



Kläranlage Lemgo
Untersuchung alternativer Verfahrenstechniken
zur Mikroschadstoffreduzierung

Machbarkeitsstudie

Erläuterungsbericht

Düsseldorf, im Dezember 2014

Hydro  **Ingenieure**

Auftraggeber:

Abwasserbeseitigungsgesellschaft Lemgo GmbH

Heustr. 36-38

32657 Lemgo

Herr Hennigs

Aufgestellt durch:

Hydro-Ingenieure Planungsgesellschaft für Siedlungswasserwirtschaft mbH

Beratende Ingenieure

Stockkampstraße 10

40477 Düsseldorf

Düsseldorf, 01. Dezember 2014

4180_00 / KA / LD

Erlaeuterungsbericht_Spurenstoffe.docx

Projektleiter: Dipl.-Ing. Klaus Alt

Projektingenieur: Dr.-Ing. Xin Wu

INHALTSVERZEICHNIS

1	EINLEITUNG	1
1.1	Veranlassung	1
1.2	Projektkurzbeschreibung	2
1.3	Aufgabenstellung	3
2	KURZBESCHREIBUNG DER BESTEHENDEN KLÄRANLAGE	3
2.1	Gesamtübersicht der Kläranlage	3
2.2	Fließwege der Festbettfiltrationsanlage	5
2.2.1	Zulaufpumpwerk	5
2.3	Fließweg Festbett- und Filtrationshalle	5
3	STAND DER FORSCHUNG ZUM THEMA SPURENSTOFFE IM ABWASSER UND TRINKWASSER	6
3.1	Allgemeines	6
3.2	Physikalisch-chemische Stoffeigenschaften	8
3.3	Grundlagen der Aktivkohleadsorption	10
3.3.1	Grundbegriffe, Funktionsprinzip und Bemessungsparameter	10
3.3.2	Charakterisierung des Adsorptionsverhaltens	12
3.4	Grundlagen der Behandlung mit Ozon	15
3.4.1	Grundbegriffe und Funktionsprinzip	15
3.4.2	Grundlagen der chemischen Oxidation	16
3.4.3	Verfahrenstechnik und apparative Ausführung der Ozonierung	18
3.5	Grundlagen der AOP-Verfahren	19
3.6	Biologisch aktivierte Aktivkohlefiltration	21
3.7	Aktuelle Projekte bzw. Forschungsvorhaben	22
3.7.1	Überblick Aktivkohle	22
3.7.2	Einzelne Projektbeispiele Aktivkohle	23
3.7.3	Überblick Ozonierung	28
3.7.4	Einzelne Projektbeispiele Ozonierung	30
4	KURZBESCHREIBUNG DER LÖSUNGSMÖGLICHKEITEN	35
4.1	Allgemeines	35
4.2	Pulveraktivkohle	36
4.3	Granulierte Aktivkohle	37
4.4	Ozonung	38
5	PLANUNGS- UND BEMESSUNGSGRUNDLAGEN	39
5.1	Planungsgrundlagen	39
5.2	Hydraulische Bemessungsgröße	39
6	PLANUNGSKONZEPTE ZUR SPURENSTOFFELIMINATION	41
6.1	Variante 1b - Lösung 1: Nachgeschaltete Ozonbehandlung	41
6.2	Variante 1b - Lösung 2: GAK in vorh. Flockungsfilter	44
6.3	Variante 1b - Lösung 3: Nachgeschaltete GAK-Filtration	46

6.4	Variante 2 - Lösung 1: Ozonbehandlung in ehem. Deni-Filterzellen	49
6.5	Variante 2 - Lösung 2: GAK-Filtration in ehem. Deni-Filterzellen	50
6.6	Variante 2 - Lösung 3: PAK-Dosierung im Überstau Flockungsfilter	52
7	KOSTENSCHÄTZUNG	53
7.1	Allgemeines	53
7.2	Investitionskosten	53
7.3	Betriebskosten	54
7.4	Jahreskosten	57
8	BEWERTUNG DER PLANUNGSKONZEPTE ZUR SPURENSTOFFELIMINATION	58
9	ZUSAMMENFASSUNG UND EMPFEHLUNG	61

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1: Kläranlage Lemgo	1
Abbildung 2: Nitri- und Denitrifikationsfilter Kläranlage Lemgo	4
Abbildung 3: Flockungsfiltration Kläranlage Lemgo	4
Abbildung 4: Konzentrationen ausgewählter Mikroverunreinigungen (BEIER 2010)	6
Abbildung 5: Eliminationsgrade mechanisch-biologischer Kläranlagen (nach ARGE 2014; MARGOT ET AL. 2013 SACHER ET AL. 2014; MIÈGE ET AL. 2009; JELIC ET AL. 2010; KÖCK-SCHULMEYER ET AL. 2012)	7
Abbildung 6: Vergleich der Elimination der Ozonung (0,4 bis 1,8 gO ₃ /gDOC) und Aktivkohleadsorption (10 bis 20 mgPAK/L) von Spurenstoffen aus mechanisch-biologisch gereinigtem Abwasser (cDOC = 4,9 mgDOC/L) (verändert nach MARGOT ET AL. 2013)	8
Abbildung 7: Aktivkohlestruktur (BRENDDEL 1997, verändert nach MARCUS 2005)	11
Abbildung 8: Transportmechanismen bei der Aktivkohleadsorption (SONTHEIMER 1985)	13
Abbildung 9: Beladungsprofil Aktivkohlefilter (SONTHEIMER 1985, verändert)	14
Abbildung 10: Reaktionsmechanismen	17
Abbildung 11: Ozonisierung mit Teilstrom-Injektor-Prinzip	19
Abbildung 12: 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)	23
Abbildung 13: Großbritannien – Kläranlage Swindon, Einsatz von granulierter Aktivkohle	24
Abbildung 14: Einsatz von Pulveraktivkohle – Mannheimer Verfahren	25
Abbildung 15: Anwendung der Pulveraktivkohle - Versuche auf der Kläranlage Kloten – Schweiz / Luftbild	26
Abbildung 16: Verbandsklärwerk Obere Lutter – Füllung der Filterzelle mit granulierter Aktivkohle	26
Abbildung 17: Mittlere Eliminationsraten mit GAK, kont. KA (10 m/h)	27

Abbildung 18: Elimination GAK (KOLISCH ET AL.2014)	28
Abbildung 19: Ozonierung von gereinigtem Abwasser	29
Abbildung 20: Eliminationsleistung der Ozonierung (ABEGGLEN ET AL. 2009)	31
Abbildung 21: Erkenntnisse Planung Ozonanlagen	32
Abbildung 22: Kläranlage Bad Sassendorf – Ozonanlage mit Sauerstofftank	32
Abbildung 23: Halbtechnische Ozon-Versuchsanlage (Containerbauweise) der Fa. Ozonía – Degrémont Technologies Ltd, Dübendorf (CH) am Standort der ZKA Detmold	33
Abbildung 24: Eliminationsleistung für die Standard-Abwasserparameter - 15 und 20 Minuten HRT und Ozondosen von 5 und 7,5 mg O ₃ /L	34
Abbildung 25: Schema Variante 1b	35
Abbildung 26: Schema Variante 2	36
Abbildung 27: Auswertung Anteil der behandelten Abwassermenge an der	40
Abbildung 28: Auswertung Zulaufmenge, ZKA Lemgo, 2011 - 2013	41
Abbildung 29: Variante 1b - Lösung 1: Nachgeschaltete Ozonung	43
Abbildung 30: Schema Variante 1b - Lösung 2: GAK im vorhandenen Filter	44
Abbildung 31: Variante 1b - Lösung 2: GAK in vorh. Flockungsfilter	45
Abbildung 32: Schema Variante 1b - Lösung 3: GAK nachgeschaltete Druckkessel (1-stufig)	46
Abbildung 33: Variante 1b - Lösung 3: GAK nachgeschaltete Druckkessel (1- stufig)	48
Abbildung 34: Variante 2 - Lösung 1: Ozon in ehemaligen Deni-Filterzellen	50
Abbildung 35: Variante 2 – Lösung 2: GAK-Filtration in ehem. Deni-Filtern	51
Abbildung 36: Schema Lösungsvariante 2 - Pulveraktivkohle im Flockungsraum des Filters	52
Abbildung 37: Bewertungsmatrix	60

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1: Ablaufmengen ZKA Lemgo, 2011-2013	40
Tabelle 2: Investitionskosten	54
Tabelle 3: Betriebskosten	56
Tabelle 4: Jahreskosten	57

ANLAGENVERZEICHNIS

ANLAGE 1: AKTENNOTIZ

Anlage 1.1 Protokoll der Besprechung vom 21.10.2014

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

ANLAGE 5: BEWERTUNGSMATRIX

ANLAGE 5.1 Bewertungsmatrix

ANLAGE 6: PLÄNE

PLANVERZEICHNIS

4180_02_012	Lageplan Nachgeschaltete Ozonbehandlung	1:250
4180_02_140	Bauwerksplan GAK in Flockungsfiltration	1:100
4180_02_014	Lageplan GAK in nachgeschalteten Druckkesseln	1:250
4180_00_141	Bauwerksplan Ozonbehandlung im Festbett	1:100
4180_00_142	Bauwerksplan GAK in Festbett	1:100
4180_00_102	Verfahrensschema Nachgeschaltete Ozonbehandlung	o.M.
4180_00_103	Verfahrensschema GAK in Flockungsfiltration	o.M
4180_00_104	Verfahrensschema GAK in nachgeschalteten Druckkesseln	o.M
4180_00_105	Verfahrensschema Ozonbehandlung im Festbett	o.M
4180_00_106	Verfahrensschema GAK in Festbett	o.M

LITERATUR- UND QUELLENVERZEICHNIS

Plangrundlagen und projektbezogene Unterlagen:

- [1] Ablaufmengen 2011 bis 2013
- [2] Lagepläne der Kläranlage Lemgo
- [3] Erlaubnisbescheid der Bezirksregierung Detmold

Technische Regelwerke, Normen und gesetzliche Bestimmungen:

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

Veröffentlichungen und Fachliteratur:

- [5] 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.
- [6] 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
- [7] ARGE (2014): Metabolitenbildung beim Einsatz von Ozon. Schlussbericht Phase 2 der „Arbeitsgemeinschaft Spurenstoffe NRW, Teilprojekt 10“ (Arge), gerichtet an das Ministerium für Klima-schutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV), <http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/abwasser.htm>.
- [8] BAHR, C.; ERNST, M.; JEKEL, M. (2007): Pilotuntersuchungen zur kombinierten oxidativ-biologischen Behandlung von Klärwerksabläufen für die Entfernung von organischen Spuren- und Wirkstoffen und zur Desinfektion (PILOTOX). Schriftenreihe Kompetenzzentrum Wasser Berlin, Band 5.

- [9] BEIER (2010): Elimination von Arzneimitteln aus Krankenhausabwasser. In: Pinnekamp, J. (Hrsg.): Schriftenreihe Gewässerschutz – Wasser – Abwasser, Band 222, Aachen.
- [10] 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.
- [11] 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
- [12] BRENDEL, U. (1997): Einsatz von Aktivkohle in der kommunalen Abwasserreinigung. Ges. zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen. ISBN: 3932590449, 9783932590443
- [13] DAGOSTINO, L., GOODMAN, A., MARSHALL, K. (1991): Physiological responses induced in bacteria adhering to surfaces. *Biofouling*, Vol. 4, No. 1-3, pp. 113–119.
- [14] EILERS, L. (2001): Verfahrenskombination von Nanofiltration und Adsorption an Pulverkohle zur kontinuierlichen Abwasserreinigung. Dissertation. RWTH Aachen, Aachen.
- [15] ELTNER, A. (1998): Behandlung hoch belasteter Abwässer durch Aktivkohleadsorption und Aktivkohle / Nanofiltration – Vergleich und Bewertung. Dissertation. RWTH Aachen, Aachen.
- [16] ESCHER, B.I., BRAMAZ, N., ORT, C. (2009): JEM Spotlight: Monitoring the treatment efficiency of a full scale ozonation on a sewage treatment plant with a mode-of-action based test battery. *Journal of Environmental Monitoring*, Vol. 11, No. 10, pp. 1836-1846.
- [17] ESTER, Y.; AVISAR, D.; MAMANE, H. (2010): Removal of pharmaceuticals using combination of UV/H₂O₂/O₃ advanced oxidation process. IWA World Water Congress and Exhibition. 19–24 September 2010 Montréal, Canada.
- [18] FENT, K. (2007): Ökotoxikologie. Georg Thieme Verlag, 3. Auflage, Stuttgart, ISBN: 978-3-13-109993-8.

