



# Kläranlage Löhne

## Machbarkeitsstudie zur Spurenstoffelimination

### Erläuterungsbericht

Düsseldorf, November 2013



**Auftraggeber:**

Wirtschaftsbetriebe Löhne

---

Wirtschaftsbetriebe Löhne: Guido Kunze

**Aufgestellt durch:**

Hydro-Ingenieure Planungsgesellschaft für Siedlungswasserwirtschaft mbH

Beratende Ingenieure

Stockkampstraße 10

40477 Düsseldorf

Düsseldorf, November 2013

4151\_00 / KA, TD

20130802\_Erläuterungsbericht\_Entwurf.docx

---

Geschäftsführer: Dipl.-Ing. Klaus Alt

Projektleiter: Dipl.-Ing. Tanja Drewes

## INHALTSVERZEICHNIS

1	EINLEITUNG	1
1.1	Veranlassung	1
1.2	Projektkurzbeschreibung	1
1.3	Aufgabenstellung	2
2	KURZBESCHREIBUNG DER BESTEHENDEN KLÄRANLAGE	3
3	STAND DER FORSCHUNG ZUM THEMA SPURENSTOFFE IM ABWASSER UND TRINKWASSER	4
3.1	Allgemeines	4
3.2	Physikalisch-chemische Stoffeigenschaften	6
3.3	Grundlagen der Aktivkohleadsorption	7
3.3.1	Grundbegriffe, Funktionsprinzip und Bemessungsparameter	7
3.3.2	Charakterisierung des Adsorptionsverhaltens	9
3.4	Grundlagen der Behandlung mit Ozon	12
3.4.1	Grundbegriffe und Funktionsprinzip	12
3.4.2	Grundlagen der chemischen Oxidation	13
3.4.3	Verfahrenstechnik und Apparative Ausführung der Ozonierung	14
3.5	Aktuelle Projekte bzw. Forschungsvorhaben	16
3.5.1	Überblick Aktivkohle	16
3.5.2	Einzelne Projektbeispiele Aktivkohle	17
3.5.3	Überblick Ozonierung	22
3.5.4	Einzelne Projektbeispiele Ozonierung	23
	KURZBESCHREIBUNG DER LÖSUNGSMÖGLICHKEITEN	25
3.6	Allgemeines	25
3.7	Pulveraktivkohle	26
3.8	Granulierte Aktivkohle	26
3.9	Ozonierung	27
4	PLANUNGS- UND BEMESSUNGSGRUNDLAGEN	28
4.1	Planungsgrundlagen	28
4.2	Hydraulische Bemessungsgröße	28
5	PLANUNGSKONZEPTE ZUR SPURENSTOFFELIMINATION	31
5.1	Lösungsvariante 1: Pulveraktivkohle mit Kontaktbecken	32
5.2	Lösungsvariante 2: Granulierte Aktivkohle in nachgeschalteten Druckkesseln (1-stufig)	35
5.3	Lösungsvariante 3: Ozonung	37
6	KOSTENSCHÄTZUNG	41
6.1	Spurenstoffelimination	41
6.1.1	Investitionskosten	41
6.1.2	Betriebskosten	42
6.1.3	Jahreskosten	44

6.1.4	Projektkostenbarwert	45
6.1.5	Sensitivitätsanalyse	45
6.2	Ozonung mit Nachbehandlung	49
7	BEWERTUNG DER PLANUNGSKONZEPTE ZUR SPURENSTOFFELIMINATION	49
8	WEITERE WISSENSCHAFTLICHE FRAGESTELLUNGEN	54
9	ZUSAMMENFASSUNG UND EMPFEHLUNG	54

## ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1: Kläranlage Löhne, Hochlaststufe (links)	1
Abbildung 2: Kläranlage Löhne, Zulaufpumpwerk (rechts)	1
Abbildung 3: A-Stufe Kläranlage Löhne (links)	4
Abbildung 4: Belebungsanlage der 90er Jahre, Kläranlage Löhne (rechts)	4
Abbildung 5: Konzentrationen ausgewählter Mikroverunreinigungen (BEIER 2010)	5
Abbildung 6: Aktivkohlestruktur (BRENDDEL 1997, verändert nach MARCUS 2005)	8
Abbildung 7: Transportmechanismen bei der Aktivkohleadsorption (SONTHEIMER 1985)	11
Abbildung 8: Beladungsprofil Aktivkohlefilter (SONTHEIMER 1985, verändert)	11
Abbildung 9: Reaktionsmechanismen	14
Abbildung 10: Ozonung mit Teilstrom-Injektor-Prinzip	15
Abbildung 11: 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)	17
Abbildung 12: Großbritannien – Kläranlage Swindon, Einsatz von granulierter Aktivkohle	18
Abbildung 13: Einsatz von Pulveraktivkohle – Mannheimer Verfahren	19
Abbildung 14: Anwendung der Pulveraktivkohle - Versuche auf der Kläranlage Kloten – Schweiz / Luftbild	19
Abbildung 15: Verbandsklärwerk Obere Lutter – Füllung der Filterzelle mit granulierter Aktivkohle	20
Abbildung 16: Mittlere Eliminationsraten mit GAK, kont. KA (10 m/h)	21
Abbildung 17: Ozonung von gereinigtem Abwasser	22
Abbildung 18: Eliminationsleistung der Ozonung (ABEGGLEN ET AL. 2009)	24
Abbildung 19: Kläranlage Bad Sassendorf – Ozonanlage mit Sauerstofftank	25
Abbildung 20: Auswertung Anteil der behandelten Teilstrommenge an der Zulaufmenge zur Spurenstoffanlage der KA Löhne 2009	29

Abbildung 21: Auswertung Zulaufmengen zur Spurenstoffanlage der KA Löhne 2009	30
Abbildung 22: Auswertung Anteil der behandelten Teilstrommenge an der Zulaufmenge zur Spurenstoffanlage der KA Löhne 2012	30
Abbildung 23: Auswertung Zulaufmengen zur Spurenstoffanlage der KA Löhne 2012	31
Abbildung 24: Schema Lösungsvariante 1 – Pulveraktivkohle mit Kontaktbecken	32
Abbildung 25: Lösungsvariante 1- Pulveraktivkohle mit Kontaktbecken	33
Abbildung 26: Schema Lösungsvariante 2 – GAK – Nachgeschaltete Druckkessel (1-stufig)	35
Abbildung 27: Lösungsvariante 1 – GAK – Nachgeschaltete Druckkessel (1-stufig)	37
Abbildung 28: Lösungsvariante 3 - Ozonung	39
Abbildung 29: Sensitivitätsanalyse Energiekosten	46
Abbildung 30: Sensitivitätsanalyse Materialkosten	47
Abbildung 31: Sensitivitätsanalyse Standzeiten GAK	48

## TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1: Investitionskosten in € der Varianten 1 bis 3	41
Tabelle 2: Betriebskosten in €/a der Varianten 1 bis 3	43
Tabelle 3: Jahreskosten in €/a der Varianten 1 bis 3	44
Tabelle 4: Projektkostenbarwert in € der Variante 1 bis 3	45
Tabelle 5: Projektkostenbarwert in € der Variante 1 bis 3 und 3.1	49
Tabelle 6: Bewertungsmatrix	52

## **ANLAGENVERZEICHNIS**

### **ANLAGE 1: AKTENNOTIZEN**

Anlage 1.1      Besprechungsvermerk, 1. Projektgespräch, 22.05.2013

### **ANLAGE 2: PLANUNGSGRUNDLAGEN**

Anlage 2.1      Wassermengen

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

Anlage 3.1      Klärtechnische Berechnungen Spurenstoffelimination

### **ANLAGE 4: KOSTENSCHÄTZUNG**

Anlage 4.1      Kostenschätzung Spurenstoffelimination



## PLANVERZEICHNIS

4151_00_001	Lageplan Variante 1: Pulveraktivkohle mit Kontaktbecken	M 1:1000
4151_00_002	Lageplan Variante 2: Granulierte Aktivkohle in nachgeschalteten Druckkesseln (1-stufig)	M 1:1000
4151_00_002	Lageplan Variante 3: Ozonanlage	M 1:1000
4151_00_004	Lageplan Variante 3.1: Ozonanlage	M 1:1000
4151_00_005	Lageplan Rohrleitungen Standortwahl	o.M.

## LITERATUR- UND QUELLENVERZEICHNIS

### Plangrundlagen und projektbezogene Unterlagen:

- [1] Erlaubnisbescheid zur Einleitung in den Rehmerloh-Mennighüffer-Mühlenbach vom 12.10.2010, befristet gültig bis 31.10.2020, ausgestellt durch die Bezirksregierung Detmold
- [2] Lagepläne der Kläranlage Löhne der Firma Zander, Maßstab 1:200; 1:250
- [3] Labordaten: CSB, BSB und Stickstoffwerte für die Jahre 2011 und 2012
- [4] Jahresschmutzwassermengen 2009 bis 2012
- [5] Konzept zur Optimierung der 1. Stufe der Biologie vom April 2010
- [6] Antrag auf Erweiterung und Betrieb der Kläranlage Löhne vom Januar 1996

### Technische Regelwerke, Normen und gesetzliche Bestimmungen:

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

Veröffentlichungen und Fachliteratur:

- [8] ABEGGLEN, C.; ESCHER, B.; HOLLENDER, J.; SIEGRIST, H.; VON GUNTEN, U.; ZIMMERMANN, S.; HÄNER, A.; ORT, C.; SCHÄRER, M. (2012): Ozonung von gereinigtem Abwasser zur Elimination von organischen Spurenstoffen: Großtechnischer Pilotversuch Regensdorf (Schweiz). KA Korrespondenz Abwasser, Abfall 02 (57): 155–160
- [9] 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.
- [10] BEIER (2010): Elimination von Arzneimitteln aus Krankenhausabwasser. In: Pinnekamp, J. (Hrsg.): Schriftenreihe Gewässerschutz – Wasser – Abwasser, Band 222, Aachen.
- [11] 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.
- [12] 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.
- [13] BORNEMANN, C.; ERBE, V.; HACHENBERG, M.; KOLISCH, G.; OSTHOFF, T.; TAUDIEN, Y. (2012): Einsatz von Pulveraktivkohle in vorhandenen Flockungs-filtrationsanlagen am Beispiel der Kläranlage Buchenhofen. Vortrag auf der 45. Essener Tagung 2012, 16. März 2012
- [14] 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.
- [15] EAWAG (2010): Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser, Abschlussbericht, September 2010.

- [16] EILERS, L. (2001): Verfahrenskombination von Nanofiltration und Adsorption an Pulverkohle zur kontinuierlichen Abwasserreinigung. Dissertation. RWTH Aachen, Aachen.
- [17] ELTNER, A. (1998): Behandlung hoch belasteter Abwässer durch Aktivkohleadsorption und Aktivkohle / Nanofiltration – Verfahrensvergleich und Bewertung. Dissertation. RWTH Aachen, Aachen.
- [18] FENT, K. (2007): Ökotoxikologie. Georg Thieme Verlag, 3. Auflage, Stuttgart, ISBN: 978-3-13-109993-8.
- [19] HAIST-GULDE (2010): Pulveraktivkohlesorten – Qualitätskriterien und Produktauswahl, , in „Aktivkohle in der Abwasserreinigung – Vom Versuch zum technischen Maßstab“ Tagungsband Symposium Aktivkohle, 23./24.06.2010.
- [20] HAUER, A. (2002): Beurteilung fester Adsorbenten in offenen Sorptionssystemen für energetische Anwendungen. Dissertation. Technische Universität Berlin, Berlin.
- [21] 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.
- [22] HERBST, H.; KAUFMANN, M.; TÜRK, J.; LAUNER, M. (2011): Abwasserozomierung Kläranlage Duisburg-Vierlinden – Auslegung – Bau – erste Betriebsergebnisse. In Innovation und Flexibilität – Systemoptimierung und Systemerweiterung; Tagungsband der 25. Karlsruher Flockungstage 2011, Schriftenreihe SWW (Bd. 141), Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe, ISBN 978-3-9813069-4-1
- [23] JAGEMANN, P.; LYKO, S.; HERBST, H.; TÜRK, J. (2012): Ergebnisse der großtechnischen Versuche zur Entfernung von Mikroverunreinigungen auf den Kläranlagen Bad Sassendorf und Duisburg-Vierlinden. Vortrag auf der 45. Essener Tagung 2012, 16. März 2012
- [24] 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.

- [25] 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.
- [26] 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.
- [27] MARCUS, P. (2005): Entwicklung und Validierung eines Labor-Schnelltests zur Beurteilung der Adsorbierbarkeit von organischen Einzelstoffen an Aktivkohle. Dissertation. Technische Universität Dresden, Dresden.
- [28] MEYER H. (2008): Abwasserreinigung – Qua vadis?, in *GWF Wasser, Abwasser* 149 (2008) Nr. 4, 2008.
- [29] 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.
- [30] NAHRSTEDT, A.; BURBAUM, H.; ALT, K.; BARNSCHEIDT, I.; FRITZSCHE, J. (2012): Spurenstoffelimination mit granulierter Aktivkohle auf dem Klärwerk „Obere-Lutter“. Vortrag auf der 45. Essener Tagung 2012, 16. März 2012
- [31] NEUMANN, K.-D.; MERKEL, W.; SCHMIDT, T. C. (2011): Metabolitenbildung beim Einsatz von Ozon. Schlussbericht zum Forschungsvorhaben, AZ IV-7-042 600 001J, Vergabenummer 08/058.1
- [32] NÖTHER, T. (2009): Zur Ozonung von Spurenstoffen in mechanisch-biologisch gereinigten Abwässern. Dissertation, Technische Universität Dortmund, Dortmund.
- [33] 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.
- [34] PINNEKAMP et al.(2010): Elimination von Mikroschadstoffen – Stand der Wissenschaft, , in Tagungsband 43. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, 17. – 19.03.2010.

- [35] PÖPEL, H. J.; SCHMIDT-BREGAS, M.; WAGNER, M. (1988): Aktivkohleanwendung in der Abwasserreinigung I. KA – Korrespondenz Abwasser 03 (35): 247–255.
- [36] 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.
- [37] 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.
- [38] 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.
- [39] SCHUMACHER, J. (2006): Ozonung zur weitergehenden Aufbereitung kommunaler Kläranlagenabläufe. Dissertation. Technische Universität Berlin, Berlin.
- [40] 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.
- [41] 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.
- [42] 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.
- [43] UNIVERSITÄT DORTMUND (2008): Einleitung und Elimination gefährlicher Stoffe in kommunalen Kläranlagen in Nordrhein-Westfalen, Phase III, Abschlussbericht, Kurzfassung, 27.03.2008.
- [44] VON GUNTEN, U. (2003): Ozonation of drinking water: Part II. Disinfection and by-product formation. Water Research 37 (7): 1469–1487.

- [45] 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.

## 1 EINLEITUNG

### 1.1 Veranlassung

Die Wirtschaftsbetriebe Löhne betreiben die Kläranlage Löhne (s. Abbildung 1 und 2) mit einer derzeitigen Ausbaugröße von 88.000 EW, die aus einer mechanisch-biologischen Reinigungsstufe mit Schlammbehandlung einschließlich Schlammmentwässerung besteht. Hierbei sind ca. 40.000 Einwohner aus Löhne und ca. 18.000 Einwohner aus Kirchlengern sowie 30.000 Einwohnergleichwerte aus der Industrie angeschlossen. Die biologische Reinigungsstufe besteht aus einer zweistufigen A-B-Anlage, wobei die bestehende Hochlaststufe bereits in den 60er Jahren realisiert wurde. Die Erweiterung der Belebungsbecken und der zwei Rundnachklärbecken wurde in den 90er Jahren realisiert.



