



Zentralkläranlage Detmold  
Einsatz von Aktivkohle/  
Alternative Verfahrenstechniken

Vorplanung

Erläuterungsbericht

Düsseldorf, August 2012

**Hydro**  **Ingenieure**

**Auftraggeber:**

Stadt Detmold  
Rosental 21  
Postfach 32754  
32754 Detmold

---

Stadt Detmold: Tobias Rasche

**Aufgestellt durch:**

Hydro-Ingenieure Planungsgesellschaft für Siedlungswasserwirtschaft mbH  
Beratende Ingenieure  
Stockkampstraße 10  
40477 Düsseldorf  
  
Düsseldorf, 14.08.2012  
4088\_00 /KA/Ku/CP

---

Projektleiter: Dipl.-Ing. Klaus Alt

Projektingenieur: Dipl.-Ing. Silke Kuhlmann

## INHALTSVERZEICHNIS

1	EINLEITUNG	1
1.1	Veranlassung	1
1.2	Projektkurzbeschreibung	2
1.3	Aufgabenstellung	2
2	KURZBESCHREIBUNG DER BESTEHENDEN KLÄRANLAGE	3
3	STAND DER FORSCHUNG ZUM THEMA SPURENSTOFFE IM ABWASSER UND TRINKWASSER	6
3.1	Allgemeines	6
3.2	Physikalisch-chemische Stoffeigenschaften	7
3.3	Grundlagen der Aktivkohleadsorption	9
3.3.1	Grundbegriffe, Funktionsprinzip und Bemessungsparameter	9
3.3.2	Charakterisierung des Adsorptionsverhaltens	11
3.4	Grundlagen der Behandlung mit Ozon	13
3.4.1	Grundbegriffe und Funktionsprinzip	13
3.4.2	Grundlagen der chemischen Oxidation	14
3.4.3	Verfahrenstechnik und Apparative Ausführung der Ozonierung	16
3.5	Aktuelle Projekte bzw. Forschungsvorhaben	17
3.5.1	Überblick Aktivkohle	17
3.5.2	Einzelne Projektbeispiele Aktivkohle	18
3.5.3	Überblick Ozonierung	24
4	KURZBESCHREIBUNG DER LÖSUNGSMÖGLICHKEITEN	27
4.1	Allgemeines	27
4.2	Pulveraktivkohle	27
4.3	Granulierte Aktivkohle	27
4.4	Ozonierung	28
5	PLANUNGS- UND BEMESSUNGSGRUNDLAGEN	29
5.1	Planungsgrundlagen	29
5.2	Hydraulische Bemessungsgröße	29
6	PLANUNGSKONZEPTE ZUR SPURENSTOFFELIMINATION	31
6.1	Lösungsvariante 1: Pulveraktivkohle mit Kontakt- und Absetzbecken	31
6.2	Lösungsvariante 2: Granulierte Aktivkohle in nachgeschalteten Druckkesseln (1-stufig)	33
6.3	Lösungsvariante 3: Ozonung	37
6.4	Hydraulik	40
7	KOSTENSCHÄTZUNG	41
7.1	Investitionskosten	41
7.2	Betriebskosten	42
7.3	Jahreskosten	44
7.4	Sensitivitätsanalyse	45

8	BEWERTUNG DER PLANUNGSKONZEPTE	48
9	WEITERE WISSENSCHAFTLICHE FRAGESTELLUNGEN	52
10	ZUSAMMENFASSUNG	52

## ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1: ZKA Detmold Nachklärung (links)	1
Abbildung 2: ZKA Detmold Filteranlage (rechts)	1
Abbildung 3: Abgedeckte Belebungsbecken der Kläranlage Detmold	3
Abbildung 4: Zulaufgerinne Flockungsfiltration Kläranlage Detmold (links)	4
Abbildung 5: Methanolstation der Kläranlage Detmold (rechts)	4
Abbildung 6: Spülpumpen Flockungsfiltration Kläranlage Detmold (links)	5
Abbildung 7: Filtergalerie Flockungsfiltration Kläranlage Detmold (rechts)	5
Abbildung 8: Konzentrationen ausgewählter Mikroverunreinigungen (BEIER 2010)	6
Abbildung 9: Aktivkohlestruktur (BRENDDEL 1997, verändert nach MARCUS 2005)	9
Abbildung 10: Transportmechanismen bei der Aktivkohleadsorption (SONTHEIMER 1985)	12
Abbildung 11: Beladungsprofil Aktivkohlefilter (SONTHEIMER 1985, verändert)	13
Abbildung 12: Reaktionsmechanismen	15
Abbildung 13: Ozonisierung mit Teilstrom-Injektor-Prinzip	17
Abbildung 14: Activated carbon adsorbers: view of granular activated carbon contactors operated in parallel, used for the treatment of filtered secondary effluent (zitiert in Metcalf & Eddy, 4. Edition, Seite 1151)	19
Abbildung 15: Großbritannien – Kläranlage Swindon, Einsatz von granulierter Aktivkohle	20
Abbildung 16: Einsatz von Pulveraktivkohle – Mannheimer Verfahren	21
Abbildung 17: Anwendung der Pulveraktivkohle - Versuche auf der Kläranlage Kloten – Schweiz / Luftbild	21
Abbildung 18: Verbandsklärwerk Obere Lutter – Füllung der Filterzelle mit granulierter Aktivkohle	22
Abbildung 19: Mittlere Eliminationsraten mit GAK, kont. KA (10 m/h)	23
Abbildung 20: Ozonisierung von gereinigtem Abwasser	24
Abbildung 21: Eliminationsleistung der Ozonisierung (ABEGGLEN ET AL. 2009)	25

Abbildung 22: Auswertung Anteil der behandelten Abwassermenge an der Jahresschmutzwassermenge Kläranlage Detmold 2010 bis 2011	30
Abbildung 23: Auswertung Zulaufmengen Kläranlage Detmold 2010 bis 2011	30
Abbildung 24: Schema Lösungsvariante 1 – Pulveraktivkohle mit Kontakt- und Absetzbecken	31
Abbildung 25: Ausschnitt Lageplan Lösungsvariante 1 - Pulveraktivkohle mit Kontakt- und Absetzbecken	32
Abbildung 26: Schema Lösungsvariante 2 – GAK – Nachgeschaltete Druckkessel (1-stufig)	34
Abbildung 27: Ausschnitt Lageplan Lösungsvariante 2 – GAK – Nachgeschaltete Druckkessel (1-stufig)	34
Abbildung 28: Ausschnitt Lageplan Lösungsvariante 3 - Ozonung	39

## TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1: Kläranlage Detmold, 2010-2011	29
Tabelle 2: Investitionskosten der Varianten 1 bis 3	41
Tabelle 3: Betriebskosten in €/a der Varianten 1 bis 3	43
Tabelle 4: Jahreskosten in €/a der Varianten 1 bis 3	45
Tabelle 5: Bewertungsmatrix	49

## **ANLAGENVERZEICHNIS**

### **ANLAGE 1: AKTENNOTIZEN**

Anlage 1.1	Besprechungsvermerk, 1. Projektgespräch, 28.09.2011
Anlage 1.2	Besprechungsvermerk, 2. Projektgespräch, 15.12.2011
Anlage 1.3	Besprechungsvermerk, 3. Projektgespräch, 18.06.2012

### **ANLAGE 2: PLANUNGSGRUNDLAGEN**

Anlage 2.1	Wassermengen
Anlage 2.2	Konzentrationen

### **ANLAGE 3: KLÄRTECHNISCHE BERECHNUNGEN**

### **ANLAGE 4: KOSTENSCHÄTZUNG**

## PLANVERZEICHNIS

4088_00_002	Lageplan Variante 1: PAK-Anlage	M 1:250
4088_00_003	Lageplan Variante 2: GAK-Anlage	M 1:250
4088_00_004	Lageplan Variante 3: Ozon-Anlage	M 1:250
4088_00_010	Verfahrensschema Variante 1: Pulveraktivkohle mit Kontakt- und Absetzbecken	o.M.
4088_00_011	Verfahrensschema Variante 2: GAK – Nachgeschaltete Druckkessel (1-stufig)	o.M.
4088-00:012	Verfahrensschema Variante 3: Ozonanlage	o.M.

## LITERATUR- UND QUELLENVERZEICHNIS

### Plangrundlagen und projektbezogene Unterlagen:

- [1] Digitale Auszüge Betriebstagebücher (Tageswassermengen, 2h-Wassermengen, Spülwassermengen, Niederschlag, CSB-, N- und P-Konzentrationen), 1.10.2009-12.9.2009
- [2] Gesamtlageplan, LPGES500, Planungsbüro Dr. Knollmann, 12.8.1998
- [3] Lageplan aus Mapinfo, übergeben 26.9.2011
- [4] Erlaubnisbescheid 2009, Bezirksregierung Detmold, 14.12.2010
- [5] Stromverbrauch und Stromkosten 2010, Tabelle Dowzanski
- [6] Nachklärbecken 1 Draufsicht und Schnitte, Planungsbüro Dr. Knollmann, 1995
- [7] Nachklärbecken 1 Mittelbauwerk, Planungsbüro Dr. Knollmann, 1996
- [8] Filtration, Werkplanung Fa. CT Umwelttechnik, Grundrisse, Schnitte, R+I-Schemata
- [9] Filtration, Werkplanung Fa. CT Umwelttechnik, Auszug Dokumentation

### Technische Regelwerke, Normen und gesetzliche Bestimmungen:

- [10] Abwasserabgabengesetz, BGBl. I S. 2585, 18.01.2005, Stand 31.07.2009

### Veröffentlichungen und Fachliteratur:

- [11] ABEGGLEN, C.; ESCHER, B.; HOLLENDER, J.; KOEPKE, S.; ORT, C.; PETER, A.; SIEGRIST, H.; VON GUNTEN, U.; ZIMMERMANN, S.; KOCH, M.; NIEDERHAUSER, P.; SCHÄRER, M.; BRAUN, C.; GÄLLI, R.; JUNGHANS, M.; BROCKER, S.; MOSER, R.; RENSCH, D. (2009): Ozonung von gereinigtem Abwasser. Schlussbericht Pilotversuch Regensdorf, Dübendorf, Schweiz.

- [12] BEIER (2010): Elimination von Arzneimitteln aus Krankenhausabwasser. In: Pinnekamp, J. (Hrsg.): Schriftenreihe Gewässerschutz – Wasser – Abwasser, Band 222, Aachen.
- [13] BLAC (2003): Bund/Länderausschuss für Chemikaliensicherheit. Arzneimittel in der Umwelt – Auswertung der Untersuchungsergebnisse. Bericht an die 61. Umweltministerkonferenz (UMK) am 19./20. November 2003, Hamburg.
- [14] BOLLER, M. (2007): Activated carbon adsorption. Process Engineering II – Description and design of physical, chemical and biological processes and process combinations in drinking and wastewater, Zürich, Schweiz.
- [15] CORNEL P. (2010): Eignung von Aktivkohle zur Abwasserbehandlung, in „Aktivkohle in der Abwasserreinigung – Vom Versuch zum technischen Maßstab“ Tagungsband Symposium Aktivkohle, 23./24.06.2010.
- [16] EAWAG (2010): Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser, Abschlussbericht, September 2010.
- [17] EILERS, L. (2001): Verfahrenskombination von Nanofiltration und Adsorption an Pulverkohle zur kontinuierlichen Abwasserreinigung. Dissertation. RWTH Aachen, Aachen.
- [18] ELTNER, A. (1998): Behandlung hoch belasteter Abwässer durch Aktivkohleadsorption und Aktivkohle / Nanofiltration – Verfahrensvergleich und Bewertung. Dissertation. RWTH Aachen, Aachen.
- [19] FENT, K. (2007): Ökotoxikologie. Georg Thieme Verlag, 3. Auflage, Stuttgart, ISBN: 978-3-13-109993-8.
- [20] HAIST-GULDE (2010): Pulveraktivkohlesorten – Qualitätskriterien und Produktauswahl, in „Aktivkohle in der Abwasserreinigung – Vom Versuch zum technischen Maßstab“ Tagungsband Symposium Aktivkohle, 23./24.06.2010.
- [21] HAUER, A. (2002): Beurteilung fester Adsorbentien in offenen Sorptionssystemen für energetische Anwendungen. Dissertation. Technische Universität Berlin, Berlin.
- [22] HEBERER, T. (2002): Occurrence, fate and removal of pharmaceutical residues in the aquatic environment: a review of recent research data. Toxicology Letters 131: 5–17.

- [23] JOSS, A.; ZABCZYNSKI, S.; GÖBEL, A.; HOFFMANN, B.; LÖFFLER, D.; MCARDELL, C. S.; TERNES, T. A.; THOMSEN, A.; SIEGRIST, H. (2006): Biological degradation of pharmaceuticals in municipal wastewater treatment: Proposing a classification scheme. *Water Research* 40: 1686–1696.
- [24] LANUV (Hrsg.) (2007): Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW. Eintrag von Arzneimitteln und deren Verhalten und Verbleib in der Umwelt – Literaturstudie. LANUV-Fachbericht 2, Recklinghausen.
- [25] LI, Q.; SNOEYINK, V.L.; MARINAS, B.J.; CAMPOS, D. (2003): Pore blockage effect of NOM on atrazine adsorption kinetics of PAC: the roles of PAC pore size distribution and NOM molecular weight. *Water Research*, 37, 4863-4872.
- [26] MARCUS, P. (2005): Entwicklung und Validierung eines Labor-Schnelltests zur Beurteilung der Adsorbierbarkeit von organischen Einzelstoffen an Aktivkohle. Dissertation. Technische Universität Dresden, Dresden.
- [27] MEYER H. (2008): Abwasserreinigung – Qua vadis?, in *GWf Wasser, Abwasser* 149 (2008) Nr. 4, 2008.
- [28] MUNLV (2004): Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landeswirtschaft und Verbraucherschutz NRW. Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen. Abschlussbericht. ISBN 3-9808617-6-7.
- [29] NÖTHE, T. (2009): Zur Ozonung von Spurenstoffen in mechanisch-biologisch gereinigten Abwässern. Dissertation, Technische Universität Dortmund, Dortmund.
- [30] PINNEKAMP, J.; KROISS, H. (2009): Zusammenfassender Bericht zum Thema „Mikroschadstoffe in der aquatischen Umwelt“. Vortrag im Rahmen der 42. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, 18.-20.03.2009, Aachen.
- [31] PINNEKAMP et al.(2010): Elimination von Mikroschadstoffen – Stand der Wissenschaft, , in Tagungsband 43. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, 17. – 19.03.2010.
- [32] PÖPEL, H. J.; SCHMIDT-BREGAS, M.; WAGNER, M. (1988): Aktivkohleanwendung in der Abwasserreinigung I. KA – Korrespondenz *Abwasser* 03 (35): 247–255.

- [33] RÖLLE, SCHIRMEISTER (2010): Vorstellung aktueller Projekte zum Ausbau von kommunalen Klärwerken mit eine Adsorptionsstufe, , in „Aktivkohle in der Abwasserreinigung – Vom Versuch zum technischen Maßstab“ Tagungsband Symposium Aktivkohle, 23./24.06.2010.
- [34] SCHRADER, C. (2007): Membrantechnik, Ozonung und Aktivkohle zur Entfernung von Spurenstoffen aus kommunalem Abwasser. In: Arzneimittel und Industriechemikalien – ein Abwasserproblem. 25. Bochumer Workshop. Band 54. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft Bochum.
- [35] SCHULTE-OEHLMANN, U.; OEHLMANN, J.; PÜTTMANN, W. (2007): Humanpharmakawirkstoffe in der Umwelt – Einträge, Vorkommen und der Versuch einer Bestandsaufnahme. Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung 19 (3): 168–179.
- [36] SCHUMACHER, J. (2006): Ozonung zur weitergehenden Aufbereitung kommunaler Kläranlagenabläufe. Dissertation. Technische Universität Berlin, Berlin.
- [37] SCHWARZENBACH, R. P.; GSCHWEND, P.; IMBODEN, D. M. (2003): Environmental organic chemistry. John Wiley & Sons, Hoboken, New Jersey. 2. Auflage, ISBN: 0-471-35750-2.
- [38] SONTHEIMER, H.; FRICK, B.R.; FETTIG, J.; HÖRNER, G.; HUBELE, C.; ZIMMER, G. (1985): Adsorptionsverfahren zur Wasserreinigung. DGWW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe, Karlsruhe.
- [39] TERNES, T. A.; HIRSCH, R. W. (2000): Occurrence and Behaviour of X-ray contrast media in sewage facilities and the aquatic environment. Environmental Science & Technology 34 (13): 2741–2748.
- [40] UNIVERSITÄT DORTMUND (2008): Einleitung und Elimination gefährlicher Stoffe in kommunalen Kläranlagen in Nordrhein-Westfalen, Phase III, Abschlussbericht, Kurzfassung, 27.03.2008.
- [41] VON GUNTEN, U. (2003): Ozonation of drinking water: Part II. Disinfection and by-product formation. Water Research 37 (7): 1469–1487.
- [42] WICK, A.; FINK, G.; JOSS, A.; SIEGRIST, H.; TERNES, T. A. (2009): Fate of beta blockers and psycho-active drugs in conventional wastewater treatment. Water Research 43: 1060–1074.

- [43] NAHRSTEDT/BURBAUM/ALT/BARNSCHEIDT, „Spurenstoffelimination mit granulierter Aktivkohle auf dem Klärwerk Obere-Lutter“ (Bielefeld/Gütersloh), Vortrag auf der 45. Essener Tagung 2012, 16. März 2012
- [44] BORNEMANN, „Einsatz von Pulveraktivkohle in vorhandenen Flockungfiltrationsanlagen am Beispiel der Kläranlage Buchenhofen, Vortrag auf der 45. Essener Tagung 2012, 16. März 2012

## 1 EINLEITUNG

### 1.1 Veranlassung

Die Stadt Detmold betreibt die Zentralkläranlage Detmold mit einer Ausbaugröße von 135.000 EW. Die Abwasserreinigung erfolgt in einer mechanisch-biologischen Reinigungsstufe (Belebung als Kaskade, 4-straßige Nachklärung) mit anschließender Flockungsfiltration.



Abbildung 1: ZKA Detmold Nachklärung



Abbildung 2: ZKA Detmold Filteranlage

Die Hydro-Ingenieure GmbH wurde am 21.09.2011 beauftragt, eine Machbarkeitsstudie zur Spurenstoffelimination mit Variantenuntersuchung zu erbringen.