- [19] HAUER, A. (2002): Beurteilung fester Adsorbienten in offenen Sorptionssystemen für energetische Anwendungen. Dissertation. Technische Universität Berlin, Berlin.
- [20] 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.
- [21] HERBST, H.; KAUFMANN, M.; TÜRK, J.; LAUNER, M. (2011): Abwasserozonierung 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
- [22] HOLLENDER, J., ZIMMERMANN, S. G., KOEPKE, S., KRAUSS, M., MCARDELL, C. S., ORT, C., SINGER, H.; VON GUNTEN, U., SIEGRIST, H. (2009): Elimination of organic micropollutants in a municipal wastewater treatment plant upgraded with a full-scale post-ozonation followed by sand filtration. *Environmental Science & Technology*, Vol. 43, No.20, pp. 7862-7869.
- [23] HUTCHINSON, T.H., HUTCHINGS, M.J., MOORE, K.W. (1997): A review of the effects of bromate on aquatic organisms and toxicity of bromate to oyster (*Crassostrea gigas*) embryos. *Ecotoxicol Environ Saf.* Vol. 38 No. 3, pp. 238–243.
- [24] 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
- [25] JELIC, A., GROS, M., GINEBREDA, A., CESPEDES-SÁNCHEZ, R., VENTURA, F., PETROVIC, M. BARCELOA, D. (2010): Occurrence, partition and removal of pharmaceuticals in sewage water and sludge during wastewater treatment. *Water Res.*, Vol. 45, No. 3, pp. 1165–1176.
- [26] 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.

- [27] KIENLE, C., KASE, R., WERNER, I. (2011): Evaluation of bioassays and wastewater quality: In vitro and in vivo bioassays for the performance review in the Project "Strategy MicroPoll". Swiss Centre for Applied Ecotoxicology, Eawag-EPFL, Duebendorf.
- [28] KÖCK-SCHULMEYER, M., VILLAGRAS, M., LÓPEZ DE ALDA, M., CÉSPEDES-SÁNCHEZ, R., VENTURA, F., BARCELÓA, D. (2013): Occurrence and behavior of pesticides in wastewater treatment plants and their environmental impact. *Sci. Total Environ.* Vol. 458–460, pp. 466–476.
- [29] KOLISCH ET AL. (2014): Potential der Spurenstoffelimination mit Pulver- und Kornkohle in bestehenden Kläranlagen. Vortrag auf dem DWA-Praxisseminar: Strategien zur Spurenstoffelimination. 21.05.2014, Köln
- [30] 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.
- [31] LEE, Y., VON GUNTEN, U. (2010): Oxidative transformation of micropollutants during municipal wastewater treatment: Comparison of kinetic aspects of selective (chlorine, chlorine dioxide, ferrate^{VI}, and ozone) and non-selective oxidants (hydroxyl radical). *Water Res.* Vol. 44, No. 2, pp. 555-566.
- [32] LEE, Y., VON GUNTEN, U. (2010): Oxidative transformation of micropollutants during municipal wastewater treatment: Comparison of kinetic aspects of selective (chlorine, chlorine dioxide, ferrate^{VI}, and ozone) and non-selective oxidants (hydroxyl radical). *Water Res.* Vol. 44, No. 2, pp. 555-566.
- [33] 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.
- [34] MARCUS, P. (2005): Entwicklung und Validierung eines Labor-Schnelltests zur Beurteilung der Adsorbierbarkeit von organischen Einzelstoffen an Aktivkohle. Dissertation. Technische Universität Dresden, Dresden.
- [35] MARGOT, J., KIENLE, C., MAGNET, A., WEIL, M., ROSSI, L., DE ALENCASTRO, L.F., ABEGGLEN, C., THONNEY, D., CHÈVRE, N., SCHÄRER, M., BARRY, D. A. (2013): Treatment of micropollutants in mu-

- nicipal wastewater: Ozone or powdered activated carbon?. *Sci. Total Environ.*, Vol. 461-462, pp. 480-498.
- [36] MIÉGE, C., CHOUBERT, J.M., RIBERIO, L., EUSÉBE, M., COPUERY, M. (2009): Fate of pharmaceuticals and personal care products in wastewater treatment plant – Conception of a database and first results. *Environmental Pollution*, Vol. 157, pp. 1721–1726.
- [37] 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.
- [38] 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
- [39] 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
- [40] NÖTHE, T. (2009): Zur Ozonung von Spurenstoffen in mechanisch-biologisch gereinigten Abwässern. Dissertation, Technische Universität Dortmund, Dortmund.
- [41] PETER, A. (2008): Organische Spurenstoffe eliminieren. In: *Eawag News* 65d September 2008.
- [42] 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.
- [43] PÖPEL, H. J.; SCHMIDT-BREGAS, M.; WAGNER, M. (1988): Aktivkohleanwendung in der Abwasserreinigung I. KA – Korrespondenz *Abwasser* 03 (35): 247–255.
- [44] REUNGOAT, J., ESCHER, B.I., MACOVA, M., KELLER, J. (2011): Biofiltration of wastewater treatment plant effluent: Effective removal of pharmaceuticals and personal care products and reduction of toxicity. *Water Res.*, Vol. 45, No. 9, pp. 2751-2762.

- [45] REUNGOAT, J., MACOVA, M., ESCHER, B.I., CARSWELL, S., MUELLER, J.F., KELLER, J. (2010): Removal of micropollutants and reduction of biological activity in a full scale reclamation plant using ozonation and activated carbon filtration. *Water Res.* Vol. 44, No. 2, pp. 625-637.
- [46] RIED, A.; WIELAND, A.; MIELCKE, J.; ROHRING, D. (2010): Advanced oxidation processes – comparison of different treatment scenarios based on processes combining ozone, uv and hydrogen peroxide. IWA World Water Congress and Exhibition. 19–24 September 2010 Montréal, Canada.
- [47] SACHER, F., THOMA, A., LEHMANN, M., SCHERER, I., STIER, K. (2014): Spurenstoffinventar der Fließgewässer in Baden-Württemberg - Ergebnisse der Beprobung von Fließgewässern und Kläranlagen 2012/2013. (Hrsg. Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg), ISBN-13: 978-3-88251-379-0.
- [48] SCHOLZ, M., MARTIN, R. (1998): Control of bio-regenerated granular activated carbon by spread-sheet modelling. *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, Vol. 71, No. 3, pp. 253–261.
- [49] 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.
- [50] SCHUMACHER, J. (2006): Ozonung zur weitergehenden Aufbereitung kommunaler Kläranlagenabläufe. Dissertation. Technische Universität Berlin, Berlin.
- [51] 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.
- [52] SIMPSON, D.R. (2008) Biofilm processes in biologically active carbon water purification. *Water Res.* Vol. 42, No. 12, pp. 2839-2848.
- [53] 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.
- [54] TAKEUCHI, Y., MOCHIDZUKI, K., MATSUNOBU, N., KOJIMA, R., MOTOHASHI, H., YOSHIMOTO, S. (1997): Removal of organic substances

from water by ozone treatment followed by biological active carbon treatment. *Water Sci. Technol.*, Vol. 35, No. 7, pp. 171–178.

- [55] 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.
- [56] TERNES, T. A., STUBER, J., HERRMANN, N., McDOWELL, D., RIED, A., KAMPMANN, M., TEISER, B. (2003): Ozonation: a tool for removal of pharmaceuticals, contrast media and musk fragrances from wastewater? *Water Res.* Vol. 37, No. 8, pp. 1976-82.
- [57] VON GUNTEN, U. (2003): Ozonation of drinking water: Part II. Disinfection and by-product formation. *Water Research* 37 (7): 1469–1487.
- [58] WERT, E. C., ROSARIO-ORTIZ, F. L., DRURY, D. D., SNYDER, S. A. (2007): Formation of oxidation byproducts from ozonation of wastewater. *Water Res.* Vol. 41, No. 7, pp. 1481-1490.
- [59] 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. BERGMANN, A., FOHRMANN, R., WEBER, F-A. (2011): Zusammenstellung von Monitoringdaten zu Umweltkonzentrationen von Arzneimitteln. Umweltbundesamt Texte Nr. 66/2011, Forschungskennzahl 360 14 013 UBA-FB 001525.
- [60] WURSTER, B. (2007): UV-aktivierte Oxidation - Inaktivierung von Arzneistoffen in Pharmaindustrie und Kläranlage. *Wasser. Luft und Boden* 51(3/4): 15-17.

1 EINLEITUNG

1.1 Veranlassung

Die Abwasserbeseitigungsgesellschaft Lemgo betreibt die Zentralkläranlage Lemgo (siehe Abbildung 1) mit einer derzeitigen Belastung von ca. 70.000 EW, die aus einer mechanisch-biologischen Reinigungsstufe mit anschließender Flockungsfiltration besteht. Die Belebungsanlage mit einer 2-straßigen, runden Nachklärung wird zur weitergehenden Stickstoffelimination und im Anschluss mit einer Festbettfiltration zum Rest-Abbau von $\text{NH}_4\text{-N}$ und zur Denitrifikation unter Verwendung von Methanol betrieben. Der Ablauf erfolgt über Schönungsteiche in die Bega.



Abbildung 1: Kläranlage Lemgo

Aufgrund der bestehenden Problematik der nachgewiesenen Spurenstoffe in Gewässern ist derzeit in der Öffentlichkeit und in der Fachwelt eine intensive Diskussion zur Notwendigkeit einer weitergehenden Spurenstoffelimination gegeben.

Das Vorsorge Prinzip sowie die derzeit zur Verfügung stehenden Fördermöglichkeiten des Landes NRW veranlassen seit geraumer Zeit immer mehr Kläranlagenbetreiber zur aktiven Handlung. Die demographische Entwicklung innerhalb der nächsten Jahre bzw. Jahrzehnte mit einem höheren Anteil älterer Menschen wird den Eintrag von Medikamenten wie Pharmaka und Röntgenkontrastmitteln als eine Gruppe von Spurenstoffen deutlich erhöhen.

Die Stadt Lemgo beabsichtigt, eine Studie für die Ertüchtigung der städtischen Kläranlage zur Mikroschadstoffelimination durchzuführen lassen. In der geplanten Machbarkeitsstudie sollen verschiedene Varianten zum Einsatz von PAK, GAK und Ozon betrachtet werden. Die Hydro-Ingenieure GmbH wurde am 10.01.2014 beauftragt, die „Untersuchung alternative Verfahrenstechniken zur Mikroschadstoffreduzierung“ zu erbringen.

1.2 Projektkurzbeschreibung

Für den Einsatz Verfahrenstechniken zur weitergehenden Abwasserreinigung stehen verschiedene Möglichkeiten zur Verfügung. Gemäß Angebot der Hydro-Ingenieure GmbH vom 12.08.2013 sollen folgende Varianten untersucht werden:

- Einsatz von granulierter Aktivkohle (GAK) in der vorhandenen Festbetтанlage
- Ozonanlage zwischen Nachklärung und Festbettfiltration
- Zugabe von pulverisierter Aktivkohle in den Überstand der Flockungsfiltration
- Neubau einer GAK-Stufe (granulierte Aktivkohle) im Anschluss an die Flockungsfiltration

Da die Sanierung der derzeitigen Belebung ebenfalls von der Hydro-Ingenieure GmbH geplant wird, sind die Lösungsmöglichkeiten für die Spurenstoffelimination an den derzeitigen Stand der Planung anzupassen.

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

1.3 Aufgabenstellung

Die Aufgabenstellung für die vorliegende Vorplanung besteht im Einzelnen aus:

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

2 KURZBESCHREIBUNG DER BESTEHENDEN KLÄRANLAGE

2.1 Gesamtübersicht der Kläranlage

Die Zentralkläranlage Lemgo liegt im Westen der Stadt Lemgo an der Bega. Sie ist auf 97.800 EW ausgelegt, wobei die derzeitige Auslastung bei ca. 70.000 EW liegt. Der Ablauf erfolgt über die vier Schönungsteiche in die Bega.