Abbildung 1: Kläranlage Löhne, Hochlaststufe (links)

Abbildung 2: Kläranlage Löhne, Zulaufpumpwerk (rechts)

Die Wirtschaftsbetriebe der Stadt Löhne untersuchen im Rahmen einer Machbarkeitsstudie verfahrenstechnische Möglichkeiten zur Spurenstoffelimination. Die Hydro-Ingenieure GmbH wurde nach einem gemeinsamen Gespräch vom 12.07. und 30.08.2012 mit Schreiben vom 19.12.2012 beauftragt, die Machbarkeitsstudie für das „Projekt Spurenstoffelimination“ auf der „Kläranlage Löhne“ zu erbringen.

### 1.2 Projektkurzbeschreibung

Für den Einsatz von Aktivkohle/ Alternative Verfahrenstechniken zur weitergehenden Spurenstoffelimination stehen verschiedene Möglichkeiten zur Verfügung. Gemäß Angebot der Hydro-Ingenieure GmbH vom 25.10.2012 sollen folgende Varianten untersucht werden:



- Neubau einer GAK-Stufe (granulierte Aktivkohle) im Anschluss an die Nachklärung
- Einsatz einer Ozonung im Ablauf der Nachklärung

Ziel der Machbarkeitsstudie 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 den Wirtschaftbetrieben Löhne ermöglicht, ein innovatives sowie unter dem Blickwinkel der Förderung von Seiten des Landes NRW ein wirtschaftlich vertretbares Konzept zur weitergehenden Abwasserreinigung auf der Kläranlage Löhne umzusetzen.

### 1.3 Aufgabenstellung

Die Aufgabenstellung für die vorliegende Machbarkeitsstudie 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 der Jahreskosten.
- 7 Bewertung und Diskussion der Ergebnisse.



## 2 KURZBESCHREIBUNG DER BESTEHENDEN KLÄRANLAGE

Die Kläranlage Löhne liegt im geografischen Zentrum der Gemeinde Löhne in Nähe der Bundesautobahn BAB 30 an der Zufahrtsstraße Am Klärwerk 2. Sie ist auf 88.000 EW ausgelegt, wobei etwa 40.000 Einwohner aus Löhne und 18.000 Einwohner aus Kirchlengern stammen. Der Vorfluter ist der südlich des Klärwerkes verlaufende Rehmerloh-Mennighüffer-Mühlenbach, der wenig später in die größere Werre fließt.

Die derzeitige Anlage ist in 4 verschiedenen Ausbaustufen entstanden. Die ersten Anlagenteile, bestehend aus Vorklärung, Belebung, Nachklärung, und Faulturn, gehen auf einen Entwurf aus dem Jahre 1963 zurück (Dr.-Ing. Kerr). 1983 wurde der Ausbau mit vollständiger Nitrifikation geplant. Die bis dahin 1-stufige Belebungsanlage wurde in eine konventionelle 2-stufige Anlage mit A-Stufe und schwach belasteter B-Stufe ausgebaut und auf eine Anschlussgröße von 65.000 EW erweitert. Neben den Bauwerken zur biologischen Abwasserreinigung wurde die mechanische Vorreinigung mit Rechen, belüftetem Sandfang und Vorklärung modernisiert. Das Betriebsgebäude sowie ein BHKW zur Faulgasverstromung wurden errichtet.

Im Jahre 1991 wurde eine Phosphatfällmittelstation sowie eine moderne Mess- und Regeltechnik zur Nutzung des nicht ausgelasteten Belebungsvolumens für eine Teildenitrifikation ergänzt. Aufgrund der Verschärfungen der wasserrechtlichen Anforderungen im Hinblick auf eine weitgehende Reduzierung von Stickstoff und Phosphor sowie den Anschluss der Gemeinde Kirchlengern wurde die letzte große Erweiterung der Kläranlage Löhne zwischen 1996 und 1999 erforderlich. Das Konzept der 2-stufigen biologischen Reinigung wurde beibehalten und durch eine vergrößerte B-Stufe zur weitestgehenden Nitrifikation, Denitrifikation und Phosphorelimination ausgebaut. Des Weiteren wurden die Nachklärung und Gebläsestation erweitert, die Rechenanlage erneuert und die beiden Maschinengebäude, das Betriebsgebäude sowie die Schlammeindick- und Schlammmentwässerungsanlagen umgebaut.

Die mechanische Reinigungsstufe umfasst eine Rechenanlage, einen 2-straßigen Fett- und Sandfang und ein Mischwasserausgleichsbecken. Das Belebungsbecken wird als 2-stufige A-B-Anlage betrieben, wobei die bestehende Hochlaststufe nicht belüftet wird. Nach dem Sandfang fließt das Abwasser in die Zwischenklärbecken. Danach wird der Abwasserstrom aufgeteilt, 30% Abwasser fließen der alten biologischen Reinigungsstufe aus den 60er Jahren zu, die restlichen 70% des Zuflusses werden zum neuen 2-straßigen Teil aus den 90er Jahren geführt, bestehend aus jeweils einem Belebungs- und Nachklärbecken.

Über ein Rücklaufschlammumpwerk wird der Rücklaufschlamm der biologischen Stufe zurückgeführt, der Überschussschlamm wird zur Schlammbehandlung gefördert.



Abbildung 3: A-Stufe Kläranlage Löhne (links)

Abbildung 4: Belebungsanlage der 90er Jahre, Kläranlage Löhne (rechts)

Die Fällmitteldosierstation befindet sich in unmittelbarer Nähe der A-Stufe, der Fällmitteltank wird von der Fällmitteldosierstation für die Simultanfällung mit der Eisenlösung beschickt und das Fällmittel wird von hier aus in das Zulaufgerinne dosiert. Die Methanolstation zum Ausgleich des fehlenden Kohlenstoffsubstrats im Zulauf der Belebung befindet sich ebenfalls direkt an der bestehenden A-Stufe.

Die Schlammbehandlung auf der Kläranlage Löhne besteht aus einem Vorlagebehälter, einem Faulbehälter mit einem Volumen von 1.800 m<sup>3</sup> zur anaeroben Schlammstabilisierung und einer Schlammentwässerungsanlage mit Zentrifugen. Desweiteren ist die Entsorgung des entwässerten Schlammes zu 100 % über die Landwirtschaft zu berücksichtigen.

### **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 orien-

tierende Zusammenstellung über die Spannweite gemessener Arzneimittelkonzentrationen in der aquatischen Umwelt ist in Abbildung 5 für Diclofenac (Analgetikum), Clarithromycin (Antibiotikum), Carbamazepin (Antiepileptikum) und Iopamidol (Röntgenkontrastmittel) dargestellt.

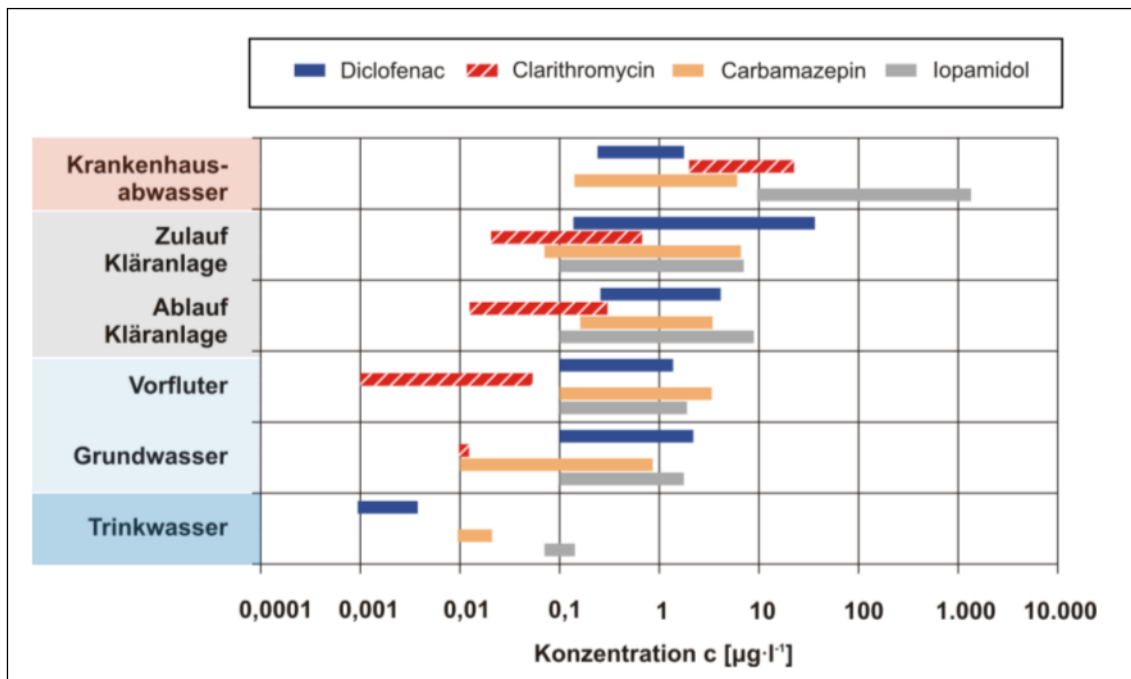


Abbildung 5: Konzentrationen ausgewählter Mikroverunreinigungen (BEIER 2010)

Im Anhang X 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 Partialladungen 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 Eigen-

schaften 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 6 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.

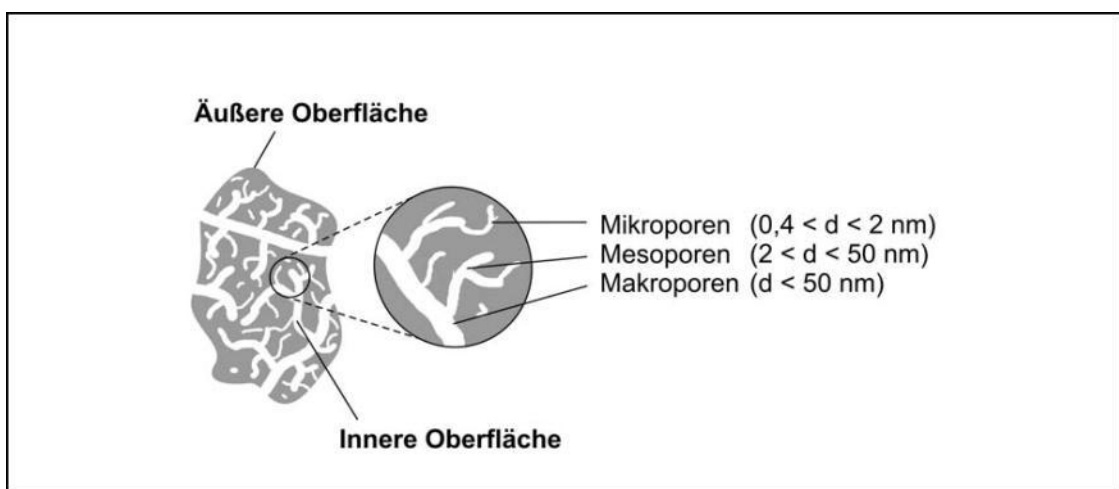


Abbildung 6: Aktivkohlestruktur (BRENDEL 1997, verändert nach MARCUS 2005)

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. Elektro-



statische 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 Ver-

lauf 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)

Filmdiffusion (vgl.

2. Abbildung 7, Nr. 1): Transport durch den das Adsorbenskorn umgebenden laminaren Grenzfilm,

Porendiffusion (vgl.

3. Abbildung 7, Nr. 2): Transport des Adsorptiv-Moleküls innerhalb der Pore (Diffusion in der Porenflüssigkeit und/oder in adsorbiertem Zustand entlang der inneren Oberfläche) sowie

Oberflächendiffusion (vgl.

4. Abbildung 7, 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).

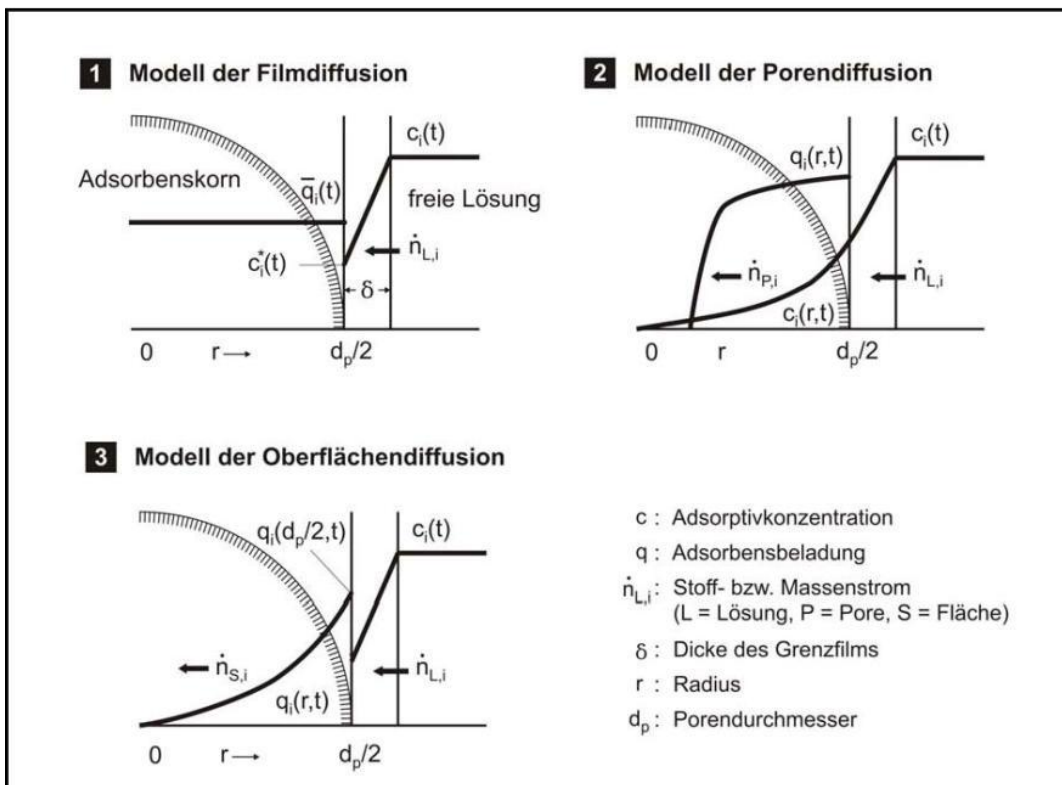




Abbildung 7: Transportmechanismen bei der Aktivkohleadsorption (SONTHEIMER 1985)

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 8), 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.

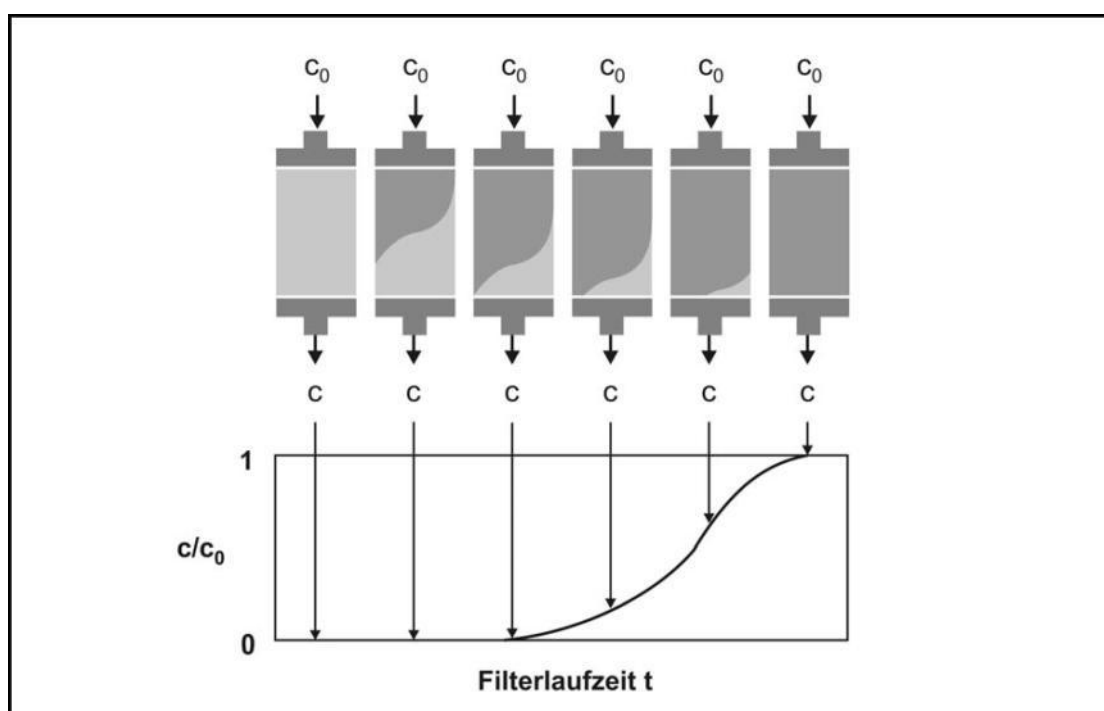


Abbildung 8: Beladungsprofil Aktivkohlefilter (SONTHEIMER 1985, verändert)

Die Beladung des Adsorbens mit dem Adsorptiv entspricht der Fläche, die zwischen der Durchbruchkurve 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 organi-

schen 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 Ozonung 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, vorzugsweise 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 ( $\text{OH}^-$ ), 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  $\text{H}_2\text{O}_2$  dienen, das häufig als Reaktionsprodukt der direkten Ozonreaktion vorliegt. OH•-Radikale können jedoch auch durch anorganischen Kohlenstoff, wie z.B. Carbonat ( $\text{CO}_3^{2-}$ ), verbraucht werden und mit organischen Wasserinhaltsstoffen in Konkurrenz treten (SCHUMACHER 2006).