## 1.2 Projektkurzbeschreibung

Zur Spurenstoffelimination können eine Reihe von Verfahrenstechniken zum Einsatz kommen. Gemäß Angebot der Hydro-Ingenieure GmbH vom 18.3.2011 und Abstimmung am 22.9.2011 sollen folgende Alternativen untersucht werden:

- Einsatz von pulverisierter Aktivkohle im Ablauf der Nachklärung (analog zur Verfahrenstechnik in Mannheim)
- Neubau einer GAK-Stufe (granulierte Aktivkohle) im Anschluss an die Flokkungsfiltrationsanlage
- Ozonbehandlung des Abwassers

Ziel der Vorplanung ist die Bewertung der unterschiedlichen Lösungskonzepte im Hinblick auf die technische Machbarkeit, ihrer Wirtschaftlichkeit sowie eine Bewertung der Vor- und Nachteile einschließlich der nicht-monetären Aspekte. Hierdurch wird eine Entscheidungsgrundlage geschaffen, 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.

## 1.3 Aufgabenstellung

Die Aufgabenstellung für die vorliegende Vorplanung besteht im Einzelnen aus:

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

## 2 KURZBESCHREIBUNG DER BESTEHENDEN KLÄRANLAGE

Die Zentralkläranlage Detmold liegt im westlich des Stadtzentrums liegenden Industriegebiet an der Wittekindstraße. Sie ist auf 135.000 EW ausgelegt. Der Ablauf der Kläranlage fließt in die Werre.

Die Zentralkläranlage Detmold besteht aus einer mechanischen und biologischen Reinigungsstufe sowie einer Flockungsfiltration zur Phosphorelimination. Die mechanische Reinigungsstufe umfasst eine Rechenanlage, einen 2-straßigen Sandfang sowie ein rundes Vorklärbecken. Die Regenwasserbehandlung ist mittels Durchlaufbecken unmittelbar neben der Vorklärung angeordnet.

Das Belebungsbecken (siehe Abbildung 3) ist als 4-straßige, vorgeschaltete Denitrifikation in 2 Kaskaden mit einer vorgeschalteten, biologischen Phosphoreliminationsstufe ausgebildet. Die Belebungsbecken werden über ein Zwischenpumpwerk beschickt und liegen geodätisch nördlich vom Kläranlagenbereich auf deutlich höherem Geländeneiveau. Das Volumen der Belebungsbecken beträgt etwa 15.000 m<sup>3</sup>.



Abbildung 3: Abgedeckte Belebungsbecken der Kläranlage Detmold

Das Abwasserschlammgemisch fließt 4 runden Nachklärbecken zu, in dem sich der Belebtschlamm sowie der Schlamm aus der Fällung absetzen. Über ein Rücklaufschlammumpwerk, das baulich im Zwischenpumpwerk angeordnet ist, wird der Rücklaufschlamm der biologischen Stufe zurückgeführt. Der Überschussschlamm wird separat in Richtung Schlammbehandlung gepumpt. Der Ablauf der 4 Nachklärbecken fließt zur Flockungsfiltration (siehe Abbildung 4). Die Filtrationsanlage besteht aus insgesamt 12 Filtrationszellen mit einer Oberfläche von je 20 m<sup>2</sup>. Das geklärte Abwasser aus den Nachklärbecken fließt der Filtrationsanlage im Freispiegel zu. Direkt in die Zulaufkammer wird Flockungsmittel (Eisen-III-Chlorid) zudosiert. Über das Rohwassergerinne wird den Filterzulaufschächten das Wasser zugeführt. Die Filter selbst werden von oben nach unten durchflossen und haben eine Filterbetthöhe von 2,0 m. Das gefilterte Wasser fließt über eine Klarwasserrinne ab, von wo aus der Ablauf über einen Mengenschacht zum Auslaufbauwerk fließt.



Abbildung 4: Zulaufgerinne Flockungsfiltration Kläranlage Detmold (links)

Abbildung 5: Methanolstation der Kläranlage Detmold (rechts)

Die Filterzellen selbst sind 2,25 m x 8,375 m groß und in jeweils 2 Filtrationsstraßen mit je 6 Filtern aufgeteilt. Das Filtermaterial besteht aus Filtersand (600 mm hoch, Kornfraktion 0,71 bis 1,25 mm und Bims 1.000 mm hoch, Kornfraktion 2,5 bis 3,5 mm). Die Filter werden über 4 + 1 Spülwasserpumpen (siehe Abbildung 6) rückgespült. Das Spülabwasser gelangt in das Spülabwasserbecken, von wo es mit 2 (+ 1 Reserveaggregat) Spülabwasserpumpen zum Zwischenpumpwerk bzw. zu den Nachklärbecken zurückpumpen.



Abbildung 6: Spülpumpen Flockungsfiltration Kläranlage Detmold (links)

Abbildung 7: Filtergalerie Flockungsfiltration Kläranlage Detmold (rechts)

Die Dosierstation für die Flockungshilfsmittel befindet sich im Erdgeschoß und wird derzeit nicht betrieben.

Die Schlammbehandlung auf der Kläranlage Detmold besteht aus 2 Faulbehältern zur anaeroben Schlammstabilisierung und einer Nacheindicker sowie einer maschinellen Schlamm entwässerung aus Kammerfilterpressen. Die Entsorgung des entwässerten Schlammes erfolgt überwiegend in die Landwirtschaft.

### 3 STAND DER FORSCHUNG ZUM THEMA SPURENSTOFFE IM ABWASSER UND TRINKWASSER

#### 3.1 Allgemeines

Bislang konnten weit über 100 verschiedene Arzneimittelwirkstoffe teilweise in Konzentrationen oberhalb ökotoxikologischer Wirkschwellen in der Umwelt nachgewiesen werden. Hierzu existieren zahlreiche Studien und Übersichten (vgl. LANUV 2007, SCHULTE-OEHLMANN ET AL. 2007, MUNLV 2004, BLAC 2003, HEBERER 2002, TERNES UND HIRSCH 2000). Eine exemplarische und orientierende Zusammenstellung über die Spannweite gemessener Arzneimittelkonzentrationen in der aquatischen Umwelt ist in Abbildung 8 für Diclofenac (Analgetikum), Clarithromycin (Antibiotikum), Carbamazepin (Antiepileptikum) und Iopamidol (Röntgenkontrastmittel) dargestellt.

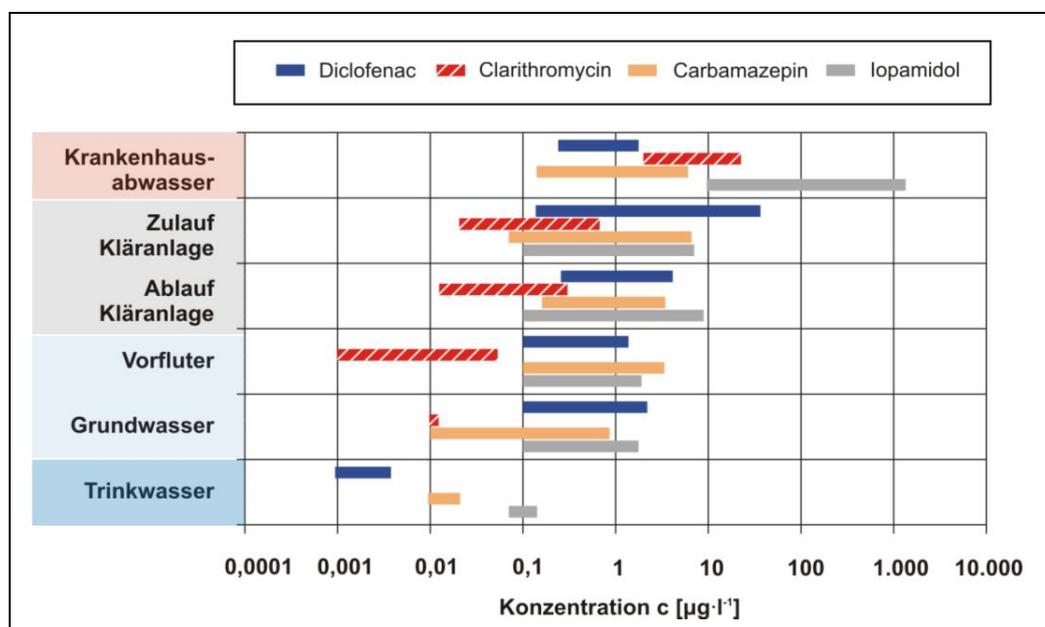


Abbildung 8: Konzentrationen ausgewählter Mikroverunreinigungen (BEIER 2010)

Im Anhang der EU-Wasserrahmenrichtlinie ist eine Reihe von Substanzen aufgeführt, die als resistent, bioakkumulierend oder toxisch einzustufen sind. Bisher liegen die in Oberflächengewässern nachgewiesenen Konzentrationen noch in einem Bereich, der keine akute Gefahr für den Menschen darstellt; eine Beeinflussung von Gewässerorganismen, insbesondere durch Hormone, ist jedoch festzustellen.

Erreichbare Zielwerte zur Reduzierung des Eintrages in die Gewässer sind derzeit in der Diskussion. Die Kläranlagen stellen neben Industrie und Landwirtschaft einen bedeutenden Emittenten für Mikroverunreinigungen in die aquatische Umwelt dar und sind deshalb im Fokus für Reduzierungsmaßnahmen.

Aus Gründen des vorbeugenden Gesundheits- und Umweltschutzes ist es geboten, den Eintrag von Mikroverunreinigungen in die Umwelt zu begrenzen. Hierzu ist es notwendig, Maßnahmen zur Eintragsbegrenzung zu identifizieren, die technisch bzw. organisatorisch praktikabel und wirtschaftlich sind.

Bisherige Forschungsergebnisse zeigen, dass eine quantitative Elimination von Mikroverunreinigungen in vollbiologischen Kläranlagen mittels einer Ozonbehandlung oder einer Aktivkohleadsorption in Verbindung mit einer Filtration erzielt werden kann. Nachfolgend werden die grundlegenden Zusammenhänge für diese Verfahren erklärt.

### **3.2 Physikalisch-chemische Stoffeigenschaften**

Um die Verteilung und das Verhalten von Mikroverunreinigungen in der Umwelt und im Abwasserreinigungsprozess zu charakterisieren, sind insbesondere die physikalisch-chemischen Stoffeigenschaften heranzuziehen. Hierzu zählen nach PINNEKAMP UND KROISS (2009) z.B. die Molekülstruktur, Polarität/ Hydrophobie, Sorptionsfähigkeit, Abbaubarkeit/Transformation bzw. Persistenz und Flüchtigkeit.

Mikroverunreinigungen verfügen über unterschiedlichste Molekulargewichte, -strukturen und funktionelle Gruppen, wodurch sie teilweise schwer biologisch abbaubar sind und eine hohe Persistenz in der Umwelt aufweisen. In der wässrigen Phase liegen z.B. Arzneimittel in ionisierter und nicht-ionisierter Form vor. Dies hat einen unmittelbaren Einfluss auf die chemisch-physikalische Reaktivität, Sorptionsfähigkeit und Bioverfügbarkeit eines Arzneimittelwirkstoffes.

Die Polarität kennzeichnet die Elektronenverteilung innerhalb einer Verbindung. Unpolare Verbindungen verfügen über eine nahezu gleichmäßige Elektronenaufteilung. Polare Verbindungen weisen aufgrund einer ungleichmäßigen Elektronenverteilung unterschiedliche Ladungsschwerpunkte auf, wodurch sogenannte Teil- oder Partiaalladungen ausgebildet werden. Das Wasser ist die bekannteste polare Verbindung. Polare Stoffe sind durch eine gute Wasserlöslichkeit gekennzeichnet.

Hydrophobie beschreibt die Eigenschaft von Molekülen oder Molekülgruppen, bevorzugt Wechselwirkungen mit anderen hydrophoben Gruppen einzugehen.

Diese Stoffe bedingen keine ausgeprägten Wechselwirkungen mit polaren Gruppen oder Molekülen und sind daher schlecht wasserlöslich. Als Maß für die Hydrophobie kann der Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient  $K_{OW}$  (engl.  $P_{OW}$ ) [-] herangezogen werden. Der  $K_{OW}$  ist der Quotient der Gleichgewichtskonzentrationen einer Chemikalie in einem Zweiphasensystem aus n-Oktanol und Wasser (SCHWARZENBACH ET AL. 2003).

Die Sorptionsfähigkeit/Sorption kennzeichnet die chemische oder physikalische Bindung von Substanzen an Feststoffe. Dabei sind die spezifischen Stoffeigenschaften wie z.B. das Molekulargewicht, die Molekülstruktur, funktionelle Gruppen im Molekül und die daraus resultierende Polarität sowie die Wasserlöslichkeit herauszustellen, da diese über die Verteilung einer Substanz zwischen der flüssigen und der festen Phase entscheiden. Ebenso bedeutsam sind die Eigenschaften der festen Phase wie z.B. belebter Schlamm oder Aktivkohle. Bei der Sorption werden zwei Sorptionsmechanismen, die Absorption und die Adsorption, differenziert. Die Absorption beschreibt das Eindringen von Molekülen in eine dreidimensionale Matrix (SCHWARZENBACH ET AL. 2003). Bei der Absorption kommt es zu hydrophoben Wechselwirkungen zwischen unpolaren Molekülen bzw. Gruppen innerhalb eines Moleküls und dem organischen Anteil innerhalb der festen Phase. Für die Absorption von Substanzen gilt grundsätzlich, je unpolarer eine Verbindung, desto besser ist die Absorption. Die Bindung von Molekülen an eine zweidimensionale Oberfläche wird als Adsorption bezeichnet (SCHWARZENBACH ET AL. 2003). Für die Adsorption sind elektrostatische Wechselwirkungen von positiv geladenen Gruppen innerhalb eines Moleküls und negativ geladenen Oberflächen der Biomasse bzw. Aktivkohle ursächlich.

Unter Abbau oder Umbau einer Substanz wird die strukturelle Veränderung von Chemikalien durch verschiedene Transformationsprozesse verstanden. Grundsätzlich lassen sich abiotische und biotische Transformationsprozesse differenzieren (FENT 2007). Bei den abiotischen Transformationsprozessen erfolgt der Ab- bzw. Umbau von Chemikalien mittels chemischer Reaktionen wie z.B. Hydrolyse oder Redoxreaktionen sowie physikalischer Reaktionen wie z.B. Photolyse. Bei biotischen Transformationsprozessen sind Ab- und Umbau der Substanzen auf enzymatisch gesteuerte Reaktionen zurückzuführen. In der aquatischen Umwelt handelt es sich meist um mikrobielle Umwandlungsprozesse. In der Abwasserreinigung werden abiotischen Prozessen im Vergleich zu biotischen Prozessen eine eher untergeordnete Rolle zugeschrieben. Der biologische Abbau erfolgt im Wesentlichen durch bakterielle Enzyme im belebten Schlamm. Es gibt eine Reihe von Studien, die die biologische Abbaubarkeit von Arzneimitteln und organischen Mikroverunreinigungen im Abwasserreinigungsprozess untersucht haben (vgl. WICK ET AL. 2009, JOSS ET AL. 2006).

### 3.3 Grundlagen der Aktivkohleadsorption

#### 3.3.1 Grundbegriffe, Funktionsprinzip und Bemessungsparameter

Die Adsorption von Arzneimitteln an Aktivkohle stellt ein physikalisch-chemisches Trennverfahren dar, bei dem zu eliminierende Abwasserinhaltsstoffe (Adsorptiv) an der Oberfläche der Aktivkohle (Adsorbens) angelagert werden. Die Abgabe sorbierter Moleküle vom Adsorbens wird als Desorption bezeichnet. Die Effizienz der Adsorption wird durch die physikochemischen Eigenschaften des Adsorptivs und Adsorbens bestimmt (MARCUS 2005). Aktivkohle besteht aus Graphitkristallen und wird überwiegend aus kohlenstoffhaltigen Rohstoffen wie z.B. Stein-, Holzkohle, Torf oder Nussschalen hergestellt. Durch den Prozess der Aktivierung werden flüchtige Rohstoffkomponenten abgebaut und es entstehen zahlreiche Poren, Risse und Spalten, die die Oberfläche der Aktivkohle vergrößern. Die Aktivierung erfolgt entweder chemisch durch Einsatz dehydratisierend wirkender Mittel wie z.B. Zinkchlorid oder, in der Wasseraufbereitung, vorwiegend unter Einbeziehung von Wasserdampf im Temperaturbereich von 800 bis 1.000 °C (EILERS 2001, BRENDEL 1997). Aktivkohle wird durch ein ausgeprägtes inneres Porensystem gekennzeichnet, dessen struktureller Aufbau Abbildung 9 verdeutlicht. Die Aufnahmekapazität einer Aktivkohle wird insbesondere durch die kleinen Mikroporen bestimmt, da diese den Hauptteil der inneren Oberfläche bilden. In Abhängigkeit des Aktivierungsgrades werden Kohlen in niedrig (500 bis 800  $\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ ), mittel (800 bis 1.200  $\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ ) und hoch aktivierte Bereiche (1.200 bis 1.500  $\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ ) gruppiert.

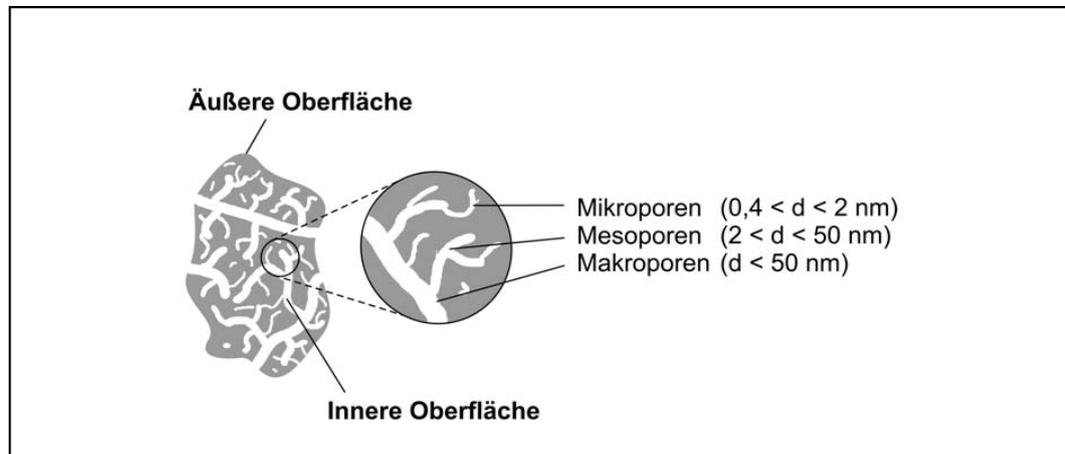


Abbildung 9: Aktivkohlestruktur (BRENDEL 1997, verändert nach MARCUS 2005)

Zudem kann Aktivkohle hinsichtlich ihres äußeren Erscheinungsbildes wie nachstehend aufgeführt gruppiert werden:

- Pulveraktivkohle (PAC), engl.: powdered activated carbon: Körnung < 0,045 mm
- Kornkohle und Granulierte Aktivkohle (GAC), engl.: granulated activated carbon: Körnung zwischen 0,5 und 4 mm sowie
- zylindrisch geformter Aktivkohle (Formkohle und Pellets): Größenbereich zwischen 0,4 bis 4 mm (EILERS 2001).