Die Kläranlage Lemgo besteht aus einer mechanisch-biologischen Reinigungsstufe mit anschließender Flockungsfiltration. Die nachgeschaltete Festbettfiltration dient zum Rest-Abbau von $\text{NH}_4\text{-N}$ und zur Denitrifikation unter Verwendung von Methanol. Die mechanische Reinigungsstufe umfasst eine Rechenanlage, ein Regenüberlaufdeckel und einen 2-straßigen, belüfteten Sand- und Fettfang. Anschließend folgen vier Vorklärbecken mit einem jeweiligen Volumen von 800 m^3 .

Die biologische Belebung besteht aus einem rein Sauerstoffbegasteten Belebungsbecken und einer 3-stufigen Festbett- und Filtrationsanlage zur nachgeschalteten Restnitrifikation, Denitrifikation und der Flockungsfiltration mit der Option zur nachgeschalteten Denitrifikation. Nach dem Belebungsbecken erfolgt die Beschickung der zwei runden je 4000 m^3 großen Nachklärbecken und anschließend die der Festbett- und Flockungsfiler.

Die 1. Anlagenstufe zur Restnitrifikation besteht aus 4 Reaktoren mit einer Filterfläche von 50 m² je Filter. Die darauffolgende nachgeschaltete Denitrifikation besteht aus 5 Filterzellen, welche ebenfalls eine Filterfläche von je 50 m² aufweisen. Die Flockungsfiltration besitzt die gleichen Ausbaumaße wie die vorherige 2. Anlagenstufe.



Abbildung 2: Nitri- und Denitrifikationsfilter Kläranlage Lemgo



Abbildung 3: Flockungsfiltration Kläranlage Lemgo

Der Ablauf der Flockungsfiltration erfolgt über die Schönungsteiche in die Bega.

2.2 Fließwege der Festbettfiltrationsanlage

Die Festbett- und Flockungsfiltration der Zentralkläranlage Lemgo wird derzeit einer Bausubstanzprüfung unterzogen. Ein Ergebnis lag zum Zeitpunkt der Verfassung dieses Berichtes noch nicht vor.

2.2.1 Zulaufpumpwerk

Das Zulaufpumpwerk zur Filtrationshalle besteht aus 3+1 Schneckenotropumpen mit einer einzelnen Förderleistung von 1.164 m³/h, die den Abwasserstrom auf 93,70 mNN pumpen.

Die Steuerung erfolgt automatisch über die Höhe im Pumpensumpf, wobei sich die Pumpen 1-3 nach der eingestellten Zeit abwechseln.

2.3 Fließweg Festbett- und Filtrationshalle

Die vier Festbettfilterzellen für die Nitrifikation werden von unten nach oben beschickt. Dazu wird der Abwasserstrom auf vier Leitungen aufgeteilt und zu den Filtern geführt. Der Ablauf erfolgt über eine mittig angeordnete Ablaufrinne. Der gesamte Ablauf der Nitri-Filter wird gesammelt und in einer gemeinsamen Rohrleitung wieder nach unten geführt.

Anschließend werden die restlichen fünf Denitrifikationsreaktoren, welche ebenfalls von unten beschickt werden, durchlaufen. Wie zuvor erfolgt der Ablauf über mittig angeordnete Rinnen.

Über eine Betonrinne wird der Wasserstrom zu den fünf Flockungsfiltern geführt und auf diese verteilt. Dabei erfolgt die Beschickung der Filterzellen von oben nach unten. Anschließend wird das gefilterte Wasser im Klarwasserspeicher gesammelt, welcher auch zur Filterrückspülung dient.

Ab einem Wasserstand von 89.00 mNN erfolgt der Abschlag zum Ablauf. Eine Leitung mit einem DN 1000 Betonrohr führt das Klarwasser dem Hochwasserpumpwerk. Von dort erfolgt der Ablauf über die Schönungssteiche in die Bega.

3 STAND DER FORSCHUNG ZUM THEMA SPURENSTOFFE IM ABWASSER UND TRINKWASSER

3.1 Allgemeines

Bislang konnten 150 verschiedene Arzneimittelwirkstoffe teilweise in Konzentrationen oberhalb ökotoxikologischer Wirkschwellen in deutschen Oberflächengewässern Umwelt nachgewiesen werden (BERGMANN ET AL. 2011). Weitere relevante Klassen an Spurenstoffen sind Industrie- und Haushaltschemikalien, Körperpflegemittel, Pestizide u. a. In Bezug auf das Vorkommen organischer Spurenstoffe in der aquatischen Umwelt existieren zahlreiche Studien und Übersichten (vgl. LANUV 2007, SCHULTE-OEHLMANN ET AL. 2007, MUNLV 2004, BLAC 2003, HEBERER 2002, TERNES UND HIRSCH 2000). Eine exemplarische und orientierende Zusammenstellung über die Spannweite gemessener Arzneimittelkonzentrationen in der aquatischen Umwelt ist in Abbildung 4 für Diclofenac (Analgetikum), Clarithromycin (Antibiotikum), Carbamazepin (Antiepileptikum) und Iopamidol (Röntgenkontrastmittel) dargestellt.

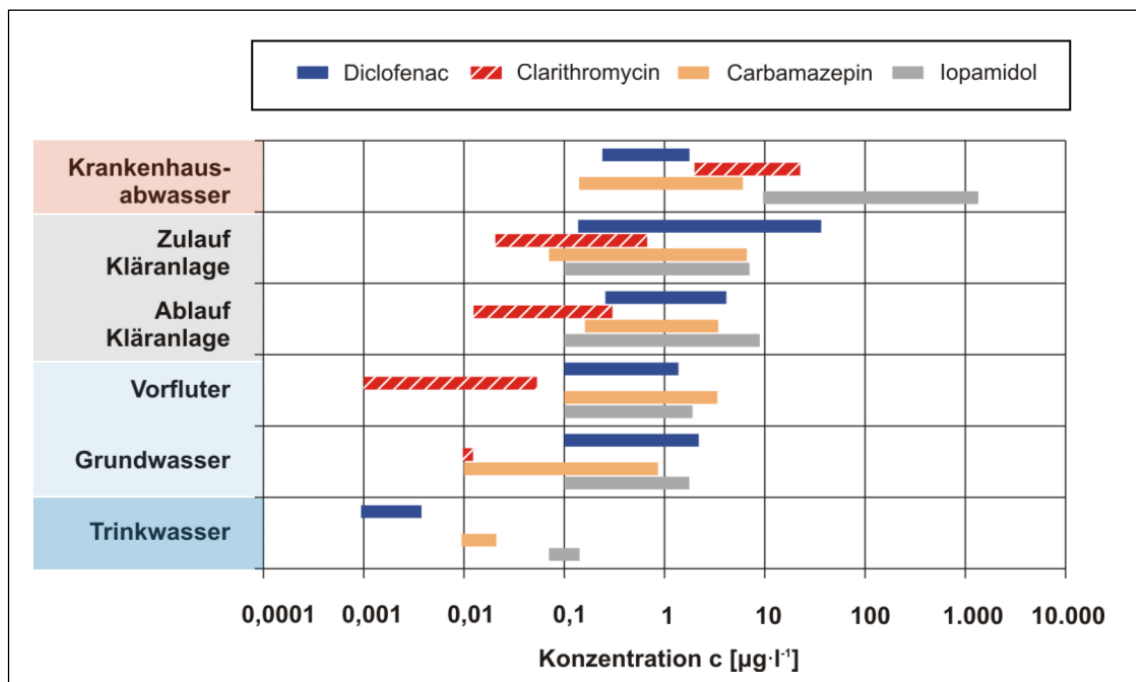


Abbildung 4: Konzentrationen ausgewählter Mikroverunreinigungen (BEIER 2010)

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.

Abbildung 5 zeigt die mittleren Eliminationsgrade konventioneller Kläranlagen sowie die minimalen und maximalen Eliminationsgrade mechanisch-biologischer Kläranlagen verschiedener Literaturangaben. Es lässt sich eine große Bandbreite der stoffspezifischen Elimination erkennen, wobei ein Großteil der aufgeführten Substanzen, um weniger als 80 Prozent aus dem Abwasser entfernt werden kann.

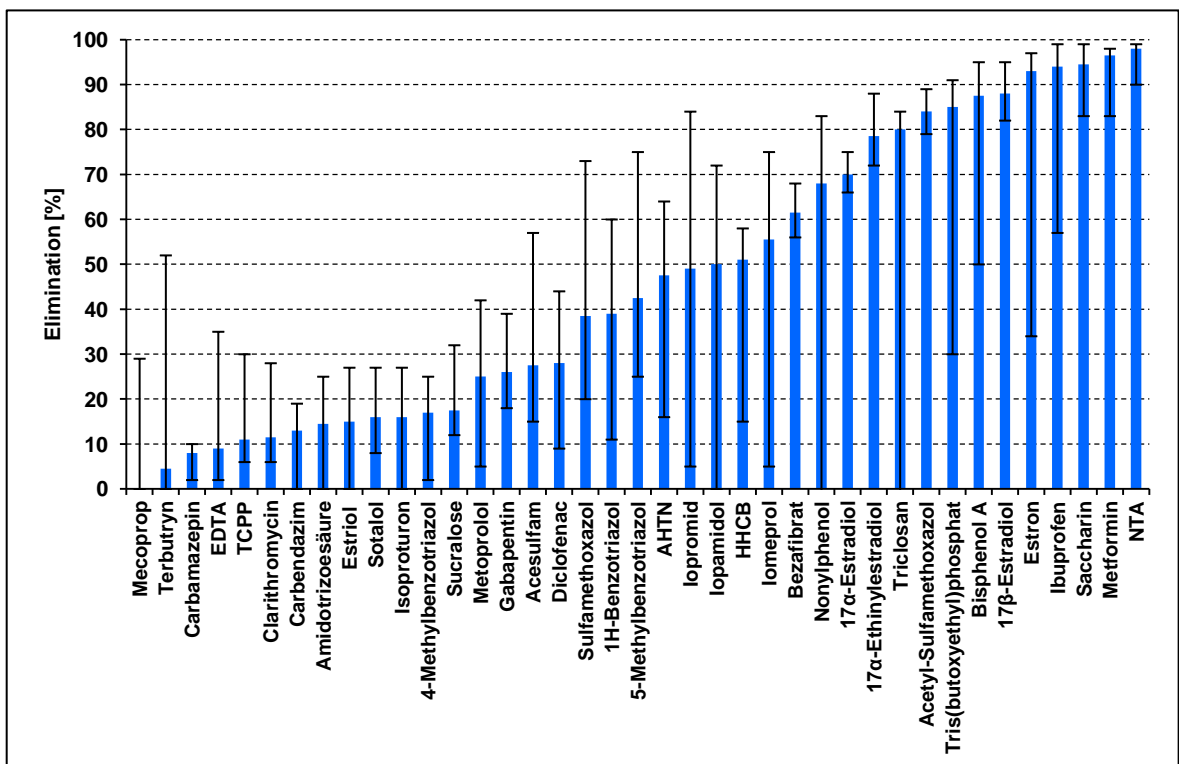


Abbildung 5: Eliminationsgrade mechanisch-biologischer Kläranlagen (nach ARGE 2014; MARGOT ET AL. 2013 SACHER ET AL. 2014; MIÈGE ET AL. 2009; JELIC ET AL. 2010; KÖCK-SCHULMEYER ET AL. 2012)

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. Abbildung 6 zeigt den jeweiligen stoffspezifischen Eliminationsgrad der Ozonung und den der Aktivkohleadsorption. Nachfolgend werden die grundlegenden Zusammenhänge für diese Verfahren erklärt.

