlage mit Ozon und PAK) in NRW besucht.

Für die Bewertung der Eliminationsverfahren wurden drei wesentliche Kriterien herangezogen; Wirtschaftlichkeit, Leistungsfähigkeit und Betriebsstabilität. Bei der Betrachtung der Verfahren sind viele unterschiedliche Einflussgrößen zu berücksichtigen, was wiederum eine vergleichende Bewertung der vorhandenen Technologien erschwerte.

Alle untersuchten Verfahren (NF, UO, PAK, GAK, Ozon) können Mikroverunreinigungen ausreichend reduzieren; vorausgesetzt Auslegung, Betrieb und Verfahrenskombinationen sind an die örtlichen Randbedingungen angepasst. Aufgrund der bereits gewonnenen Erkenntnisse aus der Literatur und den Beurteilungen aus den halbtechnischen sowie großtechnischen Versuchen scheidet die Membranfiltration (NF, UO) für eine großtechnische Anwendung auf bayerischen Kläranlagen aufgrund ihrer derzeitigen Unwirtschaftlichkeit, des relativ hohen Betriebsaufwandes, und der Entsorgungsproblematik der Filtrate aus. Diese Verfahren sind deutlich teurer als die anderen Verfahren und sind daher derzeit nicht für den Einsatz in Bayern zu empfehlen. Die Mikrofiltration wie sie z.B. beim Membranbelebungsverfahren eingesetzt wird, weist ein unzureichendes Rückhaltevermögen für Spurenstoffe auf.

Grundsätzlich kann das PAK-Verfahren und die GAK-Filtration teilweise ähnlich bewertet werden: Beide Verfahren benötigen wenig Energie auf der Kläranlage, haben im Vergleich zur Ozonierung weniger Betriebs- und Überwachungsaufwand, sind jedoch bei einer ganzheitlichen Betrachtung durch die energieintensive Herstellung der AK im Nachteil. PAK, GAK und Ozonierung sind bezüglich der spezifischen Jahreskosten vergleichbar (0,013 – 0,47 Euro/m³). Die spezifischen Behandlungskosten können bei der Aktivkohlefiltration mit 0,01-0,32 Euro/m³ angesetzt werden. Für die Ozonierung liegen die spezifischen Kosten im Mittel zwischen 0,01 und 0,3 Euro/m³. Der Hauptanteil der Kosten wird durch die Ozondosierung und dem notwendigen Energieaufwand bestimmt. Grundsätzlich ergeben sich Kostenunterschiede bei den betrachteten Verfahren insbesondere in Abhängigkeit von der Anlagengröße und der zu behandelnden Wassermenge sowie von vorhandenen, nutzbaren Verfahrensstufen (z.B. Filter, Absetzbecken, UV-Anlagen). Die Investitionskosten (siehe Tabelle 29) für eine großtechnische Anlage liegen je nach Anlagengröße, bautechnischen Aufwand, verfahrenstechnischen Erweiterungen und erforderlichen Anlagenkomponenten für die Ozonierung zwischen 0,95 Mio. (bei 80.000 EW) und 1,6 Mio. Euro (bei 30.500 EW), für die GAK-Filtration zwischen 0,8 Mio. (bei 80.000 EW) und 3,1 Mio. Euro (bei 125.000 EW) und für das Adsorptionsverfahren mit PAK zwischen 0,7 Mio. (bei 280.000 EW) und 42 Mio. Euro (für Neubau einer AK-Flockungsfiltration mit Sandfilter mit 445.000 EW).

Bei der Ozonierung gilt es zu berücksichtigen, dass die Spurenstoffe während der Be-

handlung nur umgewandelt und nicht mineralisiert bzw. entfernt werden (Bolle et al., 2011). Für die Ozonierung ist eine Nachbehandlung der Nebenprodukte in einer nachgeschalteten Verfahrensstufe (Filter o.a.) erforderlich. Hierfür können erhebliche Investitionskosten sowie Energiekosten anfallen, wenn diese Verfahrensstufen nicht vorhanden sind und durch einen Neubau errichtet werden müssen.

Für alle Verfahren ist ein zusätzlicher Energiebedarf erforderlich. Nach Bolle et al. (2011) weisen die Adsorptionsverfahren mit PAK und GAK einen geringen Energiebedarf auf der Kläranlage auf. Die Werte liegen für beide Verfahren insgesamt zwischen $0,01 \text{ kWh/m}^3$ und $0,07 \text{ kWh/m}^3$ bzw. im Mittel bei ca. 5 kWh/(E*a) für PAK und 7 kWh/(E*a) bei GAK (bei einer ganzheitliche Betrachtung inklusive Herstellung der AK). Bei der Ozonierung liegen die Werte für den Energiebedarf aus Literatur und Praxis zwischen $0,05 - 0,6 \text{ kWh/m}^3$. Bei den Adsorptionsverfahren fallen zusätzlich Betriebskosten für die Betriebsmittel (PAK, GAK) und Hilfsstoffe an (Fällmittel, Flockungshilfsmittel) an. Bei vorhandenen diskontinuierlich betriebenen Sandfiltern ist eine Umrüstung mit GAK mit geringen Investitionskosten erreichbar (Filtermaterial).

Für eine großtechnische Umsetzung auf bayerische Kläranlagen werden die Adsorptions- und Oxidationsverfahren empfohlen. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass in Bayern bei den KA der GKL 4 und 5 nur in Ausnahmefällen Sandfilter vorhanden sind. Vor diesem Hintergrund bietet sich grundsätzlich für die Umsetzung einer bayerischen Pilotanlage die Variante Ozonierung mit nachgeschalteter GAK-Stufe oder mit nachgeschalteter biologischer Stufe an. Eine biologische Nachbehandlung mit AK- oder Biofilter ermöglicht einen weiteren biologischen Abbau von Oxidationsprodukten aus der Ozonierung und eine weitergehende Reduktion (z.B. Feststoffelimination, P-Eliminierung). Eine zusätzliche biologische Nachbehandlung kann aber auch über einen Wirbelbettreaktor, einen Festbettreaktor, einen Nachbehandlungsteich oder einen Tauchtropfkörper erfolgen.

Neben den kaum vorhandenen Erfahrungen hinsichtlich des großtechnischen Einsatzes würde die Verfahrenskombination Ozon und GAK in Bezug auf die Schwerpunkte Spurenstoffrückhalt, Bildung von Transformationsprodukten, Hygienisierung sowie Betrieb und Leistungsfähigkeit von GAK einen erheblichen Erkenntnismehrwert bieten. Für Kläranlagen mit bereits bestehendem Sandfilter ist außer der Ozonierungsstufe keine zusätzliche Filterstufe erforderlich. Hier kann je nach Auslegung und Dimensionierung der Filteranlage relativ schnell und mit wenig Aufwand das Filtermaterial der Filterzellen durch GAK ausgetauscht werden.

Schlussendlich ist die Auswahl des an einem bestimmten Kläranlagenstandort geeigneten Verfahrens immer im Einzelfall zu prüfen und hängt auch von den vorhandenen nutzbaren Verfahrensstufen ab.

Prof. Dr.-Ing. F. Wolfgang Günthert



Neubiberg, 15.07.2013

Dipl.-Ing. Sascha Rödel



Neubiberg, 15.07.2013

11 Abkürzungsverzeichnis und Formelzeichen

A	Fläche
a	Jahr
AFS	Abfiltrierbare Stoffe
AG	Aktiengesellschaft
AK	Aktivkohle
AOP	Advanced Oxidation Process
ARA	Abwasserreinigungsanlage
AZV	Abwasserzweckverband
B	Breite
Bio-P	Biologische Phosphorelimination
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
Bö-Sifi	Böblingen - Sindelfingen
BrO_3^-	Bromat
BSB	Biochemischer Sauerstoffbedarf
BVT	Bed volume treated
C	Kohlenstoff
CH	Schweiz
CO_2	Kohlenstoffdioxid
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
D	Deutschland
D	Durchmesser
d	Tag
DECHEMA	Gesellschaft für Chemische Technik und Biotechnologie e.V.
DeNi, DN	Denitrifikation
DIN	Deutsches Institut für Normung
DOC	Dissolved organic carbon
DVGW	Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall
e.V.	
E	Energie
E	Einwohner
Eawag	Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz
EDTA	Ethylendiamintetraaceta
EG	Europäische Gemeinschaft,

EMSR	Elektro-, Mess-, Steuer- und Regelungstechnik
EN	Europäische Norm
EU	Europäische Union
EW	Einwohnerwert
F	Fluor
FeClSO ₄	Eisen-III-Chloridsulfat
FF	Flockungsfiltration
FHM	Flockungshilfsmittel
FHNW	Fachhochschule Nordwestschweiz
FM	Fällmittel
GAK	Granulierte Aktivkohle
GK	Größenklasse
GmbH	Gesellschaft mit beschränkter Haftung
H	Höhe
H ₂ O ₂	Wasserstoffperoxid
i.M.	Im Mittel
ISA	Institut für Siedlungswasserwirtschaft
ISV	Schlammindex
IUAT	Institut für Energie- und Umwelttechnik e.V.
IWW	Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserforschung gemeinnützige GmbH
KA	Kläranlage
KA	Konventionelle Abwasserbehandlungsanlage
K _{ow}	Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient
L	Länge
LANUV	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen
LfU	Bayerisches Landesamt für Umwelt
MAB	Membranbelebungsanlage
MBR	Membranbioreaktor
MF	Mikrofiltration
Mio.	Million
MKUNLV	Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
MUNLV	Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
MW	Mischwasser

N	Nitrifikation oder Stickstoff
NaHSO ₃	Natriumhydrogensulfit
NDMA	N-Nitrosodimethylamine
NF	Nanofiltration
NH ₂	Aminogruppe
NK	Nachklärung
NKB	Nachklärbecken
nm	Nanometer
NOM	Natural Organic Matter
NRW	Nordrhein-Westfalen
Ö	Österreich
O ₂	Sauerstoff
O ₃	Ozon
OH	Hydroxygruppe
P	Phosphor
PAK	Pulveraktivkohle
PIILLS	Pharmaceutical Input and Elimination from Local Sources
PSA	Pressure-Swing-Adsorption
q	Oberflächenbeschickung
Q	Volumenstrom, Durchfluss
RO	Reverse osmosis
RW	Regenwetter
RWTH	Rheinisch-Westfaelische Technische Hochschule
S	Schwefel
SAK	Spektraler Absorptionskoeffizient
SO ₄	Sulfat-Anion
T	Temperatur
t	Zeit
TCPP	Tris(2-chlorisopropyl)phosphat
TOC	Total organic carbon
TR	Trockenrückstand
TS	Trockensubstanz
TU	Technische Universität
TW	Trockenwetter
TZW	Technologiezentrum Wasser
UF	Ultrafiltration
UO	Umkehrosmose

Elimination anthropogener Spurenstoffe auf kommunalen Kläranlagen

USA	United States of America
ÜSS	Überschussschlamm
UM	Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg
UV	Ultraviolett
V	Volumen
VSA	Vacuum-Swing-Adsorption
WABAG	Wirtschaftsanalyse und Beratung Aktiengesellschaft
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
ZV	Zweckverband
ZVK	ZV Klärwerk Steinhäule

12 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Quellen von Mikroverunreinigungen in Oberflächengewässern: Punktquellen und diffuse Quellen.....	11
Abbildung 2:	Abwärts durchströmte GAK-Filterstufe	17
Abbildung 3:	Aufwärts durchströmte GAK-Filterstufe	18
Abbildung 4:	Fließschema einer PAK-Anlage	19
Abbildung 5:	Möglichkeiten der Aktivkohleadsorption in kommunalen Kläranlagen..	20
Abbildung 6:	Verfahrensschema einer Ozonierungsanlage	22
Abbildung 7:	Membranfilterverfahren, Druckbereiche und Porengrößen	25
Abbildung 8:	Membranfilterverfahren, Druckbereiche und Porengrößen	25
Abbildung 9:	Aktivkohleadsorptionsanlage Neu-Ulm	40
Abbildung 10:	Kläranlagenstandorte mit einer vierten Reinigungsstufe in Deutschland	43
Abbildung 11:	Ortsbezogene Umsetzung der Verbundprojekte AGRO, ANTI-Resist, ASKURIS, RiskAGuA, SAUBER+, Sichere Ruhr, SchussenAktivplus und TransRisk	58
Abbildung 12:	Vergleich der verschiedenen Kostenangaben aus Literatur und Praxis für Adsorptionsverfahren	66
Abbildung 13:	Energiebedarf von Adsorptionsverfahren nach verschiedenen Literaturangaben	67
Abbildung 14:	Energiebedarf auf der Kläranlage für eine nachgeschaltete Filtration mit GAK (frisch oder regeneriert)	69
Abbildung 15:	Primärenergieverbrauch und Kohlebedarf eines GAK-Filters	70
Abbildung 16:	Ergebnisse Spurenstoffelimination Kläranlage Düren	76
Abbildung 17:	Ergebnisse Spurenstoffelimination Kläranlage Obere Lutter.....	77
Abbildung 18:	Kostenangaben für Ozonierung	79
Abbildung 19:	Literaturangaben zum Energiebedarf einer Ozonierung auf der Kläranlage	80
Abbildung 20:	Energiebedarf einer Ozonierungsstufe.....	81

Abbildung 21:	Vergleich der Entfernung anthropogener Spurenstoffe bei Pilotversuchen in Wien (Ö), Berlin (D) (Bahr et al., 2007) und Regensburg (CH) (Abegglen et al., 2009) bei ähnlichen spezifischen Ozonzehrungen bzw. -dosen.....	85
Abbildung 22:	Elimination ausgewählter Substanzen mittels Nanofiltration.....	90
Abbildung 23:	Spezifische Kosten der Verfahrensvarianten für die Elimination von Carbamazepin	93
Abbildung 24:	Bandbreite der spezifischen Kosten [EUR/m ³] der einzelnen Verfahren zur Spurenstoffelimination. Teilweise handelt es sich um Betriebskosten, teilweise um Jahreskosten.....	94
Abbildung 25:	Einflussfaktoren auf die Spurenstoffentnahme bei Adsorptionsverfahren	95
Abbildung 26:	PAK-Kontaktverfahren.....	102
Abbildung 27:	Abwärts durchströmte GAK-Filtration	102
Abbildung 28:	Ozonierung mit nachgeschalteter Sandfiltration als biologische Stufe.	103
Abbildung 29:	Aktivkohleadsorber – Beispielbild der Firma Silex.....	118

13 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Anzahl und Ausbaugröße der kommunalen Kläranlagen in Bayern	6
Tabelle 2:	Kläranlagenbesichtigungen	8
Tabelle 3:	Zusammenstellung bedeutsamer Humanarzneimittel.....	10
Tabelle 4:	Wesentlichen Einflussgrößen bei der Entfernung gelöster organischer Stoffe durch Aktivkohle	19
Tabelle 5:	Beschreibung und Kosten der Lösungsvarianten für die Zentralkläranlage Detmold.....	32
Tabelle 6:	Bewertungsmatrix für die Lösungsvarianten für die Zentralkläranlage Detmold.....	32
Tabelle 7:	Gegenüberstellung der Kostenabschätzungen der Varianten Neuss Ost	34
Tabelle 8:	Gegenüberstellung der Kostenabschätzungen der Varianten Klärwerk Gütersloh-Putzhagen	36
Tabelle 9:	Gegenüberstellung der Kostenabschätzungen der Varianten Kläranlage Bad Oeynhausen	38
Tabelle 10:	Zusammenstellung der technischen Daten der PAK-Anlage Klärwerk Ulm-Steinhäule	40
Tabelle 11:	Kläranlagenstandorte mit einer vierten Reinigungsstufe in Deutschland.	42
Tabelle 12:	Übersicht über die großtechnischen Versuche in der Schweiz.....	54
Tabelle 13:	Interdisziplinäre Verbundprojekte zur Reduktion von anthropogenen Spurenstoffen.....	55
Tabelle 14:	Zusammenstellung der Kosten für eine vierte Reinigungsstufe (Ozonierung) modifiziert nach Pinnekamp & Merkel (2008) und Fahlenkamp et al. (2008)	64
Tabelle 15:	Zusammenstellung der Kosten für eine vierte Reinigungsstufe (PAK + Sandfilter) modifiziert nach Pinnekamp & Merkel (2008) und Fahlenkamp et al. (2008)	64
Tabelle 16:	Vergleich der verschiedenen Kostenangaben aus Literatur und Praxis für Adsorptionsverfahren	65
Tabelle 17:	Substanzspezifische Einflussfaktoren auf die Aktivkohleadsorption.....	71

Tabelle 18:	Übliche Betriebsparameter	72
Tabelle 19:	Vor- und Nachteile des PAK-Adsorptionsverfahrens	73
Tabelle 20:	Kostenangaben für Ozonierung	78
Tabelle 21:	Charakteristika von vier Möglichkeiten der Ozondosierung	84
Tabelle 22:	Vor- und Nachteile des Ozonierungsverfahren	87
Tabelle 23:	Vor- und Nachteile von NF und UO	90
Tabelle 24:	Gegenüberstellung von Energieverbrauch und Kosten für eine nachgeschaltete Ozonierung und PAK-Adsorption	91
Tabelle 25:	Energie und Kosten für Ozonierung und PAK	92
Tabelle 26:	Zusammenstellung unterschiedlicher Veröffentlichungen hinsichtlich des Energiebedarfs von Techniken zur Spurenstoffelimination	92
Tabelle 27:	Bewertung der Eliminationsleistung verschiedener Verfahren bezüglich der Elimination ausgewählter Spurenstoffe	96
Tabelle 28:	Ganzheitliche Beurteilung der Verfahren bezüglich ausgewählter Kriterien	97
Tabelle 29:	Zusammenfassende Übersicht der Verfahren	110
Tabelle 30:	Bewertungsalgorithmus – vierte Reinigungsstufe	115
Tabelle 31:	Kläranlagen in Bayern mit Sandfilter	117

14 Literaturverzeichnis

14.1 Übersichten, Memoranden, Stofflisten, Monitoring und Messungen, Allgemeine Beiträge und Stellungnahmen, Positionspapiere, Fachartikel