Das Funktionsprinzip der Aktivkohleadsorption basiert auf elektrostatischen Wechselwirkungen (van-der-Waals- und Coulombkräfte) zwischen den Adsorbatmolekülen und den Adsorbensatomen. Dipollose Moleküle, wie z.B. Benzol, werden an Aktivkohle adsorbiert, indem Dispersionskräfte entstehen, die aufgrund der zeitlich unbeständigen Ladungsverteilung im Adsorptivmolekül temporäre Dipole hervorgerufen und auch auf Nachbarmoleküle übergreifen können. Elektrostatische Wechselwirkungen bewirken im Vergleich zu Dispersionskräften eine stärkere Anziehung von Adsorptiven an der Aktivkohleoberfläche (MARCUS 2005, HAUER 2002). In der Abwasserreinigung werden sowohl Pulverkohlen als auch Kornkohlen eingesetzt. Die Bemessung technischer Aktivkohleapplikationen erfolgt auf Grundlage der zu behandelnden Abwassermatrix und des gewünschten Reinigungszieles. Mit der Dosierung von Pulverkohle in den Ablauf der Nachklärung und einer Errichtung von Aktivkohlefiltern mit granulierter Aktivkohle zur Ablaufbehandlung von Kläranlagen, stehen zwei grundsätzlich unterschiedliche verfahrenstechnische Ansätze zur Verfügung. Während Pulveraktivkohle in mg je Liter dem Abwasserstrom zudosiert wird, erfolgt die Bemessung von Aktivkohlefiltern auf Basis von Filterfläche, -volumen und Filtergeschwindigkeit.

Um die Resultate verschiedener Aktivkohlefilter miteinander zu vergleichen, werden folgende Parameter herangezogen (MARCUS 2005):

- spezifischer Durchbruch  $c/c_0$  [-]: Quotient aus Ablauf- und Zulaufkonzentration,
- durchgesetzte Bettvolumina BVT [-], abgeleitet aus dem engl.: Bed Volume Treated: Quotient aus durchgesetztem Wasservolumen und Filtervolumen sowie der
- spezifische Durchsatz  $V_{sp}$ . [ $m^3 \cdot kg^{-1}$ ]: Quotient aus durchgesetztem Wasservolumen und der eingewogenen Kohlemenge.

Dem praktischen Einsatz einer Aktivkohle gehen im Allgemeinen Laboruntersuchungen zur Feststellung der Adsorptionskapazität des Adsorbens voraus, die aber auch parallel zu weiteren Planungsschritten durchgeführt werden können.

### 3.3.2 Charakterisierung des Adsorptionsverhaltens

Das Adsorptionsverhalten kann durch Adsorptionsisotherme und auf Grundlage kinetischer Modelle beschrieben werden. Adsorptionsisotherme stellen eine Korrelation zwischen der Konzentration des Adsorptivs und der Beladung des Adsorbens im Gleichgewichtszustand dar. Für die Beschreibung des Adsorptionsgleichgewichtes stehen dabei verschiedene empirische und semiempirische Modelle zur Verfügung. Diese unterscheiden sich hinsichtlich der Anwendbarkeit und werden auf Ein-, Mehr- oder Vielstoffgemische bezogen (EILERS 2001). Zudem variieren die Modelle in der Parameteranzahl, die den Erkenntnissen aus Adsorptionsisothermen angepasst werden müssen (ELTNER 1998).

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

1. Transport des Adsorptiv-Moleküls durch die das Adsorbens umgebende wässrige Lösung an den Kornrand (bei Anströmung Konvektion bzw. in freier Lösung Diffusion)
2. Filmdiffusion (vgl. Abbildung 10, Nr. 1): Transport durch den das Adsorbenskorn umgebenden laminaren Grenzfilm,
3. Porendiffusion (vgl. Abbildung 10, Nr. 2): Transport des Adsorptiv-Moleküls innerhalb der Pore (Diffusion in der Porenflüssigkeit und/oder in adsorbiertem Zustand entlang der inneren Oberfläche) sowie
4. Oberflächendiffusion (vgl. Abbildung 10, Nr. 3): Adsorption des Adsorptiv-Moleküls an die freie Oberfläche des Adsorbens (am aktiven Zentrum).

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

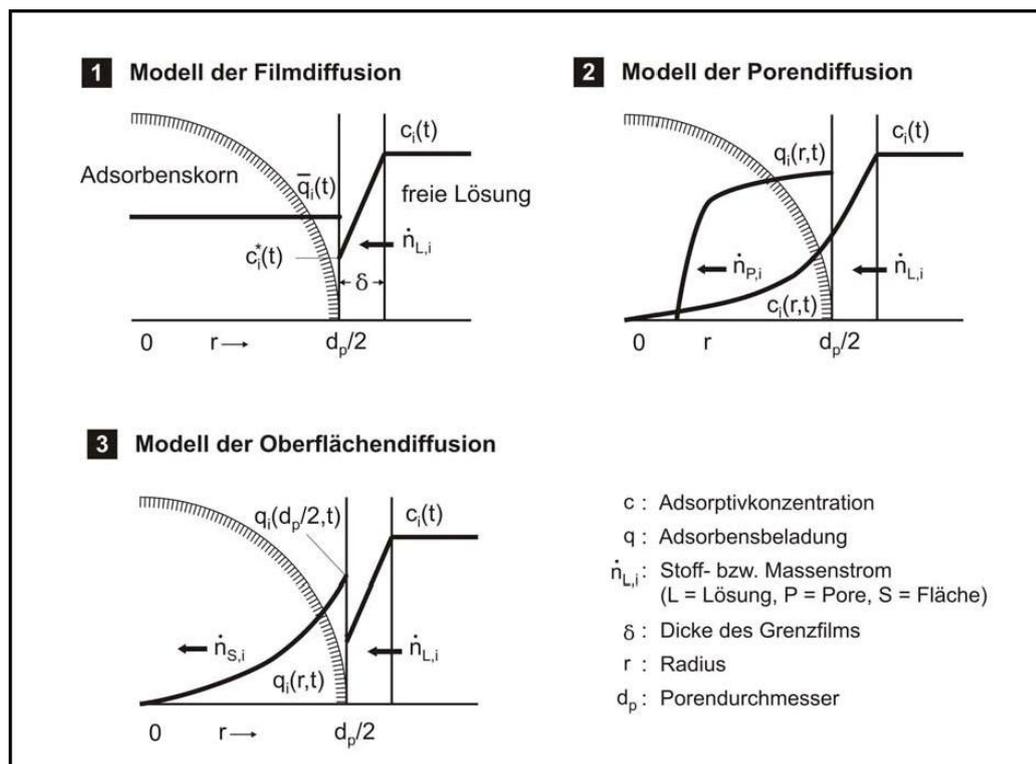


Abbildung 10: Transportmechanismen bei der Aktivkohleadsorption (SONTHEIMER 1985)

Zusammenfassend wird festgestellt, dass die Eigenschaften der Aktivkohle wie z.B. die Porenverteilung in Verbindung mit den Substanzeigenschaften und dem Konzentrationsgradienten den Adsorptionsvorgang maßgeblich beeinflussen. Weitere Einflussgrößen auf die Aktivkohleadsorption stellen z.B. Temperatur, pH-Wert, Molekularstruktur und -gewicht, Ionisation und Polarität dar (PÖPEL ET AL. 1988). Es gilt: Je höher die Temperatur, desto rascher die Adsorptionsgeschwindigkeit bzw. je kleiner die Temperatur, desto höher die Adsorptionskapazität. Mit steigendem pH-Wert adsorbieren bevorzugt Basen. In Aktivkohlefiltern nimmt die Konzentration des Adsorptivs in Fließrichtung ab. Mit zunehmender Filterbetthöhe stellen sich Beladungs- und Konzentrationsprofile ein (vgl. Abbildung 11), die sich mit der Filterlaufzeit entwickeln. Liegt am Ablauf des Filters ein Gleichgewicht zwischen der Adsorptivbeladung und der Zulaufkonzentration vor, beginnt die Substanz den Filter zu durchbrechen.

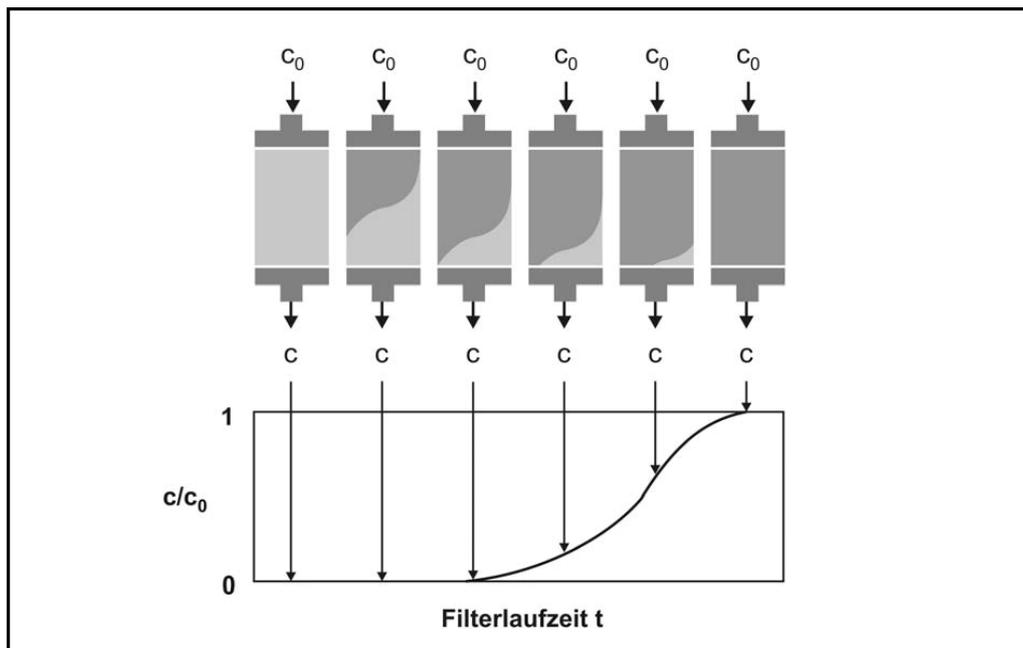


Abbildung 11: Beladungsprofil Aktivkohlefilter (SONTHEIMER 1985, verändert)

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

### 3.4 Grundlagen der Behandlung mit Ozon

#### 3.4.1 Grundbegriffe und Funktionsprinzip

Das Funktionsprinzip der Ozonierung basiert auf einer starken Oxidation der im Wasser enthaltenen Substanzen mit Ozon. Gasförmiges Ozon wird mittels elektrischer Entladung aus Sauerstoffmolekülen erzeugt. Der Ozonzerfall ist von verschiedenen Parametern wie z.B. pH-Wert, Alkalinität, Temperatur und Konzentration verschiedenster Abwasserinhaltsstoffe abhängig. Ozon reagiert direkt und schnell mit diversen organischen und anorganischen Verbindungen, vor-

zugsweise bei hohem pH-Wert. Die Reaktionsgeschwindigkeit wird dabei durch die Ozon- und Stoffkonzentrationen der im Abwasser enthaltenen Verbindungen und deren stoffspezifischen Geschwindigkeitskonstanten bestimmt.

Eine zusätzliche OH•-Radikalbildung kann auf drei verschiedenen Reaktionen basieren. Den Ausgangspunkt bilden Hydroxidionen (OH<sup>-</sup>), die den Ozonzerfall initiieren und eine Kettenreaktion bewirken (VON GUNTEN 2003). Dabei werden zunächst reaktive Radikale gebildet, die als Ozonid-Radikalanion zerfallen und ein OH•-Radikal und ein Hydroxidion bilden (SCHUMACHER 2006). Das OH•-Radikal reagiert mit Ozon und führt zum Ausgangspunkt der Radikalkette zurück. Die zweite relevante OH•-Radikalquelle bilden elektronenreiche Verbindungen, aus denen in Reaktion mit Ozon direkt OH•-Radikale hervorgehen (NÖTHE 2009). Als dritte OH•-Quelle kann H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> dienen, das häufig als Reaktionsprodukt der direkten Ozonreaktion vorliegt. OH•-Radikale können jedoch auch durch anorganischen Kohlenstoff, wie z.B. Carbonat (CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>), verbraucht werden und mit organischen Wasserinhaltsstoffen in Konkurrenz treten (SCHUMACHER 2006). Es sei darauf hingewiesen, dass bei der Ozonierung die Abwasserinhaltsstoffe vorwiegend in unbekannte Oxidationsprodukte transformiert und nicht vollständig mineralisiert werden, wobei die Oxidationsprodukte im Vergleich zu Ausgangssubstanzen in der Regel weniger schädlich sind (ABEGGLEN ET AL. 2009).

#### 3.4.2 Grundlagen der chemischen Oxidation

Die chemische Oxidation ist - wie der Begriff selbst veranschaulicht - ein Oxidationsverfahren, das mit Hilfe chemischer Oxidationsmittel arbeitet. Unter Oxidation versteht man ganz allgemein den Entzug von Elektronen aus einzelnen Teilchen wie z.B. aus Atomen, Ionen oder Molekülen. Die Umkehrung der Reaktion, d.h. die Aufnahme von Elektronen wird als Reduktion bezeichnet.

Der Oxidationsvorgang von Ozon mit organischen Substanzen basiert auf zwei sich überlagernden Reaktionstypen (siehe Abbildung 12).

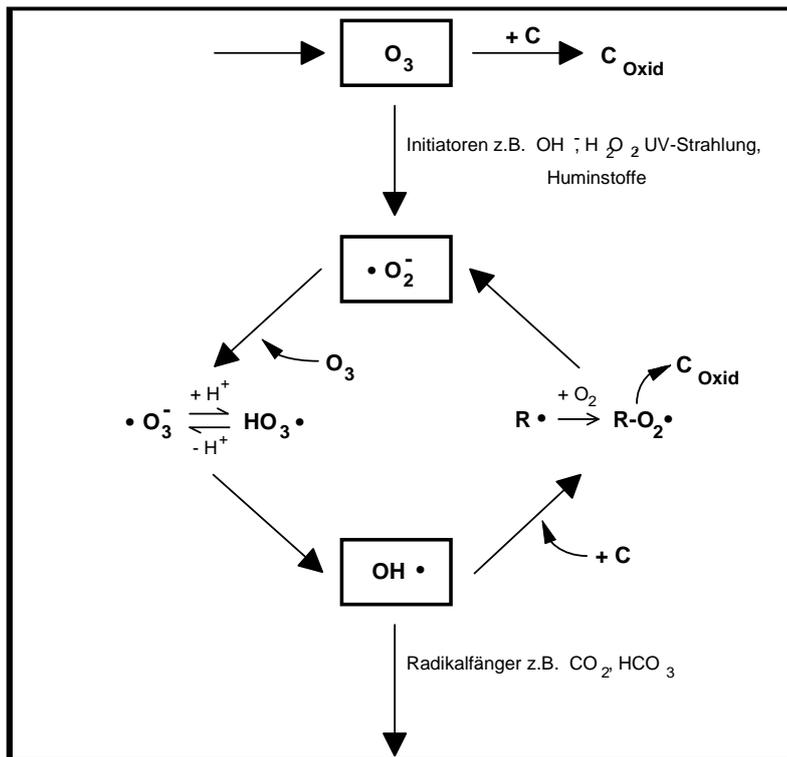


Abbildung 12: Reaktionsmechanismen

Die erste Reaktion ist die Reaktion des Ozonmoleküls mit den gelösten Substanzen. Diese direkte Reaktion ist äußerst selektiv, was an den steigenden Reaktionsgeschwindigkeiten des elektrophilen Ozons mit zunehmender Elektronendichte an der Doppelbindung und am aromatischen Ring oder entsprechend an den abnehmenden Reaktionsgeschwindigkeiten bei der Zunahme elektronenziehender Substituten zu erkennen ist. Die zweite Reaktion wird über OH-Radikale geführt, die beim Zerfall des Ozons entstehen. Diese OH-Radikale reagieren unselektiv in Millisekunden mit den Wasserinhaltsstoffen. Bei niedrigen pH-Werten überwiegt die erste, direkte Reaktion, während bei hohen pH-Werten fast ausschließlich die radikalische Reaktion abläuft.

Durch "Initiatoren" wie  $OH^-$ ,  $H_2O_2$ , UV-Strahlen oder gewisse organische Verbindungen (z.B. die im Abwasser vorkommenden Huminstoffe) werden  $O_2^-/HO_2^-$ -Radikale gebildet; über Zwischenschritte entsteht das äußerst reaktive OH-Radikal. Die OH-Radikale reagieren mit den organischen Inhaltsstoffen ( $C$ ), wobei Peroxylradikale entstehen, die ihrerseits  $O_2^-/HO_2^-$ -Radikale abspalten und den Kreis damit schließen. Hohe Konzentrationen an "Radikalfängern" wie Carbonate/Hydrogencarbonate ( $CO_3/HCO_3$ ) oder Alkylverbindungen wirken auch hier

hemmend auf die Reaktionsgeschwindigkeit, da sie die Kettenreaktion durch Verbrauch von OH-Radikalen unterbrechen können.

Bevor die Reaktion des Ozons mit den Wasserinhaltsstoffen erfolgen kann, muss es in die Wasserphase eingebracht werden. Sobald das Ozon in der Flüssigphase gelöst ist, kann die eigentliche Oxidation der Schadstoffe erfolgen. Geringe Ozonkonzentrationen in der Gasphase und schlechte Absorptionseigenschaften erschweren den Ozoneintrag.

Gleiches gilt für die Temperatureinstellung, die auf der einen Seite bei höheren Temperaturen eine niedrigere Ozonlöslichkeit zur Folge hat, zum anderen aber auch den Ozonzerfall und damit die Bildung von reaktionsfreudigem atomarem Sauerstoff fördert.