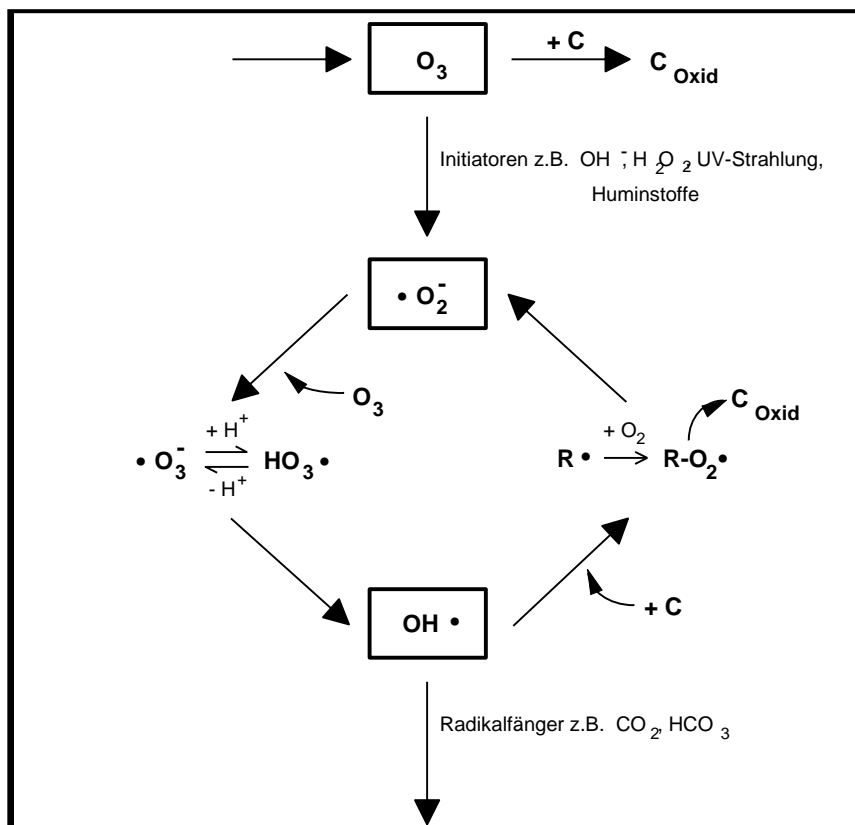
Es sei darauf hingewiesen, dass bei der Ozonung die Abwasserinhaltsstoffe vorwiegend in unbekannte Oxidationsprodukte transformiert und nicht vollständig mineralisiert werden, wobei die Oxidationsprodukte im Vergleich zu Ausgangssubstanzen in der Regel weniger schädlich sind (ABEGGLEN ET AL. 2009). Allerdings sind diese Transformationsprodukte sowie ihre möglicherweise (gen)toxischen Wirkungen derzeit noch Gegenstand der Forschung. Neueste Ergebnisse mit insgesamt 13 untersuchten wirkungsbasierten Testsystemen zeigen jedoch nur bei 2 Methoden negative Effekte nach einer Ozonung. Diese konnten aber mit einem anschließendem Sandfilter wieder auf das Ausgangsniveau im

Ablauf der Nachklärung reduziert werden, sodass in Summe durch die Kombination einer Ozonung mit einer anschließenden Sandfiltration keine negativen Effekte mit den 13 untersuchten, wirkungsbasierten Testsystemen festgestellt werden konnten (ABEGGLEN ET AL. 2010). Auch eine aktuelle Untersuchung aus Nordrhein-Westfalen kommt zu dem Ergebnis, dass es durch die Ozonung in einzelnen Testsystemen zu einer leicht erhöhten Toxizität kommt. Eindeutige Rückschlüsse auf die ökologische Relevanz dieser leicht erhöhten Toxizität sind jedoch nicht möglich, da es durch die Ozonung auch zu einer verringerten endokrinen Aktivität kommt, die wiederum möglicherweise zu ökologischen Vorteilen führt. Mögliche Nachbehandlungsverfahren sollen bei diesem Vorhaben in einer zweiten Projektphase untersucht werden (NEUMANN ET AL. 2011).

### 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 9).



### Abbildung 9: 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  $\text{OH}^-$ ,  $\text{H}_2\text{O}_2$ , UV-Strahlen oder gewisse organische Verbindungen (z.B. die im Abwasser vorkommenden Huminstoffe) werden  $\text{O}_2^-/\text{HO}_2^-$ -Radikale gebildet; über Zwischenschritte entsteht das äußerst reaktive OH-Radikal. Die OH-Radikale reagieren mit den organischen Inhaltsstoffen (C), wobei Peroxylradikale entstehen, die ihrerseits  $\text{O}_2^-/\text{HO}_2^-$ -Radikale abspalten und den Kreis damit schließen. Hohe Konzentrationen an "Radikalfängern" wie Carbonate/Hydrogencarbonate ( $\text{CO}_3/\text{HCO}_3$ ) 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 10 dargestellt ist. Bei dem Ozonungsverfahren 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.

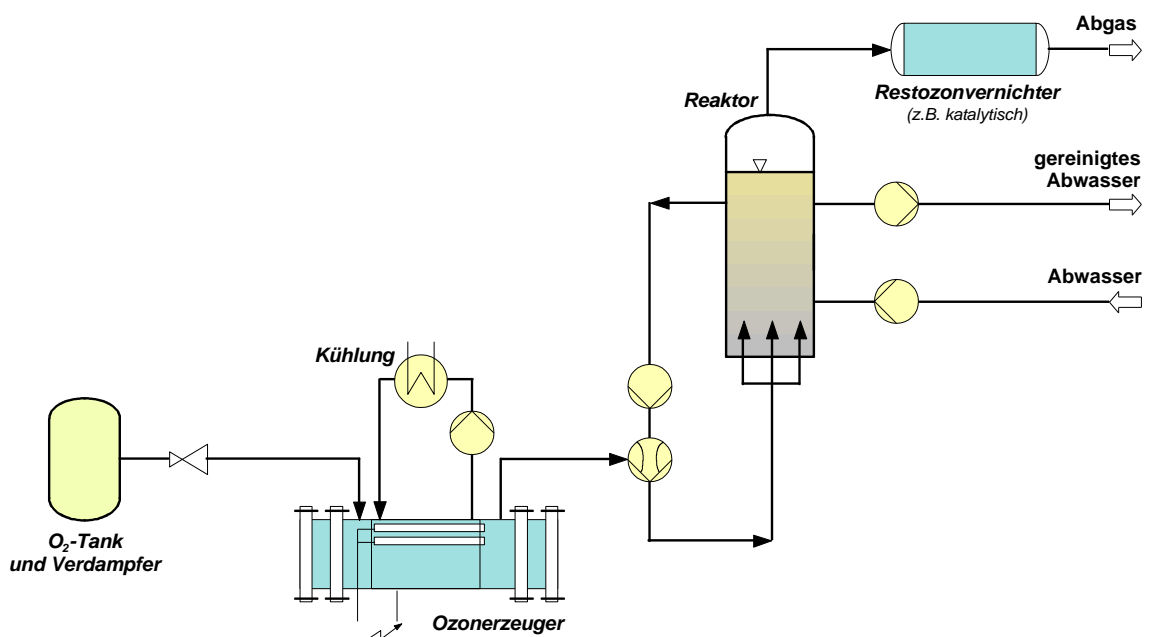


Abbildung 10: Ozonung mit Teilstrom-Injektor-Prinzip

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.

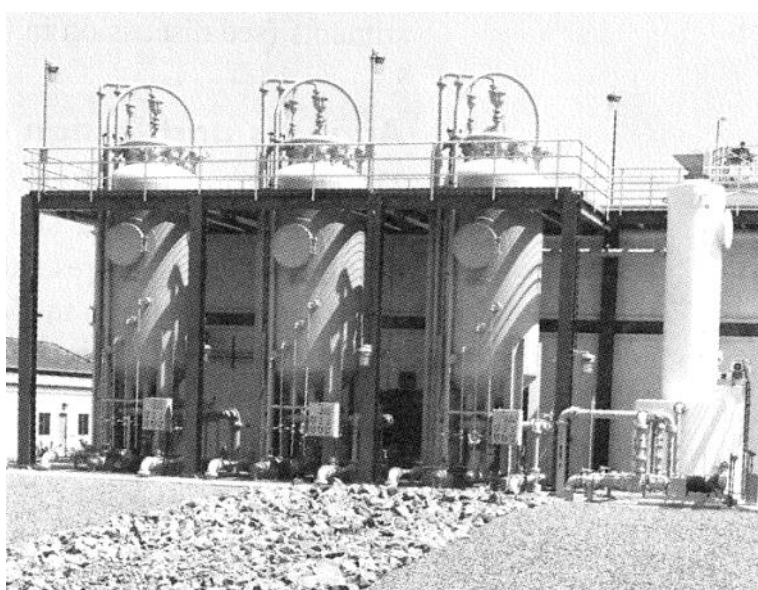


Abbildung 11: Activated carbon adsorbers: view of granular activated carbon contactors operated in parallel, used for the treatment of filtered secondary effluent (zitiert in Metcalf & Eddy, 4. Edition, Seite 1151)

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 Aktivkohleadsorbentien 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 12: 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.

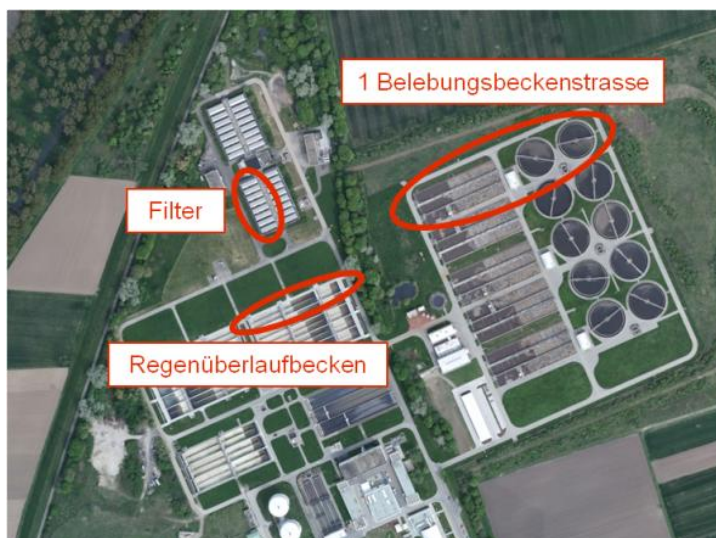


Abbildung 13: Einsatz von Pulveraktivkohle – Mannheimer Verfahren

### **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 14: 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 15: Verbandsklärwerk Obere Lutter – Füllung der Filterzelle mit granulierter Aktivkohle

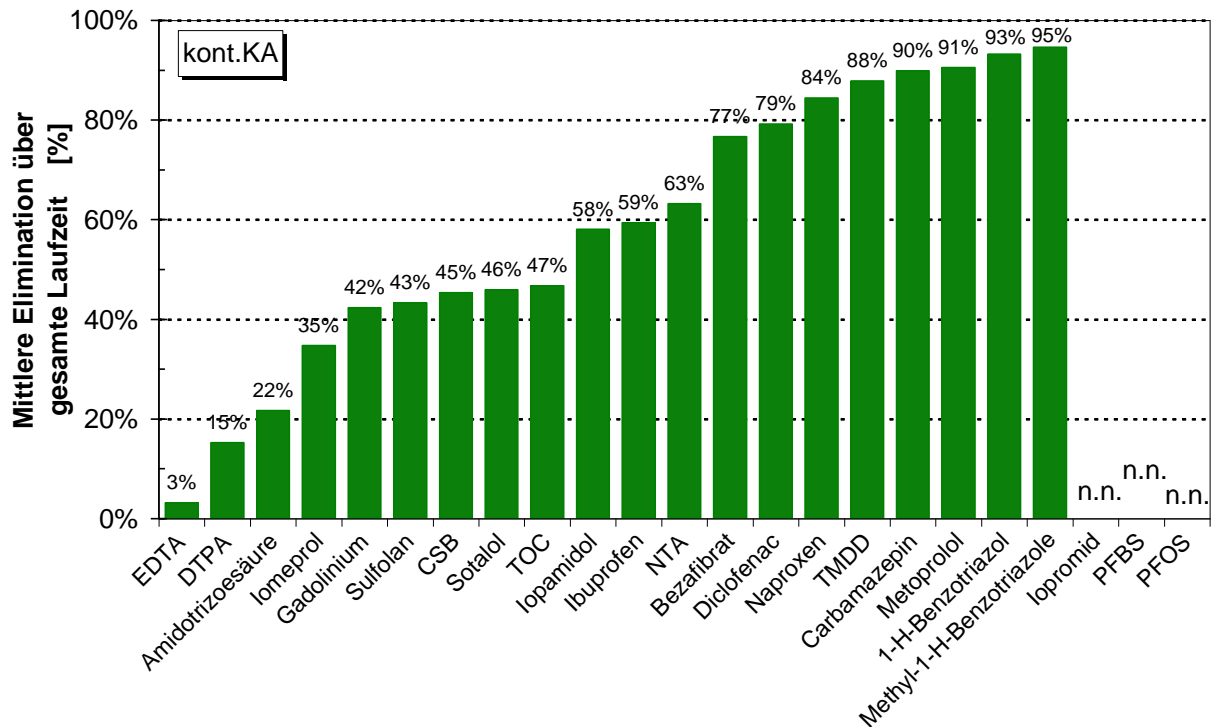


Abbildung 16: Mittlere Eliminationsraten mit GAK, kont. KA (10 m/h)

Auf der Essener Tagung 2012 werden die ersten Ergebnisse aus dem 12-monatigen Versuchsbetrieb (NAHRSTEDT ET AL. 2012) 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 8.000 bis 10.000 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 Kornkohle untersucht wird.

Nach dem ersten Jahr des großtechnischen Versuchs in Buchenhofen wird auf der Essener Tagung 2012 (BORNEMANN ET AL. 2012) 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 Ozonung von gereinigtem Abwasser wurde großtechnisch exemplarisch in Regensburg und Wien überprüft. Aktuell finden sich Anwendungen im Realmaßstab in Schwerte, Bad Sassendorf und Duisburg. Die dabei fokussierten Verfahrenskombinationen sind in Abbildung 17 zusammengestellt.