- Adamczak, K.; Lyko, S.; Evenblij, H.; Cornelissen, A.; Igos, E.; Klepischewski, K.; Venditti, S.; Kovalova, L.; McArdell, C.; Helwig, K.; Pahl, O.; Barraud, O.; Casellas, M.; Dagot, C.; Maftah, C.; Ploy, M. (2012): Pharmazeutische Rückstände in der aquatischen Umwelt - eine Herausforderung für die Zukunft - Erkenntnisse und Aktivitäten des Europäischen Kooperationsprojektes PILLS
- ATV-DVWK-Arbeitsgruppe IG-5.4 (2002): Endokrin wirksame Substanzen in Kläranlagen, Arbeitsbericht
- Bergmann, A.; Fohrmann, R. und Hembrock-Heger, A. (2008): Bewertung der Umweltrelevanz von Arzneistoffen, in: Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung, 20 S. 197-208
- Bergmann, A. und Panglisch, S. (2011): Vorkommen, Bewertung und Aufbereitung organischer Spurenstoffe in DECHEMA e.V. (Hg.) - DECHEMA-Weiterbildungskurs - Methoden und Trends in der Wasserbehandlung vom 07.Juni 2011.
- Bleisteiner, S. (2012): Umgang mit anthropogenen Spurenstoffen im Ablauf von Kläranlagen in Bayern. Berichte aus der Siedlungswasserwirtschaft, TU München 40.ATS, Bd. 208, S.11-21
- Bode, H. (2012): Kann die 4.Klärstufe die Hygiene und weitestgehende Reduzierung von Mikroverunreinigungen in Gewässern sichern? TU München 40.ATS, Juli 2012, Ergänzungsvortrag
- Bode, H.; Grünebaum, T.; Klopp, R. (2010): Anthropogene Spurenstoffe aus Kläranlagen, Teil 1. KA 57, Nr.2, S.138ff
- Bode, H.; Grünebaum, T.; Klopp, R. (2010): Anthropogene Spurenstoffe aus Kläranlagen, Teil 2. KA 57, Nr.3, S.240ff
- Bode, H.; Grünebaum, T.; Kloppe, R. (2009): Bewertung der Spurenstoffsituation in der Ruhr aus der Sicht der Abwasserreinigung in Gewässerschutz, Wasser, Abwasser 217, Prof. Pinnekamp Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen (Hg.) - 42. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft vom 18. März -20. März 2009. Aachen: Gesellschaft zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen e.V.
- Böhling, E.; Adamczak, K. (2010): PILLS – “Pharmaceutical Input and Elimination from Local Sources” Pharmazeutische Rückstände in der aquatischen Umwelt – eine Herausforderung für die Zukunft Erkenntnisse und Aktivitäten eines Europäischen Kooperationsprojektes, Herausgeber: Emschergenossenschaft, Essen 2012

- Busch, K. (2003): Endokrin wirksame Stoffe in kommunalen Kläranlagen und Bilanzierung der Eliminationsleistung. Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, TU Berlin, Bd.21; Kurzfassung in gwf Wasser Abwasser 144, Nr.2, S.100-101
- Cornel, P. (2007): Potenzielle Anforderungen an die Abwasserreinigung der Zukunft in Schriftenreihe WAR 190, Verein zur Förderung des Instituts WAR Wasserversorgung und Grundwasserschutz - Abwassertechnik - Abfalltechnik - Industrielle Stoffkreisläufe - Umwelt- und Raumplanung der Technischen Universität Darmstadt (Hg.) - Darmstädter Seminar Abwassertechnik vom Institut WAR Wasserversorgung und Grundwasserschutz - Abwassertechnik - Abfalltechnik - Industrielle Stoffkreisläufe - Umwelt- und Raumplanung der Technischen Universität Darmstadt
- Cornel, P.; Wagner, W.; Knopp, G. (2012): Untersuchungen zur Relevanz von Mikroverunreinigungen auf dem Zentralklärwerk Darmstadt, Hintergrund Gesetzliche Rahmenbedingungen Auswertung Analysenprogramm, 31. Mai 2012, Fachbereich Bauingenieurwesen u. Geodäsie, Abwassertechnik, TU-Darmstadt
- DVGW-Technologiezentrum Wasser (TZW) (2008): Bestimmung organischer und anorganischer Spurenstoffe im Bodensee; Kurzbericht erstellt durch das DVGW-Technologiezentrum Wasser (TZW) zum Werkvertrag B.-Nr. 4500039529 der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden- Württemberg (LUBW), Karlsruhe, Dezember 2008
- DWA-Arbeitsgruppe KA 8.1 (2008): Anthropogene Spurenstoffe im Wasserkreislauf- Arzneistoffe. DWA-Themenband, Herausgeber DWA, Hennef
- DWA (2010): DWA-Positionspapier „Anthropogene Spurenstoffe im Gewässer“, Stand Dezember 2010
- Exner, M.; Kümmerer, K.; Kroiss, H. (2012): Expertenkommission Programm „Reine Ruhr“ und Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz, Programm „Reine Ruhr“ zur Strategie einer nachhaltigen Verbesserung der Gewässer- und TW-qualität in NRW, Düsseldorf, Feb. 2012
- Grün, E.; Teichgräber, B.; Jagemann, P. (2009): Maßnahmen zum Aufbau technologischer Kompetenz zum Umgang mit Spurenstoffen, KA Korrespondenz Abwasser, Abfall ·2009 (56) Nr. 6
- Klasmeier, J.; Kehrein, N.; Berlekamp, J.; Matthies, M. (2011): Mikroverunreinigungen in oberirdischen Gewässern: Ermittlung des Handlungsbedarfs bei kommunalen Kläranlagen, Abschlussbericht im Auftrag des Bayerisches Landesamt für Umwelt, Osnabrück, November 2011
- Kuch, B.; Steinmetz, H. (2012): Methodik zur Ableitung von Referenzparametern zur Bewertung des Verhaltens von organischen Spurenstoffen in Abwasseranlagen und Oberflächengewässern, Beitrag zum 87. Siedlungswasserwirtschaftlichen Kolloquium am 11. Oktober 2012 in Stuttgart
- Letzel (2007): Arzneimittel im Gewässer – Bilanzierung der Belastung am Beispiel des Schmerzmittels Diclofenac. Mitt. Umweltchem. Ökotox. 2007.
- LfU, Bayern (2010): Abwasserentsorgung in Bayern – Schutz von Fließgewässern und Seen. Bayrisches Landesamt für Umwelt. November 2011

- LfU, Bayern (2011): Umsetzung der EG-Kommunalabwasserrichtlinie in Bayern - Lagebericht 2010, erstellt durch das Referat 65, Stand Juni 2011
- Metcalf & Eddy Inc., (2004): Wastewater Engineering - Treatment and Reuse. New York: McGraw-Hill
- Singer, H.; Longrée, P.; Goetz, C.; Abegglen, C.; Keusen, M.; Schärer, M. (2009): Screening-Messungen von organischen Mikroverunreinigungen im Bodensee; Substanzinventarisierung für das Freiwasser; Schlussbericht in Zusammenarbeit mit dem Amt für Natur und Umwelt Graubünden und der internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB), Dübendorf, Januar 2009
- Singer, H.; Longrée, P.; Goetz, C.; Moschet, C.; Keusen, M.; Schärer, M. (2012): Stoffflussmodellierung von ausgewählten organischen Mikroverunreinigungen in den Zuflüssen des Bodensees Schlussbericht im Auftrag der internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB), Dübendorf, März 2011
- SRU (2007): Arzneimittel in der Umwelt - Stellungnahme Nr. 12. (Hg.) Berlin: Sachverständigenrat für Umweltfragen
- Ternes, T. (2006): Anthropogene Spurenstoffe im Wasserkreislauf-Pharmaka und endokrin wirksame Verbindungen. Wasser Berlin, Nov. 2006
- Ternes, T. und Joss, A. (2006): Human Pharmaceuticals, Hormones and Fragrances – The challenge of micropollutants in urban water management. IWA Publishing, London, New York
- Ternes, T.; Prasse, C.; Niethammer, M.; Schulte-Oehlmann, U.; Seitz, W.; Cornel, P. (2012): TransRisk Charakterisierung, Kommunikation und Minimierung von Risiken durch neue Schadstoffe u. Krankheitserreger im Wasserkreislauf. BMBF-Fördermaßnahme RiSKWa 7.-8. Februar. 2012, Dechema, Frankfurt am Main
- Trachsel, M. (2008): Konsensplattform „Hormonaktive Stoffe in Abwasser und Gewässern“- Schlussdokument
- Träncker, J.; Koegst, T. (2011): Entwicklung der Arzneimittelkonzentration im Abwasser durch demographischen Wandel, KA 58, Nr.2, S.128-137
- Triebskorn, R. (2012): Reduktion von Mikroverunreinigungen und Keimen durch weitergehende Behandlung von Kläranlagenabläufen und Mischwasser aus Regenüberlaufbecken verschiedener Größe zur weiteren Verbesserung der Gewässerqualität des Bodenseezuflusses Schussen, Vortrag zum Kick-off Meeting BMBF-Fördermaßnahme RiSKWa Februar 2012, Dechema, Frankfurt am Main
- Triebskorn, R. et al. (2008): Literaturstudie zu Mikroverunreinigungen und deren Effekte auf Gewässerbiozönosen im Bodensee- Einzugsgebiet: Nährstoff- und Schadstoffgehalte, ökotoxikologische und fischereibiologische Untersuchungen in den Fließgewässersystemen Argen, Schussen und Seefelder Aach; Im Auftrag der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg LUBW; Rottenburg, November 2008
- UM - Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft, Baden Württemberg, (2012): Anthropogene Spurenstoffe im Gewässer – Spurenstoffbericht Baden – Württemberg 2012, Herausgeber: Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft, Baden Württemberg, Stand Juni 2012

14.2 Technische Literatur allgemein und Kostenstudien

- Abegglen, C. (2009): Spurenstoffe eliminieren, Kläranlagentechnik: Eawag-News, Anthropogene Spurenstoffe im Wasser Effekte – Risiken – Maßnahmen, 67d, Juni 2009, Seiten 25 bis 27
- Abegglen, C.; et.al (2009): Weitergehende Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen bei kommunalen Abwasserreinigungsanlagen. KA 56; Nr.6, S.584-592
- Abegglen, C.; Siegrist, H. (2012): Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen. Bundesamt für Umwelt, Bern, Umwelt-Wissen Nr. 1214: 210 S.
- Antholz, M.; et.al. (2010): Der Schwarzwasserkreislauf- eine Neukonzeption zum effizienten Umgang mit Abwasser und seinen Inhaltsstoffen. gwf-Wasser Abwasser (März 2010), S.294ff
- Beermann, G.; Alt, K.; Mauer, C. (2012): Kläranlage Bad Oeynhausen, Einsatz von Aktivkohle/alternative Verfahrenstechniken, Vorplanung, Erläuterungsbericht, Düsseldorf, Juli 2012
- Beier, S.; Pinnekamp, J.; Siegrist, H.; Abegglen, C.; Böhler, M.; Mauer, C. (2010): Energieumsatz von Maßnahmen zur Elimination von Mikroverunreinigungen in der ARA und energetischer Ausblick: Einführung, VSA-Fachtagung Energieeffizienz in ARA29. September 2010, Zürich
- Bieberdorf, N.; Schröder, M.; Palmowski, L.; Veltmann, K. (2012): Energiebedarf von Verfahren zur Elimination von organischen Mikroschadstoffen, 2. Fachsymposium Mikroschadstoffe NRW, 21.06.2012 Düsseldorf
- Bolle, F.W.; Pinnekamp, J. (2011): Energiebedarf von Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen - Phase I, Abschlussbericht - Aktenzeichen: IV-7-042 600 003 J, Im Auftrag von: Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Aachen, Dezember 2011
- Bundschuh, M.; Storm, K.; Schulz, R. (2012): Erweiterte Abwasserreinigungsverfahren in kommunalen Kläranlagen. KA 59, Nr.4, S.320-324
- Clara, M. (2004): Das Verhalten ausgewählter organischer Spurenstoffe bei der biologischen Abwasserreinigung; Dissertationsarbeit an der TU Wien, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft ; erschienen in den Wiener Mitteilungen, Band 191, Wien 2004
- Cluster Umwelttechnologien NRW, (2012): Projektsteckbriefe zur Mikroschadstoffelimination. Berichte des Kompetenzzentrums Mikroschadstoffe. NRW über Erfahrungen einzelner Kläranlagen, <http://www.masterplan-wasser.nrw.de/index.php?/dokumente/projektsteckbriefe-downloads.html>
- Cornel, P.; Wagner, M.; Günthert, F.W. (2012): Studie zur zukunftsicheren und nachhaltigen Entwicklung des Zentralkläwerks Darmstadt bis zum Jahr 2035, unveröffentlichter Abschlussbericht

- DECHEMA - Gesellschaft für Chemische Technik und Biotechnologie e.V. (2013): Risikomanagement von neuen Schadstoffen und Krankheitserregern im Wasserkreislauf, Info-Flyer der BMBF Fördermaßnahme RiSKWa, Frankfurt am Main, 2013
- DVGW - Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches (2012): Entfernung organischer Stoffe – Verfahren und Stoffeigenschaften; DVGW-Information Wasser Nr. 69, April 2012
- DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (2008): Anthropogene Spurenstoffe im Wasserkreislauf – Arzneistoffe, Themenband, ISBN: 978-3-940173-74-4, Hennef 2008
- DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (2011): Forschungsprojekte zu anthropogenen Spurenstoffen im Wasserkreislauf, Pdf-Datei aus dem Internetauftritt der DWA: http://de.dwa.de/tl_files/media/content/PDFs/Abteilung_AuG/Forschungsprojekt_e-Anthropogene-Sp-20110621.pdf
- Fahlenkamp, H.; Nöthe, T.; Nowotny, N.; Kraft, A.; Obenhaus, F.; Jagemann, P. (2006): Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen Teil 2, gefördert vom Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Abschlussbericht, Dortmund, März 2006
- Fahlenkamp, H.; Nöthe, T.; Nowotny, N.; Launer, M. (2008): Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen, Phase 3, gefördert vom Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Abschlussbericht, Dortmund, März 2008
- Firk, W. (2012): Anthropogene Spurenstoffe-Strategien aus Sicht der DWA. Berichte aus der Siedlungswasserwirtschaft, TU München 40.ATS, Bd. 208, S.25-31
- Eawag (2012): Verfahrenstechnik, Strategie Micropoll, Kurzbeschreibung zum Projekt „Strategie Micropoll“, Internetauftritt der Eawag: http://www.eawag.ch/forschung/eng/schwerpunkte/abwasser/strategie_micropoll/index, Stand: Februar 2013
- Gönner, T. (2010): Antrag der Abg. Dr. Gisela Splett u. a. GRÜNE und Stellungnahme des Ministeriums für Umwelt, Naturschutz und Verkehr - Spurenstoffe im Abwasser entfernen, Drucksache 14 / 6229, 20. 04. 2010
- Götz, C.W. (2011): Organische Spurenstoffe in kommunalem Abwasser. KA 58, Nr.4, S.348-351
- Götz, C.W.; Hollender, J.; Kase, R. (2010): Mikroverunreinigungen - Beurteilungskonzept für organische Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser, Studie im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU), Herausgeber: Eawag: Das Wasserforschungsinstitut des ETH-Bereichs, Dübendorf, November 2010
- Grün, E.; Teichgräber, B.; Jagemann, P. (2009): Maßnahmen zum Aufbau technologischer Kompetenz zum Umgang mit Spurenstoffen. KA 56, Nr.6, S.578-583

- Grünebaum, T.; et al. (2011): Untersuchungs- und Entwicklungsvorhaben im Bereich Abwasser zum Themenschwerpunkt Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen: Entwicklung von Konzeptionen und innovativen, kostengünstigen Reinigungsverfahren Vergabenummer 08-058/1 Bezug: IV-7-042 600 001F, Schlussbericht Phase 1- „Elimination von Arzneimittelrückständen in kommunalen Kläranlagen“, gefördert durch das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Essen, den 21. September 2011
- Herbst, H.; Morgenschweis, C. (2010): Spurenstoffe in der aquatischen Umwelt - Bewertung und Reduzierung, Was ist der richtige Weg zur Reduzierung von Spurenstoffen?; BWK-Bundeskongress 2010: Wasserwirtschaft und Umwelttechnik - Zukunftsweisende Konzepte und Maßnahmenprogramme - Duisburg, 24.09.2010
- Hunziker (2008): Maßnahmen in ARA zur weitergehenden Elimination von Mikroverunreinigungen. Kostenstudie. Objekt Nr. 1370.63. Winterthur, Oktober 2008. Eine Studie im Auftrag des Bundesamts für Umwelt Schweiz (BAFU), 20.06.2008
- Ivashechkin, P. (2006): „Elimination organischer Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser“; von der Fakultät für Bauingenieurwesen der Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen zur Erlangung des akademischen Grades eines Doktors der Ingenieurwissenschaften genehmigte Dissertation, Gesellschaft z. Förd. d. Inst. f. Siedlungswasserwirtschaft (2006), ISBN-10: 3938996110
- Kazner, C. (2011): MIKROMEM - Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen durch den Einsatz der Membrantechnik, Einzelauftrag 7, gefördert durch das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Vortrag beim Fachgespräch „Spurenstoffe“ in Düsseldorf, 12.04.2011
- Kroiss, H. (2011): Neue Behandlungsverfahren von Abwasser zur Reduzierung von Mikroverunreinigungen, Wasserwirtschaft im Wandel, Essen 21. Februar 2011
- Meier, J.G. (2008): Auswirkungen von Pulveraktivkohle auf die Nanofiltration von Kläranlagenablauf; Dissertation an der Fakultät für Maschinenwesen der Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen, <http://darwin.bth.rwth-aachen.de/opus/volltexte/2008/2556/>
- Mertsch, V.; Herbst, H.; Schaefer, S. (2012): Kosten zur Reduzierung der Gewässerbelastung in NRW – Ergebnisse eines F+E Projektes zum Thema: Betriebs- und volkswirtschaftliche Kosten bei der Elimination von Mikroschadstoffen bei der kommunalen Abwasserbehandlung mittels Aktivkohle und Ozon, Vortrag, 2. Fachsymposium Mikroschadstoffe, 21.06.2012, Düsseldorf
- Miehe, U. (2010): Wirksamkeit technischer Barrieren zur Entfernung von anthropogenen Spurenstoffen - Kläranlagen und Raumfilter – Dissertation an der Fakultät III- Prozesswissenschaften - der Technischen Universität Berlin, http://opus.kobv.de/tuberlin/volltexte/2010/2777/pdf/miehe_ulf.pdf

- Pinnekamp, J.; Merkel, W. (2008): Abschlussbericht zu den Forschungsvorhaben: "Senkung des Anteils organischer Spurenstoffe in der Ruhr durch zusätzliche Behandlungsstufen auf kommunalen Kläranlagen - Gütebetrachtungen", Vergabe-Nr. 07/111.1 (IV-7-042 1 D 7) und "Senkung des Anteils organischer Spurenstoffe in der Ruhr durch zusätzliche Behandlungsstufen auf kommunalen Kläranlagen - Kostenbetrachtungen", Vergabe-Nr. 07/111.2 (IV-7-042 1 D 6), gefördert durch das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Aachen 2008
- René, G.; Christoph, O.; Michael, S. (2009): Mikroverunreinigungen in den Gewässern. Bewertung und Reduktion der Schadstoffbelastung aus der Siedlungsentwässerung. Umwelt- Wissen Nr. 0917. Bundesamt für Umwelt, Bern. 103 S.
- Silex (2013): ACTIVE CARBON FILTERS - Water Treatment, Beispielbild aus dem Internetauftritt der Firma SILEX INTERNATIONAL, Stand 08.03.2013
- Ternes, T.; Thaler, S. (2012): Risikomanagement von neuen Schadstoffen und Krankheitserregern im Wasserkreislauf. KA 59, Nr.4, S.296-300
- Thaler, S. (2011): Anthropogene Spurenstoffe im Wasserkreislauf. Politischer Workshop der DWA in Berlin, KA 58, Nr.5, S.426-433
- Untersteller, F. (2012): Kompetenzzentrum Spurenstoffe nimmt Arbeit auf, Pressemitteilung des Ministeriums für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg, <http://www.um.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/92802/> Stand: April 2012
- Walter, F.; Rissi, C.; Rosenfellner, R.; Chaix, O.; Haltmeier, T. (2011): Finanzierung der Elimination von Mikroverunreinigungen im Abwasser Auslegeordnung und Vertiefung einzelner Finanzierungsvarianten zuhanden des Bundesamts für Umwelt (BAFU), Schlussbericht vom 18. Oktober 2011