### 3.4.3 Verfahrenstechnik und Apparative Ausführung der Ozonierung

Die Chemische Oxidation ist in der Lage, oxidierbare Schadstoffe zu mineralisieren. Obwohl prinzipiell Ammoniak, Ammonium und Nitrit durch Ozon oxidierbar sind, ist diese Anwendung in der Abwasseraufbereitung nicht zu nutzen, da einerseits bei pH-Werten kleiner 7 keine Ammonium Oxidation mehr stattfindet und darüber hinaus durch die Oxidation Nitrat entsteht, das im Ablauf ebenso unerwünscht ist.

Damit bleibt die Aufgabe der Chemischen Oxidation in der Abwasserreinigung der Abbau von organischen Verbindungen und der Reduktion von Spurenstoffen. In der Trinkwasseraufbereitung kann Ozon zur Desinfektion, zur Entfärbung von huminstoffhaltigen Wässern und zur Zerstörung von Geruchs- und Geschmacksstoffen eingesetzt werden.

Da durch die Behandlung mit chemischen Oxidationsmitteln aus langkettigen, schwer abbaubaren Stoffen kurzkettige und leicht abbaubare Stoffe entstehen, bevor sie durch weitere Oxidationsmittelzugabe vollständig mineralisiert werden, kann es je nach Wasser sinnvoll sein, eine Aktivkohle-Adsorption nachzuschalten.

Eine mögliche Verfahrensvariante arbeitet mit dem Teilstrom-Injektor-Prinzip welches in Abbildung 13 dargestellt ist. Bei dem Ozonisierungsverfahren mit Kreislaufführung wird das aus reinem Sauerstoff erzeugte Ozon über einen Injektor (Wasserstrahlverdichter) in den Kreislaufstrom eingedüst und anschließend zusammen mit dem Roh-Abwasser in den Reaktor eingespeist. Zur besseren Löslichkeit des Ozons kann der Druck im Umlaufstrom angehoben werden.

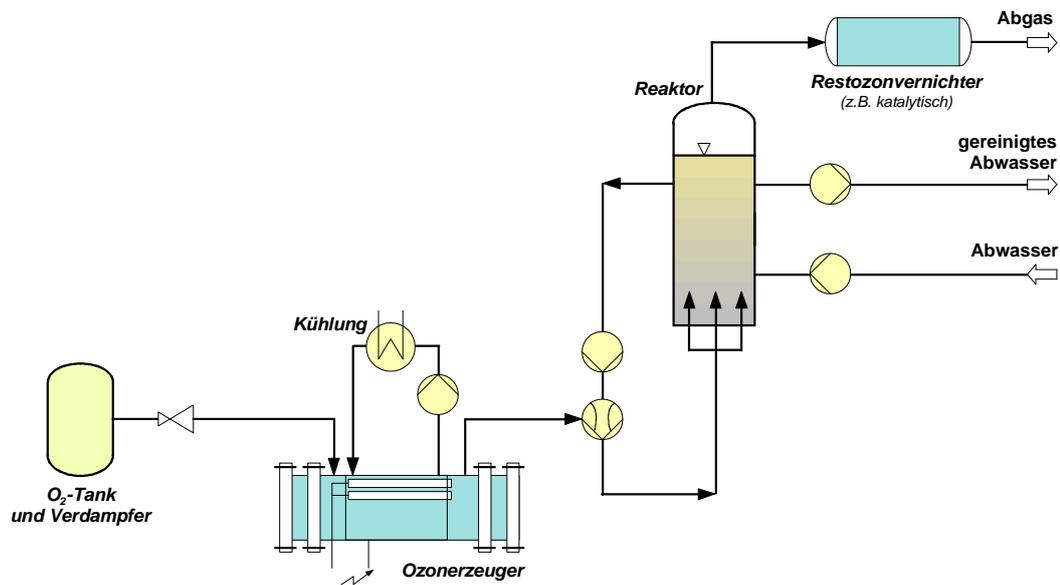


Abbildung 13: Ozonisierung mit Teilstrom-Injektor-Prinzip

Die Restozonumwandlung erfolgt über einen Metall-Mischoxid-Katalysator, bevor das Luftgemisch an die Umgebung abgegeben wird.

### 3.5 Aktuelle Projekte bzw. Forschungsvorhaben

#### 3.5.1 Überblick Aktivkohle

Die Behandlung durch Adsorption an Aktivkohle entspricht in der Trinkwasseraufbereitung sowie der Industrie- und Sickerwasserbehandlung dem Stand der Technik. In der Abwasserbehandlung wurden jedoch bisher nur wenige Erfahrungen mit dem Einsatz von Aktivkohle in Forschungs- und Pilotanlagen sowie einigen wenigen großtechnischen Anlagen gesammelt.

Nationale wie internationale Projekte sind im Weiteren übersichtlich zusammengefasst, ohne den Anspruch auf Vollständigkeit zu erheben:

- USA – z. B. Lake Tahoe sowie weitere Anlagen, zitiert in: Pinnekamp, Essener Tagung 2010 (S. – 28 / 13 –) sowie Metcalf & Eddy „Wastewater Engineering“ 4. Edition 2003.

- Großbritannien – Swindon Kläranlage von Thames Water, zitiert in: Norit Newspaper 2008 Nr. 2, sowie mündliche Auskunft von Herrn Stuart Burnley, Thames Water, Einsatz von granulierter Aktivkohle im Ablauf einer Kläranlage.
- Holland – Einsatz einer granulierten Aktivkohleanlage im Ablauf der Kläranlage Horstermeer, Nähe Amsterdam, mündliche Auskunft von Freek Cramer, Witteveen & Bos und Stowa, 21.09.2010
- Schweiz – EAWAG, Kläranlage Kloten/Opfikon sowie halbtechnische Untersuchungen zum „Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser“ in MicroPoll-Projekt, GWA 7/2010 sowie Schlussbericht 09/2010.
- Kläranlage Mannheim – Einsatz von Pulveraktivkohle in vorgeschalteter Adsorptionsstufe, Planung der großtechnischen Umsetzung für 700.000 EW, Korrespondenz Abwasser, Dezember 2010 „Aktivkohle in der Abwasserreinigung – vom Versuch zum technischen Maßstab“, Symposium in Mannheim, Monitoring-Programm über 1 Jahr zum Nachweis der Reinigungsleistung verschiedenster Spurenstoffe.
- Verbandsklärwerk Obere Lutter, Einsatz von granulierter Aktivkohle in einem großtechnischen Versuch, Förderantrag beim Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Oktober 2010.
- Kläranlage Düren, WVER/ Buchenhofen, Wupperverband, Planung eines großtechnischen Versuchs mit Einsatz von granulierter Aktivkohle bzw. Pulveraktivkohle im Rahmen des NRW-Forschungsprojekts MIKROFLOCK ([www.micropollutants.net/Projekte/Mikroflock](http://www.micropollutants.net/Projekte/Mikroflock))

### 3.5.2 Einzelne Projektbeispiele Aktivkohle

Wie bereits gesagt, sind Aktivkohleanwendungen in der Trinkwasseraufbereitung, aber auch der Abwasserreinigung, seit vielen Jahren im Einsatz. International gesehen eine der ersten Anwendungsfälle ist in Lake Tahoe/USA sowie Windhoek/Namibia. Folgendes Bild macht augenscheinlich deutlich, dass der zugehörige Anlagenbau schon älteren Datums ist.

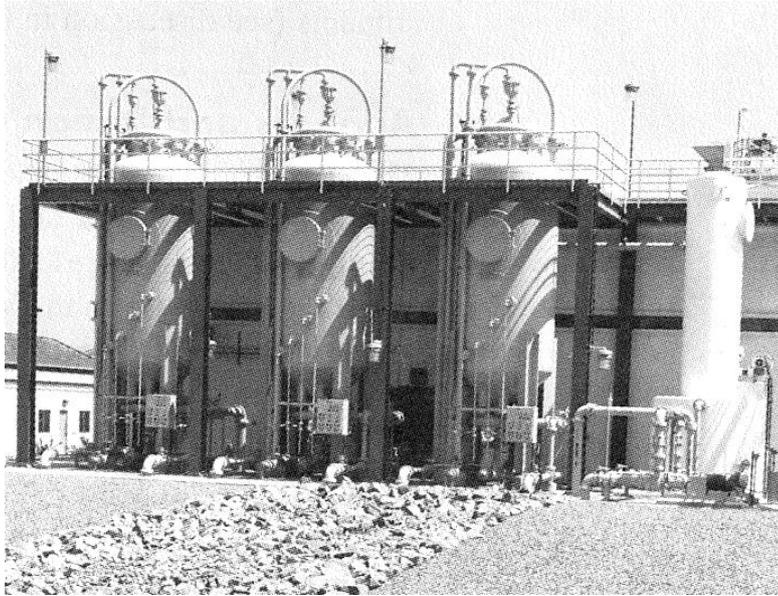


Abbildung 14: Activated carbon adsorbers: view of granular activated carbon contactors operated in parallel, used for the treatment of filtered secondary effluent (zitiert in Metcalf & Eddy, 4. Edition, Seite 1151)

Ausführliche Informationen zu verfahrenstechnischen Aspekten und insbesondere im Apparatebau sind in o. a. Literatur von Metcalf & Eddy, enthalten. Ebenfalls weist auf der Essener Tagung 2010 Prof. Pinnekamp darauf hin, dass die Anwendung in den USA bereits seit vielen Jahren in der kommunalen Abwasserreinigung im Einsatz ist.

#### **Großbritannien – Kläranlage Swindon**

Nach Informationen von Thames Water, Stuart Burnley ist auf der Kläranlage Swindon bereits seit 3 Jahren im Rahmen eines Forschungsprojektes der Einsatz von granulierten Aktivkohleadsorbern realisiert worden. Insbesondere aus Gründen des weitergehenden Gewässerschutzes hinsichtlich Hormonstoffe etc. ist das Forschungsprojekt bzw. deren großtechnische Umsetzung von Thames Water initiiert worden und derzeit in einem Monitoring-Untersuchungsprogramm im Hinblick auf die Reinigungsleistung verschiedener Spurenstoffe eingebunden. Die granulierten Aktivkohlefilter mit einem Durchmesser von über 8 m sind mit dem zugehörigen Rohrleitungs- und Apparatebau oberirdisch aufgestellt und vor Ort gefertigt bzw. geschweißt worden. Nach ersten Informationen von Thames Water werden die Aktivkohle-Reaktoren mit einer Aufenthaltszeit von ca. 30 Minuten betrieben und erreichen eine Standzeit von ca. 16 Monaten.



Abbildung 15: Großbritannien – Kläranlage Swindon, Einsatz von granulierter Aktivkohle

#### **Holland – WWTP Horstermeer / Amsterdam**

Über den Kooperationspartner der Hydro-Ingenieure GmbH in Holland, Witteveen & Bos, wird derzeit die Planung von granulierter Aktivkohle auf der Kläranlage Horstermeer im Ablauf vorgesehen, um insbesondere Spurenstoffe sowie PAKs, Pestizide etc. zu eliminieren. Die bisherigen Überlegungen unter Beteiligung der Stowa, TU Delft, Norit und Witteveen & Bos, gehen anhand von labor-technischen Untersuchungen davon aus, in einem GAK-Reaktor ohne die Möglichkeit einer Rückspülung eine weitergehende Spurenstoffelimination zu erreichen. Eine großtechnische Umsetzung auf der Kläranlage Horstermeer ist im Jahre 2012 geplant.

#### **Deutschland - Kläranlage Mannheim (siehe weitere Anlagen in BaWü)**

Auf dem Aktivkohle-Symposium im Juni 2010, der Essener Tagung 2012 sowie in mehreren Veröffentlichungen (Alt/Mauritz) wurde die großtechnische Umsetzung einer vorgeschalteten Adsorptionsstufe mit Zugabe von Pulveraktivkohle vorgestellt. Bei erfolgreichem Betrieb des jetzigen Teilstromes von knapp 180.000 EW ist die Umsetzung des gesamten Wasserstroms der Kläranlage Mannheim (700.000 EW) geplant. Voraussetzung ist der erfolgreiche Nachweis eines Monitoring-Programmes, das derzeit gemeinsam mit der Hochschule Biberach, Prof. Kapp, von der Stadtentwässerung Mannheim vor dem Abschluss steht. Dabei steht neben dem Nachweis der Reinigungsleistung für die Parameter CSB, DOC und verschiedener Spurenstoffe u. a. die Wirtschaftlichkeit des Einsatzes der pulverisierten Aktivkohle im Vordergrund.

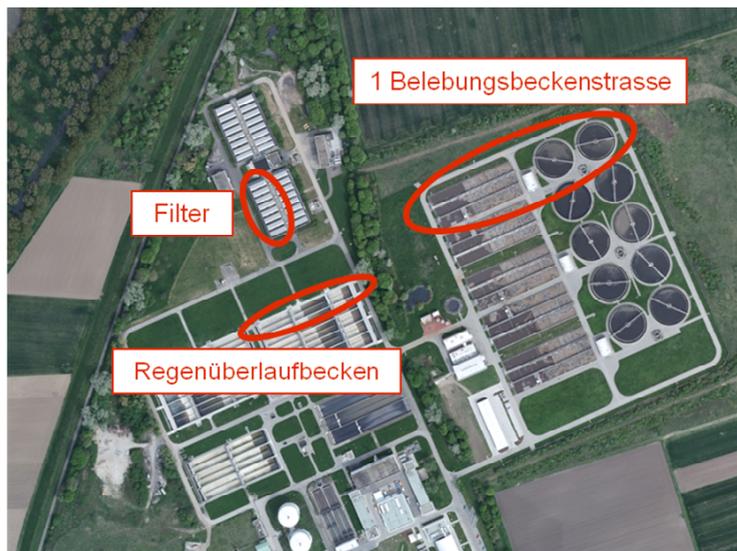


Abbildung 16: Einsatz von Pulveraktivkohle – Mannheimer Verfahren

### **Schweiz – EAWAG, Kläranlage Kloten/Opfikon**

Im Rahmen des MicroPoll-Projektes wird zurzeit auf der Kläranlage Kloten/Opfikon sowie in verschiedenen Pilotversuchen in Lausanne geprüft, inwieweit die Verfahrenstechnik der Pulveraktivkohle für den großtechnischen Maßstab geeignet und wirtschaftlich vertretbar ist. Nach gegenwärtigem Stand erweist sich die Verfahrenstechnik der Zugabe von Pulveraktivkohle über eine separate Einmischkammer in den Flockungsfiltrationsanlagen als interessante, wirtschaftlich vertretbare Lösung zur Spurenstoffelimination.



Abbildung 17: Anwendung der Pulveraktivkohle - Versuche auf der Kläranlage Kloten – Schweiz / Luftbild

### **Deutschland - Wasserverband Obere Lutter - Gütersloh**

Der Einsatz von granulierter Aktivkohle ist auf dem Verbandsklärwerk Obere Lutter im Rahmen eines Forschungsvorhabens des MKULNV des Landes NRW geplant. Seit dem 01.11.2010 ist eine Filterzelle mit einer Fläche von 40 m<sup>2</sup> zum Einsatz von granulierter Aktivkohle in Betrieb. Auf der 4-stufigen biologischen Reinigungsstufe des Verbandsklärwerks Obere Lutter ist vor ca. 10 Jahren aufgrund des hohen Anteils an Industrieabwasser im Anschluss an die AB-Anlage eine weitergehende Nitratelimination in einer Festbettfiltrationsstufe sowie eine anschließende Flockungsfiltration errichtet worden. Großtechnische Versuche finden in der bestehenden Flockungsfiltrationsanlage statt, um über 12 Monate eine weitergehende Spurenstoffelimination sowie eine Stabilisierung der CSB-Ablaufsituation zu gewährleisten.



Abbildung 18: Verbandsklärwerk Obere Lutter – Füllung der Filterzelle mit granulierter Aktivkohle

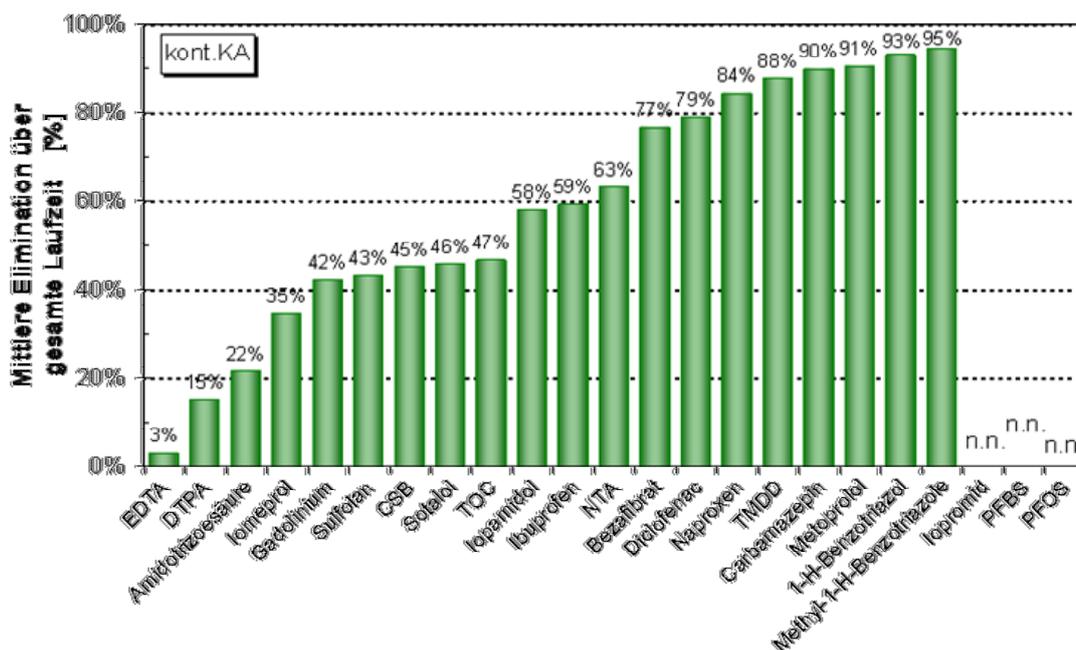


Abbildung 19: Mittlere Eliminationsraten mit GAK, kont. KA (10 m/h)

Auf der Essener Tagung 2012 werden die ersten Ergebnisse aus dem 12-monatigen Versuchsbetrieb (Nahrstedt/Burbaum/Alt/Barnscheidt) veröffentlicht. Der Versuchsbetrieb kann vor dem Hintergrund der relativ hohen CSB-Zulaufkonzentrationen im industriell geprägten Abwasser Obere Lutter als betrieblich gut durchführbar und wirtschaftlich erfolgreich bezeichnet werden.