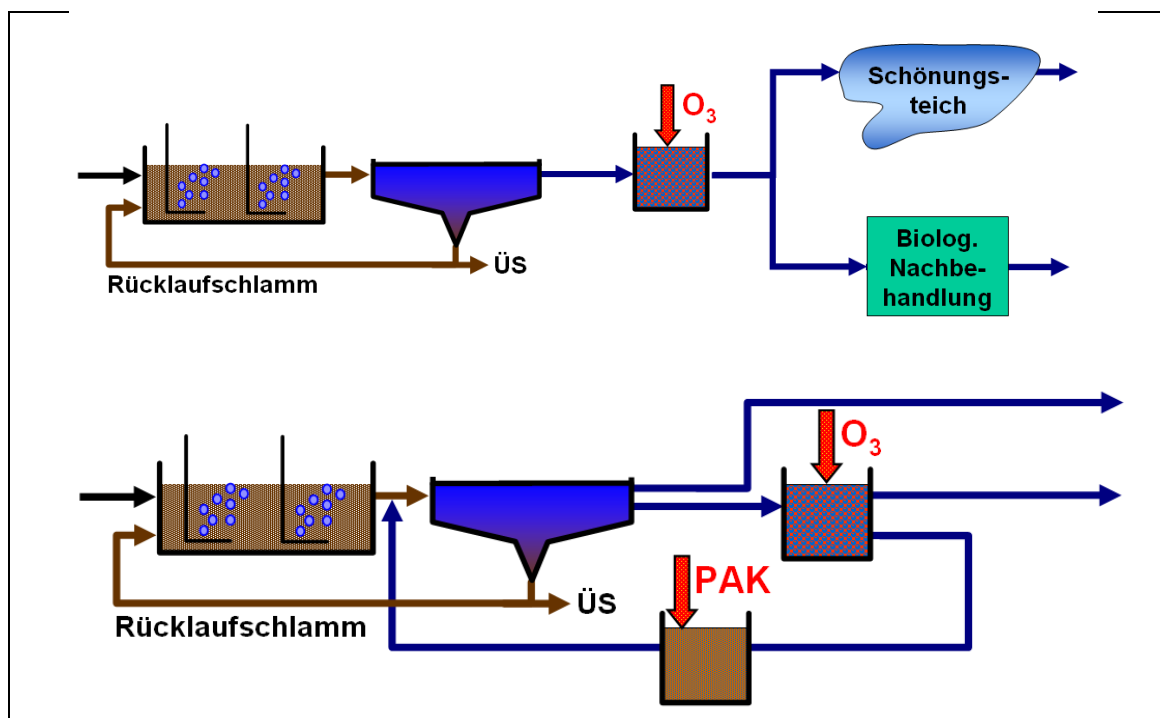


Abbildung 17: Ozonierung von gereinigtem Abwasser

Zudem findet die Ozonierung einem MBR nachgeschaltet in der separaten Krankenhausabwasserbehandlung Anwendung. In großtechnischen Anwendungen in Österreich und der Schweiz wurde die Eignung der Ozonung für die Elimination von Mikroverunreinigungen in der kommunalen Abwasserreinigung bestätigt.

Hierfür existieren umfangreiche Berichterstattungen (vgl. ABEGGLEN ET AL. 2009).

Vor einer großtechnischen Umsetzung von Ozonung 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 Ozonung 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

#### 3.5.4 Einzelne Projektbeispiele Ozonierung

##### **Schweiz - Kläranlage Regensdorf**

Zum Einsatz der Ozonung auf der Kläranlage Regensdorf (30.500 EW) liegt ein umfangreicher Abschlussbericht vor (vgl. ABEGGLEN ET AL. 2009). In Regensdorf wurde der Ablauf einer kommunalen Kläranlage einer Ozonung unterzogen, wobei das Ozon aus Flüssigsauerstoff erzeugt und ein Schlaufenreaktor mit Diffusoreintragssystem zum Ozoneintrag genutzt wurde. Der Kontaktreaktor wurde auf eine Aufenthaltszeit bei Trockenwetter von > 5 Minuten ausgelegt.

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 Ozonung unbekannte Transformationsprodukte gebildet werden, ist es zweckmäßig, eine zusätzliche Nachbehandlungseinheit im Ablauf der Ozonung vorzusehen. Diese kann z.B. als biologisch aktiver Sandfilter oder als Schönungsteich ausgebildet sein, um eventuelle Toxizität und Restozon im Falle einer Überdosierung abzubauen. Beispielhaft ist in Abbildung 18) der Einfluss der Ozondosis auf die Elimination ausgewählter Mikroverunreinigungen dargestellt.



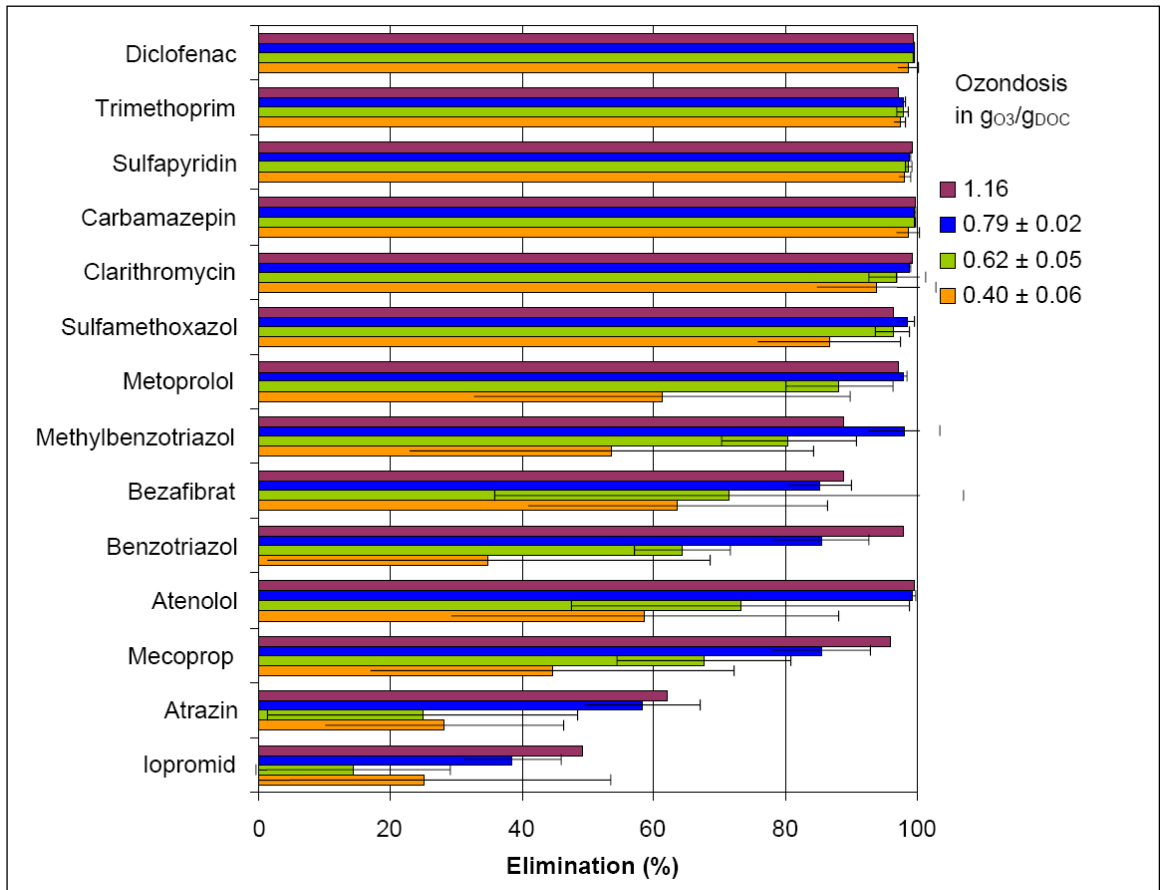


Abbildung 18: Eliminationsleistung der Ozonung (ABEGGLEN ET AL. 2009)

### Deutschland – Kläranlage Bad Sassendorf

Das Einzugsgebiet der Kläranlage Bad Sassendorf (13.000 EW) weist einen hohen Altersdurchschnitt und eine überdurchschnittliche Anzahl an Klinikbetten pro Einwohnerwert auf. Die Kläranlage wurde daher mit einer Ozonung für den Ablauf der Nachklärung ausgerüstet, die von der Hydro-Ingenieure GmbH geplant wurde. Die Anlage besteht aus einem zweistraßigen Schlaufenreaktor mit Diffusoreintragssystem. Die Ozonerzeugung erfolgt aus Flüssigsauerstoff. Zur Nachbehandlung steht ein Schönungsteich zur Verfügung. Der Regelbereich der Ozondosis beträgt 5 bis 20 mg/l. Die Reaktionszeit ca. 13 Minuten (JAGEMANN ET AL. 2012). Die gemessenen Eliminationsraten bestätigen die Ergebnisse aus der Schweiz.



Abbildung 19: Kläranlage Bad Sassendorf – Ozonanlage mit Sauerstofftank

### **Deutschland – Kläranlage Duisburg-Vierlinden**

Auf der Kläranlage Duisburg-Vierlinden werden im Rahmen eines vom MKULNV des Landes NRW geförderten Vorhaben in zwei parallelen Straßen der Ozoneintrag mittels Diffusor- und Injektoreintragssystem verglichen. In der mit dem Injektoreintragssystem ausgestatteten Straße besteht die Möglichkeit einer nachgeschalteten biologischen Behandlung im Wirbelbett. Die Reaktionszeit des Abwassers in beiden Straßen beträgt ca. 15 bis 20 Minuten bei einem maximalen Zufluss je Straße von 200 m<sup>3</sup>/h. Nach umfangreichen Simulationsstudien wurde auf die Anordnung von Leitwänden in den Reaktionsbecken verzichtet.

Zur Ozonerzeugung stehen zwei Ozongeneratoren mit einer Ozonerzeugungsleistung von ca. 2 kg/h zur Verfügung. Bezogen auf einen DOC im biologisch gereinigten Abwasser von 4 bis 8 mg/l kann die Ozondosis zwischen 0,4 und 1,2 g<sub>O<sub>3</sub></sub>/g<sub>DOC</sub> variiert werden. Erste Ergebnisse zeigen gute Betriebsergebnisse für beide Anlagen. Der spezifische Energieverbrauch liegt bei 0,09 bis 0,16 kWh/m<sup>3</sup> behandeltem Abwasser (HERBST ET AL. 2011).

## **KURZBESCHREIBUNG DER LÖSUNGSMÖGLICHKEITEN**

### **3.6 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.

### 3.7 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. Diese Lösungskonzeption wird im Rahmen der Machbarkeitsstudie für die Kläranlage Löhne nicht weiterverfolgt, da mit einem Neubau einer zusätzlichen Flockungsfiltrationsanlage und einem sicheren Rückhalt der Aktivkohleflocken sich die Investitionskosten derart erhöhen, dass eine Wirtschaftlichkeit dieser Konzeption nicht gegeben ist.

### 3.8 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 dass 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.

### **3.9 Ozonierung**

Für die Ozonung wird die Ozonerzeugung aus Flüssigsauerstoff vorgesehen. Der Reaktionsbehälter wird zweistraßig ohne Leitwände geplant. Theoretisch kommen wie bereits beschrieben sowohl ein Eintrag über einen Injektor als auch über ein Diffusorsystem in Frage. Für die Kostenschätzung im Rahmen der Variantenuntersuchung wird zunächst von einem Injektorsystem ausgegangen.

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 Ozonung zur Spurenstoffelimination großtechnisch auf einer Kläranlage zur Anwendung kommt. Im Rahmen dieses Projektes wird vorgenannte Lösungsmöglichkeit (Variante 3) konzipiert.

## 4 PLANUNGS- UND BEMESSUNGSRUNDLAGEN

### 4.1 Planungsgrundlagen

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

- Jahresschmutzwassermengen 2009 bis 2012
- Wassermengen 15 – Minutenwerte für den Zeitraum Januar 2009 bis Dezember 2012
- Wassermengen 1 - Stundenwerte für den Zeitraum Januar 2009 bis Dezember 2012
- Vorhandene Bauwerkspläne der bestehenden der biologischen Reinigungsstufe
- Lageplan der Kläranlage Löhne
- Erlaubnisbescheid der Kläranlage Löhne vom 12.10.2010, BR Detmold

### 4.2 Hydraulische Bemessungsgröße

Die Hydro-Ingenieure GmbH hat eine Auswertung der Zulaufwassermengen für den Zeitraum vom Januar 2009 bis zum Dezember 2012 durchgeführt. Hierbei wurden sowohl Ganglinien erstellt als auch Summenhäufigkeiten ermittelt (siehe Anlage 2). Die Datengrundlagen basierten auf 15-Minuten und 1-Stunden-Werten. Die jeweils prozentualen Anteile der Jahresabwassermenge über die Jahre 2009 bis 2012 nachfolgender Tabelle zu entnehmen sind:

Tabelle 1: Zulaufmengen Spurenstoffanlage

<b>Ablaufmenge (l/s)</b>	<b>2009</b>	<b>2010</b>	<b>2011</b>	<b>2012</b>
Mittelwert	140	161	126	123
85%-Wert	226	236	197	179
Maximum	828	796	620	640

Die Bemessungswassermenge für die Spurenstoffbehandlung wurde auf max. 125 l/s (450 m<sup>3</sup>/h) festgelegt. Der Zulauf zur Spurenstoffanlage der Kläranlage Löhne unterschreitet an ca. 74% aller Tage des Jahres 2009 eine maximale

Menge von 125 l/s. Im Jahre 2012 erreicht die prozentuale Teilstrommenge der Jahresabwassermenge einen Wert von 81,7 %. Mit einem maximalen Zulauf von 125 l/s zur Spurenstoffelimination können im Mittel über den Betrachtungszeitraum von immerhin 4 Jahren ca. 75% der anfallenden Abwassermenge im Zulauf des Klärwerks behandelt werden.