14.3 Aktivkohle

- Alt, K.; Kuhlmann, S. (2012): Zentralkläranlage Detmold - Einsatz von Aktivkohle/ Alternative Verfahrenstechniken, Vorplanung – Erläuterungsbericht, Düsseldorf, August 2012
- Benstöm, F. (2012): Verfahrenstechnische Möglichkeiten der Aktivkohleanwendung auf kommunalen Kläranlagen, Vortrag zum 13. Kölner Kanal und Kläranlagen Kolloquium, Oktober 2012
- Böhler, M.; Joss, A. (2012): Faktenblatt Pulveraktivkohle, www.eawag.ch/medien/publ/fb/doc/fb_aktivkohle_d.pdf, Stand April 2012
- Böhler, M.; Zwickenspflug, B.; Grassi, M.; Neuenschwander, S.; Siegrist, H.; Dorusch, F.; Hollender, J.; Sinnet B.; Ternes, T.; Fink, G. (2011): Abschlussbericht Aktivkohledosierung in den Zulauf zur Sandfiltration Kläranlage Kloten/Opfikon (ergänzende Untersuchungen zum Projekt Strategie MicroPoll), Dübendorf, August 2011

- Bornemann, C.; Hachenberg, M.; Jagemann, P.; Lyko, S.; Montag, D.; Benstöm, F.; Platz, C.; Wett, M.; Biebersdorf, N.; Kaub, M.; Kolisch, G.; Osthoff, T.; Taudien, Y.; Rolfs, T.; Stepkes H.; Yüce, S.; Herr, J., (2012): Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben Projekt Nr. 5: Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen, insbesondere kommunaler Flockungsfiltrationsanlagen durch den Einsatz von Aktivkohle (MIKROFlock), AZ IV+7+042 600 001E
- Büchele R.; Herbst, H. (2011): Übersicht der Aktivkohlehersteller und -händler für die Nutzung zur Wasserreinigung in NRW, Cluster Umwelttechnologien NRW, Stand Juli 2011
- DWA- LV Baden-Württemberg (2007): Aktivkohle zur besseren Abwasserreinigung. Fachtagung Ulm, Juni 2007 (Tagungsmappe und CD)
- Haist-Gulde, B. (2010): Pulveraktivkohlesorten – Qualitätskriterien und Produktauswahl, Vortrag zum Symposium – Aktivkohle in der Abwasserreinigung, 23/24 Juni in Mannheim, DWA-Tagungsband, Juni 2010
- Haist-Gulde, B.; Riegel, M.; Baldauf, G. (2012): Einsatz beladener Aktivkohlen aus der Trinkwasseraufbereitung zur weitergehenden Abwasserbehandlung. gwf-Wasser Abwasser (Mai 2012), S.592-600
- Huyeng, P.; et.al. (1991): Entfernung organischer Schadstoffe aus Abwasser mit pulverförmiger Aktivkohle und nachfolgender Flockungsfiltration. Berichte aus Wassergütewirtschaft und Abfallwirtschaft, TU München, Bd. 106
- Kapp, H. (2012): Beispiele für den Einsatz von Aktivkohle bei der kommunalen Abwasserbehandlung in Baden-Württemberg. Gewässerschutz Wasser Abwasser, RWTH Aachen, Bd.230, Beitrag 52
- Metzger, S. (2009): Spurenstoffentnahme in kommunalen Kläranlagen durch Adsorption Korrespondenz Abwasser, Abfall 2009 (56), Nr. 6 (S. 610 - S. 618)
- Metzger, S. (2010): Einsatz von Pulveraktivkohle zur weitergehenden Reinigung von kommunalen Abwasser; 1. Auflage 2010, Oldenbourg Industrieverlag; ISBN: 9783835632318
- Metzger, S. (2010a): Abwasserbehandlung mit Pulveraktivkohle – ein Verfahrensvergleich, Vortrag zum Symposium – Aktivkohle in der Abwasserreinigung, 23/24 Juni in Mannheim, DWA-Tagungsband, Juni 2010
- Metzger, S. (2012): Mikroschadstoffelimination mit Pulveraktivkohle in Baden-Württemberg, Vortrag, 2. Fachsymposium Mikroschadstoffe, 21.06.2012, Düsseldorf
- Metzger, S. (2012a): Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg: Ergebnisse zur Spurenstoffelimination auf kommunalen Kläranlagen durch den Betrieb einer Adsorptionsstufe, Beitrag zum 87. Siedlungswasserwirtschaftlichen Kolloquium am 11. Oktober 2012 in Stuttgart
- Metzger, S.; et.al. (2009): Spurenstoffentnahme in kommunalen Kläranlagen durch Adsorption. KA 56, Nr. 6, S.610-618
- Metzger, S.; Kapp, H. (2008): Aktivkohle zur besseren Abwasserreinigung-Vom Versuch zum technischem Maßstab. DWA-Bundestagung 2008, Mannheim

- Metzger, S.; Kapp, H. (2008): Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen, VSA–Fachtagung vom 28. Oktober 2008
- Nahrstedt, A.; et al. (2011): CSB- und Spurenstoffadsorption am Aktivkohlefestbett; Abschlussbericht zum Angebot 10263/2010/21451, gefördert durch das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen; AOL - Abwasserverband „Obere Lutter“, Dezember 2011
- Nahrstedt, A.; Benstöm, F.; Alt, K.; Burbaum, H. (2012): GAK zur Mikroschadstoffelimination in vorhandenen Abwasserfiltrationsanlagen: Kläranlagen Obere Lutter und Düren-Merken, Vortrag Symposium Mikroschadstoffe, 21.06.2012 in Düsseldorf
- Nowotny, N. (2008): Zur Bestimmung und Berechnung des Adsorptionsverhaltens von Spurenstoffen an Aktivkohle in biologisch gereinigten Abwässern; genehmigte Dissertation an der Fakultät Bio- und Chemieingenieurwesen - TU Dortmund; Berichte aus der Verfahrenstechnik, Shaker Verlag; ISBN 978-3-8322-8162-5
- Nowotny, N. (2009): Adsorptionsverhalten von Spurenstoffen an Aktivkohle. KA 56, Nr.11, S.1178-1179
- Pöpel, H. J.; Sschmidt-Bregas, M.; Wagner, M. (1988): Aktivkohleanwendung in der Abwasserreinigung I. KA – Korrespondenz Abwasser 03 (35)
- Rößler, A. (2010): Optimierung der Abtrennung von Pulveraktivkohle, Vortrag zum Symposium – Aktivkohle in der Abwasserreinigung, 23/24 Juni in Mannheim, DWA-Tagungsband, Juni 2010
- Schirmeister, W.; Rölle, R. (2010): Aktivkohle in der Abwasserreinigung Vorstellung aktueller Projekte zum Ausbau von kommunalen Klärwerken mit einer Adsorptionsstufe, Symposium Aktivkohle, 23. Juni 2010, Mannheim
- Sontheimer, H.; Frick, B. R.; Fettig, J.; Hörner, G.; Hubele, C. & Zimmer, G.; (1985): Adsorptionsverfahren zur Wasserreinigung. Karlsruhe: Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe
- Zwickenpflug, B.; Böhler, M.; Sterkele, B.; Joss, A.; Siegrist, H.; Traber, J.; Gujer, W.; Behl, M.; Dorusch, F.; Hollender, J.; Ternes, T.; Fink, G. (2010): Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser; Abschlussbericht - im Auftrag des Eidgenössisches Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation UVEK Bundesamt für Umwelt BAFU, Dübendorf, September 2010

14.4 Ozon und oxidative Verfahren

- Abegglen, C.; Escher, B.; Hollender, J.; Koepke, S.; Ort, C.; Peter, A.; Siegrist, H.; Von Gunten, U.; Zimmermann, S.(2009): Ozonung von gereinigtem Abwasser Schlussbericht Pilotversuch Regensdorf; Studie der Eawag im Auftrag des Bundesamts für Umwelt BAFU; Dübendorf, 16. Juni 2009
- Abegglen, C.; et.al. (2010): Ozonung von gereinigtem Abwasser zur Elimination von organischen Spurenstoffen. KA 57, Nr.2, S.155-160

- Atkins, P.; De Paula, J. (2006): Physikalische Chemie. 4. Auflage, Wiley-VCH, Weinheim 2006, ISBN 978-3-527-31546-8
- Bahr, C.; Ernst, M.; Jekel, M.; Heinzmann, B.; Luck, F.; Ried, A. (2007): PILOTOX - Pilotuntersuchungen zur kombinierten oxidativ-biologischen Behandlung von Klärwerksabläufen für die Entfernung von organischen Spuren- und Wirkstoffen und zur Desinfektion; Schriftenreihe Kompetenzzentrum Wasser Berlin, Band 5; Berlin 2007
- Bahr, C.; et.al. (2007): Ozonung von gereinigtem Abwasser zur Spurenstoffentfernung und Desinfektion. KA 54, Nr.9, S.902
- Eawag (2009): Ozonung von gereinigtem Abwasser. Schlussbericht zum Pilotversuch Regensdorf. Studie im Auftrag des BAFU, Schweiz
- Fahlenkamp, H.; Nöthe, T. (2005): Abschlussbericht zum Vorhaben IV-9-042 1B1 0010 vom 15.04.05 Für das Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW Forschungsthema: Einsatz und Wirkungsweise oxidativer Verfahren zur Nachbehandlung von Abwasser aus kommunalen Kläranlagen, Teil 2a Versuche zur Elimination relevanter Spurenschadstoffe, Dortmund, 15.04.2005
- Fahlenkamp, H.; Nöthe, T. (2006): Einsatz und Wirkungsweise oxidativer Verfahren zur Nachbehandlung von Abwasser aus kommunalen Kläranlagen Teil 2b und 3; Gefördert vom Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen; Projektlaufzeit: 13.05.2005 – 31.05.2006, Dortmund, August 2006
- Gajurel, D.R.; et.al. (2007): Ozonisierung von Urin zur Entfernung von Pharmaka. KA 148, Nr.4, S. 262ff.
- Grünebaum, T.; Herbst, H.; Keyzers, C.; Lyko, S.; Türk, J. (2012): Elimination von Mikroschadstoffen, Keimen und Bakterien in kommunalen Kläranlagen, Mikroschadstoffelimination mit Ozon: Beispiele für Kläranlagen, 2.Fachsymposium Mikroschadstoffe NRW, S.1-8
- Herbst, H.; Kaufmann, M.; Türk, J.; Launer, M. (2011): Abwasserozonierung Kläranlage Duisburg-Vierlinden - Auslegung - Bau - erste Betriebsergebnisse, Tagungsbeitrag zu den 25. Karlsruher Flockungstage, Schriftenreihe SWW (Bd. 141), 2011
- Jagemann, P.; et.al. (2012): Ergebnisse der großtechnischen Versuche zur Entfernung von Mikroverunreinigungen auf den Kläranlagen Bad Sassendorf und Duisburg-Vierlinden. Gewässerschutz Wasser Abwasser, RWTH Aachen, Bd.230, Beitrag 56
- Kreuzinger, N.; Schaar, H. (2012): Ergebnisse der Anwendung von Human- und Ökotoxikologischen Wirtktests bei ozoniertem kommunalen Kläranlagenablauf. Gewässerschutz Wasser Abwasser, RWTH Aachen, Bd. 230, Beitrag 58
- Maier, D. (1997): Gesicherte Erkenntnisse zu den oxidativen Wasseraufbereitungsverfahren, in: DVGW (Hg.): Wasserchemie für Ingenieure. München [u.a]: R. Oldenbourg, Seiten: 397-440

- Schaar, H.; Kreuziger, N.; Knasmüller, S.; Ferk, F.; Misík, M.; Sommer, R.; Schürhagl, R.; Grillitsch, B.; Altmann, D.; Möstl, E.; Bartel, C. (2011): KomOzon - Technische Umsetzung und Implementierung einer Ozonungsstufe für nach dem Stand der Technik gereinigtes kommunales Abwasser Heranführung an den Stand der Technik. Wien, Juni 2011
- Schumacher, J. (2006): Ozonung zur weitergehenden Aufbereitung kommunaler Kläranlagenabläufe, Dissertation an der Fakultät III – Prozesswissenschaften – Universität Berlin, <http://opus.kobv.de/tuberlin/volltexte/2006/1218/>
- Von Gunten, U. (2006): Oxidative Entfernung von Spurenstoffen aus Abwasser: Möglichkeiten und Grenzen. TH Karlsruhe, 20. Karlsruher Flockungstage 2006. Tagungsband, Abwasserproblemstoffe - Erfahrungen mit neuen Produkten und Technologien

14.5 Sonstige Verfahren

- Abawi, I. (2009): Erweiterte Kläranlage nimmt Betrieb auf; Offizielle Einweihung der Kläranlage in Hünxe mit einen innovativen Membran-Bioreaktor; Pressemitteilung des Lippeverbandes, Essen, November 2009
- DVGW (2008): Nanofiltration in der Trinkwasseraufbereitung, DVGW Technologie-Report Nr. 3/08, Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e.V., Josef-Wirmer-Str. 1-3, 53123 Bonn
- Fischer, U.; et.al. (2011): Remineralisierung von Permeaten nach einer Nanofiltration. gwf-Wasser Abwasser (März 2011), S.216-217
- Haußmann, R. (2009): Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben unter dem Titel Untersuchungen zum Membransystem der Firma Water Solutions GmbH als Membranbelebungsverfahren auf der KA Xanten-Vynen der LINEG im technischen Maßstab Teil 3: Begleitendes Untersuchungsprogramm, AZ: IV-9-042 1A7 0020, für das Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
- Kazner, C. (2011): "Advanced Wastewater Treatment by Nanofiltration and Activated Carbon for High Quality Water Reuse", genehmigte Dissertation an der Fakultät für Maschinenwesen der Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen
- Neumann, K.-D.; Merkel, W.; Schmidt, T. C. (2011): Schlussbericht zum Forschungsvorhaben Metabolitenbildung beim Einsatz von Ozon“ AZ IV-7-042 600 001J Vergabenummer 08/058.1, Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen: Entwicklung von Konzeptionen und innovativen, kostengünstigen Reinigungsverfahren gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Mülheim, den 10.10.2011
- Patel, M. (2009): Membrane technology takes reclamation to the limit. AWWA Membrane Technology Conference, Exhibition, 15–18 März 2009

- Pinnekamp, J.; Beier, S.; Cramer, C.; Schröder, H. Fr.; Mauer, C.; Selke, D. (2009): Eliminierung von Spurenstoffen aus Krankenhausabwässern mit Membrantechnik und weitergehenden Behandlungsverfahren – Pilotprojekt Kreiskrankenhaus Waldröhl (Abschlussbericht im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein- Westfalen, Förderkennzeichen IV – 9 – 042 1B4 0020).
- Pinnekamp, J.; et al. (2012): „Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen durch den Einsatz von Verfahren mit UV-Behandlung“ „Mikrolight“ Phase 1, AZ IV-7-042 600 001H, Vergabenummer 08/058.1 Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen: Entwicklung von Konzeptionen und innovativen, kostengünstigen Reinigungsverfahren gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Aachen, 05.03.2012
- Sayder, B.; et.al. (2008): Behandlung hochbelasteter Klinikabwasser-Teilströme. gwf-Wasser Abwasser 149, Nr.7-8, S.576ff (UV+ H₂O₂)
- Van der Bruggen, B.; Mänttari, M.; Nyström, M. (2008): Drawbacks of applying nanofiltration and how to avoid them: A review. Separation and Purification Technology 63, p. 251–263.
- Yangali-Quintanilla, V.; Sadmani, A.; McConville, M.; Kennedy, M.; Amy, G. (2009): Rejection of pharmaceutically active compounds and endocrine disrupting compounds by clean and fouled nanofiltration membranes. Wat.Res. 43, p. 2349–2362.