Der Abwasserzweckverband Obere Lutter hat sich entschieden, eine Umrüstung von 3 bis 4 Filterzellen granulierte Kohle vorzunehmen, um zukünftig einen Teilstrom bei Bedarf über die Aktivkohleanlage führen zu können. Im Versuchsbetrieb zeigte sich, dass die erforderlichen Spülzyklen deutlich kleiner ausfallen, als ursprünglich erwartet und auch ein versuchsweise getesteter intermittierender Betrieb sich als für die Aufgabenstellung sinnvoll und wirtschaftlich interessant herausgestellt hat. Die erreichbaren Standzeiten bzw. Bettvolumen liegen bei 10.000 bis 13.000 m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup> und erreichen CSB-Beladungszahlen von 300.000 bis 400.000 mg/kg CSB.

#### Deutschland – Kläranlage Düren, WVER/Buchenhofen, Wupperverband im Rahmen des MIKROFLOCK-Forschungsprojektes NRW

Durch die Zugabe von Aktivkohle bei der Abwasserreinigung werden mit zwei verschiedenen Verfahrensansätzen auf den Kläranlagen Düren Merken und

Buchenhofen technische, betriebliche und wirtschaftliche Umsetzbarkeit untersucht sowie im technischen Maßstab erprobt. Eine Zugabe von Pulveraktivkohle in den Flockungsraum der Filtration mit Kohleabscheidung in der vorhandenen Filteranlage ist auf der Anlage in Buchenhofen geplant, während in Düren der Austausch eines gesamten Filterbettes gegen granuliertem Kohle untersucht wird.

Nach dem ersten Jahr des großtechnischen Versuchs in Buchenhofen wird auf der Essener Tagung 2012 (Bornemann) berichtet, dass die Aktivkohle mit wirtschaftlich vertretbarem Aufwand eliminiert werden kann und auch betrieblich keine Beeinträchtigungen zu erwarten sind.

### 3.5.3 Überblick Ozonierung

Die Leistungsfähigkeit der Ozonierung von gereinigtem Abwasser wurde großtechnisch exemplarisch in Regensdorf und Wien überprüft. Aktuell finden sich Anwendungen im Realmaßstab in Schwerte, Bad Sassendorf und Duisburg. Die dabei fokussierten Verfahrenskombinationen sind in Abbildung 20 zusammengestellt.

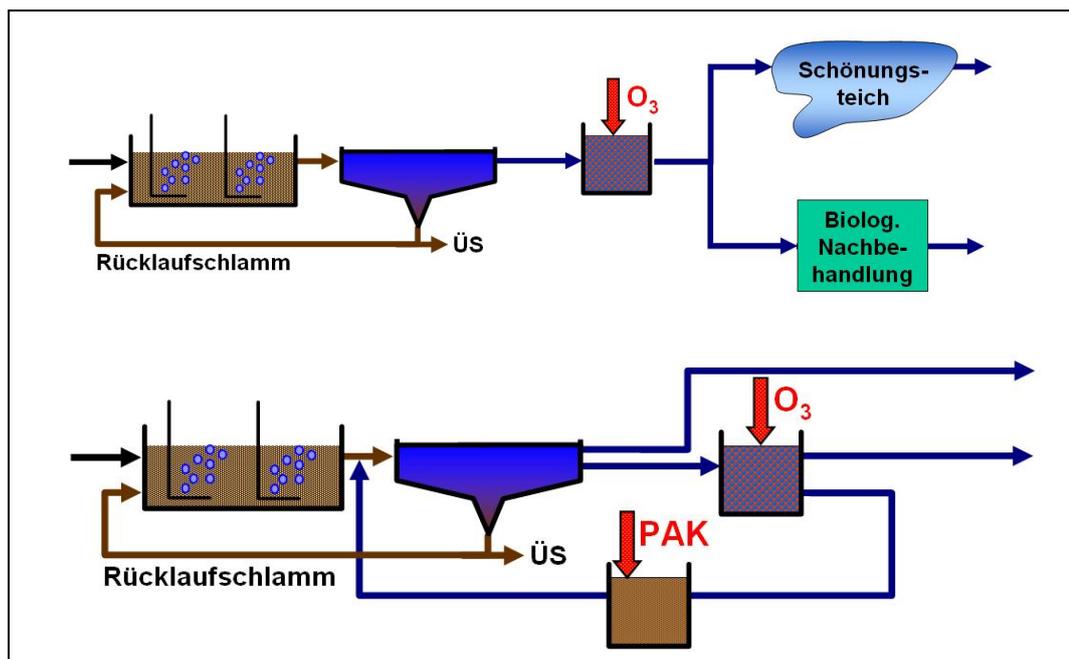


Abbildung 20: Ozonierung von gereinigtem Abwasser

In großtechnischen Anwendungen in Österreich und der Schweiz wurde die Eignung der Ozonierung für die Elimination von Mikroverunreinigungen in der kom-

munalen Abwasserreinigung bestätigt. Hierfür existieren umfangreiche Berichterstattungen (vgl. ABEGGLEN ET AL. 2009). Die für eine signifikante Elimination notwendige Ozonkonzentration liegt zwischen 5 und 10 mg Ozon je Liter zu reinigendes Abwasser bzw. zwischen 0,7 und 1,0 g Ozon je g DOC. Da bei der Ozonierung unbekannte Transformationsprodukte gebildet werden, ist es zweckmäßig, eine zusätzliche Nachbehandlungseinheit im Ablauf der Ozonierung vorzusehen. Diese kann z.B. als biologisch aktiver Sandfilter oder als Schönungsteich ausgebildet sein, um eventuelle Toxizitäten und Restozon im Falle einer Überdosierung abzubauen. Beispielhaft ist in Abbildung 21) der Einfluss der Ozondosis auf die Elimination ausgewählter Mikroverunreinigungen dargestellt.

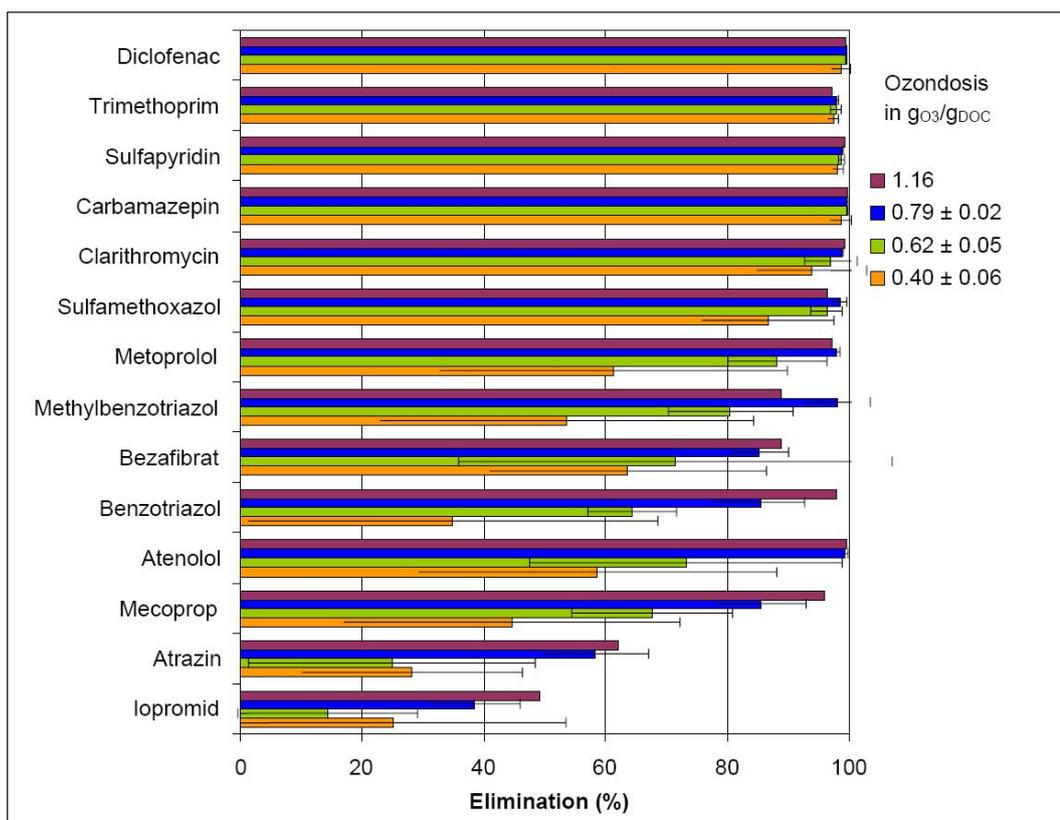


Abbildung 21: Eliminationsleistung der Ozonierung (ABEGGLEN ET AL. 2009)

Vor einer großtechnischen Umsetzung von Ozonierung auf Kläranlagen muss gesichert sein, dass keine Transformationsprodukte erzeugt werden, die eine vergleichbar kritischere Öko- bzw. Humantoxizität aufweisen, als die zu eliminierenden Substanzen. Daher werden in jüngsten Forschungsarbeiten zunehmend Metabolite und Transformationsprodukte identifiziert und bewertet. Hier besteht

noch ein sehr großer Forschungsbedarf. Der aktuelle Forschungsbedarf wird gekennzeichnet durch:

- Ermittlung der Leistungsfähigkeit von Ozonierung bei variierenden Zuflussbelastungen
- Ableitung von Empfehlungen hinsichtlich Bemessungs- und Betriebsparameter
- Festlegung von Steuer- und Regelstrategien sowie
- Untersuchungen zur Wirtschaftlichkeit sowie die öko- und humantoxikologische Bewertung von Transformationsprodukten

## 4 KURZBESCHREIBUNG DER LÖSUNGSMÖGLICHKEITEN

### 4.1 Allgemeines

Wie bereits eingangs in der Aufgabenstellung erwähnt, gibt es verschiedene Verfahrensvarianten zur Spurenstoffelimination. Im Weiteren wird ein erster Überblick über diese möglichen Verfahrenstechniken gegeben.

### 4.2 Pulveraktivkohle

Pulveraktivkohle verfügt im Vergleich zu granulierter Aktivkohle über eine geringere Korngröße. Die PAK wird dem Abwasserstrom zudosiert und eingerührt und muss anschließend durch eine Separationsstufe wieder aus dem Abwasserstrom entfernt werden.

Die Variante des Baus separater Kontakt- und Absetzbecken wird bisher insbesondere in Baden-Württemberg für die weitergehende Abwasserreinigung favorisiert. In dieser Variante wird die Aktivkohle in das der Nachklärung nachgeschaltete Kontaktbecken dosiert, in dem eine Beladung der Kohle erfolgt. Im anschließenden Absetzbecken wird die PAK abgezogen und zum Zwecke einer Mehrfachbeladung in das Kontaktbecken rezirkuliert. Die Überschussskohle wird dem Kontaktbecken entzogen und dem Belebungsbecken zugeführt, wo sie zusätzlich beladen und dann über den Überschussschlamm abgezogen wird. Eine vorhandene Sandfiltration dient als zusätzliche Sicherheit zur gesicherten Entfernung der beladenen Aktivkohle aus dem geklärten Abwasser. Dieses Verfahren befindet sich derzeit, wie bereits beschrieben, auf der Kläranlage Mannheim und der Kläranlage Böblingen-Sindelfingen in Betrieb, während es sich auf den Kläranlagen Kressbronn-Langenargen und Stockacher Aach im Bau befindet. Dieses Verfahren wird als Variante 1 „Pulveraktivkohle mit Kontakt- und Absetzbecken“ in der vorliegenden Studie näher untersucht.

### 4.3 Granulierte Aktivkohle

Granulierte Aktivkohle oder auch Kornkohle zeichnet sich durch eine größere Korngröße aus als pulverisierte Aktivkohle und wird als Filtermaterial zur Elimination von Spurenstoffen eingesetzt.

Bei den Aktivkohlefiltern wird die Kohle je nach Beschickungsrichtung der Filter von oben nach unten oder anders herum mit den Schadstoffen beladen. Es bildet sich eine Beladungsfront, die mit der Zeit durch den Filter wandert bis es zu einem Durchbruch kommt. Die Aktivkohle kann dann aus dem Filter entnommen

und regeneriert werden. Um die volle Beladungskapazität eines Filters ausnutzen zu können ohne das ein Durchbruch zu einem Konzentrationsanstieg im Ablauf führt, kann ein 2-stufiges Verfahren (2 hintereinander geschaltete Filter) gewählt werden.

Aktivkohlefilter können als druck- oder schwerkraftbetriebene Systeme gebaut werden. Mögliche Anwendungen in der Abwasserbehandlung sind die Umrüstung bereits bestehender Filteranlagen zu GAK-Filtern und der Bau von neuen Filtern, die einer bestehenden Filtration nachgeschaltet sind.

Die Möglichkeit der nachgeschalteten GAK-Filter hat den Vorteil, dass die komplette vorhandene Filtration als Sicherheitsstufe gegen einen möglichen Eintrag von Feststoffen aus der Nachklärung fungiert. Die nachgeschalteten Filter können wiederum als Druckfilter in Stahldruckkesseln oder als Schwerkraftfilter z.B. aus Beton umgesetzt werden. Bei der hier vorliegenden Planung wurden Stahldruckkessel gewählt. In der Variante 2 „Granulierte Aktivkohle in nachgeschalteten Druckkesseln (1-stufig)“ wird diese Verfahrensmöglichkeit weiter untersucht.

#### **4.4 Ozonierung**

Wie oben beschrieben entstehen bei der Behandlung von Abwassers mit Ozon zur Oxidation von Spurenstoffen Metabolite und Transformationsprodukten, deren öko- und humantoxikologische Wirkung bisher noch nicht ausreichend erforscht worden sind. Die oben genannten Forschungsprojekte befassen sich zurzeit mit dieser Fragestellung, welche geklärt werden sollte, bevor eine Ozonierung zur Spurenstoffelimination großtechnisch auf einer Kläranlage zur Anwendung kommt. Im Rahmen dieses Projektes wird vorgenannte Lösungsmöglichkeit (Variante 3) konzipiert und davon ausgegangen, dass die nachgeschaltete Filtration mögliche Metaboliten eliminiert.

## 5 PLANUNGS- UND BEMESSUNGSGRUNDLAGEN

### 5.1 Planungsgrundlagen

Seitens der Stadt Detmold wurden für die Bearbeitung folgende Unterlagen zur Verfügung gestellt:

- Auszüge Betriebstagebücher (Tageswassermengen, 2-Stunden-Wassermengen, Trübungsmessungen, CSB- und NH<sub>4</sub>-N-Konzentrationen Kläranlage Detmold 2010 bis 2011)
- Kläranlage, Lageplan Gesamtdarstellung
- Kläranlage, Nachklärbecken mit Darstellung in Grundriss und Schnitten
- Erlaubnisbescheid der Bezirksregierung Detmold vom 14.12.2010
- Betriebsvorschrift für die Flockungsfiltrationsanlage mit Denitrifikation in der Zentralkläranlage der Stadt Detmold, CTU Umwelttechnik vom 15.12.1997 einschließlich zugehöriger Planunterlagen in Grundriss und Schnitten

### 5.2 Hydraulische Bemessungsgröße

Die Hydro-Ingenieure GmbH hat eine Auswertung der 2h-Ablaufwassermengen der Jahre 2010 bis 2011 durchgeführt. Hierbei wurden sowohl Ganglinien erstellt als auch Summenhäufigkeiten ermittelt (siehe Anlage 2). Der maximale Ablauf liegt bei 735 l/s und der 85 %-Wert bei 301 l/s (siehe Tabelle 1)

Tabelle 1: Kläranlage Detmold, 2010-2011

Ablaufmenge (l/s)	RW + TW
Mittelwert	200
85%-Wert	301
Maximum	735

Die Bemessungswassermenge für die Spurenstoffbehandlung wurde auf max. 200 l/s festgelegt. Mit einem maximalen Zulauf von 200 l/s zur Spurenstoffelimi-

nation können im Mittel der Jahre 2010 und 2011 ca. 70% der anfallenden Abwassermenge im Zulauf des Klärwerks behandelt werden.

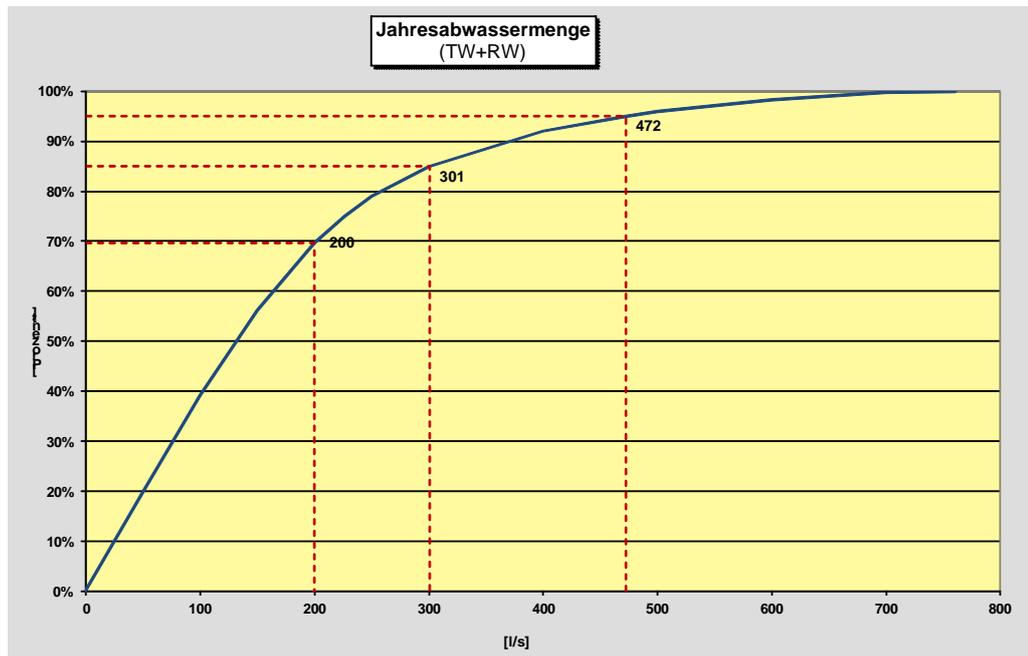


Abbildung 22: Auswertung Anteil der behandelten Abwassermenge an der Jahresschmutzwassermenge Kläranlage Detmold 2010 bis 2011

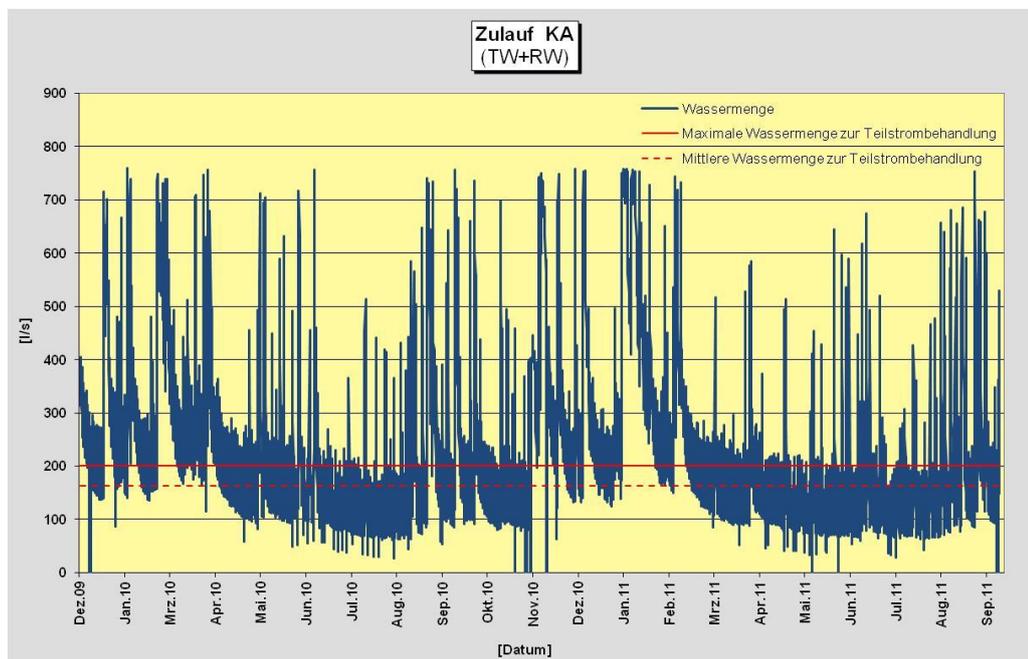


Abbildung 23: Auswertung Zulaufmengen Kläranlage Detmold 2010 bis 2011

## 6 PLANUNGSKONZEPTE ZUR SPURENSTOFFELIMINATION

Im Folgenden werden die für die Kläranlage möglichen Varianten unter Berücksichtigung der vorhandenen baulichen und technischen Randbedingungen erläutert. Die klärtechnische Bemessung der Varianten kann Anlage 3 entnommen werden. Alle Konzepte sind in Lageplänen und Verfahrensschemata dargestellt (siehe Planverzeichnis).