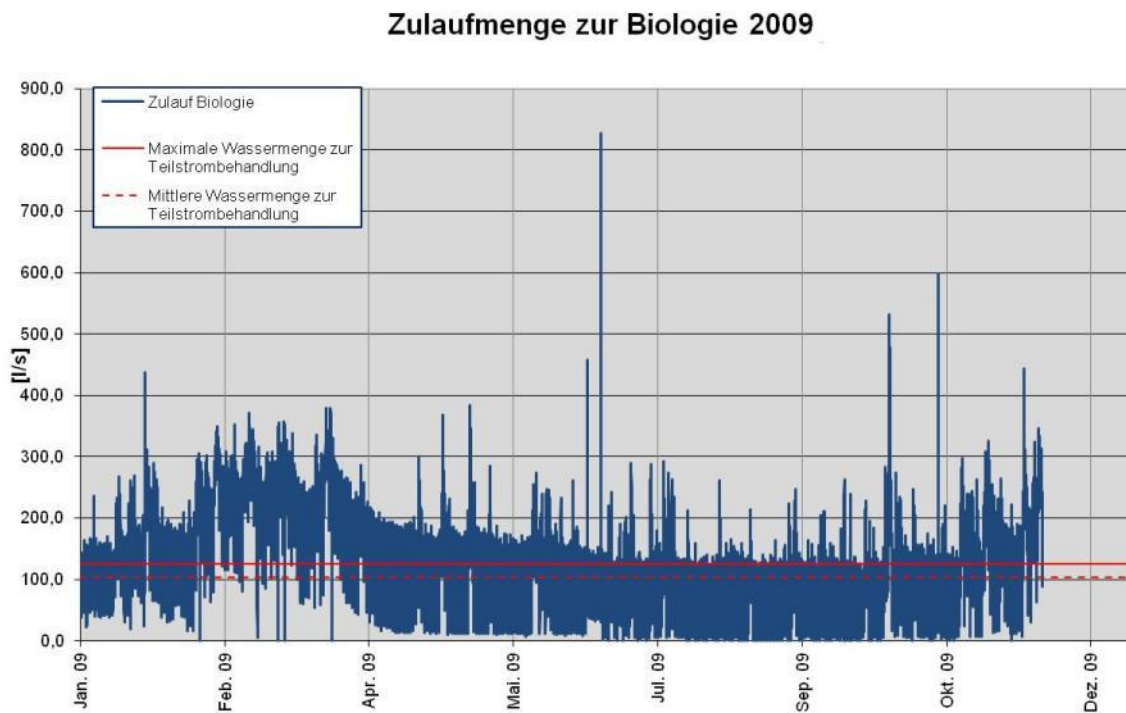


Abbildung 20: Auswertung Anteil der behandelten Teilstrommenge an der Zulaufmenge zur Spurenstoffanlage der KA Löhne 2009

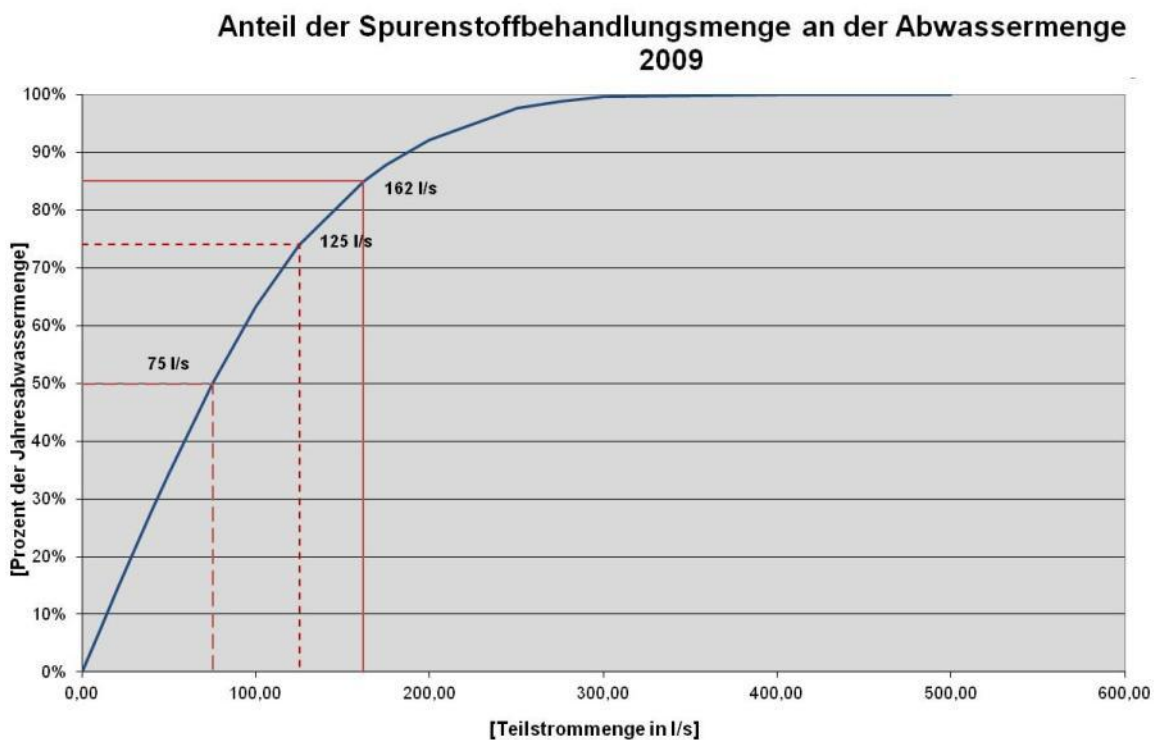


Abbildung 21: Auswertung Zulaufmengen zur Spurenstoffanlage der KA Löhne 2009

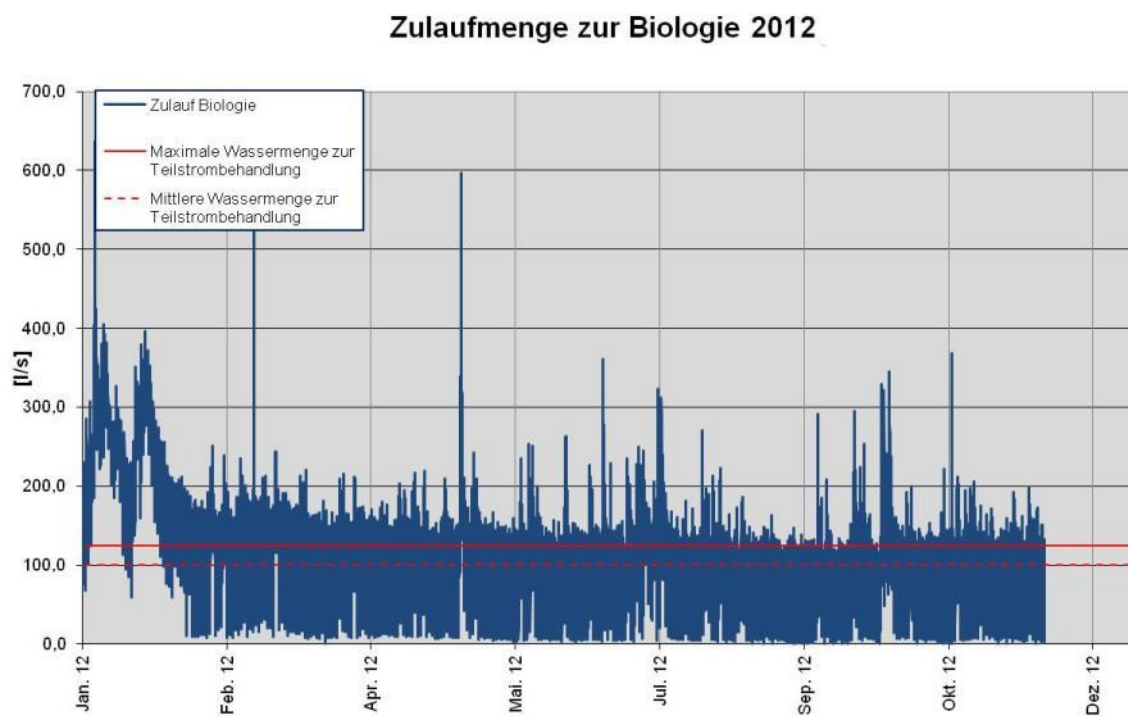


Abbildung 22: Auswertung Anteil der behandelten Teilstrommenge an der Zulaufmenge zur Spurenstoffanlage der KA Löhne 2012

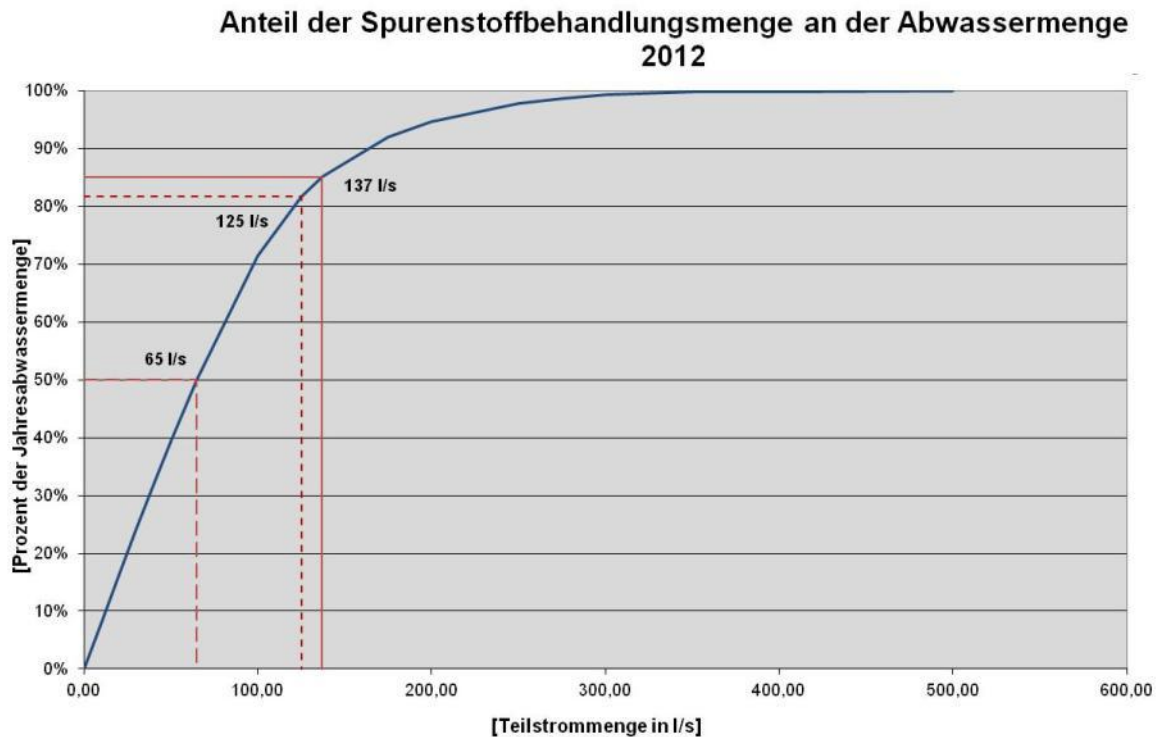


Abbildung 23: Auswertung Zulaufmengen zur Spurenstoffanlage der KA Löhne 2012

## 5 PLANUNGSKONZEPTE ZUR SPURENSTOFFELIMINATION

Im Folgenden werden die für die Kläranlage Löhne 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 dargestellt (siehe Planverzeichnis).

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

## 5.1 Lösungsvariante 1: Pulveraktivkohle mit Kontaktbecken

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).

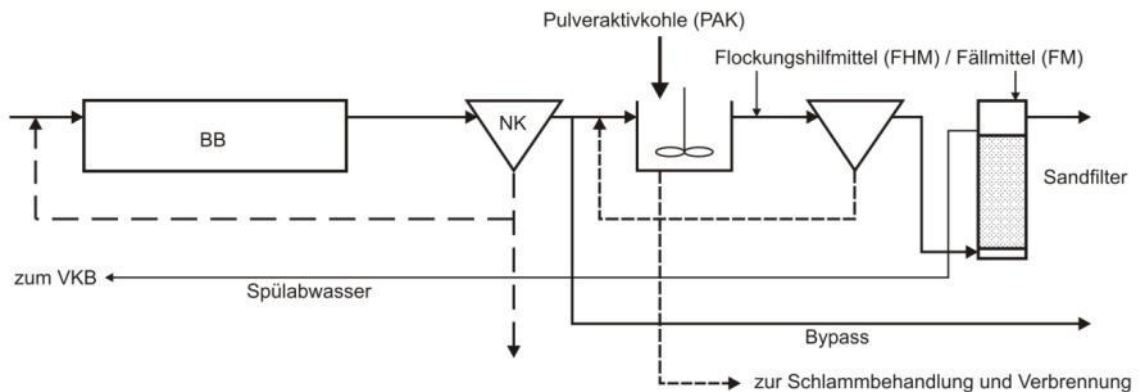


Abbildung 24: Schema Lösungsvariante 1 – Pulveraktivkohle mit Kontaktbecken

Der Teilstrom für die Aktivkohlebehandlung von 125 l/s (siehe Kapitel 5.2) wird im Ablauf der Nachklärung abgetrennt. Bei einem Zulauf von bis zu 124 l/s fließt das gesamte Abwasser von der Nachklärung zur PAK-Anlage. Über ein Abschlagsbauwerk wird sichergestellt, dass maximal 125 l/s der PAK-Anlage zufließen. Bei Regenwetter steigt der Wasserspiegel im Abschlagsbauwerk an und die Abwassermenge > 125 l/s wird über eine Überfallkante abgeschlagen. Sie fließt direkt in den Ablauf und in das Gewässer.

Da auf der Kläranlage Löhne keine vorhandene Bausubstanz zur Nutzung als Kontaktbecken zur Verfügung steht, werden bei Becken als Neubau auf der freien Fläche westlich der vorhandenen Belebungsbecken im Neubereich geplant (siehe Abbildung 25). Als Absetzbecken fungieren die Nachklärbecken der Belebungsstraßen. Das dazu benötigte freie Volumen in den Becken wurde in der klärtechnischen Berechnung nachgewiesen.



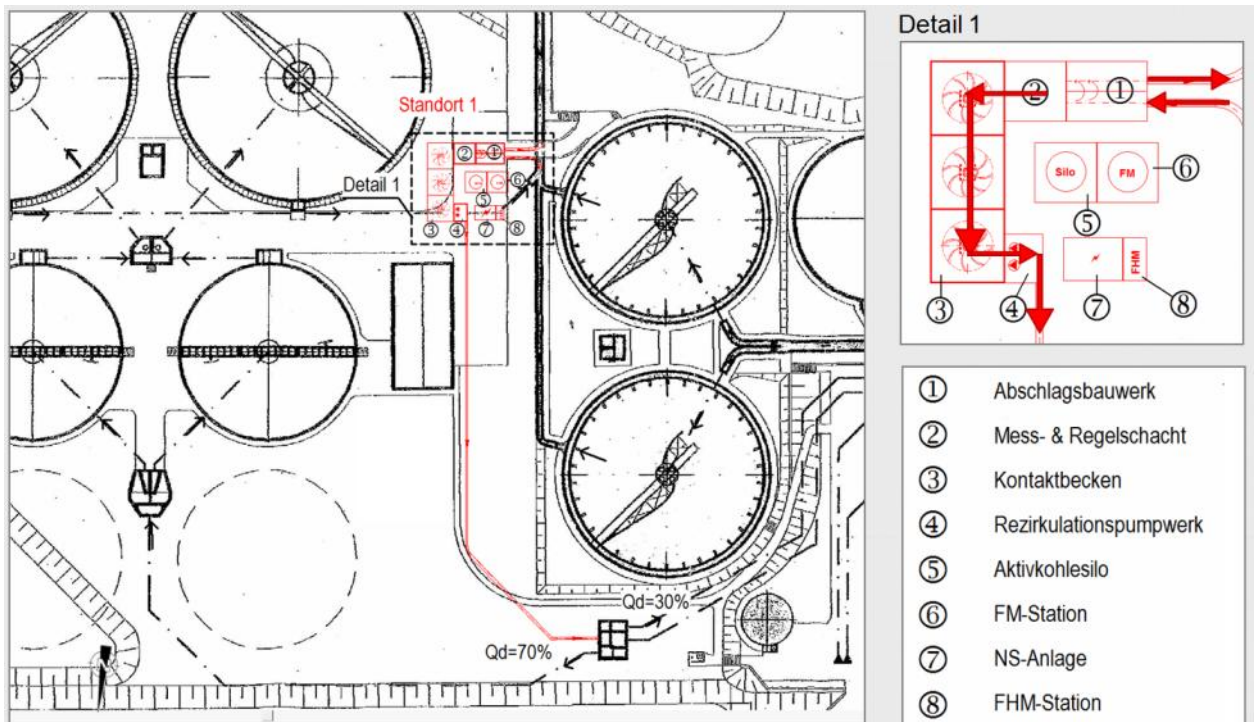


Abbildung 25: Lösungsvariante 1- Pulveraktivkohle mit Kontaktbecken

Das Kontaktbecken wird als 3-er-Kaskade mit einer Gesamtfläche von etwa 60,8 m<sup>2</sup> geplant. Mit einer Wassertiefe von 3,7 m ergibt sich ein Volumen von etwa 225 m<sup>3</sup>, so dass die Aufenthaltszeit im Mischbecken bei einem maximalen Zufluss von 125 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 mg/l angesetzt. Das PAK-Silo einschließlich Dosierstation wird ebenfalls auf der Freifläche westlich des Belebungsbeckens errichtet. Fäll- und Flockungshilfsmittel werden zwischen dem Kontaktbecken und der Rückführung in die Belebung dosiert. Es wird empfohlen eine neue Fällmitteldosierstation, aus der Eisen(III)-Chlorid zum verbesserten Absetzen der Pulveraktivkohle dosiert wird, zu errichten. Für die FHM-Dosierung wird ein Container auf der Grünfläche neben der PAK-Filtration aufgestellt.

Das Rückführungsverhältnis beträgt maximal 70%. Die Überschusskohle wird über eine Pumpe aus dem Kontaktbecken in die Belebung gefördert. Die Kohle gelangt mit dem Überschussschlamm aus der Nachklärung zur Schlammbehandlung.