14.6 Kläranlagenbeispiele und Machbarkeitsstudien

- Abawi, I. (2009): Erweiterte Kläranlage nimmt Betrieb auf; Offizielle Einweihung der Kläranlage in Hünxe mit einen innovativen Membran-Bioreaktor; Pressemitteilung des Lippeverbandes, Essen, November 2009
- Abegglen, C.; Escher, B.; Hollender, J.; Koepke, S.; Ort, C.; Peter, A.; Siegrist, H.; Von Gunten, U.; Zimmermann, S. (2009): Ozonung von gereinigtem Abwasser Schlussbericht Pilotversuch Regensburg; Studie der Eawag im Auftrag des Bundesamts für Umwelt BAFU; Dübendorf, 16. Juni 2009
- Alt, K.; Mauritz, A. (2010):Projekt zur Teilstrombehandlung mit Pulveraktivkohle im Klärwerk Mannheim. KA 57, Nr.2, S.161ff.
- Benstöm, F.; et.al. (2012): Einsatz von granulierter Aktivkohle auf der Kläranlage Düren. Gewässerschutz Wasser Abwasser, RWTH Aachen, Bd.230, Beitrag 54
- Bornemann, C.; et.al. (2012): Einsatz von Pulveraktivkohle in vorhandene Flockungsfiltrationsanlagenam Beispiel der Kläranlage Buchenhofen, Gewässerschutz Wasser Abwasser, RWTH Aachen, Bd. 230, Beitrag 53
- Greulich, P. (2012): Abwasserozonierungsanlage in Duisburg-Vierlinden. 2. Fachsymposium Mikroschadstoffe NRW

- Grünebaum, T.; et.al. (2012): Weitergehende Spurenstoffelimination mittels dynamischer Rezirkulation auf der Kläranlage Schwerte des Ruhrverbands. Gewässerschutz Wasser Abwasser, RWTH Aachen, Bd. 230, Beitrag 57
- Grünebaum, T.; Herbst, H.; Keyzers, C.; Lyko, S.; Türk, J. (2012): „Elimination von Keimen und Bakterien in kommunalen Kläranlagen“ - Mikroschadstoffelimination mit Ozon: Beispiele für Kläranlagen, 2. Fachsymposium Mikroschadstoffe, 21.06.2012, Düsseldorf
- Herbst, H.; Hilbig, R. (2012): Machbarkeitsstudie gefördert durch das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen; Einbindung einer Anlage zur Spurenstoffelimination mittels Aktivkohle in die Abwasserfiltration der Kläranlage Neuss Ost, März 2012
- Hiller, G. (2010): Klärwerk Steinhäule Ulm. DWA-Symposium, Vorstellung aktueller Projekte zum Ausbau von kommunalen Klärwerken mit einer Adsorptionsstufe „Aktivkohle in der Abwasserreinigung“, Mannheim, Juni 2010
- Jagemann, P.; et.al. (2012): Ergebnisse der großtechnischen Versuche zur Entfernung von Mikroverunreinigungen auf den Kläranlagen Bad Sassendorf und Duisburg-Vierlinden. Gewässerschutz Wasser Abwasser, RWTH Aachen, Bd. 230, Beitrag 56
- Kapp, H. (2012): Beispiele für den Einsatz von Aktivkohle bei der kommunalen Abwasserbehandlung in Baden-Württemberg. Gewässerschutz Wasser Abwasser, RWTH Aachen, Bd. 230, Beitrag 52
- Merten, M. (2011): Konzeptstudie Spurenstoffelimination mittels Aktivkornkohle im Ablauf des Klärwerks Gütersloh-Putzhagen, September 2011
- Metzger, S. (2012): Verbesserung der Abwasserreinigung im Klärwerk Mannheim durch den Betrieb einer Adsorptionsstufe, Symposium: Aktivkohle – Pulveraktivkohle im Klärwerksbetrieb, 05. und 06. Juli 2012, Sindelfingen
- Nahrstedt, A.; Benstöm, F.; Alt, K.; Burbaum, H. (2011): GAK zur Mikroschadstoffelimination in vorhandenen Abwasserfiltrationsanlagen: Kläranlagen Obere Lutter und Düren-Merken, 2. Fachsymposium Mikroschadstoffe, 21.06.2012, Düsseldorf
- Nahrstedt, A.; et al. (2011): CSB- und Spurenstoffadsorption am Aktivkohlefestbett; Abschlussbericht zum Angebot 10263/2010/21451, gefördert durch das MUNLV; AOL - Abwasserverband „Obere Lutter“, Dezember 2011
- Nahrstedt, A.; et.al. (2012): Spurenstoffelimination mit granulierter Aktivkohle auf dem Verbandsklärwerk „Obere Lutter“. Gewässerschutz Wasser Abwasser, RWTH Aachen, Bd. 230, Beitrag 55
- Rölle, R.; Kuch, B. (2011): Die Aktivkohlebehandlungsstufe auf der Kläranlage Kressbronn. KA 58, Nr. 11, S. 1038-1049
- Schwentner, G. (2012): Mehraufwand für Bau und Betrieb einer 4. Reinigungsstufe am Beispiel der Kläranlage Böblingen-Sindelfingen. Berichte aus der Siedlungswasserwirtschaft, TU München, 40. ATS, Bd. 208, S. 77-89
- Wittmer, A.; et.al. (2012): Konzept Kläranlage Neugut, Dübendorf. 2. Fachsymposium Mikroschadstoffe NRW

14.7 Mischwasser und Regenwasser

Burkhardt, M.; et.al. (2012): Organische Schadstoffe in Regenwasserabflüssen und technische Behandlungsmaßnahmen. Schriftenreihe Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, TU-Kaiserslautern, Bd. 32, S.H1-H8 (Aqua Urbanica, Mai 2012, IFAT München)

Staufer, P.; Ort, C. (2012): Schweizweite Bilanzierung der Einträge von Mikroverunreinigungen aus Mischwasserentlastungen. Schriftenreihe Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, TU Kaiserslautern, Bd. 32, S.I1-I22 (Aqua Urbanica, Mai 2012, IFAT München)

15 Anlagen

15.1 Fragebogen

Wir bitten Sie die folgenden Fragestellungen so genau wie möglich zu beantworten. Sollten Ihnen zu bestimmten Fragen keine exakten Zahlen vorliegen, so bitten wir Sie diese auf Grund Ihrer Erfahrung zu schätzen (diese Angaben z. B. mit * kennzeichnen). Die Angabe der Messwerte und Daten, wenn soweit gefordert und von Ihrer Seite aus durchführbar, sollten sich auf das aktuellste Erhebungsjahr (2010 oder 2011) beziehen.

Hinweis:

Im Fragebogen können sich Fragen zu bestimmten Angaben wiederholen, wir bitten Sie darum den Wert bzw. die Angabe dennoch einzutragen bzw. zu übernehmen.

Generell bitten wir Sie nicht zu zögern und sich an uns zu wenden, wenn Rückfragen zum Projekt oder zu diesem Fragebogen bestehen. Wir freuen uns, wenn wir Unklarheiten beseitigen können, denn letztlich liegen aussagekräftige und fundierte Angaben in unserem eigenen Interesse. Ansprechpartner bei der Universität der Bundeswehr sind Herr **Sascha Rödel** und Herr **Jan Semisch**, welche Sie unter folgenden Telefonnummern erreichen können: **089/6004-3499** bzw. **089/6004-2474**.

E-Mailadresse: sascha.roedel@unibw.de, jan.semisch@unibw.de

Den ausgefüllten Fragebogen bitten wir Sie bis zum **31.10.2012** an die Faxnummer 089/6004-3858 oder per Post an die folgende Adresse zu senden:

Universität der Bundeswehr München
Institut für Wasserwesen
Herrn Sascha Rödel
Werner-Heisenberg-Weg 39
85577 Neubiberg

(digitale Zusendung auch möglich: an sascha.roedel@unibw.de)

FRAGEBOGEN – BESTANDSANALYSE

4. Reinigungsstufe

Bitte vertraulich behandeln, nur Projekt intern!

Unternehmen: _____

Ansprechpartner: _____

Adresse: _____

Telefonnummer: _____

Fax-Nummer: _____

E-Mail: _____

I. Allgemeine Informationen

Allgemeine Daten				
Erhebungsjahr(e) der Daten				
Gebührenrelevante Jahresfrischwassermenge		m ³		
Behandelte Jahresabwassermenge gesamt		m ³		
Jahresschmutzwassermenge (gem. Abwasserabgabe)		m ³		
Ausbaugröße der Kläranlage in EW		EW		
Vergleich der Daten vor der Nachrüstung und nach der Nachrüstung mit der 4. Reinigungsstufe				
Energieverbrauch- und Bezug	Vorher 4. Reinigungsstufe		Nachher 4. Reinigungsstufe	
Gesamtenergieverbrauch Abwasserbeseitigung (ohne eigenerzeugte thermische Energie)		kWh		kWh
Energieverbrauch Abwasserbehandlung		kWh		kWh
Verbrauch eigenerzeugter thermischer Energie Abwasserbehandlung		kWh		kWh
Energieverbrauch elektrisch Abwasserbehandlung		kWh		kWh
Eigenenergieerzeugung (elektrisch)		m ³		m ³
Qualität Abwasserbehandlung	Vorher 4. Reinigungsstufe		Nachher 4. Reinigungsstufe	
Mittelwert CSB Ablauffracht		kg/d		kg/d
Mittelwert CSB am Ablauf der Kläranlage		g/m ³		g/m ³
Mittelwert CSB Zulauffracht		kg/d		kg/d
Mittelwert CSB am Zulauf der Kläranlage		g/m ³		g/m ³
Mittelwert Gesamt N Ablauffracht		kg/d		kg/d
Mittelwert Gesamtstickstoff am Ablauf der Kläranlage		g/m ³		g/m ³
Mittelwert Gesamt N Zulauffracht		kg/d		kg/d
Mittelwert Gesamtstickstoff am Zulauf der Kläranlage		g/m ³		g/m ³
Mittelwert P _{ges} Ablauffracht		kg/d		kg/d
Mittelwert Gesamtphosphor am Ablauf der Kläranlage		g/m ³		g/m ³
Mittelwert P _{ges} Zulauffracht		kg/d		kg/d
Mittelwert Gesamtphosphor am Zulauf der Kläranlage		g/m ³		g/m ³
Mittelwert NH ₄ -N Ablauffracht		kg/d		kg/d
Mittelwert Ammoniumstickstoff am Ablauf der Kläranlage		g/m ³		g/m ³
Mittelwert NH ₄ -N Zulauffracht		kg/d		kg/d
Mittelwert Ammoniumstickstoff am Zulauf der Kläranlage		g/m ³		g/m ³
Mittelwert NO ₃ -N Ablauffracht		kg/d		kg/d
Mittelwert Nitratstickstoff am Ablauf der Kläranlage		g/m ³		g/m ³
Mittelwert NO ₃ -N Zulauffracht		kg/d		kg/d
Mittelwert Nitratstickstoff am Zulauf der Kläranlage		g/m ³		g/m ³

II. Verfahrenstechnische Infrastruktur

Mechanische Infrastruktur		
Rechenanlage	Rechentyp Anzahl Stababstand [mm] Grobrechen Feinrechen	
Einlaufhebewerk	Anzahl der Schnecken	Förderleistung [m³/s]
Sandfang	Anzahl der Becken	Beckenvolumen [m³]
Vorklärung	Anzahl der Becken	
	Beckendurchmesser [m]	
	Gesamtvolumen [m³]	
Biologische Infrastruktur		
erste Biologische Reinigungsstufe	Anzahl Belebungsbecken	
Belebungsbecken	Gesamtvolumen [m³]	
Zwischenklärung	Anzahl Becken	
	Durchmesser [m]	
	Gesamtvolumen [m³]	
zweite Biologische Reinigungsstufe	Anzahl Belebungsbecken	
Belebungsbecken	Gesamtvolumen [m³]	
Betriebsweise der Stickstoffelimination		
	Raumbelastung BSB ₅ [kg/m³ d]	
Nachklärung Stufe I	Anzahl Becken	
	Durchmesser [m]	
	Gesamtvolumen [m³]	
Nachklärung Stufe II	Anzahl	
	Durchmesser [m]	
	Gesamtvolumen [m³]	
Sandfilter	Anzahl Filterzellen	
	Gesamtoberfläche [m²]	
	Oberflächenbeschickung [m³/m²/h]	
Schlammeigenschaften		
Menge Rohschlamm gesamt (Primär,- Überschuss,- und Fällschlamm)		t TS/d
TS-Gehalt des Schlammes vor Faulung		%
Verfahrenstechnische Daten Schlammbehandlung		
Volumen Faulbehälter gesamt		m³
		d
Raumbelastung/Verweilzeit		kg oTS/ (m³d)
Temperatur		°C
Entsorgte Klärschlammmasse insgesamt		t/a
Klärgasmenge		Nm³/d
Energie/Klärgasnutzung		
BHKW-Typ (Anzahl, Leistung)		
Elektrischer Eigenversorgungsgrad		%
Sonstiges zur Kläranlageninfrastruktur		

III. Vierte Reinigungsstufe

Verfahrenstechnik		
Technologie und Beschreibung: - Kurzbeschreibung - Anlagenkomponenten - Verfahrenskette		
Allgemeine Informationen		
Behandelte Abwassermenge in der 4. Reinigungsstufe		m ³ /a
Bemessungsdurchfluss		l/s oder m ³ /h
Größe des Kontaktbeckens		m ³
Anlage in Betrieb seit		
Planung und Bau der Anlage		
Wissenschaftliche Begleitung		
Laufende Kosten und Verbräuche		
Personalkosten		€/a
(ggf. externe Personalkosten)		€/a
Mittlerer täglicher Arbeitsaufwand		h/d
Stromverbrauch bzw. Strombedarf		kWh/a
Spezifischer Strombedarf		kWh/m ³ oder kWh/(E*a)
Energiekosten (Strompreis berücksichtigen)		€/a
Menge/Verbrauch an Betriebsmitteln		kg/a oder t/a
Roh- Hilfs- Betriebsstoffe/ Betriebsmittelkosten		€/a
Entsorgungskosten für Reststoffe		€/a
Kosten für Wartung und Reparatur (z.B. Ersatzteile etc.)		€/a
Versicherungen		€/a
Betriebskosten gesamt		€/a
spezifische Betriebskosten		€/m ³ oder €/(E*a)
Investitionskosten Bautechnik Gesamt		€
Investitionskosten Maschinentechnik + EMSR		€
Investitionskosten gesamt (brutto)		€
spezifische Investitionskosten		€/m ³ oder €/(E*a)
Eliminationsraten und Ablaufqualität Leitsubstanzen, CSB		
Bitte geben Sie Informationen und eventuelle Daten zur Betriebsanalytik an oder nennen Sie die jeweiligen Ansprechpartner, welche eine Betriebsmonitoring durchgeführt haben. Insbesondere für folgende Parameter (Spurenstoffe): Diclofenac, Carbamazepin, Sulfamethoxazol, Ibuprofen, EDTA, Metoprolol, Bisphenol, PFOA etc.		
CSB (Ablaufqualität) nach der 4.Reinigungsstufe		mg/l

IV. Fragen zu den Betriebserfahrungen

Ozonierung	Aktivkohle
Bereitstellung von Sauerstoff (wie und woher)?	Bereitstellung von Aktivkohle (wie und woher)?
Wie wird Ozon eingetragen (Eintragssystem bzw. Zugabe)?	Wie wird Aktivkohle eingetragen (Eintragssystem bzw. Zugabe)?
Wie hoch ist die Dosierung?	Wie hoch ist die Dosierung?
Wie hoch ist die Zielkonzentration?	Wie hoch ist die Zielkonzentration?
Wie lang sind die Reaktionszeiten?	Wie lang sind die Reaktionszeiten?
Sind Restkonzentrationen im Wasser nachweisbar (Ozon)? Wenn ja wie hoch?	Wie hoch ist der zusätzliche Klärschlammanfall durch Verwendung von Aktivkohle und Fällmitteln?
Wie ist die Zulaufcharakteristik vor der 4. Reinigungsstufe (Qualitätsanforderung) pH BSB ₅ CSB N _{ges} P _{ges} Suspendierte Stoffe DOC TS-Gehalt im Kontaktbecken	
Gibt es eine Rezirkulation/Nachbehandlung des aufbereiteten Abwassers, wenn ja wo und wie?	Gibt es eine Rezirkulation/Nachbehandlung des aufbereiteten Abwassers, wenn ja wo und wie?
Welche Vor- und Nachteile gibt es bei dieser Anlage?	Welche Vor- und Nachteile gibt es bei dieser Anlage?
Wie hoch ist der Personalaufwand (men power)?	Wie hoch ist der Personalaufwand (men power)?
Wartungsintervall der Anlage?	Wartungsintervall der Anlage?
Besteht aus Ihrer Sicht Optimierungsbedarf, wenn ja in welcher Hinsicht?	Besteht aus Ihrer Sicht Optimierungsbedarf, wenn ja in welcher Hinsicht?

V. Zusätzliche Bemerkungen bzw. Hinweise

15.2 Forschungsprojekte

Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen durch den Einsatz von Verfahren mit UV-Behandlung		
Ziel	Beurteilung der Leistungsfähigkeit verschiedener erweiterter Oxidationsverfahren	
Projektleitung	ISA RWTH Aachen	
Untersuchte Verfahren	- UV-Bestrahlung im kurzwelligen Spektralbereich ($< 200 \text{ nm}$) - Zugabe von Wasserstoffperoxid + UV-Bestrahlung - Ozonierung + UV-Bestrahlung - Ozonierung + Zugabe von Wasserstoffperoxid - Zugabe von Titandioxid + UV-Bestrahlung	
Maßstab	Labormaßstab	
Untersuchte Spurenstoffe	Carbamazepin, Diclofenac, Metoprolol, Sufamethoxazol, Benzotriazol, Amidotrizoesäure, Iopamidol, Bisphenol A, TCPP, EDTA	
Kosten	$\text{UV} + \text{H}_2\text{O}_2$ $\text{O}_3 + \text{H}_2\text{O}_2$	$0,023 - 0,46 \text{ Euro/m}^3$ (Betriebs- + Kapitalkosten, Literaturwerte) $0,023 - 0,46 \text{ Euro/m}^3$ (Betriebs- + Kapitalkosten, Literaturwerte)
Energieverbrauch	$\text{UV} + \text{H}_2\text{O}_2$ $\text{UV} + \text{O}_3$ $\text{O}_3 + \text{H}_2\text{O}_2$	$0,64 \text{ kWh/m}^3$ $0,5 \text{ kWh/m}^3$ $0,13 \text{ kWh/m}^3$
Eliminationsleistung/ Umsetzbarkeit	- $\text{UV} + \text{H}_2\text{O}_2$; $\text{UV} + \text{O}_3$; $\text{O}_3 + \text{H}_2\text{O}_2$ Carbamazepin $> 90\%$ - $\text{UV} + \text{H}_2\text{O}_2$; $\text{UV} + \text{O}_3$; $\text{O}_3 + \text{H}_2\text{O}_2$ Diclofenac $> 90\%$ - $\text{UV} + \text{H}_2\text{O}_2$; $\text{UV} + \text{O}_3$; $\text{O}_3 + \text{H}_2\text{O}_2$ Metoprolol $> 90\%$ - $\text{UV} + \text{H}_2\text{O}_2$; $\text{UV} + \text{O}_3$; $\text{O}_3 + \text{H}_2\text{O}_2$ Sulfamethoxal $> 90\%$	
Ergebnisse + Besonderheiten	- Untersuchtes Abwassers: Ablauf der Nachklärung der Kläranlage Essen-Süd - Bildung von hochreaktiven OH-Radikalen - Keine Bildung von Bromat - keine Zunahme der Öko- und Genotoxizität - derzeit noch keine großtechnische Anwendung von AOPs - Verfahren der photokatalytischen Oxidation (Titanoxid) beeinflusst die organische Matrix des Abwassers $\rightarrow$ Verlängerung der Reaktionszeiten	
Quelle	MIKROLIGHT (2012) http://www.micropollutants.net/index.php/de/projekte/mikrolight	

Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen, insbesondere kommunaler Flockungsfiltrationsanlagen durch den Einsatz von Aktivkohle		
Ziel	Es werden verschiedene Verfahrensansätze auf ihre technische, betriebliche und wirtschaftliche Umsetzbarkeit untersucht und an Filteranlagen in NRW im technischen Maßstab erprobt werden. Auf der KA Buchenhofen wird die Zugabe von pulverisierter Aktivkohle in den Überstau einer Filterkammer und auf der KA Düren-Merken der Austausch eines gesamten Filterbettes gegen granulierten Aktivkohle untersucht.	
Projektleitung	Wupperverband	
Untersuchte Verfahren	PAK-Zugabe im Überstau einer Flockungsfiltration GAK im Filterbett	
Maßstab	Großtechnische Versuche	
Untersuchte Spurenstoffe	Auszug: Iomeprol, Ibuprofen, Iopamidol, Carbamazepin, Diclofenac, Sulfolan, Metoprolol, Naproxen, Bezafibrat, Sotalol, Iopromid	
Kosten	GAK 461.000 EW	0,15 Euro/m ³ , bzw. 0,9350 Euro/m ³ (abhängig von der GAK-Sorte und Schüttung)
	GAK 55.000 EW	0,155 Euro/m ³ bzw. 0,9381 Euro/m ³ (abhängig von der GAK-Sorte und Schüttung)
	PAK 700.000 EW	0,0588 Euro/m ³
	PAK 55.000 EW	0,098 Euro/m ³
Energieverbrauch	PAK: Umwälzung Filterüberstand (2 kW/Filterkammer)	
Eliminationsleistung/ Umsetzbarkeit	Für PAK: Carbamazepin > 80 %, Diclofenac > 80 % (Eliminationsraten bezogen auf den Ablauf der Nachklärung) Für GAK: bei 2.000 BVT: > 80 % für Metoprolol, Carbamazepin, Amidotrizosäure, die Eliminationsraten zeigen eine Abhängigkeit von den durchgesetzten Bettvolumina und weisen einen fast stetig abfallenden Verlauf auf.	
Ergebnisse + Besonderheiten	<i>PAK im Überstau</i> - Durch die PAK Dosierung in den Überstand der Filterzelle wird der Feststoffeintrag erhöht. - Einziges betriebstechnisches Problem sind feinschlammige Verstopfungen/Verklumpungen an der Dosierstation. - Abbruch-Kriterien beim Filter (Rückspülung) sind: Differenzdruck, Zeitabbruch, Schieber zu > 80 % (Füllstands geregelt). - PAK wird im Filterbett im Mittel zu 96% zurückgehalten und mit der Rückspülung vollständig wieder aus dem Filterbett ausgetragen. <i>GAK in Filterzelle (abwärts durchströmt)</i> - Die Spülgeschwindigkeit hat Einfluss auf die Abrasionseigenschaften der Kohle, die Luftspülung sollte feinblasig und gleichmäßig erfolgen. - Für einen wirtschaftlichen Betrieb einer GAK-Filtration sind die erreichbaren Bettvolumina (BV) von entscheidender Bedeutung. - Hohe AFS-Gehalte (ca. 20 mg/l) im Ablauf der NK können die Leistungsfähigkeit der Filter und des GAK-Filters beeinflussen.	
Quelle	Bornemann et al. (2012) - (MIKROFlock) http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussbericht_MikroFlock.pdf	

Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen durch den Einsatz der Membrantechnik		
Ziel	Untersuchung der Möglichkeiten und erforderlichen Prozessbedingungen für den Rückhalt von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen in kommunalen Kläranlagen mittels Ertüchtigung durch Membranverfahren	
Projektleitung	ISA RWTH Aachen	
Untersuchte Verfahren	- Nanofiltration im Ablauf von konventionellen Kläranlagen - Nanofiltration im Ablauf von MBR-Anlagen - Pulveraktivkohle in Kombination mit dem Membranbelebungsverfahren - Bioaugmentation in Verbindung mit MBR-Technik - PAK und MF nach konventioneller Belebung und Nachklärung	
Maßstab	Nanofiltration MBR und Nanofiltration PAK und Mikrofiltration MBR PAK-MBR MBR+Bioaugmentation	Pilotmaßstab KA Aachen-Soers (Cross Flow: 12 m ³ /h) Pilot GKW Kaarst Pilotmaßstab KA Aachen-Soers Großtechnik KA Xanten-Vynen (2.000 EW) Pilot GKW Kaarst-und Halbtechnik KA Seelenscheid Labormaßstab
Untersuchte Spurenstoffe	Carbamazepin, Diclofenac, Metoprolol, Sulfamethoxazol, Benzotriazol, Amidotrizoesäure, Bisphenol A, Tris(2-chlorisopropyl)phosphat, Perfluoroctansulfonsäure, Perfluoroctansäure, EDTA	
Kosten	Nanofiltration	0,21 – 0,67 Euro/m ³ (Betriebs- + Kapitalkosten, Literaturwerte)
Energieverbrauch	Kostenvergleich und Energieverbrauch der Verfahren steht noch aus	
Eliminationsleistung/ Umsetzbarkeit	NF MBR-NF MBR + Optimierung PAK-MBR (10 mg/l) PAK-MF (20 mg/l)	> 90 % (Carbamazepin, Diclofenac, Metoprolol, Sulfamethoxazol) > 90 % (Carbamazepin, Diclofenac, Metoprolol, Sulfamethoxazol) 0 - 80 % (Carbamazepin, Diclofenac, Metoprolol, Sulfamethoxazol) > 90 % (Carbamazepin, Diclofenac, Metoprolol, Sulfamethoxazol) 30 - 90 % (Carbamazepin, Diclofenac, Metoprolol, Sulfamethoxazol)
Ergebnisse + Besonderheiten	- mengenproportionale 24-Stunden-Mischproben - Nanofiltration: starkes Membranfouling - Nanofiltration: für den Anlagenrückhalt ist die Permeatausbeute von Bedeutung. Je höher diese ist, desto stärker wird das Konzentrat aufkonzentriert → höhere Permeatkonzentrationen + niedrigere Anlagenrückhalte - MBR-PAK Versuche: Adsorbierbarkeit der Spurenstoffe zeigt sich in den Versuchsanlagen wie folgt: Reihenfolge Carbamazepin > Diclofenac > Benzotriazol > Sulfamethoxazol - MBR-PAK: deutliche Reduzierung der Schwimmschlamm Bildung durch PAK-Zugabe - MBR-PAK: Permeabilität abhängig von der PAK Dosierung - MBR-PAK: Vermeiden von Strömungstotzonen (Ablagerungen) - MBR: Carbamazepin als auch Diclofenac werden im direkt betriebenen MBR und kommunalen Kläranlagen kaum abgebaut - PAK MF: Kontaktzeit hat Einfluss auf die Adsorbierbarkeit	
Quelle	MIKROMEM (2012) http://www.micropollutants.net/index.php/de/projekte/mikromem	

Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässergüte durch Entnahme der organischen Restverschmutzung mittels Aktivkohle		
Ziel	Erarbeitung einer geeigneten Verfahrensweise für eine dauerhafte Unterschreitung der CSB-Ablaufwerte von 20 mg/l sicherzustellen. Verbesserung der Abwasserreinigung auf dem Verbandsklärwerk Steinhäule Ulm (ZVK).	
Projektleitung	Institut für GEO und UMWELT, Hochschule Biberach	
Untersuchte Verfahren	Adsorptionsstufe mit PAK + nachgeschaltete Zweischichtfiltration	
Maßstab	Halbtechnisch	
Untersuchte Spurenstoffe	Diclofenac, Naproxen, Indomethacin, Ibuprofen, Bezafibrat, Fenofibrinsäure, Carbamazepin, Metoprolol, Sotalol, Atenolol, Dehydrato-Erythromycin, Trimethoprim, Metronidazol, Clindamycin, Ofloxacin	
Kosten (festgelegte Anhaltswerte bei großtechnischer Umsetzung)	Investitionskosten Betriebskosten PAK und Filter Spezifische Kosten Betriebsmittelkosten Personalbedarf	42 Mio. Euro 0,13 Euro/m ³ 5 Euro / (E*a). 0,02 Euro/m ³ 0,5 Stellen
Energieverbrauch	nicht Gegenstand dieser Studie	
Eliminationsleistung/ Umsetzbarkeit	- 80-98 % für: Carbamazepin, Diclofenac, Metoprolol, Ibuprofen	
Ergebnisse + Besonderheiten	- 24-h-mengenproportionale Mischproben - Zwei Versuchsanlagen - Mengenproportionale Zugabe von PAK über TOC-Regelung - Dosieraten an Aktivkohle von 10 mg/l und 20 mg/l - Einsatz von 10 bis 20 mg/l Aktivkohle führt zu einer zusätzlichen Entnahme des nach biologischer Behandlung verbleibenden (gelösten) CSB bzw. DOC von ca. 45 bis 65 Prozent - Röntgenkontrastmittel als besonders persistente Stoffgruppe werden mit Hilfe der Adsorptionsstufe um etwa 70 bis 90 Prozent verringert - die Zugabe von Pulveraktivkohle einen durchschnittlichen Rückgang um etwa 80 Prozent bezogen auf die ca. 20 quantitativ bedeutendsten Arzneimittlrückstände.	
Quelle	Metzger, S., Kapp, H. (2008): Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen. Vortrag bei der VSA-Fachtagung am 28.10.2008 in Regendorf (Schweiz).	

Aktivkohledosierung in den Zulauf zur Sandfiltration Kläranlage Kloten/Opfikon	
Ziel	Untersuchungen zum Spurenstoffrückhalt in Bezug auf eine volltechnische Anwendung der Dosierung von PAK in die Flockungsfiltration auf der Kläranlage Kloten/Opfikon
Projektleitung	Eawag
Untersuchte Verfahren	Adsorptionsflockungsfiltration
Maßstab	Großtechnische Versuche auf der KA Kloten/Opfikon (Zufluss: 93.5m ³ /h) Halbtechnische Pilot-Filtrationsanlage Eawag
Untersuchte Spurenstoffe	Clarithromycin, Sulfamethoxazol, Carbamazepin, Benzotriazole, Dihy.-dihy.-carbama, Primidon, Oxazepam, Methadon, Carbamazepin, Benzoylgonine, Tramadol, Diuron, Mecoprop, BTSA, Diclofenac, Naproxen, Bezafibrat, Fenoprofen, Iopromid, Iohexol, Ibuprofen, Codein, Triclosan, Carbendazim, Terbutryn, Atenolol, Mefenaminsäure, 5-Methyl-Benzotriazol, Ranitidin, Venlafaxin, Metoprolol, Atenololsäure, N-AC-Sulfamethoxa und weitere
Kosten	Nicht Gegenstand dieser Studie
Energieverbrauch	Nicht Gegenstand dieser Studie
Eliminationsleistung/ Umsetzbarkeit	- durchschnittliche Gesamtelimination von rd. 71% bezogen auf den Ablauf der Nachklärung (Anzahl aller betrachteter Einzelstoffe 41)
Ergebnisse + Besonderheiten	- Die Art der Einmischung der Aktivkohle und die Höhe der dosierten Flockungsmittel sowie die Durchmischung im Flockungsraum sind entscheidend für den Rückhalt der Spurenstoffe - Umbau des Flockungsreaktor, um bessere Flockenbildung zu generieren - Es wurden keine Flockungshilfsmittel benutzt - Test von zwei verschiedenen PAK → keine wesentlichen Leistungsunterschiede - Adsorptionsflockungsfiltration robust/stabil gegenüber Zulaufschwankungen - Kein Filterdurchbruch beobachtet - Filtergeschwindigkeit und Feststofffracht haben Einfluss auf das Rückhaltevermögen bzw. Leistungsfähigkeit des Filters - Keine negativen Auswirkungen auf die Nährstoffelimination oder den Schlamm-eigenschaften - Hohe Abrasivität und Lochfraß der PAK wirkt auf Aggregate wie Pumpen und Rohrleitungen - Gefahr der Akkumulation der Feststoffe im Filtermedium - Geringer Eiseneinsatz kann zur einer Entstabilisierung der PAK-Partikel führen - Die Dosierung von Fällungsmitteln zum Zulauf einer Filtrationsstufe kann deutlich unterschiedliche Feststoffeigenschaften erzeugen
Quelle	Boehler et al. (2011) http://www.eawag.ch/forschung/eng/schwerpunkte/abwasser/strategie_micropoll

Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser		
Ziel	Durchführung von praxisorientierte Voruntersuchungen und Pilotierungen zur Erarbeitung einer wichtige Entscheidungsgrundlage für die Umsetzung von PAK auf kommunalen Kläranlagen	
Projektleitung	Eawag	
Untersuchte Verfahren	Adsorption mit PAK	
Maßstab	- Halbtechnischer biologischer SBR mit nachgeschalteter Adsorption - Halbtechnische konventionelle 2-strassige Durchlaufanlage mit nachgeschalteter Adsorption und Tuchfiltration	
Untersuchte Spurenstoffe	Sulfamethoxazol, Benzotriazol, Atenolol, Diclofenac, Carbamazepin, Clarithromycin, Mefenaminsäure, 5-Methyl-Benzotriazol, Ranitidin, Venlafaxin, DHH, Primidon, Codein, Oxazepam, Ibuprofen, Naproxen, Bezafibrat, Iopromid, Iohexol	
Kosten	spezifischen Kosten	Abhängig von zu betrachtenden Verfahrensschritten, Dosierung im Bereich von: 0,15 – 0,47 Fr./m ³ , 0,09 – 0,35 Euro/m ³ , 0,03 – 0,05 Euro/m ³ (Literaturangaben)
Energieverbrauch	Nicht Gegenstand dieser Studie	
Eliminationsleistung/ Umsetzbarkeit	- Bei 10 mg PAK/l und bei DOC Hintergrund von 8 bis 9 mg DOC/l: 70 % bis zu 100 % (Ausnahmen: Primidon und Sulfamethoxazol)	
Ergebnisse + Besonderheiten	- Die Eliminationsleistung der meisten Spurenstoffe ist stark abhängig vom Hintergrund DOC des Abwassers - Der Hintergrund-DOC im biologisch gereinigten Abwasser (üblicherweise 5 - 10 mg DOC/l) ist maßgeblich für die Dosierkonzentration - Gleichgewichtskonzentration im Adsorptionsreaktor bei einem entsprechenden Schlammalter der Kohle (1-2 Tage) kann 15- 30 Minuten erreicht sein - Zur Abtrennung von PAK bzw. dessen Feinfraktion von gereinigtem Abwasser bedarf es Fällmittel - Dosierung mit 10 bzw. 15 mg PAK/l, auch mit 30 mg PAK/l - Einleitung der Überschussskohle in die Biologie und die damit verbundene zusätzliche Entnahmeleistung an DOC und Spurenstoffen, verbesserte sich die Gesamteliminationsleistung - Die Direktdosierung in die Biologie ist bei gleichem PAK-Einsatz weniger effizient als die Betriebsweise mit PAK-Rückführung. Es wird bei gleicher Eliminationsleistung etwa doppelt so viel PAK benötigt wie bei einem zweistufigen Verfahren mit Rückführung - Die Anwendung von Pulveraktivkohle reduziert den DOC im Ablauf - Die Einleitung der Überschussskohle in die Biologie bzw. bei direkter Dosierung → keine negativen Auswirkungen auf die Nitrifikationsleistung - Das Einbinden der PAK in die Belebtschlammflocken beim zweistufigen Verfahren bzw. bei der direkten Dosierung in die Biologie generierte eine verbesserte Absetzeigenschaft des Belebtschlammes	
Quelle	Zwickenpflug et al. (2010) http://www.eawag.ch/forschung/eng/schwerpunkte/abwasser/strategie_micropoll/pak_eawag/index	

Technische Umsetzung und Implementierung einer Ozonungsstufe für nach dem Stand der Technik gereinigtes kommunales Abwasser Heranführung an den Stand der Technik	
Ziel	Untersuchungen der Ozonierungstechnologie für die weitergehende Abwasserreinigung hinsichtlich der Fragestellungen Spurenstoffentfernung, Mutagenität, Ökotoxizität, Verringerung der Keimzahlen und betrieblicher Umsetzung (Ozondosis, Aufenthaltszeit, Steuerung und Regelung)
Projektleitung	TU Wien
Untersuchte Verfahren	Ozonierung
Maßstab	Halbtechnische Pilotanlage auf der Kläranlage Wien, ca. 30 m ³ /h
Untersuchte Spurenstoffe	u.a. Pharmaka: Diclofenac Ibuprofen, Erythromycin, Roxithromycin, Sulfamethoxazol, Trimethoprim, Antiepileptika, Carbamazepin, Bezafibrat, Diazepam, Iopromid
Kosten	- ca. Betriebskosten Ozonug ca. 10 % der Gesamtbetriebskosten einer Kläranlage > 100.000 EW - in Abhängigkeit von der Ozondosis, dem einwohnerspezifischen TOC-Wert und dem DOC im Ablauf: 0,32 Euro/E*a – 0,86 Euro/E*a bzw. 0,0046 Euro/m³ bis 0,0124 Euro/m³
Energieverbrauch	Nicht Gegenstand dieser Studie
Eliminationsleistung/ Umsetzbarkeit	Bezogen auf die gesamte Pilotanlage und bei Ozondosis von 1,08 g O ₃ /g DOC: 71 % - 99,9 % für Diclofenac Ibuprofen, Erythromycin, Roxithromycin, Sulfamethoxazol, Trimethoprim, Antiepileptika, Carbamazepin, Bezafibrat, Diazepam
Ergebnisse + Besonderheiten	- hydraulische Aufenthaltszeit beeinflusst die Reaktionskinetik der analysierten Substanzen - Bei keiner Probenahmekampagne konnte ein Anstieg der Genotoxizität nach der Ozonierung festgestellt, keine durch die Ozonierung induzierten akuten genotoxischen Effekte - Mittels konventioneller Kurzzeit-Ökotoxizitätstests konnten keine negativen Auswirkungen der Ozonierung auf die Testorganismen festgestellt werden - Viren reagieren besonders empfindlich gegenüber Ozon - Aufgrund des Schwebstoffanteils in Kläranlagenabläufen kann jedoch durch die Ozonierung keine vollständige Desinfektion erreicht werden - Bei 0,6 bis 0,7 g O₃/g DOC, d. h. im Bereich, der für die praktische Anwendung empfohlen wird, kam es im Ablauf der Pilotanlage im Mittel zu einer BSB5-Erhöhung um 15 %. - Durch den Ab- Umbau von Huminstoffen durch die Oxidation von Chromophoren reduzierte sich die Eigenfärbung im Kläranlagenablauf - Anwendung der UV/Vis-Spektrometrie zur Steuerung und Regelung der Ozonierung (Berechnung über TOC im Zulauf und Restozon im Ablauf) - Berücksichtigung der Wassermatrix und ihrer Schwankungen ist unverzichtbar für die Steuerung und Regelung einer Ozonanlage für kommunales Abwasser - Vorgaben zu Sicherheitseinrichtungen und die Umsetzung sind für den Betrieb einer Ozonierungsanlage unerlässlich
Quelle	Schaar et al. (2011) http://iwr.tuwien.ac.at/print/wasser/forschung/projekte/komozon.html