- Lösungsvariante 1 – Pulveraktivkohle mit Kontakt- und Absetzbecken
- Lösungsvariante 2 – Granulierte Aktivkohle in nachgeschalteten Druckkesseln (1-stufig)
- Lösungsvariante 3 – Ozonanlage

Im Rahmen der 2. Projektbesprechung wurden von der Hydro-Ingenieure GmbH weitere Varianten mit Kombinationsmöglichkeiten der Verfahren vorgestellt und erläutert, bei denen vorhandene Filtereinheiten genutzt werden.

Da die hydraulische Belastung der verbleibenden Filterzellen aus Erfahrung des Betreibers nicht erhöht werden kann, werden diese Varianten nicht weiter verfolgt.

### 6.1 Lösungsvariante 1: Pulveraktivkohle mit Kontakt- und Absetzbecken

Die Variante 1 umfasst die Zugabe von Pulveraktivkohle in einer vorgeschalteten Absorptionsstufe mit Abtrennung der Kohle in einem separaten Absetzbecken analog zum Verfahren auf der Kläranlage Mannheim (siehe Abbildung 24).

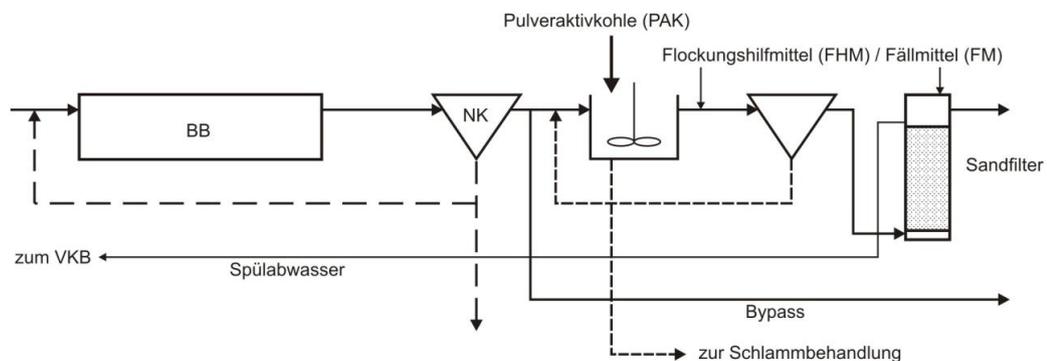


Abbildung 24: Schema Lösungsvariante 1 – Pulveraktivkohle mit Kontakt- und Absetzbecken

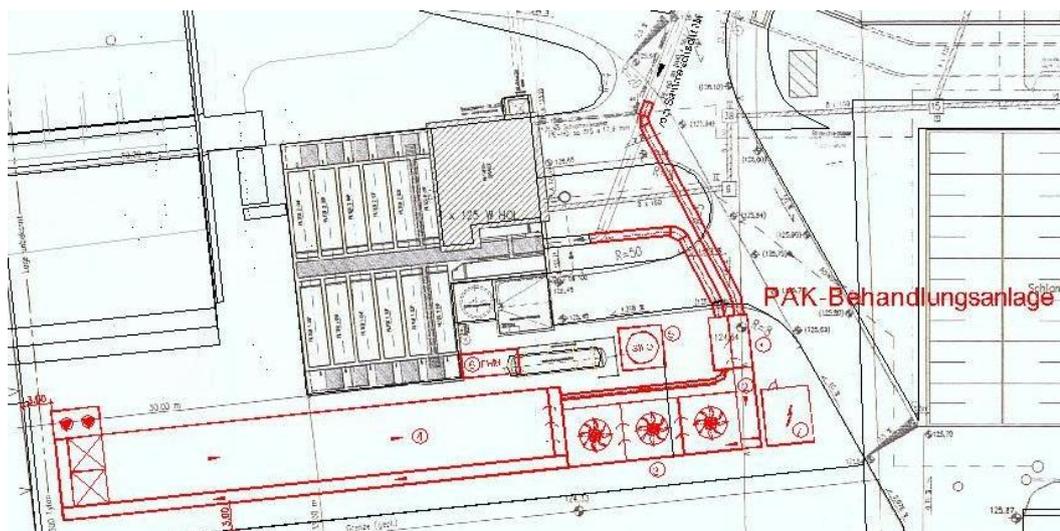


Abbildung 25: Ausschnitt Lageplan Lösungsvariante 1 - Pulveraktivkohle mit Kontakt- und Absetzbecken

Das Kontaktbecken wird als 3-er-Kaskade mit einer Gesamtfläche von etwa  $97 \text{ m}^2$  geplant. Mit einer Wassertiefe von  $3,7 \text{ m}$  ergibt sich ein Volumen von etwa  $360 \text{ m}^3$ , so dass die Aufenthaltszeit im Mischbecken bei einem maximalen Zufluss von  $200 \text{ l/s}$  30 Minuten beträgt. Jede Kaskade wird mit einem Rührwerk ausgestattet, um eine ausreichende Durchmischung zu gewährleisten.

Die Pulveraktivkohle wird in den Zulauf zum Kontaktbecken dosiert. Die PAK-Dosierrate wurde mit  $5 - 20 \text{ mg/l}$  angesetzt. Das PAK-Silo einschließlich Dosierstation wird ebenfalls auf der Grünfläche westlich der Filtration errichtet. Fäll- und Flockungshilfsmittel werden zwischen dem Kontakt- und Absetzbecken dosiert. Die Fällmitteldosierung erfolgt aus der vorhandenen Dosierstation am Filtergebäude, welche hierfür mit neuen Pumpen ausgestattet wird. Für die FHM-Station wird ein Betonfertigteilm-Container auf der Grünfläche aufgestellt.

Das Absetzbecken wird aufgrund der beengten Platzverhältnisse als längsdurchströmtes Rechteckbecken mit einer Länge von ca.  $46 \text{ m}$  gebaut. Bei einer Oberflächenbeschickung von  $2 \text{ m/h}$ , beträgt die erforderliche Tiefe  $3,7 \text{ m}$ . Es ergibt sich daraus ein Gesamtvolumen von etwa  $1.440 \text{ m}^3$ . Die Aufenthaltszeit im Absetzbecken beträgt bei einem maximalen Zufluss von  $200 \text{ l/s}$  2 Stunden. Der Ablauf des Absetzbeckens erfolgt über eine Überfallkante und fließt zur Flockungsfiltration.

Das Absetzbecken wird mit einem Räumler ausgestattet. Im Zulauf des Absetzbeckens werden Trichter ausgebildet, in die der Räumler die abgesetzte Kohle fördert. Von hier aus wird die Kohle über 2 Rezirkulationspumpen zurück in das Kontaktbecken gefördert. Das Rückführverhältnis beträgt maximal 70%. Die Überschussskohle wird über eine Pumpe aus dem Kontaktbecken in die Belebung gefördert. Die Kohle gelangt mit dem Überschussschlamm aus der Nachklärung zur Schlammbehandlung.

Es ist zu beachten, dass der behandelte Schlamm nicht wie zurzeit praktiziert in der Landwirtschaft entsorgt werden kann, sondern eine Verbrennung der gesamten Schlammmenge notwendig ist. Alternativ ist eine separate Schlammbehandlung für die Pulveraktivkohle möglich. Dies erfordert jedoch eine zusätzliche Schlammbehandlungsstraße und lässt den Vorteil einer weiteren Beladung der Kohle im Belebungsbecken ungenutzt.

Die wesentlichen verfahrenstechnischen Bemessungsgrundlagen werden im Weiteren kurz zusammengefasst:

- |                                       |                     |
|---------------------------------------|---------------------|
| • Aufenthaltszeit in Kontaktreaktor   | 30 min.             |
| • Energieeintrag im Kontaktbecken     | 10 W/m <sup>3</sup> |
| • Aufenthaltszeit Sedimentationsstufe | < 2,0 h             |
| • PAK-Dosierung                       | 5 – 20 mg/l         |
| • Polymerdosierung                    | 0,15 – 0,30 mg/l    |
| • Fällmitteldosierung                 | 2 – 8 mg/l          |

## 6.2 Lösungsvariante 2: Granulierte Aktivkohle in nachgeschalteten Druckkesseln (1-stufig)

Die Variante 2 untersucht die Filtration mit granulierter Aktivkohle in nachgeschalteten Druckkesseln als 1-stufige Variante (siehe Abbildung 26).

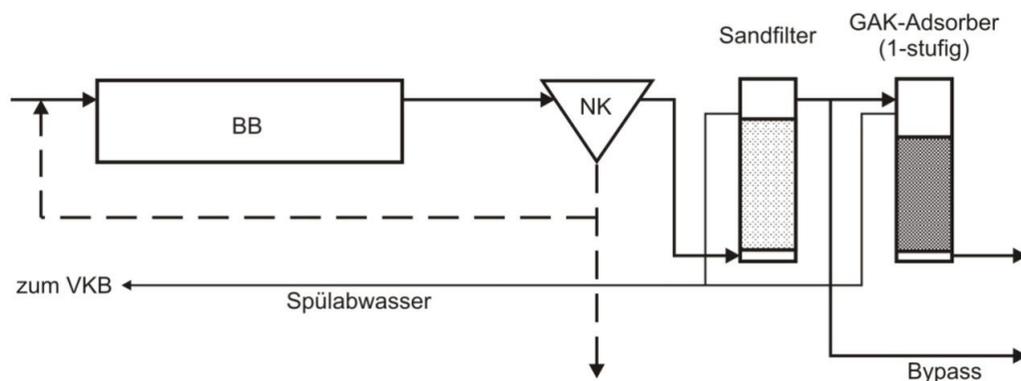


Abbildung 26: Schema Lösungsvariante 2 – GAK – Nachgeschaltete Druckkessel (1-stufig)

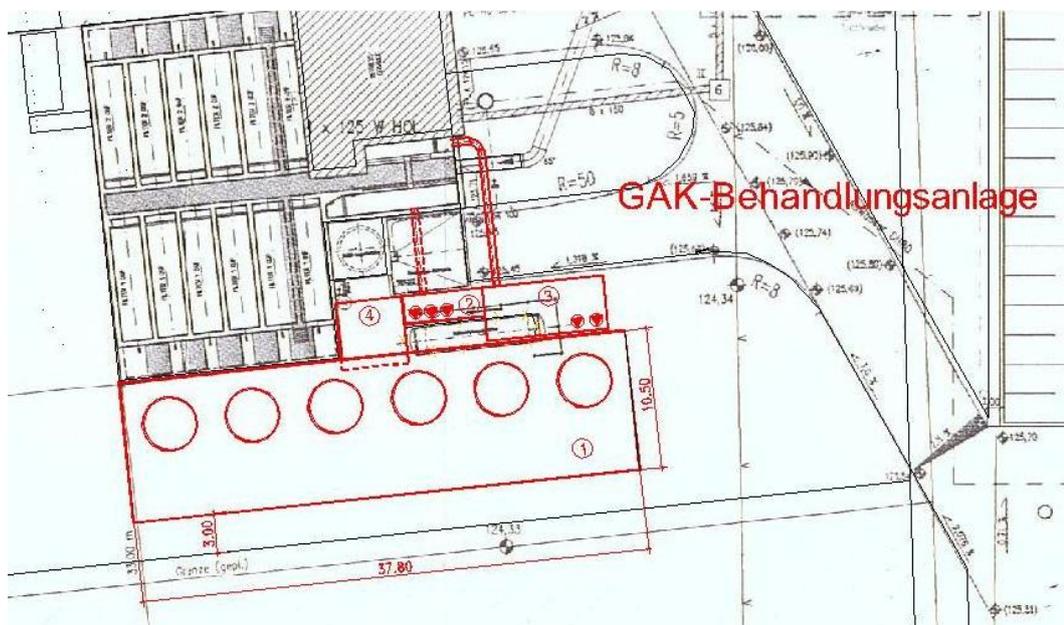


Abbildung 27: Ausschnitt Lageplan Lösungsvariante 2 – GAK – Nachgeschaltete Druckkessel (1-stufig)

Bei dieser Lösungsmöglichkeit wird auf die zusätzliche Sicherheit des 2-stufigen Verfahrens verzichtet. Bei einem 1-stufigen Verfahren sind insgesamt 6 Adsorber notwendig, die alle parallel gefahren werden. Dadurch kann auf eine aufwändige Karussellschaltung verzichtet werden und die Investitionskosten für die Adsorber halbieren sich. Es bestehen 2 Möglichkeiten der Betriebsweise von 1-stufigen GAK-Adsorbern:

1. Alle Adsorber werden bis zum vollständigen Durchbruch betrieben, so dass jeder Adsorber über einen gewissen Zeitraum mit einer sehr geringen Filterwirksamkeit betrieben wird und die Ablaufkonzentration insgesamt etwas ansteigt,
2. Jeder Adsorber wird nur bis zu einem definierten Durchbruchpunkt betrieben und die Aktivkohle wird ausgetauscht bevor die Filterwirksamkeit stark nachlässt.

Letzteres ist gängige Praxis in vielen Trinkwasseraufbereitungsanlagen mit 1-stufigen GAK-Adsorbieren, da in der Trinkwasseraufbereitung eine große Sicherheit erforderlich ist. In der Abwasserbehandlung ist, insbesondere aufgrund noch nicht vorhandener gesetzlicher Anforderungen, solch eine Sicherheit bisher nicht erforderlich. Da bei der 2. Betriebsweise die Standzeiten deutlich kürzer sind und dadurch die Betriebskosten stark ansteigen, wird empfohlen die 1. Betriebsweise zu verfolgen. Es besteht jedoch die Möglichkeit diese Variante zu einem späteren Zeitpunkt um eine 2. Stufe zu erweitern, falls gesetzliche Anforderungen dies notwendig machen sollten.

Der Teilstrom für die Behandlung in der GAK-Anlage wird über eine Leitung vom vorhandenen Auslaufschacht der Flockungsfiltration und einen Pumpenschacht mit 2 +1 Pumpen zu den GAK-Adsorbieren gepumpt. Die GAK-Adsorber werden in einer neu zu errichtenden Halle (optional Leichtbauweise) auf der Südseite der Flockungsfiltration aufgestellt.

Der Ablauf erfolgt aus dem Spülwasservorlagebehälter zum Filtratablaufschacht im Filter. Zum Spülen der Aktivkohle-Adsorber sind 1 + 1 Spülwasserpumpen mit einer maximalen Spülwassergeschwindigkeit von 25- 30 m/h und 1 + 1 Spülluftgebläse mit einer maximalen Spülluftgeschwindigkeit von 60 m/h vorgesehen. Im Ablauf der Filter ist eine Spülwasservorlage für die Spülwasserpumpen vorgesehen. Des Weiteren wird zur hydraulischen Vergleichmäßigung des Spülabwassers geplant. Von dort fließt das Spülabwasser zum Zulauf der Flockungsfiltration.

Die wesentlichen verfahrenstechnischen Bemessungsgrundlagen werden im Weiteren kurz zusammengefasst:

- |                                |                         |
|--------------------------------|-------------------------|
| • Verfahrenstechnik GAK-Filter | 1-stufig                |
| • 1. Stufe                     | 6 Reaktoren mit 4,1 m Ø |
| • Filterbetthöhe               | 3,00 m                  |
| • Aufenthaltszeit              | 10- 30 min              |

### Mess-, Steuer-, Regeltechnik

Wie bereits erwähnt ist für den Betrieb in Druckreaktoren mit granulierter Aktivkohle in einer 1-stufigen Ausführung keine „merry-go-round“-Schaltung erforderlich. Eine weitgehende Automatisierung der Betriebs- bzw. evtl. Spülintervalle ist jedoch trotzdem notwendig. Hierfür sind grundsätzlich folgende technischen Einrichtungen zu berücksichtigen:

- Druckmessungen im Zu- und Einlauf der Filter (online)
- Volumenstrom pro Filter (online)
- Start- und Endzeit Filtrationsbetrieb
- Start- und Endzeit Filtrationszyklus bis Spülung
- Spülzeitpunkt und Spülparameter (Art, Dauer, Volumenströme)
- Druck Filterspülphasen

Im Rahmen der weiteren Planung ist auch für den Betrieb eines 1-stufigen Verfahrens zu entscheiden, welcher Leitparameter für die Ermittlung der Eliminationsleistung der Adsorber besonders geeignet ist. Beispielhaft ist an dieser Stelle eine SAK254-Sonde oder eine TOC-Online-Messung aufgeführt.