Auf den Bau eines zusätzlichen Absetzbeckens kann auf der Kläranlage Löhne verzichtet werden, hier reichen die Belebungs- und Nachklärbecken zur Abtrennung der Pulveraktivkohle vollkommen aus, sodass der behandelte Abwasserstrom zurück in die Belebungsstufe geführt wird.

Durch die derzeitige niedrige Auslastung der Kläranlage kann die Belebung diese Mehrmengen Problemlos bewältigen. Durch die daraus resultierende größere Abwassermenge im Ablauf kann es jedoch sein das ein höherer Abwasseranteil nicht der Spurenstoffbehandlungsanlage zugeführt, sondern direkt ins Gewässer abgeschlagen wird.

Dadurch kommt es zu einer verringert der absoluten Reinigungsleistung kommen, bei einem maximalen Rücklaufverhältnis von 70 % ergeben sich bis zu 40 % höhere Ablaufwassermengen die dann teilweise nicht der Behandlungsanlage zugeführt werden..

Die wesentlichen verfahrenstechnischen Bemessungsgrundlagen werden im Weiteren kurz zusammengefasst:

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



## 5.2 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).

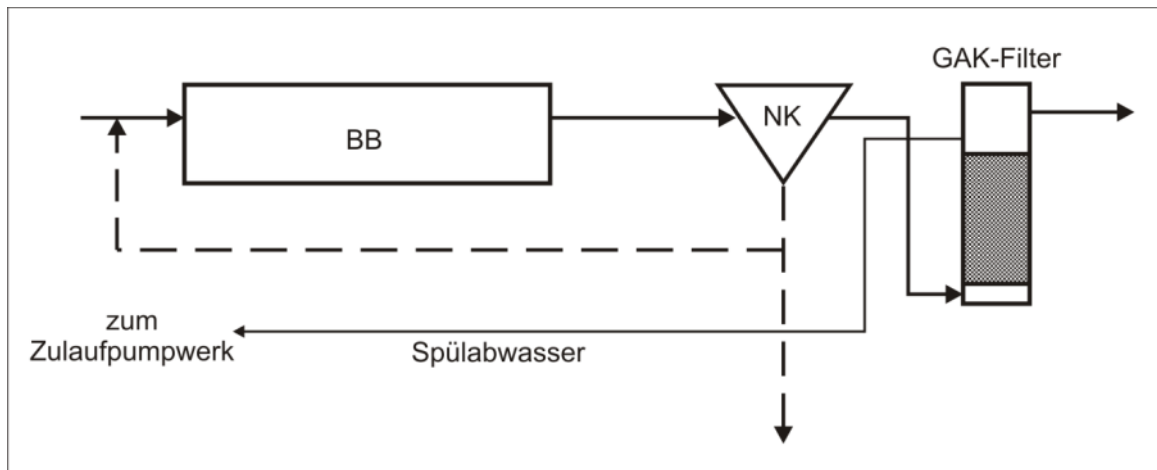


Abbildung 26: Schema Lösungsvariante 2 – GAK – Nachgeschaltete Druckkessel (1-stufig)

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-Adsorbern, 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 Ablaufschacht der Kläranlage, über das Abschlagbauwerk und einen Pumpenschacht mit 2 + 1 Pumpen zu den GAK-Adsorbern gepumpt. Die GAK-Adsorber werden in einer neu zu errichtenden Halle (Leichtbauweise) auf der Freifläche westlich der neuen Belebungsbecken aufgestellt.

Der Ablauf erfolgt zum vorhanden Ablaufkanal der Kläranlage. 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.

Die wesentlichen verfahrenstechnischen Bemessungsgrundlagen werden im Weiteren kurz zusammengefasst:

- |                                |                         |
|--------------------------------|-------------------------|
| • Verfahrenstechnik GAK-Filter | 1-stufig                |
| • 1. Stufe                     | 6 Reaktoren mit 4,3 m Ø |
| • Filterbetthöhe               | 2,50 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.

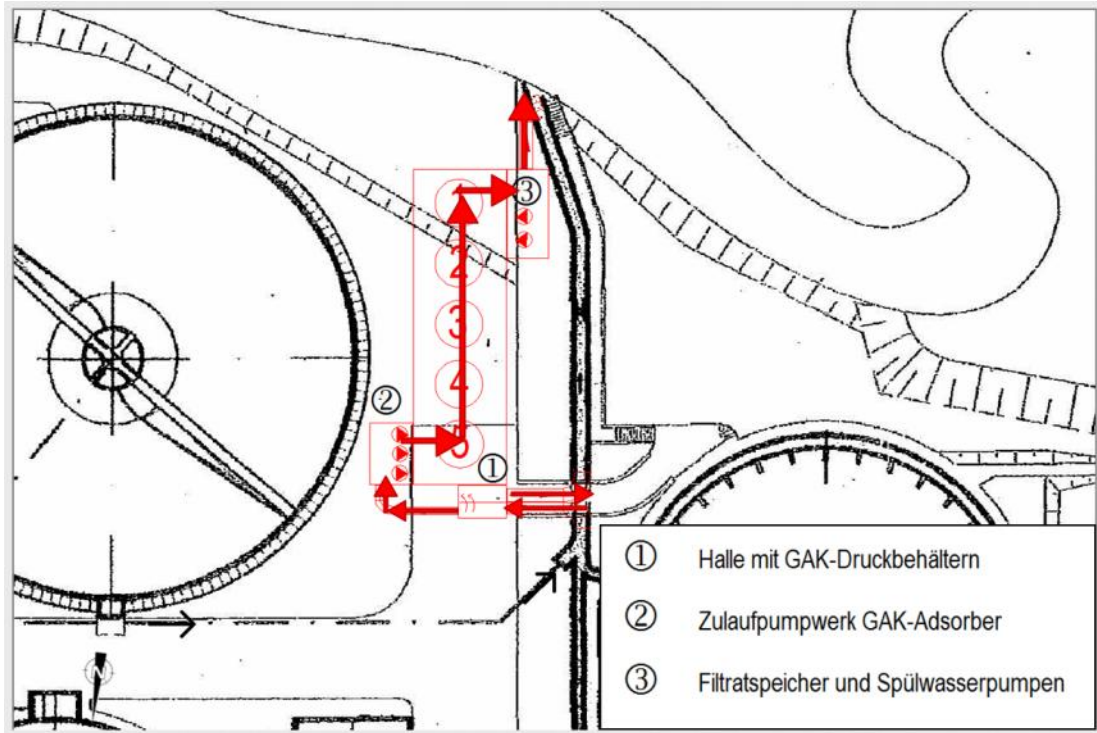


Abbildung 27: Lösungsvariante 1 – GAK – Nachgeschaltete Druckkessel (1-stufig)

#### 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.

### 5.3 Lösungsvariante 3: Ozonung

Bei der Variante 3 ist eine Ozonung des Ablaufs der Nachklärbecken vorgesehen. Diese Variante wird baulich, was Lage und Anschlüsse betrifft, ähnlich der Variante 1 errichtet. Der Ablauf der Nachklärung wird, wie bei den bisherigen Va-

rianten über ein Abschlagbauwerk zur Ozonanlage geführt welches einen maximalen Zufluss von 125 l/s sicherstellt.

Die Auslegungswassermenge zur Bemessung der Ozonanlage wird analog zu den anderen Varianten mit 125 l/s gewählt. Im Anschluss an das Durchfließen der Ozonierungsreaktoren wird das Abwasser dann zunächst über eine Rohrleitung dem Verteilerbauwerk zugeleitet, das dann, wie bisher auch, den Abwasserstrom auf die beiden Belebungsstraßen aufteilt. Ein Verfahrensschema der Lösungsvariante 3 Ozonung findet sich in der Anlage.

Die Auslegung der Ozonerzeugung erfolgt auf eine maximale Dosierung von 10 mg/l bei der Bemessungswassermenge von 125 l/s. Hieraus ergibt sich eine benötigte, maximale Dosiermenge von 4,5 kg/h. Zur Wirtschaftlichkeitsbetrachtung wird von einer mittleren Dosierrate von 8 mg<sub>O<sub>3</sub></sub>/l bei einem mittleren Abwasserzulauf zur Ozonanlage von 104 l/s ausgegangen. Hiermit ergibt sich eine mittlere Ozondosierung von 4,4 kg/h.

Die Ozonerzeugung nach dem Prinzip der stillen, elektrischen Entladung benötigt zur Herstellung von 1 kg Ozon ca. die 10-fache Menge Sauerstoff. Somit werden im Maximum ca. 45 kg/h Sauerstoff benötigt. Für die Wirtschaftlichkeitsbetrachtung ergibt sich die durchschnittlich benötigte Sauerstoffmenge zu 30 kg/h. Die Aufstellung des Ozonerzeugers soll auf der Freifläche bei der Ozonanlage erfolgen und benötigt den Bau einer Halle. Der Tank für den Flüssigsauerstoff inklusive des zugehörigen Verdampfers wird außerhalb des Gebäudes auf dem Bereich der Nord-westlichen Ecke des Gebietes der neu errichteten Ozonanlage sein. 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, der über einen Mischinjektor das ozonreiche Luftozongemisch ansaugt und anschließend in den Ozonreaktor eingetragen wird. Nach neuesten Erkenntnissen liefern beide Systeme bei einem vergleichbaren Energieverbrauch vergleichbare Eliminationsraten (HERBST ET AL. 2011). Für die Ausführung auf der Kläranlage Löhne wird Ozoneintrag über ein Injektorsystem vorgesehen. Dies bietet den Vorteil, dass 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 20 Minuten. Dabei wird das letzte Viertel der Ozonungsreaktoren jedoch durch eine Leitwand vom Rest des Reaktors getrennt und als Ausgasungszone definiert, sodass eine Aufenthaltszeit im Reaktor von 15 Minuten verbleibt. Der Ozonungsreaktor wird 1-straßig ausgeführt. Die lichten Abmessungen der Straße inklusive Ausgasungszone betragen  $9,5 \times 3,5 \times 4,5$  m. Der Ablauf der Ozonungsreaktoren läuft über ein Rezirkulationspumpwerk dem Verteilerpumpwerk zu und wird von dort wieder auf die beiden Belebungsstraßen der Kläranlage aufgeteilt. Strömungstechnische Untersuchungen in anderen Vorhaben haben gezeigt, dass die Ausführung des Ozonreaktors als Schlaufenreaktor nicht erforderlich ist (HERBST ET AL. 2011). Auf entsprechende Einbauten wird aus diesem Grund verzichtet. Das Gesamtvolumen der Reaktorstraße inklusive Ausgasungszone ergibt sich zu  $150 \text{ m}^3$ , 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.

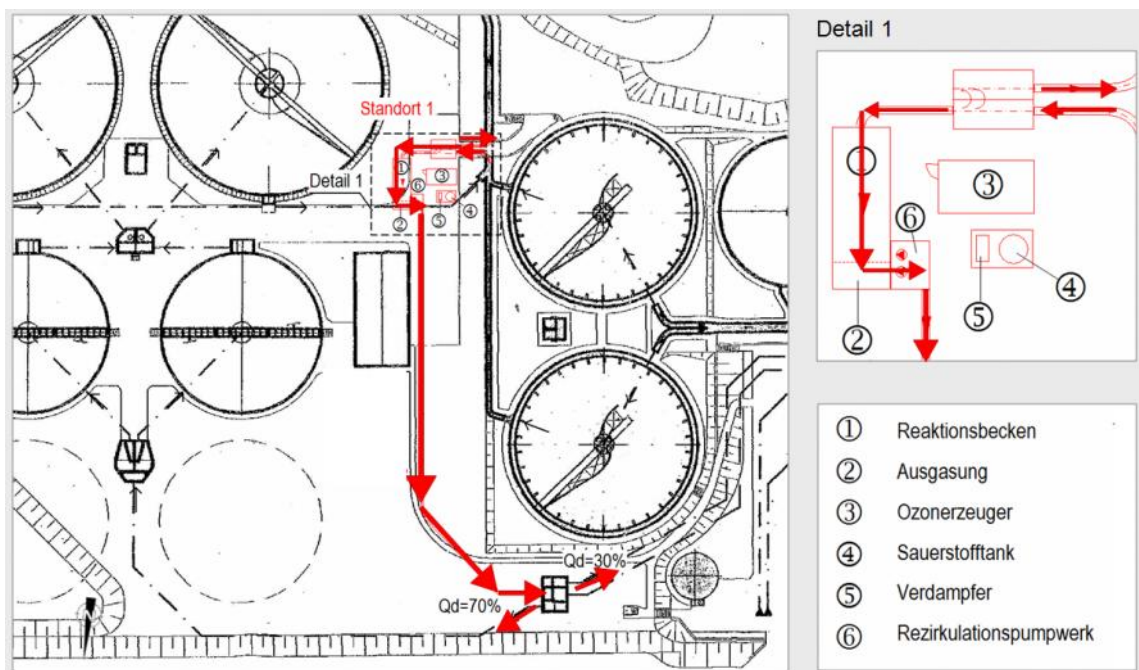


Abbildung 28: Lösungsvariante 3 - Ozonung

Für eine optimale Regelung des Ozoneintrags erfolgen im Zulauf der Anlage die Messung der Wassermenge und DOC-Konzentration online. Um eine 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 die 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 (inkl. Ausgasungszone) 15 + 5 = 20 Min.
- Ozondosierung bezogen auf  $Q_{\text{Bem}}$  2 bis 10  $\text{mg}_{\text{O}_3}/\text{l}$
- Sauerstoffbedarf 10  $\text{g}_{\text{O}_2}/\text{g}_{\text{O}_3}$

Aufgrund der o. g. Problematik der Transformationsprodukte, wird das in der Ozonanlage behandelte Abwasser wieder in die Belebungsbecken zurückgeführt. Wie oben dargestellt, können durch eine biologische Aktivität die möglicherweise negativen Auswirkungen einer Ozonung wieder ausgeglichen werden (ABEGGLEN ET AL. 2010). Daher ist die Verfahrenskombination von Ozonung und Behandlung in der biologischen Reinigungsstufe auch für den Einsatz auf der Kläranlage Löhne geeignet. Dadurch kann auf eine nachträgliche Sandfiltration verzichtet werden, die in diesem Fall extra noch auf der Kläranlage errichtet werden müsste, da es bisher keine Filtrationsstufe auf der KA Löhne gibt.

Durch die derzeitige niedrige Auslastung der Kläranlage kann die Belebung diese Mehrmengen Problemlos bewältigen. Durch die daraus resultierende größere Abwassermenge im Ablauf kann es jedoch sein das nun ein höherer Anteil nicht der Spurenstoffbehandlungsanlage zugeführt, sondern direkt ins Gewässer abgeschlagen wird.

Dadurch kann es zu einer verringert der absoluten Reinigungsleistung kommen, wie auch bei der PAK-Variante.

Unter Kapitel 6.2 -Ozonung mit Nachbehandlung wird deswegen ein Alternativvorschlag mit einer separaten biologischen Behandlung des Teilstroms aufgeführt. Dadurch kann auf eine Rezirkulation verzichtet werden und die Berechnete Reinigungsleistung kann erhalten bleiben.

## 6 KOSTENSCHÄTZUNG

Es wurde eine Wirtschaftlichkeitsanalyse der 3 zu untersuchenden Varianten für die Spurenstoffelimination durchgeführt. Für die Wirtschaftlichkeitsanalyse wurden sowohl die Investitionskosten als auch die Betriebskosten ermittelt und daraus die Jahreskosten errechnet. Die Ergebnisse werden im Folgenden dargestellt. Die Kostenschätzung ist in Anlage 4 beigefügt.