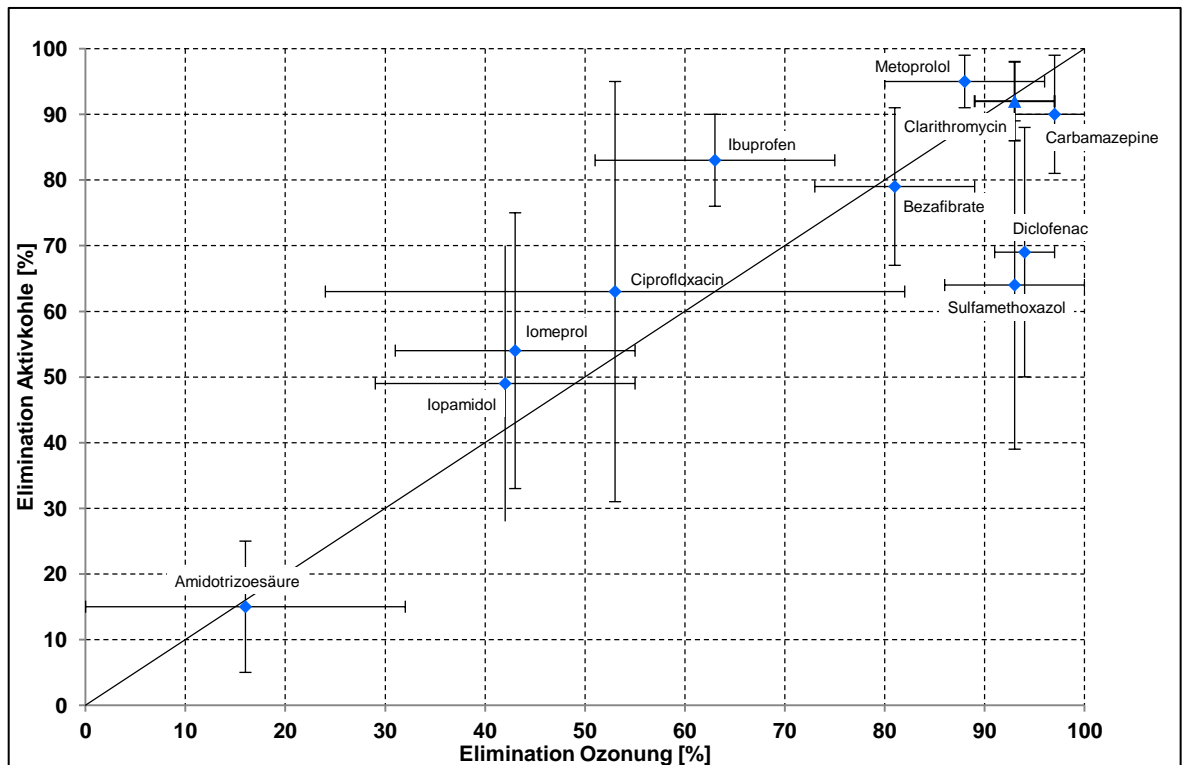


Abbildung 6: Vergleich der Elimination der Ozonung (0,4 bis 1,8 gO₃/gDOC) und Aktivkohleadsorption (10 bis 20 mgPAK/L) von Spurenstoffen aus mechanisch-biologisch gereinigtem Abwasser (cDOC = 4,9 mgDOC/L) (verändert nach MARGOT ET AL. 2013)

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 Eigenschaften der festen Phase wie z.B. belebter Schlamm oder Aktivkohle. Bei der Sorption werden zwei Sorptionsmechanismen, die Absorption und die Adsorption, differenziert. Die Absorption beschreibt das Eindringen von Molekülen in eine dreidimensionale Matrix (SCHWARZENBACH ET AL. 2003). Bei der Absorption kommt es zu hydrophoben Wechselwirkungen zwischen unpolaren Molekülen bzw. Gruppen innerhalb eines Moleküls und dem organischen Anteil innerhalb der festen Phase. Für die Absorption von Substanzen gilt grundsätzlich, je unpolarer eine Verbindung, desto besser ist die Absorption. Die Bindung von Molekülen an eine zweidimensionale Oberfläche wird als Adsorption bezeichnet (SCHWARZENBACH ET AL. 2003). Für die Adsorption sind elektrostatische Wechselwirkungen von positiv geladenen Gruppen innerhalb eines Moleküls und negativ geladenen Oberflächen der Biomasse bzw. Aktivkohle ursächlich.

Unter Abbau oder Umbau einer Substanz wird die strukturelle Veränderung von Chemikalien durch verschiedene Transformationsprozesse verstanden. Grund-

sätzlich 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 7 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.

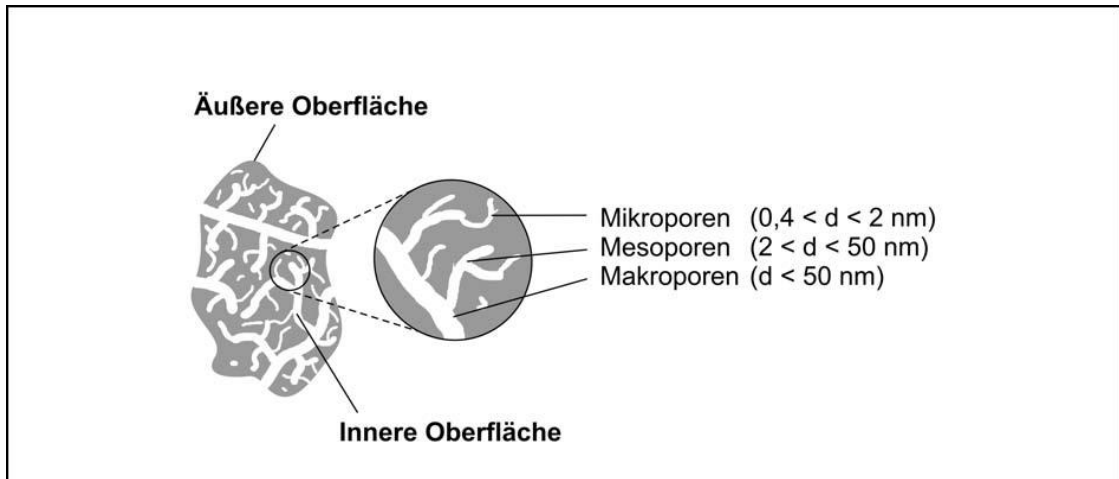


Abbildung 7: Aktivkohlestruktur (BRENDDEL 1997, verändert nach MARCUS 2005)

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

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

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

von Aktivkohlefiltern auf Basis von Filterfläche, -volumen und Filtergeschwindigkeit.

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

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

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

3.3.2 Charakterisierung des Adsorptionsverhaltens

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

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

1. Transport des Adsorptiv-Moleküls durch die das Adsorbens umgebende wässrige Lösung an den Kornrand (bei Anströmung Konvektion bzw. in freier Lösung Diffusion)
2. Filmdiffusion (vgl. Abbildung 8, Nr. 1): Transport durch den das Adsorbenskorn umgebenden laminaren Grenzfilm,

3. Porendiffusion (vgl. Abbildung 8, Nr. 2): Transport des Adsorptiv-Moleküls innerhalb der Pore (Diffusion in der Porenflüssigkeit und/oder in adsorbiertem Zustand entlang der Oberfläche sowie
4. Oberflächendiffusion (vgl. Abbildung 8, Nr. 3): Adsorption des Adsorptiv-Moleküls an der freien Oberfläche des Adsorbens (am aktiven Zentrum).

Die Dicke der Grenzschicht δ 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).

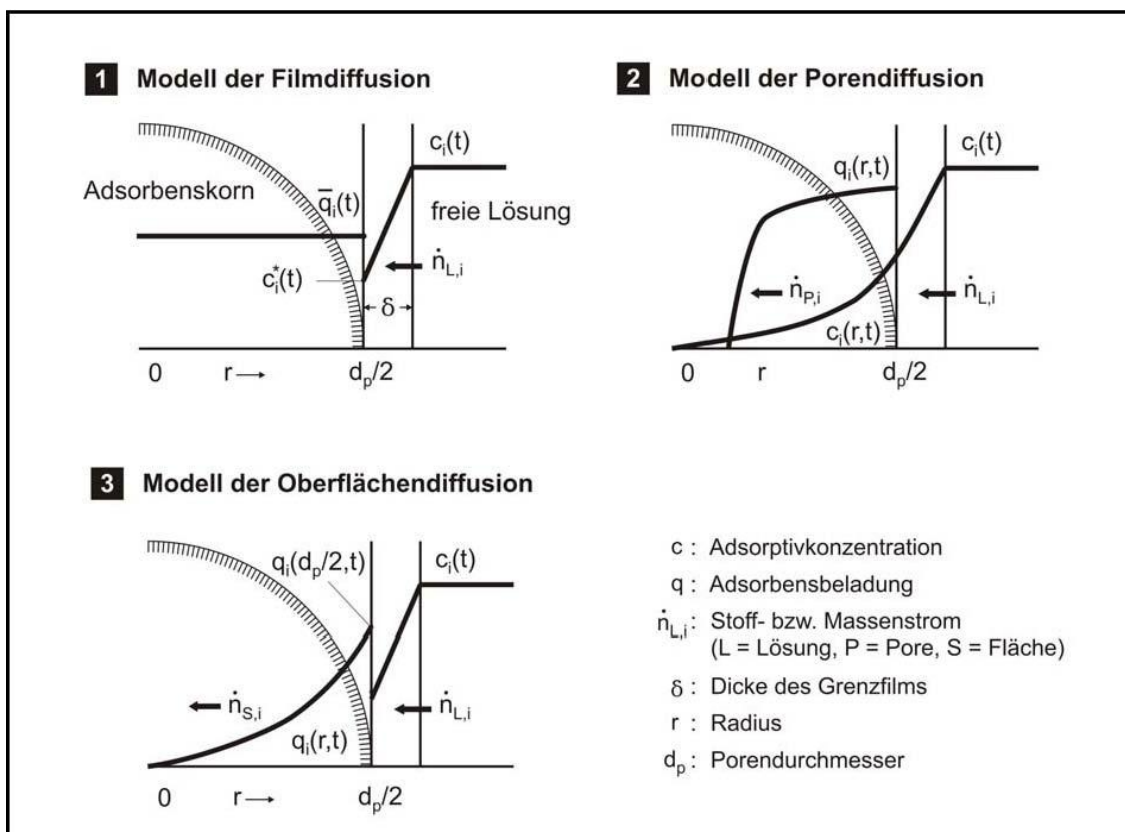


Abbildung 8: Transportmechanismen bei der Aktivkohleadsorption (SONTHEIMER 1985)

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 7), 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.

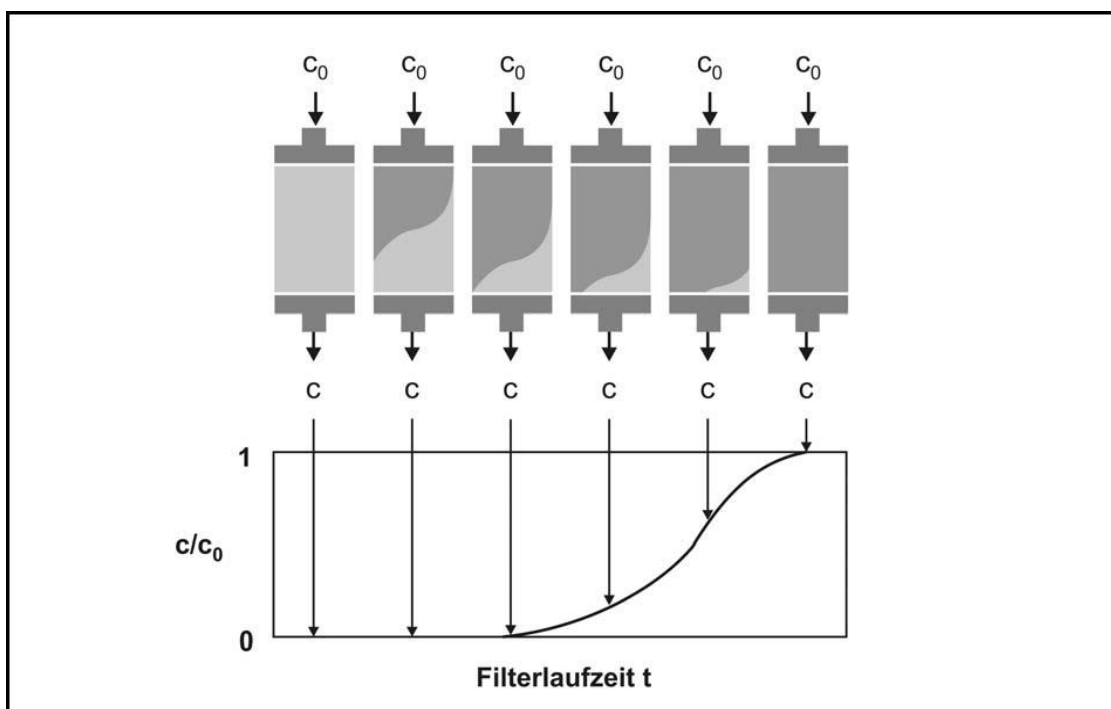


Abbildung 9: Beladungsprofil Aktivkohlefilter (SONTHEIMER 1985, verändert)

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 organischen Mikroverunreinigungen wie z.B. Arzneimitteln und natürlichen Wasserinhaltsstoffen, zu denen z.B. Huminstoffe zählen, ausgeprägt. Huminstoffe tragen zum Rückgang der Sorptionskapazität für organische Mikroverunreinigungen bei, da sich diese aufgrund ihrer Größe äußerst schwer aus den Poren der Aktivkohle verdrängen lassen (MARCUS 2005, LI ET AL. 2003).