### Betriebliche Aspekte

Die geplante Verfahrenskonzeption einer 1-stufigen GAK-Filtration weist im Hinblick auf eine weitergehende Entnahme von organischen Mikroschadstoffen deutlich geringere Betriebssicherheiten auf als ein 2-stufiges Verfahren. Es wird jedoch aus Kostengründen empfohlen die Adsorber trotz der 1-Stufigkeit bis zur kompletten Beladung zu betreiben und erst bei vollständigem Durchbruch das Filtermaterial herauszuholen und durch reaktiviertes Material zu ersetzen. Während des Wechsels des granulierten Aktivkohlematerials fällt der betroffene Filter komplett aus. Weitergehende Untersuchungen zur Feststellung des optimalen granulierten Aktivkohlematerials im Fall weitergehender Planung sind bei dieser Lösungskonzeption ebenfalls von besonderem Interesse.

Auch bei dieser 1-stufigen Lösungskonzeption dient die vorgeschaltete Floccungfiltrationsanlage einer kontinuierlichen Elimination von Feststoffen und bzw. Phosphor, so dass sich hierdurch die nachgeschaltete GAK-Lösung auf das eigentliche Ziel der Spurenstoffelimination bzw. eine weitergehende Stabilisierung der DOC- bzw. CSB-Ablaufwerte konzentrieren kann. So sind optimale Voraussetzungen für einen hohen Reinigungserfolg durch möglichst wenig konkurrierende Beladungsaktivitäten verschiedener Stoffparameter infolge zu hoher

Feststoffbelastung gegeben. Außerdem kann die erforderliche Spülung der GAK-Reaktoren voraussichtlich auf ein Minimum beschränkt werden, da sich das biologische Wachstum auf der Aktivkohle deutlich reduziert.

### 6.3 Lösungsvariante 3: Ozonung

Bei der Variante 3 ist eine Ozonung des Ablaufs der Nachklärbecken vorgesehen.

Aufgrund der höhenmäßigen Anordnung der Nachklärbecken sowie der Filtration sowie einer hydraulischen Überprüfung ist es gelungen, die geplante Ozonung mit relativ geringen hydraulischen Verlusten in Fließrichtung zwischen beiden Verfahrenskomponenten anzuordnen. Die Ozonung mit der zugehörigen Peripherie ist in unmittelbarer Nähe an die Flockungsfiltrationsanlage angebunden, die auch betrieblich sowie im Hinblick auf anzuliefernde Sauerstoffmengen eine günstige Gesamtkonzeption darstellt.

Die Auslegungswassermenge zur Bemessung der Ozonanlage wird analog zu den anderen Varianten mit 200 l/s gewählt. Abweichend davon wird die Anlage aber derart ausgestaltet, dass der Gesamtzulauf der Flockungsfiltrationsanlage durch die Ozonanlage geleitet wird. Bei Wassermengen, die die Bemessungswassermengen überschreiten, erfolgt an einem Trennschacht mit nachgeschalteten Regelschieber eine Drosselung auf 200 l/s. Die restliche Menge fließt direkt zum Flockungsfilter. Im Anschluss an das Durchfließen der Ozonungsreaktoren wird das Abwasser dann zunächst über eine Rohrleitung dem Zulaufgerinne der Flockungsfiltration zugeleitet, die dann, wie bisher auch, durchflossen wird.

Die Auslegung der Ozonerzeugung erfolgt auf eine maximale Dosierung von 10 mg/l bei der Bemessungswassermenge von 200 l/s. Hieraus ergibt sich eine benötigte, maximale Dosiermenge von 7,2 kg/h. Zur Wirtschaftlichkeitsbetrachtung wird von einer mittleren Dosierrate von 5 mg/O<sub>3</sub>/l bei einem mittleren Abwasserzulauf zur Ozonanlage von 163 l/s ausgegangen. Hiermit ergibt sich eine mittlere Ozondosierung von 2,9 kg O<sub>3</sub>/h.

Die Ozonerzeugung nach dem Prinzip der stillen, elektrischen Entladung benötigt zur Herstellung 1kg Ozon ca. die 10-fache Menge Sauerstoff. Somit werden im Maximum ca. 70 kg/h an Sauerstoff benötigt. Für die Wirtschaftlichkeitsbetrachtung ergibt sich die durchschnittlich benötigte Sauerstoffmenge zu 29,3 kg/h. Die Aufstellung des Ozonerzeugers soll im vorhandenen Filtergebäude im Raum oberhalb des Zulaufpumpensumpfs erfolgen. Der Tank für den Flüssigsauerstoff inklusive des zugehörigen Verdampfers wird außerhalb des Gebäudes auf der im Bereich der nord/westlichen Ecke der westlich der Flockungsfiltration gelegenen

Grünfläche aufgestellt. Die Fläche rund um den Flüssigsauerstofftank muss entsprechend befestigt werden.

Für den Ozoneintrag kommen prinzipiell 2 Verfahrensweisen in Frage. Zum einen ist das ein Eintrag des ozonhaltigen Gases über Diffusoren direkt in den Ozonreaktor. Alternativ dazu kann ein Teilstrom aus dem Reaktor mit einer Pumpe abgezogen werden und über einen Mischinjektor das ozonreiche Luftozongemisch ansaugen und dann in den Ozonreaktor eintragen. Nach neuesten Erkenntnissen liefern beide Systeme bei einem vergleichbaren Energieverbrauch vergleichbare Eliminationsraten (Herbst at all, 2011). Für die Ausführung auf der Kläranlage Detmold wird Ozoneintrag über ein Injektorsystem vorgesehen. Dies bietet den Vorteil, das bei einem im Filtrationsgebäude aufgestellten Ozonerzeuger und Injektor die Vermischung des Ozons mit dem Beschickungsvolumenstrom der Ozonreaktoren noch im Gebäude erfolgen kann und keine separate Ozonleitung aus dem Gebäude zu den neu zu errichtenden Reaktoren gelegt werden muss.

Gewählt wird eine Aufenthaltszeit im Ozonungsreaktor von insgesamt 10 Minuten. Der Ozonungsreaktor wird 2-straßig ausgeführt. Die lichten Abmessungen einer Straße inklusive Ausgasungszone betragen 7,6 x 3,5 x 4,5 m. Der Ablauf der Ozonungsreaktoren läuft über eine Leitung DN 1000 dem Zulaufgerinne der Flockungsfiltration im Freigefälle zu. Strömungstechnische Untersuchungen in anderen Vorhaben haben gezeigt, dass die Ausführung des Ozonreaktors als Schlaufenreaktor nicht erforderlich ist (Herbst at all, 2011). Auf entsprechende Einbauten wird aus diesem Grund verzichtet. Das Gesamtvolumen der beiden Reaktorstraßen inklusive Ausgasungszonen ergibt sich zu 120 m<sup>3</sup>, von denen  $\frac{3}{4}$  als Reaktionsraum und  $\frac{1}{4}$  als Ausgasungszone genutzt wird. Die Anordnung der neu geplanten Anlagenteile ist in der nachfolgenden Abbildung dargestellt.

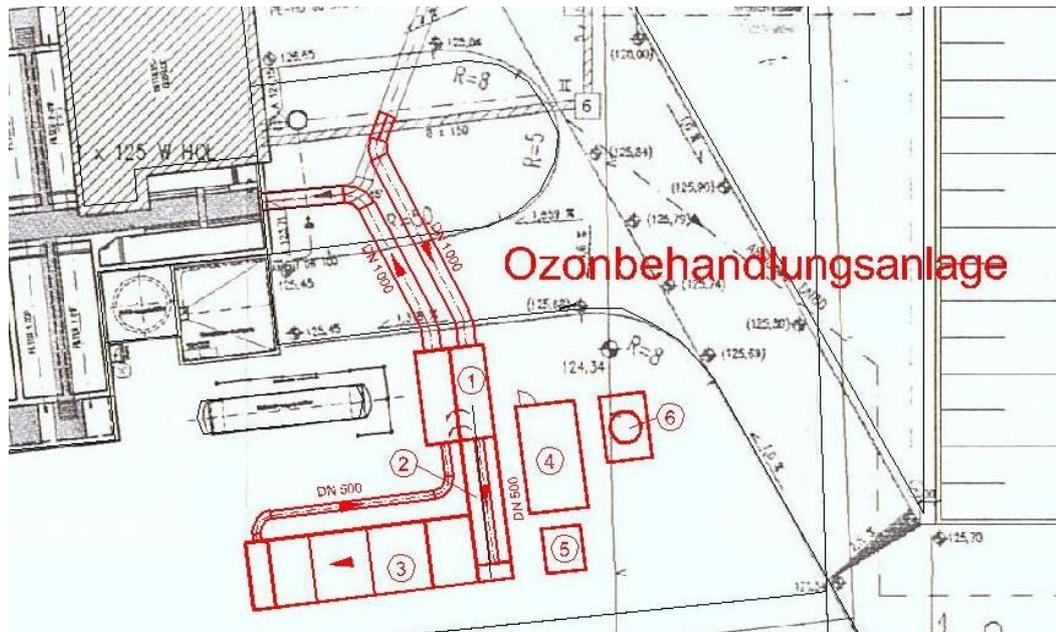


Abbildung 28: Ausschnitt Lageplan Lösungsvariante 3 - Ozonung

Für eine optimale Regelung des Ozoneintrags erfolgen im Zulauf der Anlage die Messung der Wassermenge und DOC-Konzentration online. Um Überdosierung zu vermeiden und eine Bilanzierung des Ozoneintrags vornehmen zu können, werden zudem die Ozonkonzentration im Gasstrom nach dem Ozonerzeuger in der Abluft der Reaktionsbehälter und in der Wasserphase im Ablauf des Ausgasungsbehälters gemessen. Die Abluft aus der Injektorstraße wird gezielt über einen Restozonvernichter behandelt, um eventuelle Restkonzentrationen vor Austritt in die Atmosphäre sicher zu eliminieren. Aus Gründen der Arbeitssicherheit werden im Raum zur Aufstellung des Ozonerzeugers Ozon- und Sauerstoffkonzentrationen in der Raumluft gemessen. Bei Bedarf erfolgt eine optisch akustische Warnung bzw. eine Abschaltung der Anlagen.

Die wesentlichen verfahrenstechnischen Bemessungsgrundlagen werden nachfolgend kurz zusammengefasst.

Aufenthaltszeit im Reaktionsbehälter	
inklusive Ausgasungszone	15 + 5 = 20 Min.
Ozondosierung bezogen auf Q	2 bis 10 mg O <sub>3</sub> /l
Sauerstoffbedarf	10 g O <sub>2</sub> /g O <sub>3</sub>

Aufgrund der o. g. Problematik der Transformationsprodukte, wird die Ozonierung dem Filter vorgeschaltet. Wie oben dargestellt, können durch eine biologi-

sche Aktivität im Filter die möglicherweise negativen Auswirkungen einer Ozonierung wieder ausgeglichen werden (ABEGGLEN ET AL. 2010). Daher ist die Verfahrenskombination von Ozonierung und nachfolgender Filtration auch für den Einsatz auf der Kläranlage Detmold geeignet und hinsichtlich ihrer ökotoxikologischen Auswirkung als gleichwertig mit einer Adsorptionsstufe zu beurteilen. Durch die nachfolgende Sandfiltration, in der aufgrund des noch im Abwasser enthaltenen Sauerstoffs auch biologische Abbauprozesse ablaufen, werden zudem während der Oxidation entstehende biologisch abbaubare Verbindungen abgebaut.

#### **6.4 Hydraulik**

Eine erste Berechnung der hydraulischen Verhältnisse ergibt, dass in Variante 1 und 3 ohne zusätzliches Pumpwerk die Spurenstoffeliminationsanlagen zwischen Nachklärung und Filteranlage angeordnet werden könnten. Da keine Bestandsdaten zur Hydraulik vorliegen, ist im Rahmen der weiteren Planung eine hydraulische Bestandsaufnahme und detaillierte Berechnung erforderlich.

## 7 KOSTENSCHÄTZUNG

Es wurde eine Wirtschaftlichkeitsanalyse der 3 zu untersuchenden Varianten durchgeführt. Hierzu wurden sowohl die Investitionskosten als auch die Betriebskosten ermittelt und daraus die Jahreskosten errechnet. Die Ergebnisse werden im Folgenden dargestellt.

### 7.1 Investitionskosten

Basierend auf den klärtechnischen Berechnungen (siehe Anlage 3) und den Lageplanskizzen wurden die Investitionskosten für die verschiedenen Lösungsvarianten geschätzt. Hierbei wurden Kosten für Bau-, Maschinen- sowie EMSR-Technik unterschieden. Die Kosten wurden anhand spezifischer Preise, basierend auf aktuellen Submissionsergebnissen sowie aktuellen Einheitspreisen ermittelt. Die Ergebnisse der Investitionskostenschätzung sind in Tabelle 2 unten zusammengefasst.

Tabelle 2: Investitionskosten der Varianten 1 bis 3

Pos.	Kurztext	Variante 1 PAK mit Kontakt- und Absetzbecken	Variante 2 nachgeschaltete Druckkessel	Variante 3 Ozon
1	Bau	1.407.649,80 €	382.614,40 €	340.907,17 €
2	Maschinentechnik	518.907,84 €	656.936,82 €	526.512,00 €
3	EMSR-Technik	350.000,00 €	250.000,00 €	166.000,00 €
4	<b>Investkosten netto</b>	<b>2.276.557,64 €</b>	<b>1.289.551,22 €</b>	<b>1.033.419,17 €</b>
5	<b>+ 19 % MwSt.</b>	<b><u>432.545,95 €</u></b>	<b><u>245.014,73 €</u></b>	<b><u>196.349,64 €</u></b>
6	<b>Investkosten brutto</b>	<b>2.709.103,59 €</b>	<b>1.534.565,95 €</b>	<b>1.229.768,81 €</b>
7	<b>Prozente</b>	<b>100%</b>	<b>57%</b>	<b>45%</b>

Die Investitionskosten für die Variante 1 liegen mit 2,7 Mio. € deutlich über den Kosten der Varianten 2 und 3. Variante 2, mit den nachgeschalteten Druckkesseln und granulierter Kohle sind mit 1,53 Mio. € etwa 20% über den Kosten der Variante 3 der Ozonung mit 1,23 Mio. €. Hierdurch liegen die Investitionen für die erstgenannte teuerste Lösung fast um den Faktor 2 höher als die zwei anderen Lösungsalternativen.

## 7.2 Betriebskosten

Um eine Wirtschaftlichkeitsuntersuchung durchzuführen, werden Jahreskosten berechnet. Hierbei sind die Betriebskosten der verschiedenen Konzepte von besonderer Bedeutung.

Nachfolgende Randbedingungen wurden bei der Ermittlung der Betriebskosten zugrunde gelegt.

- Energiekosten                      0,12 €/kWh
- Facharbeiter                        40.000 €/a
- Wartung/Versicherung          1 bzw. 3 % Investitionskosten

Für die Berechnung der Betriebskosten wurden die Kosten für Personal, Energie, Chemikalien, Schlammverbrennung bzw. -entsorgung sowie Wartung und Versicherungen ermittelt.

In die Ermittlung des Energiebedarfs wurden der Energiebedarf für Pumpen, Gebläse, Räumler sowie Rührwerke eingerechnet. Die Kosten für Chemikalien beinhalten im Wesentlichen die Kosten für die Aktivkohle. Als spezifischer Preis für die Pulveraktivkohle wurden 1.400 €/t angesetzt. Für die granulierten Aktivkohle wurde mit 900 €/t gerechnet. Dies entspricht dem Preis für regenerierte granulierten Aktivkohle. Die Kosten für neue granulierten Aktivkohle liegen mit einem Preis von ca. 1.300 €/kg deutlich über dem Preis für regenerierte Aktivkohle. Bei der Berechnung der Investitionskosten wurden für die erste Füllung der granulierten Aktivkohlefilter die Kosten für neue Aktivkohle angesetzt. Die erforderlichen Mengen der pulverisierten bzw. granulierten Aktivkohle wurden in der klärtechnischen Berechnung ermittelt. Zur Betriebskostenberechnung wurden die mittleren Dosieraten bzw. mittleren Standzeiten der Aktivkohlefilter angesetzt. In der Varianten 1 und 2 werden zusätzlich Flockungshilfsmittel sowie Fällmittel benötigt. Die Kosten für die Flockungshilfsmittel sind mit 1.300 €/t angesetzt. Die jährlichen Kosten für Flockungshilfsmittel liegen jedoch weit unter den Kosten für die Aktivkohle und fallen kaum ins Gewicht. Die Kosten für Fällmittel sind in der Be-

triebskostenberechnung nicht angesetzt, da sich durch die Fällmitteldosierung die notwendige Dosierung in der Simultan- bzw. Nachfällung reduziert. Für die Varianten 1 und 2 wurden die zusätzlichen Kosten für Schlammverbrennung bzw. -entsorgung durch die zusätzliche Schlammmenge durch die Pulveraktivkohle ermittelt. Der spezifische Preis wurde mit 64 €/t berücksichtigt. Desweiteren ist es bei dem Einsatz von Pulveraktivkohle bei gemeinsamer Abtrennung der Kohle zusammen mit dem Primär- oder Überschussschlamm nicht mehr möglich, den entwässerten Schlamm in der Landwirtschaft oder der Kompostierung zu entsorgen. Der gesamte Schlamm muss der Verbrennung zugeführt werden. Die Mehrkosten für diesen Entsorgungsweg sind auch unter dem Punkt Schlamm-entsorgung berücksichtigt.

In der Tabelle 3 sind die Betriebskosten für die unterschiedlichen Varianten zusammengefasst.

Tabelle 3: Betriebskosten in €/a der Varianten 1 bis 3

Pos.	Kurztext	Variante 1 PAK mit Kontakt- und Absetzbecken	Variante 2 nachgeschaltete Druckkessel	Variante 3 Ozon
1	Personal	10.000,00 €	10.000,00 €	10.000,00 €
2	Energie	16.841,23 €	26.880,36 €	58.565,35 €
3	Chemikalien	73.379,60 €	79.200,00 €	69.196,42 €
4	Schlamm Entsorgung	55.402,81 €	0,00 €	0,00 €
5	Wartung/ Versicherungen	33.105,48 €	10.982,44 €	8.629,66 €
6	<b>Betriebskosten netto</b>	<b>188.729,12 €</b>	<b>127.062,80 €</b>	<b>146.391,42 €</b>
7	<b>+ 19 % MwSt.</b>	<b><u>35.858,53 €</u></b>	<b><u>24.141,93 €</u></b>	<b><u>27.814,37 €</u></b>
8	<b>Betriebskosten brutto</b>	<b>224.587,65 €</b>	<b>151.204,73 €</b>	<b>174.205,79 €</b>
9	<b>Prozente</b>	<b>100%</b>	<b>67%</b>	<b>78%</b>

Die Betriebskosten der Varianten 2 und 3 sind mit ca.150.000 bis 170.000 €/a etwa gleich hoch. Die Betriebskosten der Variante 1 liegen 20 bis 30% über diesen Kosten, bei etwa 225.000 €/a.