Pilotuntersuchungen zur kombinierten oxidativ-biologischen Behandlung von Klärwerksabläufen für die Entfernung von organischen Spuren- und Wirkstoffen und zur Desinfektion		
Ziel	Untersuchung der Entfernbarkeit bzw. Transformation von organischen Spurenstoffen durch eine nachgeschaltete oxidative Wasserbehandlung mittels Ozon	
Projektleitung	TU-Berlin	
Untersuchte Verfahren	- Ozonierung - Kombination von Ozon und Wasserstoffperoxid	
Maßstab	halbtechnischen Pilotanlage am Klärwerk Berlin – Ruhleben (2 m ³ /h)	
Untersuchte Spurenstoffe	u.a. (Auszug): Ibuprofen, Ketoprofen, Naproxen, Diclofenac, Indometacin, Clofibrinsäure, Bezafibrat, Carbamazepin, Phenazon, Propyphenazon, Dimethylaminophenazon sowie EDC, Iopamidol, Iohexol, Iopromid, Diatrizoat	
Kosten (größtechnischer Einsatz Klärwerk Berlin-Ruhleben)	0,5 mg O ₃ /mg DOC ₀	0,013 Euro pro m ³
	1,0 mg O ₃ /mg DOC ₀	0,023 Euro pro m ³
	1,0 mg O ₃ /mg DOC ₀ + 0,4 mg H ₂ O ₂ /mg O ₃	0,028 Euro pro m ³
Energieverbrauch (größtechnischer Einsatz)	0,5 mg O ₃ /mg DOC ₀	1.036 kWh/h
	1,0 mg O ₃ /mg DOC ₀	2.072 kWh/h
	1,0 mg O ₃ /mg DOC ₀ + 0,4 mg H ₂ O ₂ /mg O ₃	2.072 kWh/h
Eliminationsleistung/ Umsetzbarkeit	Wenn Ozondosis von 0,5 bis 1,4 mg O ₃ /mg DOC: Elimination > 95 % für EDC Saure Pharmaka + Neutrale Pharmaka	
Ergebnisse + Besonderheiten	- Anlage konnte nicht kontinuierlich betrieben werden - Ozonierungsanlage wurde durch eine Membrananlage der Firma ZENON ergänzt. - Die mikrobiellen Parameter des Klarwassers überschreiten die Grenzwerte der Badewasserverordnung, sodass mittelfristig eine nachgeschaltete Desinfektion zur hygienischen Entlastung der Oberflächengewässer notwendig wurde - Die Elimination der untersuchten Spurenstoffe konnte mit der Abnahme der UV-Aktivität des Wassers in Korrelation gebracht werden. Aus diesem Grund bietet es sich an, den schnell und einfach erfassbaren Parameter SAK254 als Prozesssteuerungsparameter für die Ozondosierung einzusetzen. - Eine Begutachtung anhand verschiedener Tests zur akuten und chronischen Toxizität, zur Gentoxizität und zur endokrinen Wirkung des Wassers führte zu dem Ergebnis, das sich kein ökotoxikologisches Gefährdungspotenzial in den oxidativ behandelten Wasserproben im Vergleich zum unbehandelten Klarwasser feststellen lässt - Durch eine zusätzliche Dosierung von Wasserstoffperoxid kann die Bildung von Hydroxylradikalen verstärkt werden und ein besserer Abbau von Verbindungen erzielt werden, die mit Ozon alleine nicht ausreichend reagieren. Für die beiden Röntgenkontrastmittel Iopamidol und Iopromid konnte somit eine Verbesserung der Entfernrungsrate um bis zu 60 % beobachtet werden. - durch die Ozonierung kommt es zu einer Umwandlung von refraktären organischen Wasserinhaltsstoffen. Die entstehenden Oxidationsprodukte sind biologisch besser verfügbar und können somit durch Mikroorganismen in stärkerem Maße mineralisiert werden. - Die Versuchsergebnisse zeigen, dass kein Vorteil beim Einsatz von Ozon mit vorgeschalteter Ultrafiltration für die Spurenstoffentfernung zu erwarten ist	
Quelle	Bahr et al. (2007) - PILOTOX http://www.kompetenz-wasser.de/PILOTOX.130.0.html	

Ozonung von gereinigtem Abwasser Schlussbericht Pilotversuch Regensdorf		
Ziel	Untersuchung der Effizienz der Ozonierung in Bezug auf die Elimination von organischen Spurenstoffen aus dem Abwasser unter Praxisbedingungen und Vergleich der Resultate mit Laborversuchen und Modellprognosen. Überwachung der Qualität des Abwassers während der Ozonierungsversuche. Evaluation der technischen und betrieblichen Machbarkeit sowie der finanziellen Anforderungen.	
Projektleitung	Eawag	
Untersuchte Verfahren	Ozonierung	
Maßstab	Großtechnische Umsetzung, $Q_{\max} = 900 \text{ m}^3/\text{h}$, $Q_{\text{Mittel}} = 450 \text{ m}^3/\text{h}$	
Untersuchte Spurenstoffe	ca. 50 Substanzen, u.a.: Diclofenac, Ibuprofen, Naproxen, Mefenaminsäure, Phenazon, Paracetamol Carbamazepin, Primidon, Iopamidol, Iopromid, Iohexol, Iomeprol, Iotalaminsäure, Diatrizoat, Estradiol, Estron, Ethinylestradiol, Bisphenol A, Nonylphenol	
Kosten	Betriebskosten Betrieb der Pilotanlage	ca. 7.080 Euro/Monat
	Jahreskosten (großtechnischen Einsatz ohne Filter)	ca. 0,06 – 0,07 Euro/m ³
	Operationelle Kosten	0,023 Euro/m ³
	Investitionskosten (großtechnischer Einsatz)	1.652.520 Euro
Energieverbrauch	bei einer Dosierung von 0.6 g O ₃ /g DOC) liegt der Energieverbrauch bei 0.04 kWh/m ³ bzw. 4.5 kWh/EW/a. Dies entspricht etwa 15% des gesamten Strombedarfes der ARA Regensdorf	
Eliminationsleistung/ Umsetzbarkeit	> 80 % für u.a. (Auszug): Diclofenac, Carbamazepin, Trimethoprim, Sulfapyridin, Clarithromycin, Sulfatmethoxazol bei Ozondosis 0,4 bis 1,16 gO ₃ /gDOC	
Ergebnisse + Besonderheiten	- Eingesetzte Ozondosen 0 – 1,16 gO₃/gDOC ($\approx$ 0 – 6 mg/l Ozon bei 5 mgDOC/l), 24h- oder 48h- abflussproportionale Sammelproben, Filtration vor Ort (0.7 µm Glasfaserfilter) - Wartungsintensive Messgeräte - Die Stabilität, resp. Aufenthaltszeit des Ozons im Abwasser ist zudem von weiteren Faktoren wie dem pH, der DOC- oder der Nitrit-Konzentration abhängig. Werden diese Bedingungen berücksichtigt, kann ein Ozonaustrag in die Luft weitgehend vermieden werden - Die Ozondosierung kann über den Abwasser-Durchfluss gesteuert werden. Bei starken Schwankungen der DOC-Konzentration kann die Ozondosierung auch über die DOC-Fracht gesteuert werden. - Weder analytisch-chemische Untersuchungen noch Ökotoxizitätstests ergaben Hinweise auf die Bildung von stabilen toxischen Reaktionsprodukten durch die Ozonierung mit Sandfilter in ökotoxikologisch relevanten Konzentrationen. - Die Ozonierung führte zu einer massiven Reduktion der Keimzahlen, insbesondere von pathogenen Keimen. - Nebenprodukte entstanden nur in geringen Konzentrationen - Der Ozonierungsreaktor in Regensdorf war relativ klein dimensioniert. Damit war die hydraulische Aufenthaltszeit bei Regenwetter sehr gering.	
Quelle	Abegglen et al. (2009) http://www.eawag.ch/forschung/eng/schwerpunkte/abwasser/strategie_micropoll/pilotprojekt/index	

Eliminierung von Spurenstoffen aus Krankenhausabwässern mit Membrantechnik und weitergehenden Behandlungsverfahren		
Ziel	Untersuchung, Optimierung und Bewertung von Verfahrenskombinationen vor dem Hintergrund der Eliminationsleistung bzgl. relevanter Stoffe sowie wirtschaftlicher Aspekte; Weiterentwicklung substanzspezifischer Analysenmethoden im Abwasserbereich und Etablierung geeigneter Methoden zur Bewertung ökotoxikologischer, endokriner und gentoxischer Wirkung von Inhaltsstoffen aus Krankenhausabwässern unter Anwendung effektorientierter Verfahren	
Projektleitung	ISA RTWH Aachen	
Untersuchte Verfahren	MBR mit nachgeschalteten Verfahren: NF/ UO, Ozonierung und Aktivkohlfiltration	
Maßstab	Halbtechnische Pilotanlage	
Untersuchte Spurenstoffe	u.a. (Auszug): Diclofenac, Ibuprofen, Tramadol, Ciprofloxacin, Clarithromycin, Metronidazol, Moxifloxacin, Carbamazepin, Telmisartan, Iopamidol, Bisoprolol	
Kosten	Investitionskosten MBR brutto	1.398.463 Euro
	Spezifische Kosten MBR	3,39 Euro/m ³
	Investitionskosten Ozonierung (mit Q = 24 bis 32 m ³ /h)	230.000 Euro
	Spezifische Kosten (bei 28.240 Euro/a Jahreskosten)	0,71 Euro/m ³
	Investitionskosten AK-Filtration (mit Q = 32 m ³ /h)	35.000 Euro
Energieverbrauch	Spezifische Kosten (bei 38.080 Euro/a Jahreskosten)	0,95 Euro/m ³
	Investitionskosten Nanofiltration (mit Q = 4,6 m ³ /h)	443.000 Euro
	Spezifische Kosten (bei 788.460 Euro/a Jahreskosten)	19,71 Euro/m ³
	Investitionskosten MBR + O ₃ (40.000 m ³ /a) brutto	1.906.241 Euro
	Spezifische Kosten (bei 211.755 Euro/a Jahreskosten)	5,29 Euro/m ³
Eliminationsleistung/ Umsetzbarkeit	Energiebedarf MBR bei Q = 114 m ³ /d	447 – 502 kWh/d 3,94 – 4,42 kWh/m ³
	Literaturwerte für kleine MBR-Anlagen (< 3.000 EW)	1,3 – 6 kWh/m ³
	Ozonierung (Q = 24 bis 32 m ³ /h) + PSA + Peripherie	40 kWh/kg Ozon
	Energiebedarf Nanofiltration (Literaturwert)	1,5 kWh/m ³
Ergebnisse + Besonderheiten	Ozonierung mit 1,02 mg /O ₃ mg DOC	60 % – 99,4 % (außer Diatrizoat)
	Aktivkohlfiltration	74,9 % - 99,6 %
Quelle	Pinnekamp et al. (2009) http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussberichtpilotprojektw.pdf	

Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen		
Ziel	Ermittlung des Auftretens und des Verhaltens verschiedener organischer Spurenstoffe in kommunalen Kläranlagen sowie das Aufzeigen und die Entwicklung der Möglichkeiten zur verbesserten Elimination.	
Projektleitung	Universität Dortmund, Fachbereich Chemie- und Bioingenieurwesen, Lehrstuhl Umwelttechnik	
Untersuchte Verfahren	- Fällung mit FeClSO_4 (Eisen-III-Chloridsulfat) - Biomembranreaktor (300 l/h) - Ozonierung und Aktivkohleadsorption	
Maßstab	- halbtechnischen Versuchsanlage am Standort der KA Neuss-Süd - Ozonierung und Aktivkohleadsorption im Labormaßstab (Batchversuche)	
Untersuchte Spurenstoffe	u.a. (Auszug): Atenolol, Bisoprolol, Sotalol, Metoprolol, Propanolol, Trimethoprim, Clarithromycin, Roxithromycin, Sulfamethoxazol, Carbamazepin, Bezafibrat, Clofibrinsäure, Naproxen, Diclofenac, Ibuprofen, Iopamidol,	
Kosten	Nicht Gegenstand dieser Studie	
Energieverbrauch	Nicht Gegenstand dieser Studie	
Eliminationsleistung/ Umsetzbarkeit	Aktivkohleadsorption Bspw. (Auszug) für: Carbamazepin, Ibuprofen, Diclofenac	23 – 87 %
	Ozonierung Bspw. (Auszug) für: Carbamazepin, Ibuprofen, Diclofenac	Abbau bis unter die Bestimmungsgrenze
	Einsatz von Fällmitteln Bspw. (Auszug) für: Carbamazepin, Ibuprofen, Diclofenac	0 – 99 %
	Biomembranreaktor Bspw. (Auszug) für: Carbamazepin, Ibuprofen, Diclofenac	18 – 99 %
Ergebnisse + Besonderheiten	- Die Zudosierung eines üblichen Fällmittels brachte keine signifikante Verbesserung der Elimination - Der Betrieb der Versuchsanlagen mit höherem Schlammaltern zeigt eine verbesserte Elimination der Spurenstoffe, die auf erhöhten biologischen Abbau zurückzuführen ist. - Die Leistungsfähigkeit eines Membranbioreaktors wird von der Aufenthaltszeit im Belebungsbecken beeinflusst und kann in geringem Maße sowohl über als auch unter der einer herkömmlichen Anlage mit gleichem Schlammalter liegen. - sowohl die Aktivkohleadsorption als auch die Behandlung mit Ozon waren in der Lage fast alle organischen Spurenstoffe aus dem Abwasser zu entfernen. - Das Ergebnis der Messkampagne zur Ozonbehandlung von Abwasser zeigt, dass mit Ausnahme der chlorierten Organophosphate (Flammschutzmittel) und der Amidotrizoesäure (Röntgenkontrastmittel) eine Reduzierung der Kläranlagenablaufkonzentrationen bis unter die Bestimmungsgrenze oder zu mehr als 85 % erfolgt - Die Adsorptions- und Oxidationsversuche heben den nicht zu vernachlässigenden Einfluss der massiv vorhandenen organischen Hintergrundmatrix des kommunalen Abwassers auf das Adsorptionsverhalten einerseits und das reaktive Abbauverhalten andererseits hervor.	
Quelle	Fahlenkamp et al. (2006) http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussbericht_Elimination%20Teil2.pdf	

Einsatz und Wirkungsweise oxidativer Verfahren zur Nachbehandlung von Abwasser aus kommunalen Kläranlagen		
Ziel	Untersuchung und Bewertung der Leistungsfähigkeit, Risiken und Wirtschaftlichkeit oxidativer Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen aus dem gereinigten Abwasser	
Projektleitung	Universität Dortmund, Fachbereich Chemie- und Bioingenieurwesen, Lehrstuhl Umwelttechnik	
Untersuchte Verfahren	Ozonierung	
Maßstab	Labormaßstab (Semi-Batch-Ozonreaktor, Blasensäulenreaktor mit 11 Liter)	
Untersuchte Spurenstoffe	u.a. (Auszug). Diclofenac, Carbamazepin, Metoprolol, Bezafibrat, Iopamidol, Iomeprol, Diatrizoat	
Kosten (für großtechnischen Einsatz)	Investitionskosten (Auslegungsgröße zwischen 85.000 - 385.000 m ³ täglicher mittlerer Trockenwetterabfluss)	2,1 Mio. Euro – 7,6 Mio. Euro
	spezifischen Kosten (Betriebs- und Jahreskosten) (Auslegungsgröße zwischen 85.000 - 385.000 m ³ /d täglicher mittlerer Trockenwetterabfluss)	0,02 – 0,065 Euro/m ³
Energieverbrauch (für großtechnischen Einsatz)	Ozon inkl. Kühlung	630 – 2.860 kWh/h
	Ozoneintrag und Austrag	50 – 230 kWh/h
	Sauerstofferzeugung mit PSA	367 – 798 kWh/h
Eliminationsleistung/ Umsetzbarkeit	(DOC ₀ ≈ 9,5 mg/l, t = 10 min, Ozondosis = 1,2 mg/mg Bspw. Für (Auszug): Diclofenac, Sotalol, Carbamazepin, Metoprolol	80 – 99%
Ergebnisse + Besonderheiten	- Es konnte gezeigt werden, dass sowohl der DOC, bzw. CSB, als auch die applizierte Ozondosis Einfluss auf den Spurenstoffabbau haben - Der Abbau der Polymere führte hingegen zu einer Verringerung des DOC-Wertes, was auf einen vollständigen Abbau der organischen niedermolekularen Bestandteile hinweist - Mutagene oder akuttoxische Wirkungen traten weder in den unbehandelten noch in den ozonierten Proben auf. Eine zytotoxische Wirkung, die nur in einer Abwasserprobe auftrat, wurde durch die Ozonierung nicht verändert.	
Quelle	Fahlenkamp et al. (2006) http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussbericht_oxidativerTeil2bu3.pdf	

Advanced Wastewater Treatment by Nanofiltration and Activated Carbon for High Quality Water Re-use		
Ziel	Untersuchung und Bewertung der Leistungsfähigkeit von Verfahrenskombinationen zur Elimination von organischen Spurenstoffen und Massenorganik Schwerpunkt: Water Reuse	
Projektleitung	RWTH – Aachen (Dissertation)	
Untersuchte Verfahren	- PAK und anschließende NF - GAK und anschließende NF - NF und anschließende GAK	
Maßstab	Labormaßstab NF mit (15 bis 25 l/m ² ·h) und Pilotmaßstab	
Untersuchte Spurenstoffe	u.a. (Auszug). Carbamazepin, Sulfamethoxazol, Makrolode, Bisphenol A, Benzotriazol, Diclofenac, Iopromid, Roxithromycin	
Kosten (für groß-technischen Einsatz)	Kapitalkosten NF mit Flux 25 l/(m ² ·h)	0,23 – 0,48 Euro/m ³
	Betriebskosten NF	0,20 – 0,25 Euro/m ³
	Betriebskosten und Kapitalkosten GAK	0,43 – 0,73 Euro/m ³
Energieverbrauch	Nanofiltration (Erfahrungswerte und Literaturangaben)	0,27 kWh/m ³ – 0,50 kWh/m ³
	PAK + NF (Schätzwerte)	0,5 kWh/m ³ – 1,0 kWh/m ³
Eliminationsleistung/ Umsetzbarkeit	PAK 10 mg/l	Carbamazepin: 75 %, Sulfamethoxazol: 30 %
	PAK 50 mg	Carbamazepin: 98 %, Sulfamethoxazol: 70 %
	PAK 10 mg/l + NF	Carbamazepin: 85 %, Sulfamethoxazol: 50 %
	PAK 50 mg/l + NF	Carbamazepin: 99,9 %, Sulfamethoxazol: 90 %
	direkte NF	Carbamazepin: 50 %, Sulfamethoxazol: 65 %
	GAK NF	Carbamazepin: > 99,9 %, Sulfamethoxazol: > 99,8 %
	NF GAK	Carbamazepin > 99,9 %, Sulfamethoxazol: > 99,8 %
Ergebnisse + Besonderheiten	- Das Rückhaltevermögen von Membranen gegenüber bestimmten Spurenstoffe ist stark abhängig von den Molekulargewichten der Stoffe (MWCO), von deren Ladung sowie deren Hydrophilie bzw. Hydrophobie (KOW-Wert) - Nanofiltration bedürfen einer Vorbehandlung - Verschiedene Parameter wie Materialeigenschaften der Membran und der PAK/GAK, Stoffeigenschaften (K_{OW}, Molekulargewicht, Bindungsform, Partikelgröße etc.), Abwassermatrix (DOC), Abwassereigenschaften, Membranbetriebsweise (Transmembrandruck, Flux, Reinigung, Spülintervalle etc.) beeinflussen die Performance der untersuchten Verfahren - Für eine stabile Anwendung des PAK-NF Verfahrens ist die Wahl des geeigneten Adsorptionsmittels, das eine hohe Absorptionskapazität für kritische Verbindungen wie Sulfamethoxazol oder Diatrizoat haben sollte sehr wichtig. - Die Bildung einer Kuchenschicht an der Membran kann zu einem Fließwiderstand durch diesen "Filterkuchen" über den Arbeitsdruck führen (Konzentrationspolarisation von schwach adsorbierbaren Substanzen) und dadurch die Leistungsfähigkeit der Elimination beeinträchtigen - NF-GAK bzw. GAK-NF hybride Prozesse sind in der Lage organische Spurenstoffe bis unterhalb der Bestimmungsgrenze zu eliminieren - Hohe DOC-Konzentrationen im Abwasser können die GAK-Leistungsfähigkeit beeinflussen.	
Quelle	Kazner, C. (2011) http://darwin.bth.rwth-aachen.de/opus3/volltexte/2012/4230/	