3.4 Grundlagen der Behandlung mit Ozon

3.4.1 Grundbegriffe und Funktionsprinzip

Das Funktionsprinzip der 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 (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 H₂O₂ dienen, das häufig als Reaktionsprodukt der direkten Ozonreaktion vorliegt. OH•-Radikale können jedoch auch durch anorganischen Kohlenstoff, wie z.B. Carbonat (CO₃²⁻), verbraucht werden und mit organischen Wasserinhaltsstoffen in Konkurrenz treten (SCHUMACHER 2006).

Das wichtigste Nebenprodukt der Ozonung ist Bromat. Die Bromatbildung kann bei der Anwendung der Ozonung limitierend sein, da Bromat als potenziell kanzerogen eingestuft ist und als derzeit einzige Transformation einer gesetzlichen Regulierung unterliegt. Gemäß TRINKWV (2001) gilt für Trinkwasser ein Bromatgrenzwert von 10 µg/L. Nach HUTCHINSON ET AL. (1997) beträgt der PNEC-Wert für Bromat 3 mg/L, somit kann Bromat für Wasserlebewesen als zunächst nicht relevant beurteilt werden. Die Bromatbildung hängt von verschiedenen Faktoren ab. Dazu gehören u.a. die Bromid-Ausgangskonzentration, die Ozon- und Hydroxyl-Radikal-Exposition sowie Ammoniumkonzentration und der pH-Wert. Besonders in Wässern mit hoher Bromidkonzentration über 100 µg/L wird die Anwendung von Ozon in der Trinkwasseraufbereitung als kritisch erachtet und es müssen verfahrenstechnische Maßnahmen zur Bromatkontrolle ergriffen werden (VON GUNTEN, 2003b). Bei den bisherigen Anwendungen der Ozonung zur Abwasserbehandlung wurden bei Ozonzugaben von < 1 g O₃/g DOC

bisher keine erhöhten Bromatkonzentrationen ermittelt. (LEE UND VON GUNTEN, 2010, HOELLENDER, 2009, WERT, 2007)

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).

Im Gegensatz zu ähnlichen Ozonanwendungen – mit Industrieabwasser oder Deponiesickerwasser – liegen derzeit keine Hinweise dafür vor, dass durch die Ozonung stabile Reaktionsprodukte in ökotoxikologisch relevanten Konzentrationen induziert werden. Einige Testsysteme deuten darauf hin, dass es aber zur Bildung von reaktiven Reaktionsprodukten kommt, die teilweise ökotoxikologisch relevante Effekte induzieren. Eine Korrelation der Toxizitätszunahme mit dem vorhandenen Mikroschadstoffspektrum und daraus gebildeten Transformationsprodukten konnte bisher nicht festgestellt werden. (KIENLE ET AL. (2011) MARGOT ET AL. (2013); ESCHER ET AL, 2009, ABEGGLEN ET AL., 2009)

3.4.2 Grundlagen der chemischen Oxidation

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

Der Oxidationsvorgang von Ozon mit organischen Substanzen basiert auf zwei sich überlagernden Reaktionstypen (siehe Abbildung 10).

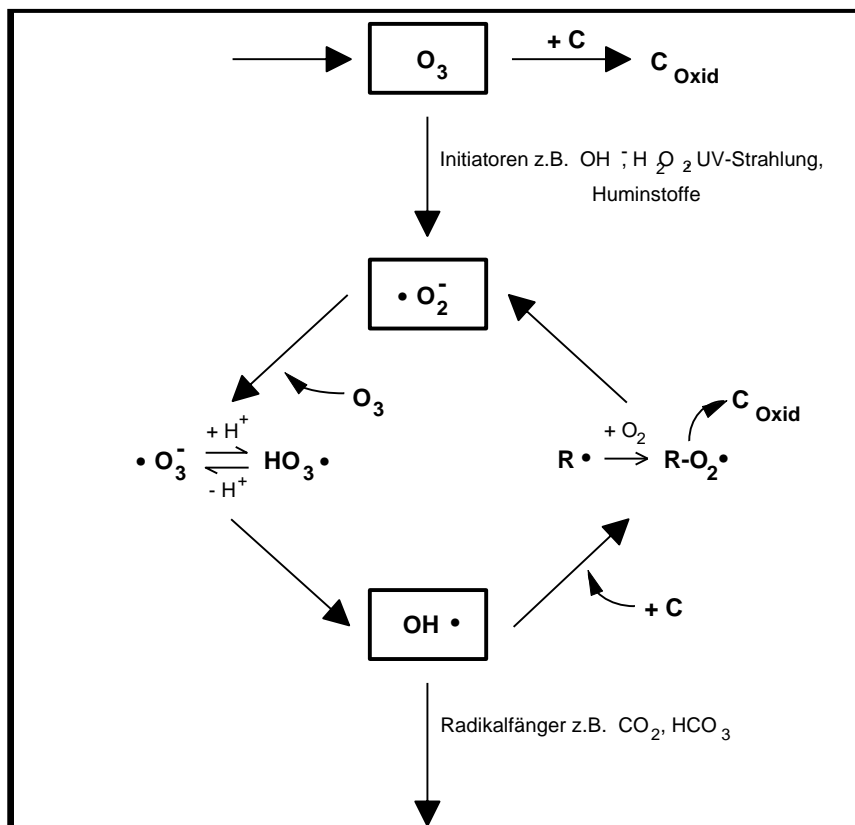


Abbildung 10: Reaktionsmechanismen

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

Durch "Initiatoren" wie OH^- , H_2O_2 , UV-Strahlen oder gewisse organische Verbindungen (z.B. die im Abwasser vorkommenden Huminstoffe) werden O_2^- / HO_2^- -Radikale gebildet; über Zwischenschritte entsteht das äußerst reaktive OH-Radikal. Die OH-Radikale reagieren mit den organischen Inhaltsstoffen (C), wo-

bei Peroxylradikale entstehen, die ihrerseits O_2 -/ HO_2 -Radikale abspalten und den Kreis damit schließen. Hohe Konzentrationen an "Radikalfängern" wie Carbonate/Hydrogencarbonate (CO_3/HCO_3) oder Alkylverbindungen wirken auch hier hemmend auf die Reaktionsgeschwindigkeit, da sie die Kettenreaktion durch Verbrauch von OH-Radikalen unterbrechen können.

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

Gleiches gilt für die Temperatureinstellung, die auf der einen Seite bei höheren Temperaturen eine niedrigere Ozonlöslichkeit zur Folge hat, zum anderen aber auch den Ozonerfall 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 11 dargestellt ist. Bei dem Ozonisierungsverfahren mit Kreislaufführung wird das aus reinem Sauerstoff erzeugte Ozon über einen Injek-

tor (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.

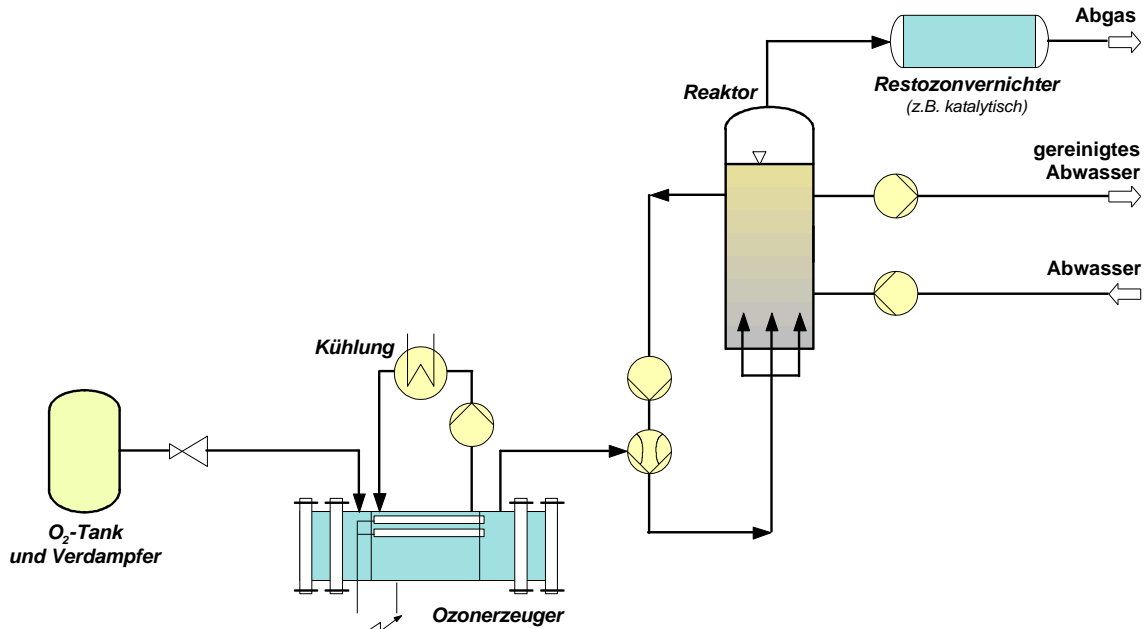


Abbildung 11: Ozonisierung mit Teilstrom-Injektor-Prinzip

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

3.5 Grundlagen der AOP-Verfahren

Diesen Verfahren ist gemein, dass sie ihre starke Oxidationswirkung durch die Generierung von hochreaktiven OH-Radikalen erreichen. Solche Verfahren werden Advanced Oxidation Processes (AOPs) genannt. Im Bereich der kommunalen Abwasserbehandlung findet derzeit noch keine großtechnische Anwendung von AOPs statt. Es konnten daher nur Literaturdaten für Labor- und Pilotversuche herangezogen werden. Aufgrund der technischen Ausführung und der Kostenstruktur ist derzeit davon ausgehen, dass die AOP-Behandlung in der Regel nicht zur Behandlung kommunaler Abwässer eingesetzt wird. Die gängigsten AOPs sind:

- UV-Bestrahlung im kurzwelligen Spektralbereich ($< 200 \text{ nm}$)
- Zugabe von Wasserstoffperoxid + UV-Bestrahlung
- Ozonung + UV-Bestrahlung
- Ozonung + Zugabe von Wasserstoffperoxid
- Zugabe von Titandioxid + UV-Bestrahlung

Industriell wird die UV-Bestrahlung in Kombination mit Wasserstoffperoxid z. B. in der Pharmaindustrie eingesetzt. Hier werden durch hohe Pharmakakonzentrationen im Abwasser hohe Leistungseinträge benötigt. So werden etwa $10 - 20 \text{ kWh/m}^3$ benötigt, um ein Abwasser mit $30 - 50 \text{ mg } 17\text{-}\beta\text{-Ethinylestradiol/l}$ und $2.000 - 3.000 \text{ mg CSB/l}$ zu inaktivieren. Aufgrund des hohen Leistungseintrags schwanken die spezifischen Betriebskosten in der Pharmaindustrie zwischen $2,40$ und 15 €/m^3 . Eine Umrechnung auf Kläranlagenwerte mit $0,23 \text{ }\mu\text{g } 17\text{-}\beta\text{-Ethinylestradiol/l}$ und $10 - 30 \text{ mg CSB/l}$ ergibt allerdings einen deutlich erniedrigten Leistungseintrag von $0,2 - 0,4 \text{ kWh/m}^3$ (WURSTER, 2007)

Bei der Kombination einer Ozonung mit einer UV-Bestrahlung wird im Wesentlichen der Zerfall des Ozons in Hydroxylradikale verstärkt. Hieraus ergeben sich Vorteile, die die erforderliche Reaktionsdauer sowie die Selektivität betreffen. Weiterhin ist bei UV-basierten AOP-Verfahren die Bromatbildung geringer. (PETER, 2008)