### 7.3 Jahreskosten

Die Jahreskosten wurden unter Berücksichtigung der nachfolgenden Randbedingungen ermittelt.

- Betrachtungszeitraum 40 Jahre,
- Nutzungsdauer Bau 40 Jahre,
- Nutzungsdauer Maschinentchnik 20 Jahre,
- Nutzungsdauer EMSR-Technik 10 Jahre,
- Kalkulatorischer Zinssatz 5 %.

Die Ergebnisse der Jahreskostenberechnung sind in Tabelle 4 zusammengefasst. Die Jahreskosten der Variante 1 liegen etwa bei ca. 426.000 €/a. Die Jahreskosten der Variante 2 liegen deutlich unter diesen Kosten (ca. 34 %), bei etwa 279.000 €. Die Variante 3 ist mit ca. 274.000 € gleich hoch wie die Variante 2 der granulierten Kohle.

Tabelle 4: Jahreskosten in €/a der Varianten 1 bis 3

	Variante 1 PAK mit Kontakt- und Absetzbecken		Variante 2 nachgeschaltete Druckkessel		Variante 3 Ozon	
	€/a		€/a		€/a	
<b>Kapitalkosten</b>						
1. Anteil Bau						
Investitionskosten (€)	1.407.650 €	82.035 €/a	382.614 €	22.298 €/a	340.907 €	19.867 €/a
Abschreibungsdauer (Jahre)	40		40		40	
Verzinsung (%)	5,0		5,0		5,0	
Kapitalwiedergew.-fakt.	0,0583		0,0583		0,0583	
2. Anteil Maschinentechnik						
Investitionskosten (€)	518.908 €	41.639 €/a	656.937 €	52.714 €/a	526.512 €	42.249 €/a
Abschreibungsdauer (Jahre)	20		20		20	
Verzinsung (%)	5,0		5,0		5,0	
Kapitalwiedergew.-fakt.	0,0802		0,0802		0,0802	
3. Anteil EMSR-Technik						
Investitionskosten (€)	350.000 €	45.327 €/a	250.000 €	32.376 €/a	166.000 €	21.498 €/a
Abschreibungsdauer	10		10		10	
Verzinsung (%)	5,0		5,0		5,0	
Kapitalwiedergew.-fakt.	0,1295		0,1295		0,1295	
<b>Summe Investitionskosten (€)</b>	<b>2.276.558 €</b>		<b>1.289.551 €</b>		<b>1.033.419 €</b>	
<b>Summe Kapitalkosten</b>		<b>169.000 €/a</b>		<b>107.389 €/a</b>		<b>83.614 €/a</b>
<b>Betriebskosten Gesamt</b>		<b>188.729 €/a</b>		<b>127.063 €/a</b>		<b>146.391 €/a</b>
<b>Jahreskosten (netto)</b>		<b>357.729 €/a</b>		<b>234.451 €/a</b>		<b>230.005 €/a</b>
<b>+ 19 % MwSt.</b>		<b>67.969 €/a</b>		<b>44.546 €/a</b>		<b>43.701 €/a</b>
<b>Jahreskosten (brutto)</b>		<b>425.698 €/a</b>		<b>278.997 €/a</b>		<b>273.706 €/a</b>
		<b>100%</b>		<b>66%</b>		<b>64%</b>

#### 7.4 Sensitivitätsanalyse

Die Ergebnisse der Jahreskostenbetrachtung gemäß LAWA zeigen nach Untersuchung der verschiedenen Konzepte einen deutlichen Unterschied zwischen der Variante mit PAK und den Varianten mit GAK und Ozon für die Kosten. Die Variante 1 (PAK) ist aufgrund der deutlich höheren Kapitalkosten die teuerste Verfahrenstechnik. Die Varianten 2 und 3 zeigen nur geringe Jahreskostenunterschiede. Wie sich die mögliche Änderung bei diesen Varianten auswirken kann, wird nachfolgend für folgende kostenrelevante Parameter analysiert:

- Energiekosten bzw. der spez. Preis von 12 Cent/kWh (brutto)
- Materialkosten der granulierten Aktivkohle (€/t) sowie des Ozons

- Entwicklung der zukünftigen spezifischen Materialpreise
- Standzeiten der GAK-Filter
- Erforderliche Dosierrate des Ozons

Bei einem Anstieg der Energiepreise von 12 auf z. B. 15 oder 18 Cent/kWh (netto) erhöhen sich die Jahreskosten der Ozonvariante am stärksten. Ab ca. 16cent/kWh wird diese Variante teurer als die Variante mit GAK Druckkesseln.

Da der Einsatz von Pulveraktivkohle mit großem Abstand die teuerste Variante ist wird die Veränderung der Preise für granuliert Kohle und des Ozons untersucht. Mit einem Anteil von 48 % bzw. 62 % dieser Kosten an den Betriebskosten wird die Abhängigkeit der Jahreskosten unter diesem Aspekt deutlich.

Für die mittleren Betriebskosten Ozonung wird in Variante 3 eine mittlere Dosierrate von 7,5 mgO<sub>3</sub>/l angesetzt. Wie bei der Zugabe von Pulveraktivkohle hängt die erforderliche Dosierrate von der erwünschten Reinigungsleistung ab. Sollte sich eine Änderung der mittleren Dosierrate von 7,5 mg/l auf 10 mg/l oder 5mg/l ergeben, so wäre hiermit eine erhebliche Steigerung oder Senkung der Betriebskosten um 38.000 €/a d.h. von 16% zu verzeichnen. Bei den Jahreskosten würde der Unterschied ca. 11 % betragen.

Den bisherigen Ansätzen liegen Richtpreisangebote und aktuelle Submissions-ergebnisse von anderen Projekten, z.B. auf der Kläranlage Obere Lutter (GAK) zugrunde. Der Aktivkohlepreis für die granuliert Kohle wurde in Höhe von 1.300 €/t bzw. 900 €/t für reaktivierte Kohle realistisch angesetzt. Auf dem Markt gibt es sowohl teurere als auch deutlich günstigere Ergebnisse. Ein Erhöhung von 900 €/t auf 1.110 €/t führt zu ca. 14% höheren Betriebskosten bzw. 4% höheren Jahreskosten d.h. 17.600 €/a. Diese Variante wird deshalb mit steigenden Aktivkohlekosten deutlich teurer als die Variante zur Ozonerzeugung.

Von großer Bedeutung für die Gesamtbetrachtung ist neben dem spezifischen Materialpreis auch die Standzeit der GAK-Reaktoren. Gemäß der klärtechnischen Berechnung in Anlage 3 wird derzeit für die GAK-Varianten von einer Standzeit von 9-10 Monaten ausgegangen. Die Standzeit ist wesentlich davon abhängig, welche Stoffe zu welchem Grad eliminiert werden sollen. Bei einer Verlängerung der Standzeit z.B. auf ca. 12 Monate würden sich die Betriebskosten um 12 % und die Jahreskosten um 6% reduzieren.

Vor dem Hintergrund des noch nicht klar definierten Reinigungszieles bzw. der noch fehlenden Antwort auf die Frage, auf welche Leitparameter sich eine wei-

tergehende Spurenstoffelimination zu beziehen hat, kann eine Bewertung sich ändernder Standzeiten nur schwer vorgenommen werden. Von daher ist im Rahmen der weiteren Planung zu definieren, welche Variante grundsätzlich verfolgt werden soll und welche enthaltenen Kostenrisiken durch weitergehende Untersuchungen wie z. B. einen großtechnischen Versuch zu einer Kostensicherheit beitragen können.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass bei den Varianten 2 und 3, mit einem hohen Anteil der Betriebskosten an den Jahreskosten je nach Entwicklung der Aktivkohlepreise/Standzeit oder den Kosten für die Ozonerzeugung (Energieverbrauch) ein Kostenvorteil für die eine oder andere Variante ergibt. Berücksichtigt werden muss auch, dass eine allgemeine Erhöhung der Energiepreise auch zu einer Erhöhung der Herstellungskosten für Aktivkohle bzw. der Kohlergenerierung führen wird.

## 8 BEWERTUNG DER PLANUNGSKONZEPTE

Abgesehen von den Kosten gibt es noch weitere Kriterien wie z.B. die Reinigungsleistung, die Entstehung und Auswirkungen von möglichen Transformationsprodukten oder den Betriebsaufwand, die die Auswahl der bevorzugten Verfahrensvariante beeinflussen. Es wurde daher eine Bewertungsmatrix erarbeitet (siehe Tabelle 55), in der eine Bewertung anhand dieser Kriterien für die verschiedenen Varianten durchgeführt wurde. Die Kriterien sind prozentual gewichtet und die Varianten mit einer Punktzahl von 1 bis 5, wobei 1 die niedrigste und 5 die höchste Bewertung darstellt, bewertet.

Die Höhe der **Jahreskosten** wird als das wichtigste Kriterium gesehen und daher mit der höchsten Gewichtung (40%) eingestuft. Wie schon im Kapitel 7 erläutert, sind die Varianten 2 und 3 ungefähr gleich einzustufen und werden mit 5 Punkten bewertet. Variante 1 erhält 3 Punkte.

Ein weiteres wichtiges Kriterium ist die **Reinigungsleistung** hinsichtlich der Spurenstoffelimination der verschiedenen Verfahren. Die Reinigungsleistung variiert für die unterschiedlichen Spurenstoffe. Zwischen den unterschiedlichen Verfahren sind jedoch keine wesentlichen Unterschiede in der Reinigungsleistung zu erkennen. Daher wurden alle 3 Varianten einheitlich mit 4 Punkten bewertet. Es ist lediglich zu erwähnen, dass die Variante mit Aktivkohle noch weitergehend zur Entfernung von CSB beitragen. Dieser Vorteil ist bei der Ozonung nicht gegeben.

Ein in der Literatur und der Öffentlichkeit diskutiertes Kriterium sind die Entstehung und die Auswirkungen von Transformationsprodukten bei der Ozonung. Studien z.B. auf der Kläranlage Regensdorf in der Schweiz haben gezeigt, dass bei der Ozonung Transformationsprodukte entstehen, diese aber in einer anschließenden Filtration mit biologischer Aktivität weitestgehend wieder abgebaut werden. Es konnten keine negativen Auswirkungen auf das Ökosystem im Vorfluter nachgewiesen werden. Deshalb werden alle Varianten gleich bewertet.

Tabelle 5: Bewertungsmatrix

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
<b>Summe</b>	<b>100</b>		<b>3,20</b>		<b>4,20</b>		<b>4,55</b>
Punktwertung:							
1 = schlecht							
2 = ausreichend							
3 = befriedigend							
4 = gut							
5 = sehr gut							

Im Bereich der **Planungssicherheit** bzw. der **Referenzen** der untersuchten Varianten im Bereich der kommunalen Abwasserreinigung schneidet die Varianten 1 (PAK) und 3 (Ozonung) am besten ab. Hierzu gibt es bereits einige Referenzanlagen in Deutschland, wie z.B. die Kläranlage Mannheim (PAK) und der Kläranlage Bad Sassendorf (Ozonung). Die beiden Varianten werden mit der höchsten Punktzahl bewertet. Für die nachgeschaltete GAK-Filter (Variante 2) gibt es bisher in Deutschland noch keine Referenzen. Es wird jedoch in Großbritannien eine Versuchsanlage mit nachgeschalteten GAK-Filtern zur Eliminierung von Hormonen und in Namibia wird eine Anlage mit einer 2-stufigen GAK-Filterstufe zur Aufbereitung von Trinkwasser aus geklärtem Abwasser betrieben. Die Aktivkohleabsorption in Druckkesseln ist bisher in der Abwasserreinigung noch nicht zur Anwendung gekommen, entspricht aber in der Trinkwasseraufbereitung dem Stand der Technik. Variante 2 wurde mit 2 Punkten am schlechtesten bewertet.

Der Aufwand für **Wartungsarbeiten / Betriebsaufwand** ist insbesondere aus betrieblicher Sicht ein weiteres wichtiges Kriterium. Der Wartungs- und Betriebsaufwand für die GAK-Variante (Variante 2) wird als relativ gering eingeschätzt. Auch bei der Ozonanlage wird der Aufwand als gering eingeschätzt. Es besteht jedoch ein gewisser Aufwand dadurch, dass das Personal für die Handhabung von Sauerstoff speziell geschult werden muss. Deswegen wird Variante 3 mit 4 Punkten etwas schlechter bewertet. Aufgrund der aufwändigeren Dosiertechnik für die Pulveraktivkohle wird der Wartungs- und Betriebsaufwand für Variante 1 als am höchsten eingeschätzt und mit 3 Punkten bewertet.

**Betriebssicherheit / Redundanzen** sind ebenfalls ein wichtiges Kriterium. Sie wird für die Varianten 1 und 2 als am höchsten eingeschätzt. Obwohl bei Variante 1 die Spurenstoffelimination in einem 1-strassigen Verfahren erfolgt, ist aufgrund des robusten Verfahrens mit wenigen Betriebsausfällen zu rechnen. Variante 2 wird aufgrund der hohen Redundanz (6 Filter) mit der höchsten Punktzahl bewertet. Bei der Ozonanlage (Variante 3) steht nur 1 Ozongenerator zur Verfügung, so dass die Betriebssicherheit geringer eingeschätzt und mit 3 Punkten bewertet wird.

Das Kriterium **Desinfektion** berücksichtigt die Verbesserung der Ablaufqualität im Hinblick auf hygienischen Parameter, wie z.B. E-Coli und Enterokokken (Überwachungsgrößen gemäß EU-Badegewässerrichtlinie). Untersuchungen auf der KA Regensdorf, Schweiz, haben gezeigt, dass die Gesamtkeimreduzierung mit einer Ozonung und nachgeschaltetem Filter bei 90 % liegt und der Ablauf genügt den Anforderungen der EU-Badegewässerrichtlinie. In Lausanne konnte sogar ein virenfreier Ablauf nachgewiesen werden.

Das Ozonverfahren erhält damit 5 Punkte in der Bewertung. Die anderen Verfahren führen zu keiner bzw. nur geringen Reduzierung von Keimen.

Die **Nachhaltigkeit (CO<sub>2</sub>-Emissionen)** der verschiedenen Verfahrenstechniken ist in letzter Zeit immer mehr in den Fokus des Interesses gerückt. Im Hinblick auf Verfahren zur Spurenstoffelimination gibt es bisher noch vergleichsweise wenige Erkenntnisse. Erste Untersuchungen haben jedoch ergeben, dass der Primärenergieverbrauch bzw. der CO<sub>2</sub>-Ausstoß bei der Aktivierung/ Reaktivierung der Aktivkohle und bei der Energiegewinnung für eine Ozonanlage in etwa gleich hoch sind. Daher werden alle Varianten einheitlich mit 4 Punkten bewertet.

In **Summe** scheidet die Varianten 3 – Ozonanlage - in der Bewertung mit 4,55 Punkten am besten ab. Insbesondere aufgrund der Jahreskosten wird die Variante 1 (PAK mit Kontakt- und Absetzbecken) nur mit 3,2 Punkten bewertet.

## 9 WEITERE WISSENSCHAFTLICHE FRAGESTELLUNGEN

Im Hinblick auf eine zielgenaue Festlegung der Ozongeneratorgröße und der Größe des Kontaktbeckens müssen folgende Fragen beantwortet werden:

- Welche Ozondosis ist erforderlich?
- Welche Kontaktzeit ist erforderlich?
- Welcher Hygienisierungsgrad des Ablaufes ist erreichbar?

Diese Fragen können im Rahmen eines Pilotversuches geklärt werden.

## 10 ZUSAMMENFASSUNG

Die Stadt Detmold betreibt das Zentralklärwerk Detmold mit einer Ausbaugröße von 135.000 EW. Anlässlich der aktuellen Diskussionen über die Auswirkungen von Spurenstoffen auf die Gewässerökologie und die Möglichkeiten der Elimination dieser Spurenstoffe auf kommunalen Kläranlagen, hat die Stadt Detmold die Hydro-Ingenieure GmbH beauftragt im Rahmen einer Vorplanung die Möglichkeiten des Baus einer Aktivkohleanlage zur Spurenstoffelimination auf dem Zentralklärwerk Lage zu untersuchen.

Es wurden die folgenden Verfahrensmöglichkeiten in die Vorplanung einbezogen:

- Lösungsvariante 1 – Pulveraktivkohle mit Kontakt- und Absetzbecken
- Lösungsvariante 2 – Granulierte Aktivkohle in nachgeschalteten Druckkesseln (1-stufig)
- Lösungsvariante 3 – Ozonung

Die unterschiedlichen Verfahrensvarianten wurden hinsichtlich ihrer technischen Machbarkeit untersucht, die Projektkostenbarwerte geschätzt und eine Bewertung anhand ausgewählter Kriterien vorgenommen.

Die Varianten 2 und 3 liegen sowohl was die Kosten betrifft als auch nach Bewertung anhand von nicht-monetären Kriterien sehr nah beieinander. Die Variante 1 (PAK) scheidet aufgrund sehr hoher Kosten aus.

Es wird empfohlen, zur weitergehenden Abwasserreinigung mit einer Spurenstoffelimination auf der Kläranlage Detmold eine Ozonanlage zur Teilstrombehandlung zu errichten. Neben einer weitgehenden Spurenstoffelimination ist auch eine Desinfektion des Abwassers verbunden.

Eine wissenschaftliche Begleitung des Projektes sowie die Durchführung eines Pilotversuches zur Absicherung der Auslegungsgröße wird empfohlen.

**Anlage 1**  
Aktennotizen

## **Anlage 1.1**

Besprechungsvermerk, 1. Projektgespräch, 22.09.2011

## **Anlage 1.2**

Besprechungsvermerk, 2. Projektgespräch, 15.12.2011

## **Anlage 1.3**

Besprechungsvermerk, 3. Projektgespräch, 18.06.2012

## **Anlage 2**

### Planungsgrundlagen

## **Anlage 2.1**

### Wassermengen

# Anlage 2.2

## Konzentrationen

## **Anlage 3**

### Klärtechnische Berechnungen

## **Anlage 4**

### **Kostenschätzung**