Photokatalytischer Abbau von Arzneimittelreststoffen in Problemabwässern mittels UV-Strahlung und Mineralien	
Ziel	Entwicklung eines Verfahrens zur Beseitigung von ökologisch bedenklichen Wirkstoffen aus Abwässern der Produktion von Arzneimitteln.
Projektleitung	UMEX GmbH Dresden
Untersuchte Verfahren	UVA-Strahlung in Kombination mit Katalysatoren auf Basis von Titan- und Silizium-Verbindungen
Maßstab	Labormaßstab (10 Liter Technikumsanlage)
Untersuchte Spurenstoffe	k.A.
Kosten	k.A.
Energieverbrauch	k.A.
Eliminationsleistung/ Umsetzbarkeit	k.A.
Ergebnisse + Besonderheiten	- Ein photokatalytischen Abbau von Arzneimittelreststoffen konnte nachgewiesen werden - Der Abbau der Stoffe hängt im Wesentlichen von der photokatalytischen Aktivität ab - Während der photokatalytischen Reaktion entstehen wie bei anderen Abbaureaktionen Metabolite - Hinsichtlich der Performance bei diesem Verfahren haben insbesondere Strahlungsquelle, Reaktorgeometrie, Kombinationen mit weiteren vor- und nachgeschalteten Verfahrensschritten, Ausgangskonzentration der organischen Stoffe, Abwassermatrix-Belastung (CSB, Trübung) einen großen Einfluss
Quelle	Umex GmbH

Auswirkungen von Pulveraktivkohle auf die Nanofiltration von Kläranlagenablauf		
Ziel	Untersuchungen zur mechanischen Wirkung von Pulveraktivkohle auf im Cross-flow betriebene Membranverfahren am Beispiel der Aufbereitung von Kläranlagenablauf mit Pulveraktivkohle und Nanofiltration	
Projektleitung	RWTH – Aachen (Dissertation)	
Untersuchte Verfahren	PAK und NF	
Maßstab	Halbtechnische Pilotanlage, Vorlagebehälter $V_{\max} = 660$ Liter, Membranfläche = 20m^2 , 15 oder $20\text{ l/m}^2\text{h}$	
Untersuchte Spurenstoffe	NOM = Natural Organic Matter	
Kosten (Schätzwerte und Literaturwerte)	PAK (Dosierung + Zwischenspeicherung)	0,04 – 0,1 Euro/ m^3 Permeat
	NF + UO	0,70 – 1,29 Euro/ m^3
	PAK + NF	0,30 - 0,50 Euro/ m^3 ; 0,46 – 1,28 Euro/ m^3
Energieverbrauch	Nicht Gegenstand dieser Studie	
Eliminationsleistung/ Umsetzbarkeit	Nicht Gegenstand dieser Studie	
Ergebnisse + Besonderheiten	- Die Bildung von Ablagerung von PAK-Partikeln unter dem Einfluss der Cross-flow Filtration ist möglich, Die Testzellenversuche zur Cross-flow-NF zeigen einen exponentiellen Anstieg der in der Deckschicht abgelagerten PAK-Masse für Scherraten kleiner 1.500 s^{-1}. - Bildet sich auf Grund der hydrodynamischen Bedingungen eine Partikelschicht auf der Membran, ist mit einer Behinderung des Stofftransports an der Membran zu rechnen. In den Testzellenversuchen mit deutlicher Bildung von Partikelschichten wurden Einbußen für den Rückhalt von Sulfat bis zu 3% und Permeatflusseinbußen von bis zu 6% festgestellt. - In den Testzellenversuchen wurden die ersten Zeichen für Abrasion ab einer Scherrate von ca. 18.000 s^{-1} festgestellt. Deutliche Abrasion auf ganzer Länge der Membran wurde dagegen ab ca. 29.000 s^{-1} festgestellt. Die Abrasion scheint exponentiell mit der Scherrate und linear mit der Entfernung vom Membrananfang zuzunehmen. Weiterhin führen ein höherer Permeatfluss zu einer leicht niedrigeren Abrasion und das Wegfallen der Gewichtskraft zu einer leicht höheren Abrasion. - Durch die Versuche mit der Pilotanlage konnte bestätigt werden, dass Polysaccharide Hauptverantwortlichen für das Membran-Fouling sind. - In den mit 0,5 g/l PAK durchgeführten Pilotversuchen konnte bzgl. des Membran-Foulings bei einem Permeatfluss von $15\text{ l/m}^2\text{h}$ eine Verbesserung festgestellt werden. Der Deckschichtwiderstand wächst langsamer als ohne PAK-Dosierung - So lange PAK verwendet werden, die Partikel kleiner als etwa $5\text{ }\mu\text{m}$ enthalten, lässt sich die Bildung einer Partikeldeckschicht nicht vollständig vermeiden, da die Vermeidung einer Deckschicht durch hohe Scherraten offenbar mit einer abrasiven Beschädigung der Membran einhergeht.	
Quelle	Meier, J.G. (2008) http://darwin.bth.rwth-aachen.de/opus/volltexte/2008/2556/	

Wirksamkeit technischer Barrieren zur Entfernung von anthropogenen Spurenstoffen - Kläranlagen und Raumfilter	
Ziel	Untersuchungen von verfahrenstechnischen Optimierungspotentialen zu Erhöhung der Spurenstoffentfernung im Bereich der biologischen Abwasserreinigung und der Abwasserfiltration. Ermittlung des Einflusses von prozesstechnischen Größen sowie der Phosphorelimination auf die Entfernung der Spurenstoffe. Hierzu wurden vier Kläranlagen, drei Oberflächenwasseraufbereitungsanlagen und zwei Zweischichtfilter untersucht.
Projektleitung	Technische Universität Berlin (Dissertation)
Untersuchte Verfahren	- Zweischichtfilter an der Kläranlage Berlin Ruhleben - PAK - UV-Desinfektion
Maßstab	- Zweischichtfilter (Halbtechnische Pilotanlage) - PAK (Labormaßstab) - UV-Desinfektion (Labormaßstab)
Untersuchte Spurenstoffe	u.a. (Auszug): Benzotriazol, Carbamazepin, Sulfamethoxazol, Bezafibrat, Indomethacin, Diclofenac, Ketoprofen, Naproxen, Ibuprofen, Clofibrinsäure
Kosten	Nicht Gegenstand dieser Studie
Energieverbrauch	UV –Desinfektion, ca. 400 J/m ² , ansonsten keine Energiebetrachtungen
Eliminationsleistung/ Umsetzbarkeit	Bisphenol, Ibuprofen mit Filtrationsstufe > 90 %, Naproxen und Benzotriazol mit Filtrationsstufe 20 -90 %, Carbamazepin, Diclofenac bei Filtrationsstufe < 20 %
Ergebnisse + Besonderheiten	- Filterlaufzeiten von 24/48 h waren problemlos möglich, ohne dass es zu erhöhten Druckverlusten oder absinkenden Filtergeschwindigkeiten kam. Nur bei hoher Filtergeschwindigkeit (10 m/h) und Dosierung von Pulveraktivkohle (20 mg/l PAK + 2 mg Fe₃+l) lagen bereits nach 22 h Laufzeit Feststoffdurchbrüche vor und die AFS im Ablauf stiegen auf 12 mg/L an. - Der Betrieb der Filter mit Filtermaterial unterschiedlicher Körnung ergab keine Unterschiede hinsichtlich der Ablaufqualität. - Als wichtigste Größe bei den biologischen Abbauprozessen im Filter stellte sich hierbei die mikrobielle Oxidation von Ammonium und Nitrit im Filterbett dar. Bei erhöhten Nitrifikationsumsätzen (> 0,5 mg N/l) sank für die eine Reihen von Stoffen die Entfernung um 20 bis 50 % ab - Verbindungen, die in ökotoxikologisch relevanten Konzentrationen in die Gewässer gelangen wie Carbamazepin oder Diclofenac werden nicht bzw. nur geringfügig durch die Abwasserfiltration zurückgehalten - Neben der Nitrifikation beeinflussten zum Teil die Betriebsbedingungen den Abbau von Spurenstoffen - Betriebsweise der Luft und Wasserspülung (Reinigung für Filter) beeinflussen den Austrag von Biomasse - Höhere Filterlaufzeiten (und somit eine geringere Spülfrequenz) führten zu höheren Abbauleistungen. - Die Körnung des Filtermaterials hatte keinen Einfluss auf den Abbau von Spurenstoffen - Es zeigte sich, dass eine Dosierung von 10 mg/l PAK (Norit Super SAE) in den Filterzulauf nicht ausreicht um eine Entnahme von > 50 % zu erzielen
Quelle	Miehe, U. (2010) http://opus.kobv.de/tuberlin/volltexte/2010/2777/pdf/miehe_ulf.pdf

Elimination organischer Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser				
Ziel	Untersuchungen zum Verhalten ausgewählter organischer Spurenstoffe sowohl in halbtechnischen Kläranlagen als auch in Sorptions- und Abbauversuchen mit radioaktiv markierten Stoffen im Labormaßstab. Beurteilung der Eliminationsleistung verschiedener Kläranlagenkonfigurationen mit Hilfe der Versuchsergebnisse und eines im Rahmen der Arbeit entwickelten mathematischen Modells.			
Projektleitung	RWTH - Aachen (Dissertation)			
Untersuchte Verfahren	- Belebungsanlage mit simultaner aerober Schlammstabilisierung - MBA mit simultaner aerober Schlammstabilisierung - Belebungsanlage mit getrennter anaerober Schlammstabilisierung - MBA mit getrennter anaerober Schlammstabilisierung.			
Maßstab	- Halbtechnisch (Belebungsbecken, V = 1.350 l, MBR, V = 220 l) und Labormaßstab (Batchversuche)			
Untersuchte Spurenstoffe	Nonylphenol, Bisphenol A, 17β-Estradiol, 17α-Ethinylestradiol			
Kosten (größtechnischer Einsatz für 100.000 E, von links nach rechts: abwasserbezogene, schmutzwasserbezogene, einwohnerwertbezogene Kosten)	KA + FF + PAK	0,47 Euro/m ³	0,90 Euro/m ³	49,88 Euro/(E*a)
	KA + FF + P + GAK	0,56 Euro/m ³	1,07 Euro/m ³	58,75 Euro/(E*a)
	KA + FF + P + O ₃	0,42 Euro/m ³	0,80 Euro/m ³	44,34 Euro/(E*a)
	KA + FF + NF	0,58 Euro/m ³	1,11 Euro/m ³	61,34 Euro/(E*a)
	KA + FF + UO	0,61 Euro/m ³	1,16 Euro/m ³	63,92 Euro/(E*a)
	KA + FF + P + O ₃ + GAK	0,60 Euro/m ³	1,14 Euro/m ³	62,82 Euro/(E*a)
	MBA + PAK	0,58 Euro/m ³	1,11 Euro/m ³	61,34 Euro/(E*a)
	MBA + GAK	0,66 Euro/m ³	1,27 Euro/m ³	69,84 Euro/(E*a)
	MBA + O ₃	0,53 Euro/m ³	1,01 Euro/m ³	55,43 Euro/(E*a)
	MBA + NF	0,69 Euro/m ³	1,33 Euro/m ³	73,16 Euro/(E*a)
	MBA + UO	0,71 Euro/m ³	1,37 Euro/m ³	75,38 Euro/(E*a)
	MBA + O ₃ + GAK	0,70 Euro/m ³	1,34 Euro/m ³	73,90 Euro/(E*a)
Energieverbrauch (Literaturwerte)	Flockungsfiltration mit 40 Wh/m ³ , Ozonerzeugung mit 10 kW/kgO ₃ , Nanofiltration mit 0,36 bis 37 kWh/m ³ , Umkehrosmose mit 0,86 bis 87 kWh/m ³			
Eliminationsleistung/ Umsetzbarkeit	Belebungs mit Schlammalter (25 d): Nonylphenol 98,5 %, Bisphenol A 99,0% MBR mit Schlammalter (25 d): Nonylphenol 98,3 %, Bisphenol A 98,7%			
Ergebnisse + Besonderheiten	- Bei den Untersuchungen wurde als primärer Eliminationsweg für alle Modellspurenstoffe in allen Anlagenkonfigurationen der biologische Abbau identifiziert - Ein höheres Schlammalter hatte einen positiven Einfluss auf die Eliminationsleistung der Anlagen - Bei dem Vergleich der Leistung einer konventionellen biologischen Stufe und eines Membranbioreaktors waren bezüglich der Elimination der Modellspurenstoffe keine ausgeprägten Unterschiede zu verzeichnen - Zur Optimierung der Spurenstoffelimination in Membranbelebungsanlagen eignete sich besonders die Zugabe pulverisierter Aktivkohle in den Bioreaktor			
Quelle	Ivashechkin, P. (2006) http://darwin.bth.rwth-aachen.de/opus/volltexte/2006/1726/			

15.3 Pilotprojekte

Projekt	Jahr/Institution	Maßstab	Untersuchungsziele
„Einsatz und Wirkungsweise oxidativer Verfahren zur Nachbehandlung von Abwasser aus kommunalen Kläranlagen, Teil 2b und 3“	2005 – 2006 Universität Dortmund	Labortechnisch (Semi-Batchreaktor)	- Untersuchungen Klarwasserabläufe der Kläranlagen Düsseldorf-Süd und Bottrop, Köln-Stammheim - Bestimmung des Oxidationsmittelverbrauchs - Einfluss von Ozon auf organische Wasserinhaltsstoffe - Risikobewertung (ökotoxikologische Bewertung, Mutagenitätstests) von Spurenstoffen - Kostenschätzung für eine großtechnische Ozonbehandlung
KomOzon Technische Umsetzung und Implementierung einer Ozonungsstufe für nach dem Stand der Technik gereinigtes kommunales Abwasser, Heranführung an den Stand der Technik	2011 TU-Wien	2 x großtechnische Versuchsreaktoren (5m ³)	- Betriebliche Umsetzung der Versuchsanlage (Ozondosis, Kontaktzeit, Steuerung und Regelung) - Abbaupotential der Ozonierung für anthropogene Spurenstoffe - Toxikologische und ökotoxikologische Effekte durch die Bildung von Nebenprodukten - Auswirkungen auf die Endokrinologie - Auswirkungen auf den BSB - Auswirkung auf den Keimgehalt und die Desinfektionswirkung von Ozon - Machbarkeitsstudie und Kostenschätzung für eine Modellkläranlage
PILOTIX Pilotuntersuchungen zur kombinierten oxidativ-biologischen Behandlung von Klärwerksabläufen für die Entfernung von organischen Spuren- und Wirkstoffen und zur Desinfektion	2005 – 2006 TU Berlin Kompetenzzentrum Wasser Berlin	Halbtechnische Versuchsanlage am Klärwerk Berlin-Ruhleben Ozonanlage mit nachgeschalteter Membrananlage	- Wie kann das Klarwasser charakterisiert werden und wie verändern sich - die organischen Summenparameter bei einer Ozonbehandlung? - Einflussfaktoren auf die Ozonbehandlung (partikuläre Wasserinhaltsstoffe) und Auswirkungen der Ozonierung (biologische Verfügbarkeit, Toxizität von Nebenprodukten) - Kombination von Ozon und H₂O₂ - Gesamtkalkulation und Schätzung der Aufbereitungskosten für den großtechnischen Einsatz des Verfahrens im Klärwerk Ruhleben
Photokatalytischer Abbau von Arzneimittelreststoffen in Problemabwässern mittels UV-Strahlung und Mineralien	2005 – 2007 UMEX Dresden	Labortechnisch 10-Liter-Technikumsanlage	- Entwicklung von Verfahren zur Beseitigung von ökologischen bedenklichen Wirkstoffen aus Abwässern der Produktion von Arzneimitteln - Aufbau und Testung einer 10-Liter-Technikumsanlage zur photokatalytischen Nassoxydation - photokatalytischen Abbau von Arzneimittelreststoffen

Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen durch den Einsatz von Verfahren mit UV-Behandlung“ „Mikrolight - Phase 1“	2011 – 2012 RWTH Aachen	Labormaßstab	- Beurteilung der Leistungsfähigkeit verschiedener erweiterter Oxidationsverfahren (UV-Bestrahlung, Zugabe von Wasserstoffperoxid + UV-Bestrahlung, Ozonierung + UV-Bestrahlung, Ozonierung + Zugabe von Wasserstoffperoxid, Zugabe von Titandioxid + UV-Bestrahlung) - Untersuchung der Verfahren im Labormaßstab auf ihre oxidative Wirkung (Abwasser des Ablaufs der Nachklärung der Kläranlage Essen-Süd) - Untersuchung der AOP-Verfahren auf die Eliminationswirkung bezüglich hygienisch relevanter Keime - Untersuchung zur Bildung von toxischen Produkten (Bromat-Bildung)
Untersuchungen zur Eliminierung ozonrefraktärer Verbindungen im realen Abwasser sowie im Trinkwasser	2006 – 2009 Grontmij Deutsche Projekt Union GmbH	Labormaßstab	Untersuchung des Peroxon- Prozesses (Kombination Ozon/H ₂ O ₂) zur Behandlung von Abwasser
Eliminierung von Spurenstoffen aus Krankenhausabwässern mit Membrantechnik und weitergehenden Behandlungsverfahren - Pilotprojekt Kreiskrankenhaus Waldbröl	2006 – 2009 RWTH Aachen	Halbtechnischer Maßstab	- Untersuchungen zur Elimination pharmazeutischer Spurenstoffe am Kreiskrankenhaus durch Einsatz verschiedener, nachgeschalteter Verfahren (Nanofiltration, Umkehrosmose, Ozonierung und Aktivkohlefiltration) - Vergleichende Bewertung dieser Verfahren hinsichtlich Reinigungsleistung und Wirtschaftlichkeit - Durchführung und Auswertung von standardisierten, ökotoxikologischen Testsystemen und chemisch-physikalische, substanzspezifische sowie wirkungsbezogene Analysemethoden - Untersuchungen zur Implementierung einer weiteren, dem MBR nachgeschalteten Reinigungsstufe in die vorhandene Anlagentechnik
Untersuchungen zum Membransystem als Membranbelebungsverfahren auf der KA Xanten-Vynen der LINEG im technischen Maßstab	2009 RWTH Aachen	Großtechnisch	- wissenschaftlichen Begleitung der Inbetriebnahme der Anlage und der Optimierung der neu entwickelten Membranmodule - Entwicklung eines neuen, auf MBR-Anlagen allgemein übertragbaren Verfahrens zur Bestimmung der Filtrierbarkeit von Belebtschlamm aus MBR-anlagen - Untersuchungen zum Rückhalt von endokrin wirksamen Stoffen und anderer Spurenstoffe in Abhängigkeit von den Prozessbedingungen der MBR-Anlage und im Vergleich zur konventionellen Verfahrenstechniken - Untersuchungen zur Wirtschaftlichkeit: Personalaufwand, Energiebedarf, Automatisierung - Wasser-und Belebtschlammanalyse
Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässergrüte durch Entnahme der organischen Restverschmutzung mittels Aktivkohle	2003 bis 2005 Hochschule Biberach, Institut für GEO und UMWELT	Halbtechnischer Maßstab	- Vergleichende Untersuchung der Leistung der angewandten Verfahrenstechnik hinsichtlich der Entnahme der organischen Restverschmutzung gegenüber einer alleinigen biologischen Behandlung des Abwassers - Optimierung des Verfahrens bis hin zur Anwendungsreife - Wirtschaftliche Betrachtung für einen großtechnischen Ausbau einer Adsorptionsstufe, Umsetzung der Verfahrenstechnik in den technischen Maßstab