Durch die Zugabe von Wasserstoffperoxid wird der Ozonzerfall in Hydroxylradikale beschleunigt. Diese Technik wurde großtechnisch für kommunales Abwasser noch nicht umgesetzt. In wenigen Studien fanden aber Pilotuntersuchungen statt. TERNES ET AL. (2003) stellten im Rahmen von Pilotversuchen durch eine Zugabe von Wasserstoffperoxid zu einer Ozonung eines kommunalen Kläranlagenablaufs erhöhte Eliminationsraten der Röntgenkontrastmittel gegenüber der alleinigen Ozonung fest. Auch während der PILOTOX-Studie konnte durch den Einsatz von Wasserstoffperoxid der Umsatz von mit Ozon nur unzureichend umsetzbarer Stoffe (z. B. Röntgenkontrastmittel) verbessert werden (BAHR ET AL., 2007). LESTER ET AL. (2010) stellten ebenfalls einen verstärkten Abbau von Pharmaka fest, wenn bei einer Ozonung Wasserstoffperoxid hinzugegeben wurde. Zudem stellten sie fest, dass die Kombination aus einer Ozonung mit der Zugabe von Wasserstoffperoxid energetisch günstiger als die Behandlung von Wässern mit einer UV-Bestrahlung, einer UV-Bestrahlung mit einer Ozonung, einer UV-Bestrahlung mit der Zugabe von Wasserstoffperoxid oder einer Ozonung verläuft. Zu einem ähnlichen Ergebnis kommen RIED ET AL. (2010), die für den erfolgreichen Einsatz einer Ozonung mit der Zugabe von

Wasserstoffperoxid eine für die UV-Reaktoren und die Ozonherstellung (incl. Sauerstoffproduktion) einzusetzende Energie von unter 200 W/m^3 angeben. Diese Energie wird benötigt, um eine Reduktion organischer Spurenstoffe von mindestens 80 % zu erzielen.

3.6 Biologisch aktivierte Aktivkohlefiltration

Die Kombination aus bspw. Ozonung und anschließender Aktivkohlefiltration wird als biologisch aktivierte Aktivkohlefiltration (BAK) bezeichnet. Durch die Ozonung liegt im Zulauf der Filtrationsstufe ein erhöhter Sauerstoffgehalt vor, so dass in Verbindung mit dem sich ausbildenden Biofilm in der GAK-Schüttung biologische Prozesse möglich sind. Zudem führt das Aufspalten großer Moleküle durch die Ozonung zur verbesserten Ausnutzung der Adsorptionskapazität der Aktivkohle. (DAGOSTINO ET AL., 1991; SCHOLZ UND MARTIN, 1997, TAKEUCHI ET AL., 1997; SIMPSON, 2008)

In Bezug auf die Kombination von Ozonung und Aktivkohlefiltration im Rahmen der Abwasserbehandlung bzw. Abwasserwiederverwendung liegen erste Untersuchungen aus Nordamerika und Australien vor (SIMPSON, 2008; REUNGOAT ET AL., 2010, 2011). REUNGOAT ET AL. (2010, 2011) untersuchten die weitergehende Behandlung von mechanisch-biologisch gereinigtem Abwasser anhand von Pilotuntersuchungen am Standort einer Wasserrückgewinnungsanlage zur öffentlichen Brauchwasserversorgung. Die Beschickung der Pilotanlage erfolgte im Bypass mit dem Ablauf der Flotationsstufe und dem Ablauf der Hauptozonung der großtechnischen Wasserrückgewinnungsanlage, so dass der Zulauf der Versuchsanlage bereits großtechnisch vorbehandelt wurde. Die Filtration über Aktivkohle des ozonierten Wassers (EBCT = 18 min) führte dazu, dass Substanzen, dessen Mediankonzentrationen zehnmals höher waren als ihre BG (z.B. Iopromid, Oxazepam und Metoprolol), um über 90 % aus dem Wasser entfernt wurden. Aufgrund des deutlich höheren Vorbehandlungsgrads der untersuchten Abwässer bei REUNGOAT ET AL. (2010, 2011) ist ein Vergleich zu konventionell mechanisch-biologisch behandeltem Abwasser auf Basis der vorliegenden Untersuchungen nur bedingt möglich. Dennoch lässt sich ein Potential der kombinierten Behandlung erkennen. Im Zuge der hier beantragten Untersuchungen soll der Nachweis der Leistungsfähigkeit dieser Verfahrenskombination im Langzeitbetrieb unter realen Betriebsbedingungen erbracht werden. Des Weiteren sollen mögliche Optimierungspotentiale (Verringerung der Ozonzehrung und der EBCT) aufgezeigt werden.

3.7 Aktuelle Projekte bzw. Forschungsvorhaben

3.7.1 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:

- IWA World Water Lisbon, 25. September 2014, Workshop zur Spurenstoffelimination, Vortrag Klaus Alt "Full-scale plants with advanced treatments by activated carbon for the elimination of micropollutants in Germany"
- 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, 21.09.2014
- 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, seit Oktober 2010 (Abschlussbericht des Forschungsvorhabens Teil II vom Dezember 2013).

- 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)
- Kläranlage Detmold, Forschungsvorhaben zum Einsatz von Ozon, Abschlussbericht vom Dezember 2014 „Pilotprojekt zur Mikroschadstoffelimination mittels Ozonung auf der ZKA Detmold“ mit Anschlussprojekt Kombination Ozonung / Granulierte Aktivkohle im Ablauf der Flockungsfiltration

3.7.2 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.

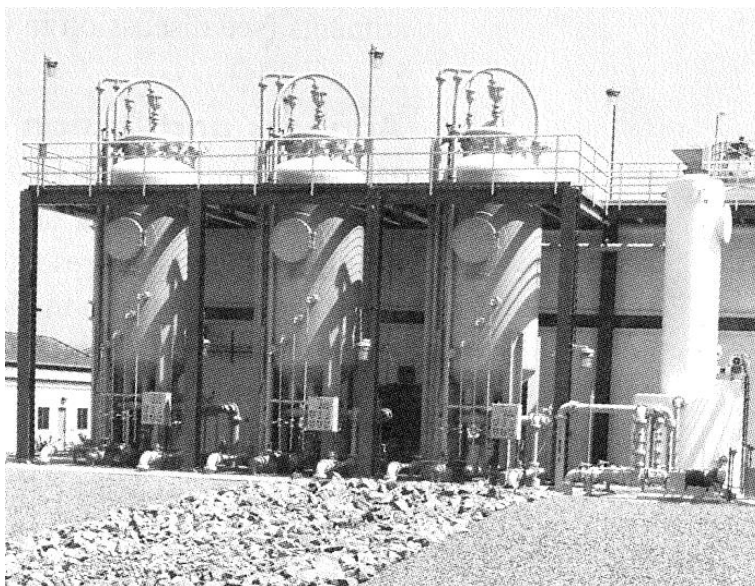


Abbildung 12: Activated carbon adsorbers: view of granular activated carbon contactors operated in parallel, used for the treatment of filtered secondary effluent (zitiert in Metcalf & Eddy, 4. Edition, Seite 1151)

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 An-

wendung in den USA bereits seit vielen Jahren in der kommunalen Abwasserreinigung im Einsatz ist.

Großbritannien – Kläranlage Swindon

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



Abbildung 13: 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 errei-

chen. 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.

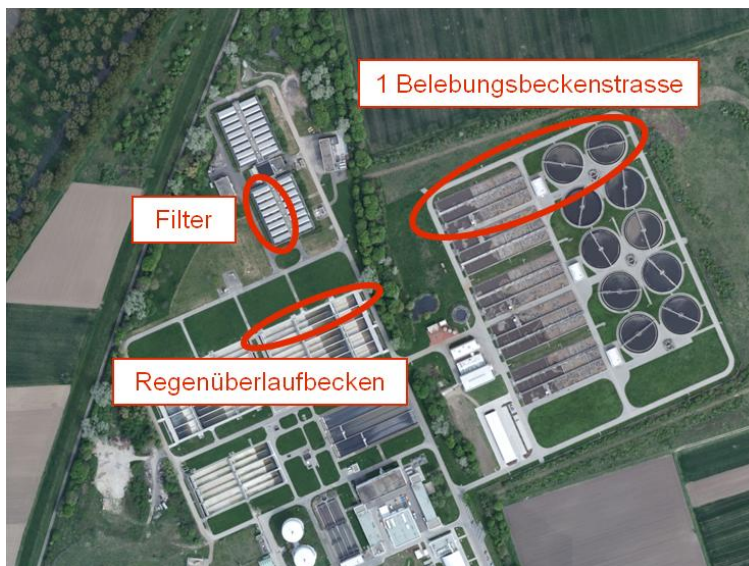


Abbildung 14: Einsatz von Pulveraktivkohle – Mannheimer Verfahren

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 15: 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 m² 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 fanden in der bestehenden Flockungsfiltrationsanlage statt, um langfristig eine weitergehende Spurenstoffelimination sowie eine Stabilisierung der CSB-Ablaufsituation zu gewährleisten.



Abbildung 16: Verbandsklärwerk Obere Lutter – Füllung der Filterzelle mit granulierter Aktivkohle

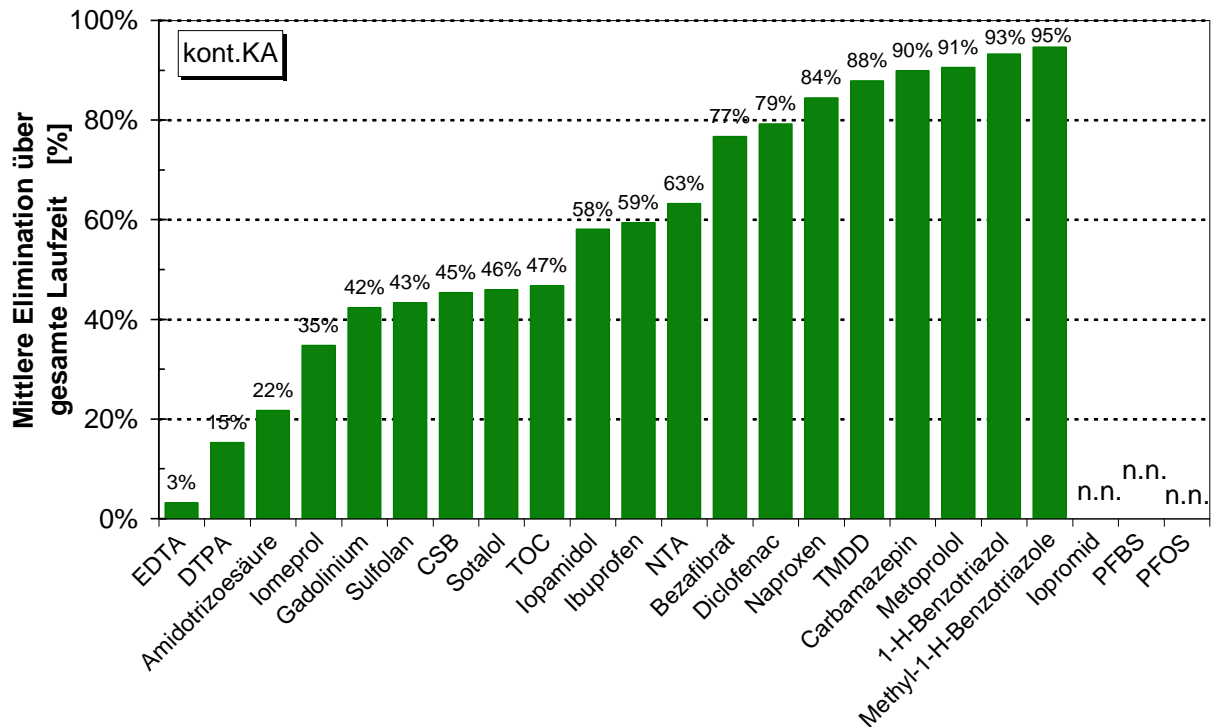


Abbildung 17: Mittlere Eliminationsraten mit GAK, kont. KA (10 m/h)

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 5 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 m³/m³ 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.