### 6.1 Spurenstoffelimination

#### 6.1.1 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 1 unten zusammengefasst.

Tabelle 1: Investitionskosten in € der Varianten 1 bis 3

Kurztext	Variante 1 PAK mit Kontaktbecken	Variante 2 Nachgeschaltete Druckkessel	Variante 3 Ozonanlage
Bau	479.272,55	493.955,00	308.385,00
Maschinen	526.449,00	584.770,00	362.000,00
EMSR	355.000,00	185.000,00	165.000,00
<b>Summe netto</b>	<b>1.360.721,55</b>	<b>1.263.725,20</b>	<b>835.385,00</b>
<b>19 % MwSt.</b>	<b><u>258.537,09</u></b>	<b><u>240.107,79</u></b>	<b><u>158.723,15</u></b>
<b>Summe brutto</b>	<b>1.619.258,65</b>	<b>1.503.832,99</b>	<b>994.108,15</b>
<b>Prozente</b>	<b>100 %</b>	<b>93%</b>	<b>61 %</b>

Die Investitionskosten für Variante 3 – Ozonanlage sind mit knapp 1,0 Mio. € brutto die niedrigsten für die 3 Varianten. Die Kosten für die Varianten 1 und 3 liegen mit knapp 1,5 und 1,6 Mio. € brutto deutlich höher.



### 6.1.2 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                      0,186 €/kWh (brutto) = 0,15066 €/kWh (netto)
- Facharbeiter                      46.921 €/a
- Wartung/Versicherung        1 bzw. 2,5 % Investitionskosten

Für die Berechnung der Betriebskosten wurden die Kosten für Personal, Energie, Chemikalien, Schlammverbrennung sowie Wartung und Versicherungen ermittelt. Einsparungen in der Abwasserabgabe wurden bisher nicht berücksichtigt.

In die Ermittlung des Energiebedarfs wurden der Energiebedarf für Pumpen, Gebläse, Räumler, Rührwerke sowie die Ozonerzeugung eingerechnet. Die Kosten für Chemikalien beinhalten im Wesentlichen die Kosten für die Aktivkohle und Sauerstoff.

Als spezifischer Preis für die Pulveraktivkohle wurden 1.400 €/t angesetzt. Die Kosten für neue granulierten Aktivkohle liegen mit einem Preis von ca. 1.200 €/t 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 PAK bzw. GAK wurden in der klärtechnischen Berechnung ermittelt. Zur Betriebskostenberechnung wurden die mittleren Dosierraten bzw. mittleren Standzeiten der Aktivkohlefilter angesetzt.

In Variante 1 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 Betriebskostenberechnung nicht angesetzt, da sich durch die Fällmitteldosierung die notwendige Dosierung in der Simultan- bzw. Nachfällung reduziert.

Für Variante 1 wurden die zusätzlichen Kosten für Schlammverbrennung bzw. -entsorgung durch die zusätzliche Schlammmenge durch die Pulveraktivkohle ermittelt. Der spezifische Preis wurde mit 50 €/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 zu entsorgen. Der gesamte Schlamm muss der Verbrennung zugeführt werden. Die Mehrkosten für diesen Entsorgungsweg sind auch unter dem Punkt Schlammentsorgung berücksichtigt.

Bei Variante 3 – Ozonanlage wurden Kosten in Höhe von 0,2 €/kg Sauerstoff angesetzt. Dies beinhaltet den Sauerstoff sowie die Tankmiete. Die erforderlichen Sauerstoffmengen wurden in der klärtechnischen Berechnung ermittelt.

In Tabelle 2 sind die Betriebskosten für die unterschiedlichen Varianten zusammengefasst.

Tabelle 2: Betriebskosten in €/a der Varianten 1 bis 3

Kurztext	Variante 1 PAK mit Kontaktbecken	Variante 2 Nachgeschaltete Druckkessel	Variante 3 Ozonanlage
Personal	11.730,33	11.730,33	8.797,75
Energie	14.767,10	18.537,25	54.240,65
Chemikalien	47.148,08	97.200,00	52.476,80
Schlammentsorgung	21.139,80	0	0
Wartung/ Versicherungen	26.828,95	24.183,81	16.258,85
Abwasserabgabe	0	0	0
<b>Summe netto</b>	<b>121.614,26</b>	<b>151.651,39</b>	<b>131.774,04</b>
<b>19 % MwSt.</b>	<b><u>23.106,71</u></b>	<b><u>28.813,76</u></b>	<b><u>20.037,07</u></b>
<b>Summe brutto</b>	<b>144.720,96</b>	<b>180.465,15</b>	<b>156.811,11</b>
<b>Prozente</b>	<b>100 %</b>	<b>125 %</b>	<b>108 %</b>

Die Betriebskosten der Variante 1 sind mit ca. 145.000 €/a die geringsten. Die Betriebskosten der Variante 3 liegen nur ca. 8 % über diesen Kosten, bei etwa 157.000 €/a gefolgt von Variante 2 mit Betriebskosten in Höhe von etwa 180.000 €/a (25 % höher).

Die Betriebskosten setzen sich im Wesentlichen aus Energiekosten und Kosten für Chemikalien zusammen. Während bei den Aktivkohlevarianten (Varianten 1, und 2) die höchsten Kosten bei den Chemikalien (Aktivkohle) auftreten, sind bei Variante 3 (Ozonanlage) die Energiekosten für die Ozonerzeugung der wesentliche Kostenfaktor. Der Verbrauch an Pulveraktivkohle (Variante 1) liegt deutlich unter dem der GAK-Variante, was zu deutlich geringeren Betriebskosten führt.

### 6.1.3 Jahreskosten

Die Jahreskosten wurden unter Berücksichtigung der nachfolgenden Randbedingungen ermittelt.

- Betrachtungszeitraum 40 Jahre,
- Nutzungsdauer Bau 40 Jahre,
- Nutzungsdauer Maschinenteknik 12Jahre,
- Nutzungsdauer EMSR-Technik 10 Jahre,
- Kalkulatorischer Zinssatz 4 %.

Die Jahreskosten sind in Tabelle 3 zusammengefasst.

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

Kurztext	Variante 1 PAK mit Kontaktbecken	Variante 2 Nachgeschaltete Druckkessel	Variante 3 Ozonanlage
<b>Jahreskosten netto</b>	<b>245.691</b>	<b>261.725</b>	<b>206.270</b>
<b>19 % MwSt.</b>	<b><u>46.681</u></b>	<b><u>49.728</u></b>	<b><u>39.191</u></b>
<b>Jahreskosten brutto</b>	<b>292.373</b>	<b>311.453</b>	<b>245.461</b>
<b>Prozente</b>	<b>100 %</b>	<b>107 %</b>	<b>84 %</b>

Anhand der Jahreskostenberechnung wird deutlich, dass sich die Varianten 1 und 2 in den Kosten nur leicht unterscheiden. Sie liegen zwischen 246.000€/a und 261.000 €/a und somit im Bereich zwischen 100 und 107 %. Deutlich am günstigsten ist hier die Ozonanlage mit einem Unterschied von 16-23 % mit 206.000 €/a im Vergleich zu den anderen Varianten.

#### 6.1.4 Projektkostenbarwert

Der Jahreskostenbarwert wurde nach LAWA ermittelt, unter Berücksichtigung eines Betrachtungszeitraums von 40 Jahren und einem Zinssatz von 5 %

Tabelle 4: Projektkostenbarwert in € der Variante 1 bis 3

Kurztext	Variante 1 PAK mit Kontaktbecken	Variante 2 Nachgeschaltete Druckkessel	Variante 3 Ozonanlage
<b>Projektkostenbarwert netto (€)</b>	<b>4.174.532</b>	<b>4.417.650</b>	<b>3.499.742</b>
<b>19 % MwSt.</b>	<b><u>793.161</u></b>	<b><u>839.353</u></b>	<b><u>664.951</u></b>
<b>Projektkostenbarwert brutto (€)</b>	<b>4.967.693</b>	<b>5.257.003</b>	<b>4.164.693</b>
<b>Prozente</b>	<b>100 %</b>	<b>106 %</b>	<b>84%</b>

Die Auswertung der Projektkostenbarwertermittlung ergibt ein ähnliches Ergebnis wie die Jahreskosten, jedoch wird auch noch einmal deutlich das die Variante 3 mit der Errichtung der Ozonanlage um einiges günstiger ist als die Aktivkohlevarianten.

#### 6.1.5 Sensitivitätsanalyse

Die Ergebnisse der Jahreskostenbetrachtung gemäß LAWA zeigen nach Untersuchung der verschiedenen Lösungskonzepte kaum Unterschiede in den Kosten. Es ist jedoch zu erkennen, welche Parameter von ausschlaggebender Bedeutung für die Investitionskosten, Betriebskosten und auch die Gesamtkosten sind. Hierzu sind u. a. folgende Aspekte weitergehend zu betrachten bzw. zu analysieren:

- Energiekosten bzw. der spez. Preis von 18 Cent/kWh (brutto)
- Materialkosten der Pulveraktivkohle (€/t) bzw. der granulierten Aktivkohle (€/t) sowie des Sauerstoffs
- Analyse bzw. Prognose der Entwicklung der zukünftigen spezifischen Materialpreise
- Erforderliche Dosierrate der Pulveraktivkohle
- Standzeit des GAK-Filter

- Erforderliche Dosierrate des Ozons

Bei Betrachtung der Energiekostensituation lässt sich konstatieren, dass sich die Kostenbarwerte im Hinblick auf höhere Energiekosten von z. B. 20 oder 25 Cent/kWh (netto) statt 15,066 Cent/kWh nur unwesentlich ändern. Lediglich Variante 3 (Ozonung), die sehr energieintensiv ist, verteuert sich bei höheren Energiekosten um ca. 90.000 € bei Energiepreisen von 25 Cent/kWh. Der Anteil der Energiekosten an den Jahreskosten beträgt für diese Variante dann ca. 39%. Bei den anderen Varianten liegt er bei 10-12 %.

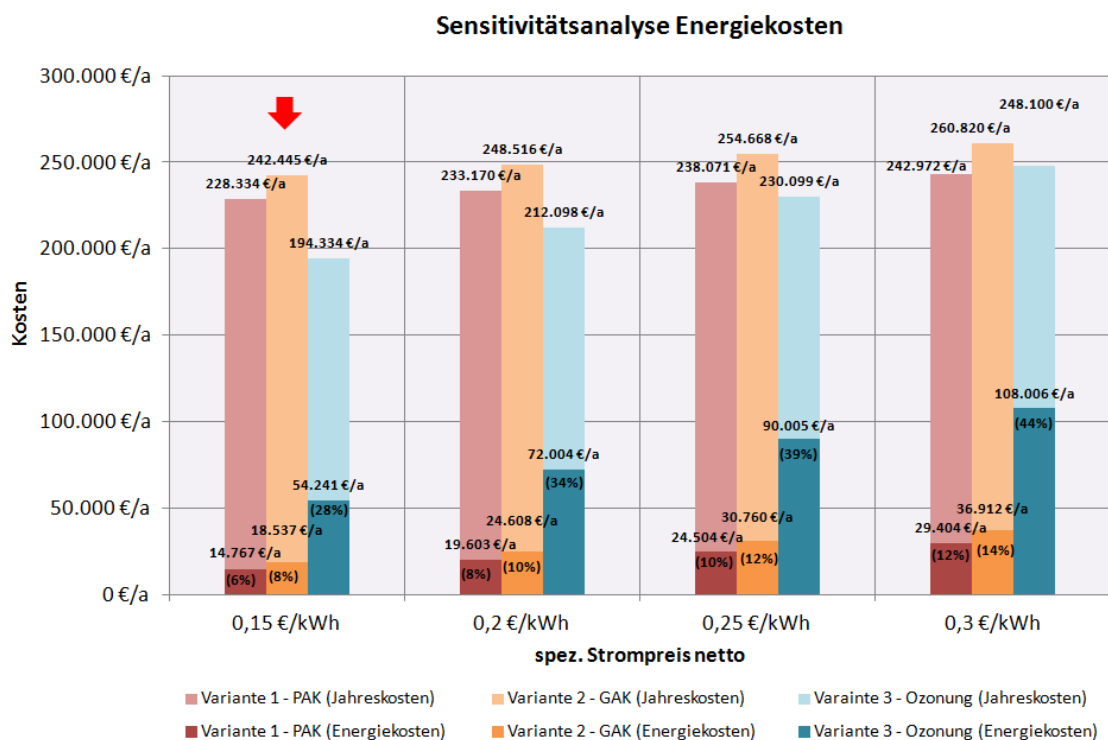


Abbildung 29: Sensitivitätsanalyse Energiekosten

Eine hydraulische Energieoptimierung im Hinblick auf die planerischen Belange bzw. das berechnete Betreiberinteresse ist unabhängig von der Sensitivitätsbetrachtung im Rahmen der weiteren Detailplanung anzustreben.

Des Weiteren sind die Kosten für Chemikalien, insbesondere Aktivkohle und Sauerstoff für alle Lösungskonzepte von besonderer Bedeutung. Betrachtet man die anteiligen chemikalienspezifischen Betriebskosten, die 21 - 40 % ausma-

chen, werden die enorme Bedeutung und damit die besondere Abhängigkeit der Jahreskosten unter diesem Aspekt deutlich.

Den bisherigen Ansätzen liegen Richtpreisangebote und aktuelle Submissionsergebnisse von anderen Projekten, z.B. auf der Kläranlage Mannheim (PAK) und der Kläranlage Obere Lutter (GAK) zugrunde. Der Aktivkohlepreis für die granuliert Kohle wurde in Höhe von 1.200 €/t realistisch angesetzt. Auf dem Markt gibt es sowohl teurere als auch deutlich günstigere Ergebnisse. Vor diesem Hintergrund liegt, z. B. bei einem Ansatz von 1.320 €/t, d. h. einem um 10 % teureren spezifischen Materialpreis für die granuliert Aktivkohle, die Investitionskosten für die GAK-Variante um 4% höher, bei einem Ansatz von 960 €/t um 8 % günstiger.

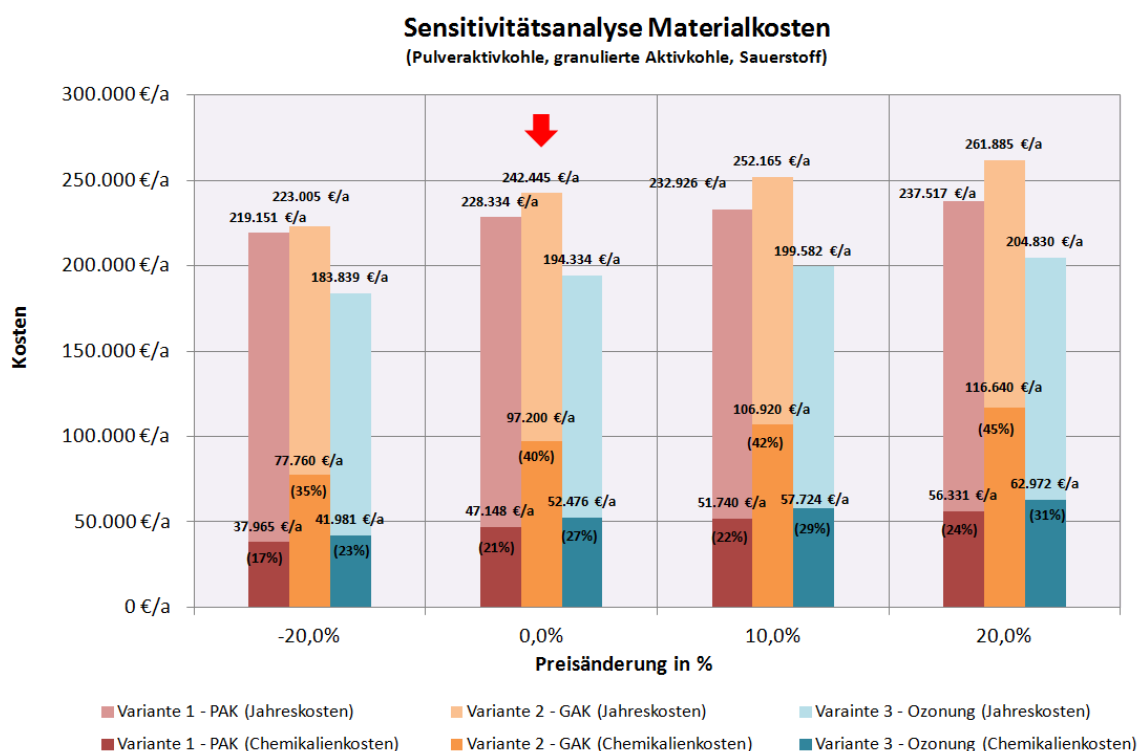


Abbildung 30: Sensitivitätsanalyse Materialkosten

Für die mittleren Betriebskosten Ozonation wird in Variante 3 eine mittlere Dosierate von 8 mgO<sub>3</sub>/l angesetzt. Wie bei der Zugabe von Pulveraktivkohle hängt die erforderliche Dosierate von der erwünschten Reinigungsleistung ab. Sollte sich eine Erhöhung der mittleren Dosierate von 8 mg/l auf 10 mg/l ergeben, so wäre hiermit eine Steigerung der Jahreskosten um 6,8 % zu verzeichnen. Bei einer Reduzierung der Dosierate auf 5 mg/l würden sich die Jahreskosten um ca. 10,1 % verringern.