„Forschungsprojekt Elimination anthropogener Spurenstoffe“

Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser	2009 - 2009 EAWAG	Halbtechnischer Maßstab	- Untersuchungen und Betrieb von Pilotanlagen oxidativen Verfahren adsorptive Verfahren - Untersuchungen zu Einsatzmöglichkeiten, Leistungsfähigkeit und Wirtschaftlichkeit - Untersuchungen zu Adsorptionskinetik einer PAK-Anlage im SBR-Betrieb - Untersuchungen zum Einfluss des DOC-Gehaltes und zu anderen Einflussgrößen auf die Adsorption - Evaluierung der Verfahrenstechnik - Bau und Betrieb einer 2-strassigen, konventionellen Durchlaufanlage sowie Untersuchungen zur Spurenstoffeliminationsleistung der Anlage ohne Rückführung - Beschreibung der Nährstoffelimination und der Betriebskenngrößen der Pilotkläranlage
Auswirkungen von Pulveraktivkohle auf die Nanofiltration von Kläranlagenablauf	2009 RWTH Aachen	Halbtechnischer Maßstab	- Untersuchungen zur Verfahrenskombinationen aus Pulveraktivkohleadsorption und nachgeschaltetem Membranverfahren - Untersuchungen zur mechanischen Wirkung von Pulveraktivkohle auf im Cross-flow betriebene Membranverfahren am Beispiel der Aufbereitung von Kläranlagenablauf (KA Aachen-Soers) mit Pulveraktivkohle und Nanofiltration - Versuche zur Adsorption von Fouling verursachenden Substanzen - Kostenschätzung des PAK-NF-Prozess

15.4 Angaben zu den Kosten einer vierte Reinigungsstufe nach Bolle et al. (2011)

Angaben zu den Kosten einer nachgeschalteten Ozonung

Quelle	Beschreibung	O ₃ -Dosis [g/m³]	Einwohnerwerte [E]; mittlere Abwassermenge [m³/d]	Kosten	evtl. Bemerkungen zu den Kosten
TERNES UND JOSS 2006, TERNES ET AL. 2004	Abschätzungen	2 bis 5 bei DOC ₀ < 8 g/m³; 5 bis 10 bei DOC ₀ < 23 g/m³	k. A.	0,01-0,04 €/m³	Investitions- und Betriebskosten
IVASHECHKIN 2006	Bemessung einer Ozonung für 5.000 E, 25.000 E und 100.000 E	15	5.000 / 25.000 / 100.000 E; 1.450 / 7.240 / 28.960 m³/d	0,11 / 0,05 / 0,04 €/m³	Einsatz von technischem Sauerstoff, Strompreis 0,08 €/kWh, Kosten ohne Zwischenfilter und Pumpwerk
FAHLENKAMP ET AL. 2008	Kostenermittlung für Modellkläranlagen	8,4	50.000 / 100.000 / 1.000.000 E; 17.397 / 34.974 / 235.616 m³/d	0,06-0,04 €/m³	keine Nachbehandlung, keine Berücksichtigung von eventueller Reduktion der Abwasserabgabe, Strompreis: 0,10 €/kWh
PINNEKAMP UND MERKEL 2008	Modellierung einer Kläranlage mittels Erfahrungswerten, Ozonung	5-10	100.000 E; 30.137 m³/d	0,055 €/m³	Berechnung aus Jahreskosten, Förderung 70 % vom Invest, Strompreis von 0,13 €/kWh, keine nachgeschaltete Behandlung
PINNEKAMP UND MERKEL 2008	Modellierung einer Kläranlage mittels Erfahrungswerten, Ozonung + Aktivkohlefiltration	5-10	100.000 E; 30.137 m³/d	0,18 €/m³	Berechnung aus Jahreskosten, Förderung 70 % vom Invest, Strompreis von 0,13 €/kWh, nachgeschaltete Aktivkohlefiltration
BAHR ET AL. 2007	Berechnung der Kosten für den großtechnischen Einsatz im Klärwerk Ruhleben mit Erfahrungen aus den Pilotversuchen	6 / 12	k. A. zu E; 200.000 m³/d	0,013 €/m³, 0,023 €/m³	Strompreis von 0,07 €/kWh (industrielle Großkunden)

Quelle	Beschreibung	O ₃ -Dosis [g/m³]	Einwohnerwerte [E]; mittlere Abwassermenge [m³/d]	Kosten	evtl. Bemerkungen zu den Kosten
SCHUMACHER 2006	Betrachtung der Kläranlage Berlin-Ruhleben	6 / 12 / 24	k. A.	0,007-0,009 €/m³ (bei 6 g/m³), 0,014-0,018 €/m³ (12 g/m³), 0,032-0,0041 €/m³ (24 g/m³)	Betriebskosten, Strompreis 0,06-0,08 €/kWh
STOWA 2009	Ozonung von filtriertem Abwasser	2,5 / 5 / 10 / 15	20.000/100.000 E 4.000/20.000 m³/d für Kostenermittlung	0,10 €/m³ bei 20.000 E, 0,06 €/m³ bei 100.000 E (Kostenermittlung)	Strompreis: 0,13 €/kWh, angesetzter Energiebedarf: 0,1-0,2 kWh/m³
EAWAG 2009	großtechnische Pilotanlage Regensdorf zur Ozonung, bestehende Sandfiltration	3	30.500 E 8.500 m³/d	0,06 €/m³	Berechnete Kosten ohne nachgeschaltete Behandlung, Stromkosten etwa 0,07 €/kWh
ABEGGLEN ET AL. 2009A, 2009B	Dimensionierung von 6 Kläranlagen mit weitergehender Behandlung	5 und 10	14.400 und 590.000 E 7.863 und 212.192 m³/d	ohne Filtration: 0,11-0,14 €/m³ (14.400 E), 0,03-0,05 €/m³ (590.000 E)	Kostenberechnungen für Behandlungsstufe und nötige weitere Verfahrensschritte sowie Zwischenhebwerke, Annahme von "tiefer" und "hoher" Dosierung
ABEGGLEN ET AL. 2009A, 2009B	Dimensionierung von 6 Kläranlagen mit weitergehender Behandlung	5 und 10	14.400 und 590.000 E 7863 und 212.192 m³/d	mit Filtration: 0,24-0,27 €/m³ (14.400 E), 0,07-0,08 €/m³ (590.000 E)	Kostenberechnungen für Behandlungsstufe und nötige weitere Verfahrensschritte sowie Zwischenhebwerke, Annahme von "tiefer" und "hoher" Dosierung

„Forschungsprojekt Elimination anthropogener Spurenstoffe“

Angaben zu den Kosten einer nachgeschalteten Aktivkohlefiltration mit granulierter Aktivkohle

Quelle	Beschreibung	GAK-Dosis [g/m³]	Einwohnerwerte [E]; mittlere Abwasser- menge [m³/d]	Kosten	evtl. Bemerkung zu den Kosten
TERNES UND JOSS 2006	Abschätzungen	80-670 aufgrund von aus Trinkwasser- bereich abgeleiteten Schätzungen		0,09-1 €/m³ aufgrund von aus Trinkwasserbereich abgeleiteten Schätzungen	1-1,5 €/kg Aktivkohle bei Trinkwasseraufbereitung, Kosten für Regeneration und Austausch vergleichbar, geringe Investitionskosten für die Filtration
FAHLENKAMP ET AL. 2008	Kostenermittlung für Modell- kläranlagen	k. A.	50.000 / 100.000 / 1.000.000 E 17.397 / 34.974 / 235.616 m³/d	0,005 (50.000 E), 0,004 (100.000 E), 0,002 (1.000.000 E) für Hebewerk zum Sandfilter; 0,010 (50.000 E), 0,008 (100.000 E), 0,008 (1.000.000 E) für Sandfilter; 0,168 (50.000 E), 0,149 (100.000 E), 0,101 (1.000.000 E) für Aktivkohlefilter Gesamt: 0,18 €/m³ (50.000 E), 0,16 €/m³ (100.000 E), 0,11 €/m³ (1.000.000 E)	30 €/m³ Aktivkohle Wasserkosten aus Rück- spülung, hohe Investitions- kosten für Sandfilter, Kosten für Aktivkohle (1,22 €/kg für 50.000 E, 1,15 €/kg 100.000 E, 0,92 €/kg für 1.000.000 E inkl. Transport und nicht vermeidbarer Verlust bei Reaktivierung
IVASHECHKIN 2006	Bemessung einer nachge- schalteten GAK-Filtration für 5.000 E, 25.000 E und 100.000 E	berechnet, etwa 10	5.000 / 25.000 / 100.000 E; 1.450 / 7.240 / 28.960 m³/d	0,02 €/m³ (5.000 E) und 0,01 €/m³ (25.000 und 100.000 E) für eventuell vorzuschaltendes Pumpwerk; 0,26 €/m³ (5000 E), 0,21 €/m³ (25.000 E) und 0,17 €/m³ (100.000 E) für Aktivkohle- filtration	3 €/kg Aktivkohle, 1 €/kg für Reaktivierung, Strompreis 0,08 €/kWh, Kosten ohne Zwischenfilter

Quelle	Beschreibung	GAK-Dosis [g/m³]	Einwohnerwerte [E]; mittlere Abwasser- menge [m³/d]	Kosten	evtl. Bemerkung zu den Kosten
PINNEKAMP UND MERKEL 2008	Modellierung einer Kläranlage mittels Erfahrungswerten, Mikrosiebung und Aktivkohlefiltration	30	100.000 E 30.137 m³/d	0,16 €/m³	Berechnung aus Jahreskosten, 1,2 €/kg Aktivkohle, Förderung 70% vom Invest, Strompreis von 0,13 €/kWh, Regeneration kann nicht vorausgesagt werden
PINNEKAMP UND MERKEL 2008	Modellierung einer Kläranlage mittels Erfahrungswerten, Sandfilter und Aktivkohle- filtration	20	100.000 E 30.137 m³/d	0,15 €/m³	Berechnung aus Jahreskosten, 1,2 €/kg Aktivkohle, Förderung 70% vom Invest, Strompreis von 0,13 €/kWh, Regeneration kann nicht vorausgesagt werden
PINNEKAMP UND MERKEL 2008	Modellierung einer Kläranlage mittels Erfahrungswerten, Mikrosiebung, Ultrafiltration und Aktivkohlefiltration	20	100.000 E 30.137 m³/d	0,32 €/m³	Berechnung aus Jahreskosten, 1,2 €/kg Aktivkohle, Förderung 70% vom Invest, Strompreis von 0,13 €/kWh, Regeneration kann nicht vorausgesagt werden
STOWA 2009	Aktivkohlefiltration von filtriertem Abwasser	18	20.000 bzw. 100.000 E; 4000 bzw. 20.000 m³/d für Kostenermittlung	0,17 €/m³ bei 20.000 E 0,13 €/m³ bei 100.000 E	Strompreis: 0,13 €/kWh
STOWA 2010	Vier Demonstrationsanlagen mit Aktivkohlefiltration im Anschluss an die Nachklärung	25 bei 10.000 Bettvolumen	20.000 bzw. 100.000 E; 4.000 bzw. 20.000 m³/d für Kostenermittlung	0,19 €/m³ für 20.000 E; 0,10 €/m³ für 100.000 E	Aussage, dass keine vorgeschaltete Filtration nötig sei, Aktivkohlefiltration hier direkt nach Nachklärung, Strompreis 0,12 €/kWh, Annahme: 10.000 Bettvolumen, Standzeit 200 d, regenerierte Kohle

„Forschungsprojekt Elimination anthropogener Spurenstoffe“

Angaben zu den Kosten einer nachgeschalteten Pulveraktivkohleadsorption

Quelle	Beschreibung	PAK-Dosis [g/m³]	Einwohnerwerte [E]; mittlere Abwassermenge [m³/d]	Kosten	evtl. Bemerkung zu den Kosten
EILERS 2001	NF + Adsorption an Pulverkohle zur Reinigung von Deponiesickerwasser				Ca. 1500 €/Mg PAK
NEPTUNE 2010	Berechnungen für 100.000 E	20		0,04 €/m³	keine Berücksichtigung von Filtration, aber von Absetzbecken
METZGER 2010				0,02-0,025 €/m³ Betriebskosten, 0,05-0,07 €/m³ Jahreskosten	Produkt- und Lieferkosten für PAK: 1,10 - 1,50 €/kg (netto) (jährliche Bestellmenge: 100 Mg) ; keine Berücksichtigung der Bau- und Betriebskosten der Filteranlage sowie einer möglichen Einsparung der Abgabe für CSB
ABEGGLEN ET AL. 2009A, 2009B	Dimensionierung von 6 Kläranlagen mit weitergehender Behandlung	10-20	14.400 und 590.000 E 7.863 und 212.192 m³/d	ohne Filtration: 0,19-0,23 €/m³ (14.400 E), 0,08-0,11 €/m³ (590.000 E)	Kostenberechnungen für Behandlungsstufe und notwendige weitere Verfahrensschritte, sowie Zwischenhebwerke, Annahme von "tiefer" und "hoher" Dosierung
ABEGGLEN ET AL. 2009A, 2009B	Dimensionierung von 6 Kläranlagen mit weitergehender Behandlung	10-20	14.400 und 590.000 E 7.863 und 212.192 m³/d	mit Filtration: 0,32-0,35 €/m³ (14.400 E), 0,11-0,15 €/m³ (590.000 E)	Kostenberechnungen für Behandlungsstufe und notwendige weitere Verfahrensschritte, sowie Zwischenhebwerke, Annahme von "tiefer" und "hoher" Dosierung
HERBST UND ANTE 2010, HILLER 2010	größtechnische Umsetzung einer nachgeschalteten Adsorption an PAK auf dem Klärwerk Steinhäule	5-20	400.000 E	0,08 €/m³	Bemessungsgrößen
HERBST UND ANTE 2010, ALT UND MAURITZ 2009	Teilstrombehandlung mit Pulveraktivkohle des Klärwerks Mannheim	5-20, im Mittel 10	750.000 E (Teilstrombehandlung 145.000 E; 6.000.000 m³/a)	0,027 €/m³ Betriebskosten; 0,051 €/m³ Jahreskosten	Kostenermittlung
RÖLLE UND SCHIRMEISTER 2010	PAK-Adsorption auf KA Kressbronn-Langenargen		30.000 E; 6.575 m³/d	0,08 €/m³	Jahreskosten bei Zugabe von 10 g/m³ PAK, Flockungsfilter vorhanden, Bemessungsgrößen
RÖLLE UND SCHIRMEISTER 2010	PAK-Adsorption auf KA Stockacher Ach		24.000/48.000 E; 13.000 m³/d	0,07 €/m³	Jahreskosten bei Zugabe von 10 g/m³ PAK, Bemessungsgrößen
RÖLLE UND SCHIRMEISTER 2010	PAK-Adsorption auf KA Böblingen-Sindelfingen		250.000 E, 44.000 m³/d	0,04 €/m³	Bemessungsgrößen

Angaben zu den Kosten bei einer nachgeschalteten Nanofiltration/Umkkehrosmose

Quelle	Beschreibung	Einwohnerwerte [E]; mittlere Abwassermenge [m³/d]	Kosten	evtl. Bemerkung zu den Kosten
EILERS 2001	Nanofiltration zur Reinigung von Deponiesickerwasser			Kosten für Verbrennung des Konzentrats: 150-250 €/Mg
TERNES UND JOSS 2006	Annahmen zur Abwasserbehandlung mit NF oder RO		weit unter 0,4 €/m³ (Wert aus Meeresswasserentsalzung)	Annahme, ohne Kosten für Konzentratentsorgung
ABEGGLEN ET AL. 2009B	Schätzung		hohe Kosten	bedingt durch hohen Energiebedarf und Konzentratentsorgung
IVASHECHKIN 2006	Bemessung einer NF/RO für 5.000 E, 25.000 E und 100.000 E	5.000 / 25.000 / 100.000 E; 1.450 / 7.240 / 28.960 m³/d	0,34 / 0,24 / 0,20 €/m³ für NF 0,37 / 0,27 / 0,23 €/m³ für RO	keine Berücksichtigung von Konzentratentsorgung Strompreis 0,08 €/kWh, Kosten ohne eventuelle Vorbehandlung
PINNEKAMP ET AL. 2009	Modellierung für NF von Krankenhausabwasser	rund 110 m³/a	19,71 €/m³	inklusive Behandlungskosten von 200 €/Mg Permeat

„Forschungsprojekt Elimination anthropogener Spurenstoffe“

Vorläufige Daten zu den Investitionskosten der Ozonungsanlagen ohne Filter aus NRW und der Schweiz (Nettokosten) [nach TÜRK ET AL.,]

		NRW				Schweiz					
		Vierlinden	Bad Sassendorf	Schwerte	Waldbröl (Krankenhaus)	Untersee	Aadorf	Furt	Au	Luzern	Wertholzli
Einwohnerwert		30.000	13.000	50.000	10.200	5.600	14.400	29.500	66.000	225.000	590.000
PAK-Dosis [g/m³]				10-20							
Ozon-Dosis [g/m³]		6	2,4	5-10	16	5	5	5	5	5	5
Bautechnik	[€]	505.606	335.084	441.000	380.667	211.200	431.640	529.980	722.040	1.062.600	2.106.060
Maschinentechnik	[€]	493.177	275.187	758.000	792.214	419.100	485.100	594.000	729.300	1.590.600	2.191.200
EMSR-Technik	[€]	360.777	126.789	232.000	225.494	109.560	279.840	389.400	709.500	1.173.480	1.089.000
Sonstiges	[€]	85.030				265.980	466.620	540.540	735.900	1.288.320	1.793.88
Optionen	[€]	25.068				16.500	66.000	59.400	79.200	158.400	118.800
Nebenkosten	[€]				233.919						
Gesamt	[€]	1.469.658	737.060	1.431.000	1.632.294	1.022.340	1.729.200	2.113.320	2.975.940	5.273.400	7.298.940