Ende des Jahres 2014 wurde auf dem Bochumer Workshop (KOLISCH ET AL. 2014) berichtet, dass die granuliertem Aktivkohle im Vergleich zur Verfahrenstechnik „Zugabe von pulverisierter Aktivkohle in den Filterüberstand“ sich mit betrieblichen Vorteilen und vor allem mit wirtschaftlich interessantem Ergebnis betreiben lässt (Siehe nachfolgende Abbildung 18). Erste Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen mit Darstellung von Jahreskosten ergaben günstigere Ergebnisse für GAK, da z. B. für die Parameter Cabamazepin und Diclofenac Bettvolumen von 14.000 bis 16.000 bei einer Eliminationsrate von 80 % erreicht wurden und sogar aufgrund des noch nicht festgestellten Filterdurchbruchs weitere Verbesserungen zu erwarten sind.

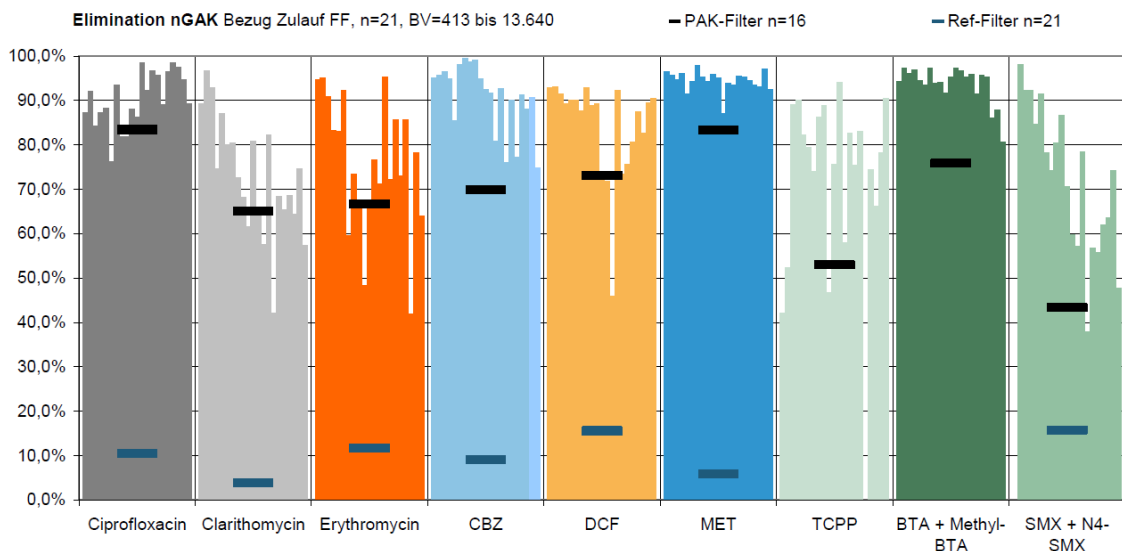


Abbildung 18: Elimination GAK (KOLISCH ET AL.2014)

3.7.3 Überblick Ozonierung

Die Leistungsfähigkeit der Ozonierung von gereinigtem Abwasser wurde großtechnisch exemplarisch in Regensdorf und Wien überprüft. Aktuell finden sich

Anwendungen im Realmaßstab in Schwerte, Bad Sassendorf und Duisburg. Die dabei fokussierten Verfahrenskombinationen sind in Abbildung 19 zusammengestellt.

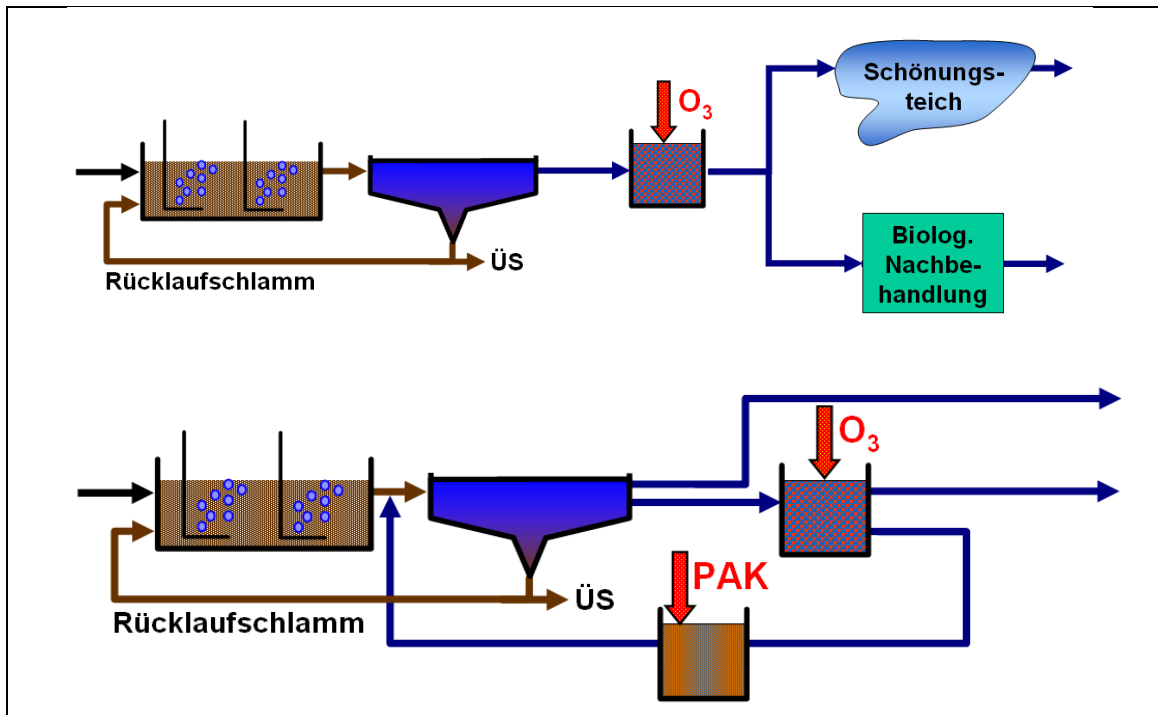


Abbildung 19: Ozonierung von gereinigtem Abwasser

Zudem findet die Ozonierung einem MBR nachgeschaltet in der separaten Krankenhausabwasserbehandlung Anwendung. In großtechnischen Anwendungen in Österreich und der Schweiz wurde die Eignung der Ozonierung für die Eliminierung von Mikroverunreinigungen in der kommunalen Abwasserreinigung bestätigt. Hierfür existieren umfangreiche Berichterstattungen (vgl. ABEGGLEN ET AL. 2009).

Vor einer großtechnischen Umsetzung von Ozonierung auf Kläranlagen muss gesichert sein, dass keine Transformationsprodukte erzeugt werden, die eine vergleichbar kritischere Öko- bzw. Humantoxizität aufweisen, als die zu eliminierenden Substanzen. Daher werden in jüngsten Forschungsarbeiten zunehmend Metabolite und Transformationsprodukte identifiziert und bewertet. Hier besteht noch ein sehr großer Forschungsbedarf. Der aktuelle Forschungsbedarf wird gekennzeichnet durch:

- Ermittlung der Leistungsfähigkeit von Ozonierung bei variierenden Zuflussbelastungen

- Ableitung von Empfehlungen hinsichtlich Bemessungs- und Betriebsparameter
- Festlegung von Steuer- und Regelstrategien sowie

Untersuchungen zur Wirtschaftlichkeit sowie die öko- und humantoxikologische Bewertung von Transformationsprodukten

3.7.4 Einzelne Projektbeispiele Ozonierung

Schweiz - Kläranlage Regensdorf

Zum Einsatz der Ozonierung 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 Ozonierung 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 Ozonierung unbekanntes Transformationsprodukte gebildet werden, ist es zweckmäßig, eine zusätzliche Nachbehandlungseinheit im Ablauf der Ozonierung vorzusehen. Diese kann z.B. als biologisch aktiver Sandfilter oder als Schönungsteich ausgebildet sein, um eventuelle Toxizitäten und Restozon im Falle einer Überdosierung abzubauen. Beispielhaft ist in Abbildung 20) der Einfluss der Ozondosis auf die Elimination ausgewählter Mikroverunreinigungen dargestellt.

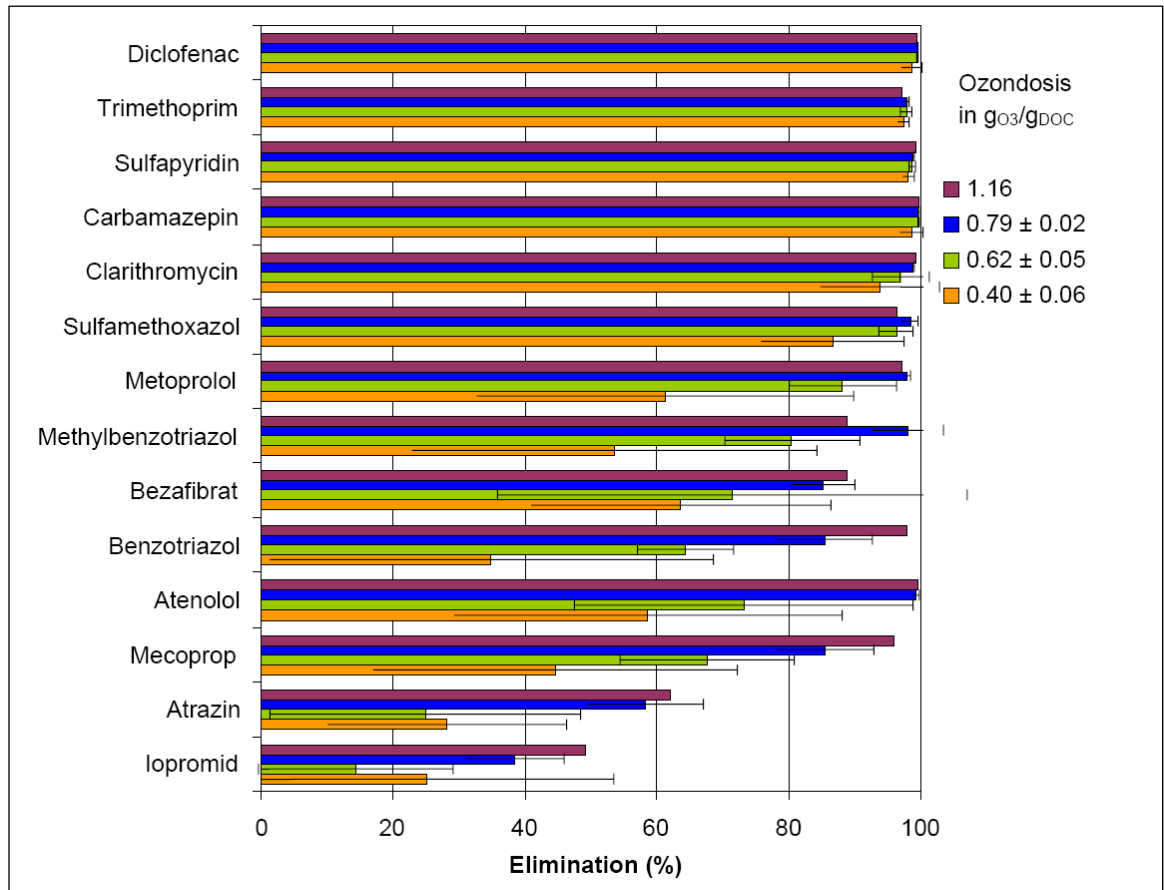


Abbildung 20: Eliminationsleistung der Ozonierung (ABEGGLEN ET AL. 2009)

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 Ozonierung 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.

Aktuelle Ergebnisse (Sven Lyko, 2014, DWA-Seminar zur Spurenstoffelimination, Köln-Stammheim) zeigten u. a. die Erkenntnisse aus aktuellen Planungen im Vergleich der Kläranlage Bad Sassendorf mit der Ozonung der ARA Neugut (Schweiz) auf.