Von entscheidender Bedeutung für die Gesamtbetrachtung ist neben dem spezifischen Materialpreis die Standzeit der GAK-Reaktoren. Gemäß der klärtechnischen Berechnung in Anlage 3 wird derzeit für die GAK-Varianten von einer Standzeit von um die 8 Monaten und einem Bettvolumen von 12.000 m<sup>3</sup> Abwasser/ m<sup>3</sup> GAK ausgegangen. Die Standzeit ist wesentlich davon abhängig, welche Stoffe zu welchem Grad eliminiert werden sollen. Bei einer Verlängerung der Standzeit z.B. auf ca. 13 Monate und eine Erhöhung des Bettvolumens auf 20.000 m<sup>3</sup> Abwasser/ m<sup>3</sup> GAK würden sich die Jahreskosten um 15,8 % reduzieren. Eine Verkürzung der Standzeit bei gleichbleibenden Bettvolumen jedoch würden für eine Erhöhung von 7,9% führen.

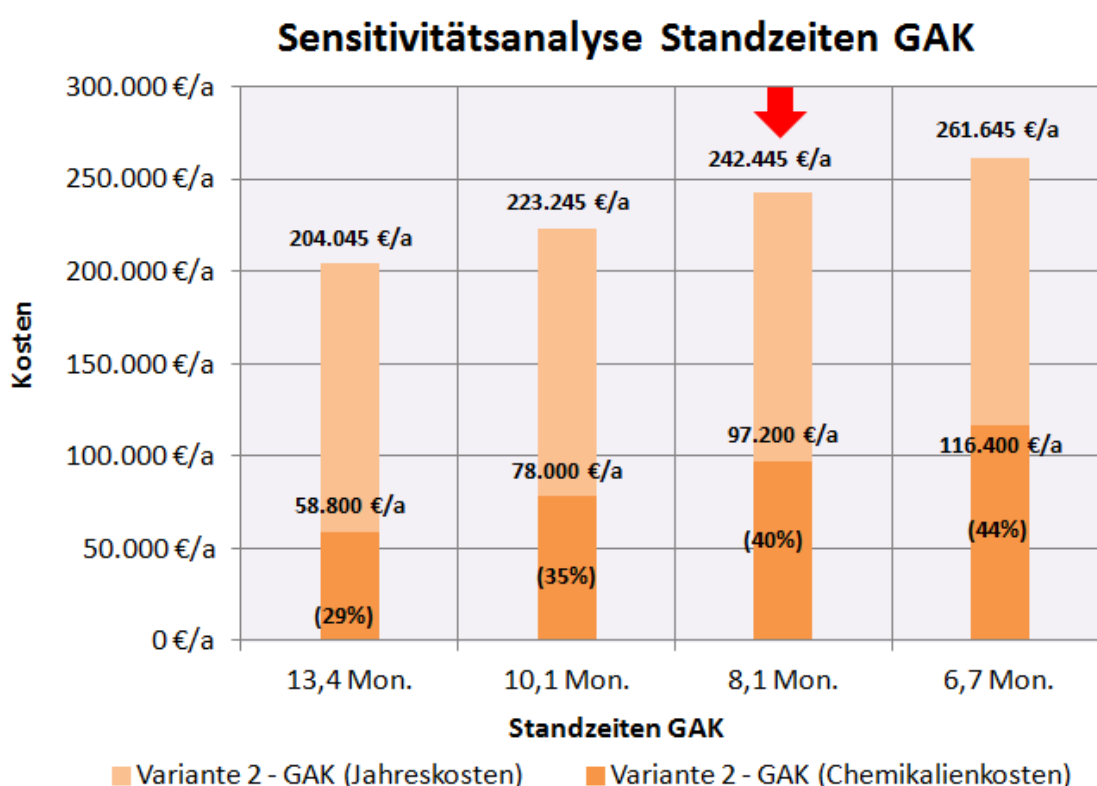


Abbildung 31: Sensitivitätsanalyse Standzeiten GAK

Vor dem Hintergrund des noch nicht klar definierten Reinigungszieles bzw. der noch fehlenden Antwort auf die Frage, auf welche Leitparameter sich eine weitergehende Spurenstoffelimination zu beziehen hat, kann eine Bewertung sich ändernder Standzeiten nur schwer vorgenommen. 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.

## 6.2 Ozonung mit Nachbehandlung

Da von Seiten der Wirtschaftsbetriebe Löhne während der Projektbesprechung am 22.5.2013 zusätzlich zur der Variante 3 Ozonung, eine separate Nachbehandlung gewünscht wurde, um die Reinigungsleistung zu Erhöhen und eine Rezirkulation in die Kläranlage zu vermeiden, wurde dies von der Hydro-Ingenieure GmbH unter der Bezeichnung Variante 3.1 Ozonung mit Nachbehandlung untersucht.

Die biologische Reinigung nach der Ozonung wird durch ein Wirbelbettbecken gewährleistet. Dieses wird direkt an das Reaktionsbecken anschließen und ebenfalls ein Volumen von ca. 150m<sup>3</sup> benötigt, welches mit Schaumstoffwürfeln gefüllt wird, damit sich auf deren Oberfläche ein Biofilm bildet. Um eine vollständige Durchmischung zu gewährleisten, muss dieses Becken belüftet werden. Dadurch wären Investitionskosten von ca. 250.000 € nötig, sowie eine Erhöhung der Betriebskosten um 3.800 €/a im Vergleich zur reinen Ozonbehandlung. In der folgenden Tabelle 5 sind zum Vergleich alle Varianten nochmals aufgeführt.

Tabelle 5: Projektkostenbarwert in € der Variante 1 bis 3 und 3.1

Kurztext	Variante 1 PAK mit Kontaktbecken	Variante 2 Nachgeschaltete Druckkessel	Variante 3 Ozonanlage	Variante 3.1 Ozonung mit Nachbehandlung
Projektkostenbarwert netto (€)	4.174.532	4.417.650	3.499.742	3.800.644
19 % MwSt.	<u>793.161</u>	<u>839.353</u>	<u>664.951</u>	<u>722.122</u>
Projektkostenbarwert brutto (€)	4.967.693	5.257.003	4.164.693	4.522.767
Prozente	100 %	106 %	84%	91%

## 7 BEWERTUNG DER PLANUNGSKONZEPTE ZUR SPURENSTOFFELIMINATION

Abgesehen von den Kosten gibt es noch weitere Kriterien wie z.B. die Reinigungsleistung, die Entstehung und Auswirkungen von möglichen Transformati-

onsprodukten oder den Betriebsaufwand, die die Auswahl der bevorzugten Verfahrensvariante beeinflussen. In Zusammenarbeit mit dem Wirtschaftsbetrieb Löhne wurde daher eine Bewertungsmatrix erarbeitet (siehe Tabelle 6), 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 des **Projektkostenbarwertes** wird als das wichtigste Kriterium gesehen und daher mit der höchsten Gewichtung (40%) eingestuft. Wie schon im Kapitel 6.1 erläutert, ist die Ozon-Variante deutlich am günstigen und erhält infolgedessen die höchste Punktzahl mit 5 Punkten. Auch die Ozonbehandlung mit der nachträglichen biologischen Reinigungsstufe ist im Vergleich kostengünstiger und erhält die zweitbeste Bewertung mit 4 Punkten. Die Pulveraktivkohlebehandlung erhält noch eine relativ gute Bewertung mit 3,5 Punkten während die Variante 2 mit der GAK-Filtration aufgrund der höchsten Kosten mit 2,5 Punkten bewertet wird.

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 in Hinblick auf die eingesetzten Materialien zu erkennen. Jedoch ist zu beachten, dass die Varianten 1 und 3 jeweils nur einen Teil des Abwassers reinigen da bei beiden der behandelte Abwasserstrom zurück in die biologische Reinigungsstufe geführt wird. Dadurch wird die Abwassermenge im Ablauf der Nachklärung doppelt so hoch ausfallen wie zuvor, wodurch alles was über den 125l/s hinausgeht unbehandelt in das Gewässer fließt. Darunter kann sich dann auch noch unbehandeltes Abwasser befinden. Da die GAK-Variante und die um eine Nachbehandlung erweiterte Ozonanlage (Variante 3.1) das Abwasser direkt in das Gewässer leitet erhalten sie bei diesem Kriterium die höchste Bewertung mit 5 Punkten. Variante 1 und 3 leiten den behandelten Teilstrom beide zurück in die Kläranlage und bei der Ozonung besteht auch noch die Möglichkeit das Nebenprodukte entstehen weswegen die Varianten nur 3 bzw. 2 Punkte bekommen.

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 Reinigungsstufe mit biologischer Aktivität weitestgehend wieder

abgebaut werden. Es konnten keine negativen Auswirkungen auf das Ökosystem im Vorfluter nachgewiesen werden. Nichtsdestotrotz wurde aufgrund dieser Problematik die beiden Ozonvariante 3 und 3.1 bei diesem Kriterium mit 2 Punkten schlechter bewertet als die Varianten mit Aktivkohle (5 Punkte), bei denen keine Transformationsprodukte entstehen.

Tabelle 6: Bewertungsmatrix

Kriterium	Gewichtung (%)	Wertung							
		Variante 1: PAK mit Kontakt- und Absetzbecken		Variante 2: GAK in nachgeschalteten Druckkesseln		Variante 3: Ozonanlage		Variante 3.1: Ozonanlage mit Nachbehandlung	
		Punkte	gewichtet	Punkte	gewichtet	Punkte	gewichtet	Punkte	gewichtet
Höhe der Projektkostenbarwert	40	3,5	1,40	2,5	1,00	5	2,00	4	1,60
Reinigungsleistung Spurenstoffe	30	3	0,90	5	1,50	2	0,60	5	1,50
Transformationsprodukte	10	5	0,50	5	0,50	2	0,20	2	0,20
Wartungsarbeiten / Betriebsaufwand	10	3	0,30	5	0,50	4	0,40	3	0,30
Redundanzen / Betriebssicherheit	5	3	0,15	5	0,25	3	0,15	3	0,15
Nachhaltigkeit / CO <sub>2</sub> -Emission	5	4	0,20	4	0,20	4	0,20	4	0,20
<b>Summe</b>	<b>100</b>	<b>21,5</b>	<b>3,45</b>	<b>26,5</b>	<b>3,95</b>	<b>20</b>	<b>3,55</b>	<b>21</b>	<b>3,95</b>
Punktwertung: 1 = schlecht 2 = ausreichend 3 = befriedigend 4 = gut 5 = sehr gut									

Der Aufwand für **Wartungsarbeiten / Betriebsaufwand** ist insbesondere aus betrieblicher Sicht ein weiteres wichtiges Kriterium. Der Wartungs- und Betriebsaufwand für die GAK-Variante 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. Da die Variante 3.1 im Vergleich zur der Ozonanlage der Variante 3 um eine Reinigungsstufe erweitert wurde, fällt hier der Wartungs- und Betriebsaufwand ebenfalls höher aus und erhält damit eine Bewertung von 3 Punkten.

**Redundanz** und die **Betriebssicherheit** ist ebenfalls ein wichtiges Kriterium. Sie wird für die Variante 2 als am höchsten eingeschätzt. Diese Variante wird aufgrund der hohen Redundanz (5 Filter) mit 5 Punkten bewertet. Obwohl bei Variante 1 die Spurenstoffelimination in einem 1-strassigen Verfahren erfolgt, ist aufgrund des robusten Verfahrens mit wenigen Betriebsausfällen zu rechnen. Da bei den Ozonanlagen (Variante 3 und 3.1) nur 1 Ozongenerator zur Verfügung steht, wird die Betriebssicherheit geringer eingeschätzt.

Alle anderen Varianten aus der Behandlung mit der granulierten Aktivkohle werden deswegen mit 3 Punkten bewertet.

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 4 Varianten einheitlich mit 3 Punkten bewertet.

In **Summe** schneidet Variante 2 (GAK-Filter) in der Bewertung mit 3,95 Punkten zusammen mit der Variante 3.1 am besten ab. Etwas geringer bewertet wurden die Varianten 3 (Ozonanlage) und Variante 1 (PAK mit Kontaktbecken) mit 3,55 bzw. 3,45 Punkten.

## 8 WEITERE WISSENSCHAFTLICHE FRAGESTELLUNGEN

Nach der intensiven Diskussion der unterschiedlichen Lösungsansätze wird empfohlen weitere wissenschaftliche Fragestellungen in einem großtechnischen Versuch zu klären.

## 9 ZUSAMMENFASSUNG UND EMPFEHLUNG

Die Wirtschaftsbetriebe Löhne betreiben die Kläranlage Löhne mit einer Ausbaugröße von 80.000 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 WBL die Hydro-Ingenieure GmbH beauftragt im Rahmen einer Vorplanung die Möglichkeiten des Baus Anlage zur Spurenstoffelimination auf der Kläranlage Löhne zu untersuchen.

Es wurden die folgenden Verfahrensmöglichkeiten zur Spurenstoffelimination in die Vorplanung einbezogen:

- Variante 1 – PAK mit Kontaktbecken
- Variante 2 – GAK in nachgeschalteten Druckkesseln
- Variante 3 – Ozonanlage
- Variante 3.1 – Ozonanlage mit Nachbehandlung

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

Die Varianten liegen sowohl was die Kosten betrifft als auch nach Bewertung anhand von nicht-monetären Kriterien sehr nah beieinander. Variante 2 (GAK-Filter) schneidet bei der Bewertung am besten ab, liegt aber mit den höchsten Jahreskosten von ca. 290.000 €/a (brutto) vor der PAK-Variante und deutlich vor der Ozonanlage.

Die Varianten 2 (GAK-Adsorber als Stahldruckfilter) und 3.1 (Ozonanlage mit Nachbehandlung) erzielen mit 3,95 von 5 Punkten die höchsten Bewertungen.

Die Variante 3 (Oxidation durch Ozonung) liegt mit 3,55 von 5 Punkten auf dem 3. Platz in der Gesamtbewertung. Durch eine separate, neue Nachbehandlung, durch die eine Rezirkulation in die Kläranlage entfällt, könnte, ähnlich wie bei Variante 2, eine höhere Reinigungsleistung von etwa 70 bis 82 % der gesamten Zulaufmenge zum Klärwerk erreicht werden. Dadurch erreicht die Variante 3.1 (Ozonung mit Nachbehandlung) die gleiche Punktzahl wie Variante 2. Die o.g. Problematik in Bezug auf die Transformationsprodukte bleibt aber weiterhin bestehen.

Im Falle der Realisierung wird, in Abstimmung mit den Wirtschaftsbetrieben Löhne die Variante 2 „GAK-Adsorber in nachgeschalteten Druckkesseln“ empfohlen.

Die Aktivkohlefilter sind ohne Eingriffe in den allgemeinen Kläranlagenbetrieb jederzeit umsetzbar. Bei dieser Variante besteht zudem keine Gefahr der Entstehung von Transformationsprodukten.

Die Klärschlammmentsorgung wird ebenfalls nicht betroffen und kann wie bisher fortgeführt werden.