	Bad Sassendorf	ARA Neugut
EW (E)	13.000	150.000
Planung	2008	2013
Bemessungsfluss (m ³ /h)	300 (Q _t)	1500 (Q _t)
Behandelte JAM (%)	>90%	>80%
Hydraul. Dimension. (m ³ /h)	650 (2•Q _t)	2600 (2•Q _t)
Ozongenerator (kgO ₃ /h) ↓	4,6	11 (2 x 5,5)
Reaktionsbecken (m ³) ↑	64 (2 x 32)	530
Verweilzeit bei Q _t (min)	13	22
Beckengeometrie	Blasen-Diffusor-Kontaktor (< 5 m)	
Nachbehandlung	Schönungsteich (<u>Bestand</u>)	Sandfilter (<u>Bestand</u>)
Redundanz	Reaktionsbecken, Begasungskammer, Verdampfer	Ozongenerator, Begasungskammer

Abbildung 21: Erkenntnisse Planung Ozonanlagen

Hierbei wird deutlich, dass sich wesentliche Auslegungsgrundlagen auch aktuell im Jahr 2014 gegenüber der Planung von Bad Sassendorf aus dem Jahre 2009 nicht verändert haben. Einzig bei der Frage der Verweilzeit und der Auslegung des Ozongenerators lässt sich feststellen, dass vom Trend eher eine Verweilzeit von 15 bis 20 Minuten und eine möglichst redundante Ausführung des Ozongenerators sinnvoll erscheinen.



Abbildung 22: 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 m³/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_{O₃}/g_{DOC} variiert werden. Erste Ergebnisse zeigen gute Betriebsergebnisse für beide Anlagen. Der spezifische Energieverbrauch liegt bei 0,09 bis 0,16 kWh/m³ behandeltem Abwasser (HERBST ET AL. 2011).

Deutschland - Kläranlage Detmold

Auf der Kläranlage Detmold wird im Rahmen eines vom MKUNLV des Landes NRW geförderten Vorhaben der Ozoneintrag in einem Pilotversuch getestet.



Abbildung 23: Halbtechnische Ozon-Versuchsanlage (Containerbauweise) der Fa. Ozonia – Degrémont Technologies Ltd, Dübendorf (CH) am Standort der ZKA Detmold

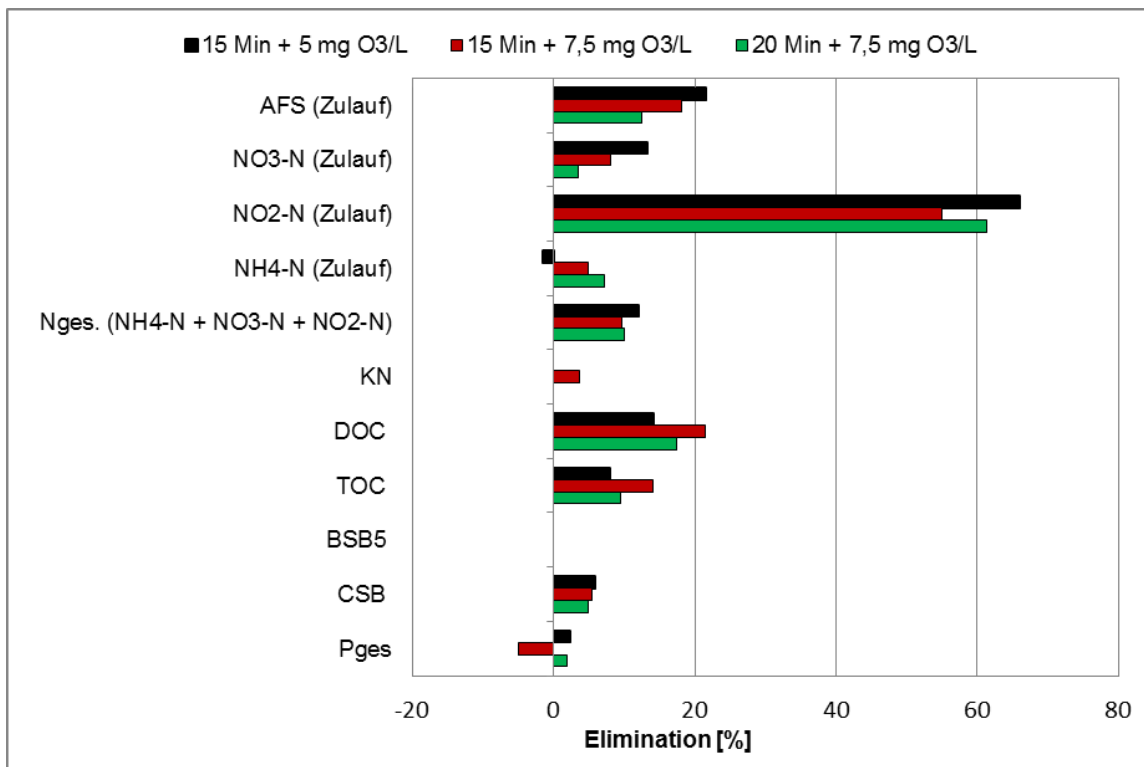


Abbildung 24: Eliminationsleistung für die Standard-Abwasserparameter - 15 und 20 Minuten HRT und Ozondosen von 5 und 7,5 mg O₃/L

Die gesamten Pilotversuche konnten als erfolgreich bezeichnet werden, da die Auslegungsdaten aus der Machbarkeitsstudie der Hydro-Ingenieure GmbH bestätigt wurden und insbesondere die Kontaktzeit durch eine Erhöhung von 15 auf 20 Minuten zu einer verbesserten Reinigungsleistung führte. Im Rahmen der Pilotierung konnte durch die Steigerung der Ozondosis von 5 auf 7,5 mg O₃/l nachgewiesen werden, dass sich insbesondere die mittlere Elimination der leicht und mittel ozonierbaren Mikroschadstoffe von ca. 70 auf ca. 85 % gesteigert werden. Bei einer weiteren Ozondosissteigerung auf 10 mg O₃/l war hingegen keine deutliche Verbesserung der Eliminationsleistung zu beobachten. Für die Auslegung einer großtechnischen Ozonanlage für die ZKA Detmold wurde vor diesem Hintergrund eine Ozondosis von 7,5 mg O₃/l empfohlen, was einem spezifischen Z_{SPEZ} von ca. 1,15 mg O₃/mg DOC entspricht. In einem weiteren Forschungsvorhaben beabsichtigt die Stadt Detmold die Kombination der Technik Ozonung / Granulierte Aktivkohle in einer Hybridverfahrensstufe im Ablauf der Feststoffflockungsfiltration zu testen. Ziel hierbei wäre die Verringerung der Ozondosis auf z. B. 2 - 5 mg O₃/l und einem kleineren Reaktorvolumen sowie eine entsprechend deutlich höhere Standzeit der granulierten Aktivkohle. Neben einer deutlichen Verbesserung der Betriebskosten könnten darüber hinaus auch eine verbesserte Reinigungsleistung erzielt werden, da mit der Ozonung die leicht oxidierbaren Mikroschadstoffe, wie z. B. Carbamazepin oder Diclofenac be-

reits „vorgecracked“ werden könnte, um das bereits vorgereinigte Abwasser in der nachgeschalteten GAK-Stufe weitergehend zu reinigen. Darüber hinaus könnten die möglicherweise noch entstehenden Transformationsprodukte der Ozonung in der anschließenden GAK-Stufe (biologisch aktivierte Filtration) abgebaut werden, ohne dass die Beladungskapazität der GAK negativ beeinflusst wird. Sollten die Versuchsergebnisse positiv ausfallen, könnte diese neue Verfahrensalternative Beispielcharakter für weitere Kläranlagen in Deutschland und darüber hinaus haben.

4 KURZBESCHREIBUNG DER LÖSUNGSMÖGLICHKEITEN

4.1 Allgemeines

Als Grundlage für die Planung der vierten Reinigungsstufe wurde der derzeitige Stand der Planung für den Umbau der biologischen Stufe hinzugezogen.

Die Variante 1b für den Umbau der Biologie sieht einen Neubau des Belebungsbeckens für eine C(N/DN)-Elimination, ausgelegt auf 77.000 EW vor. Bei dieser Variante bleiben die Festbettfilterzellen weiterhin in Betrieb und stehen nicht für eine Umnutzung zur Spurenstoffelimination zur Verfügung.

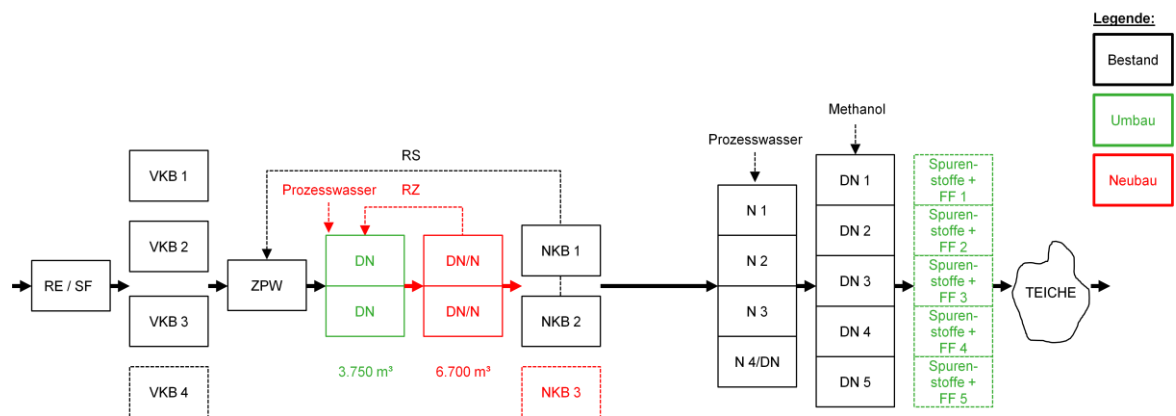


Abbildung 25: Schema Variante 1b

Bei der Variante 2 wird das Belebungsbecken auf 77.000 EW und für eine vollständige Nitri- und Denitrifikation Behandlung ausgelegt. Dadurch kann auf die Festbettreaktoren in der Filterhalle verzichtet werden, bis auf zwei Filterzellen, die zur Prozesswasserbehandlung genutzt werden.

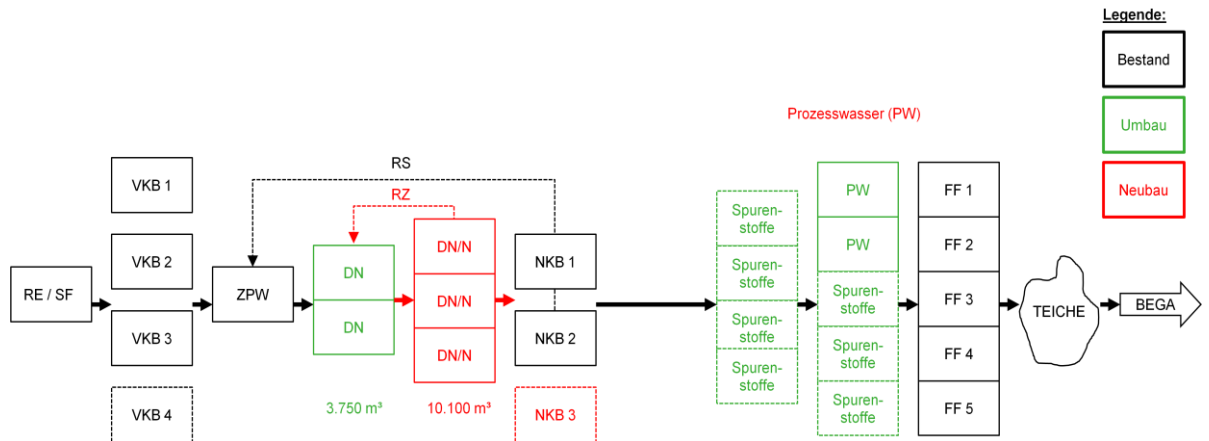


Abbildung 26: Schema Variante 2

Als Lösungsmöglichkeit für die beiden Varianten wurden folgende Verfahren ausgewählt und konzipiert:

Variante 1b:

- Lösung 1: Nachgeschaltete Behandlung mit Ozonung auf der Freifläche der ehemaligen Belebung/Prozesswasserspeicher
- Lösung 2: Austausch des Filtermaterials der Flockungsfilter durch granuliert Aktivkohle
- Lösung 3: Nachgeschaltete Behandlung in Druckkesseln mit granulierter Aktivkohle

Variante 2:

- Lösung 1: Umbau von vorh. Filterzellen zur Behandlung mit Ozon
- Lösung 2: Umbau von vorh. Filterzellen zu GAK-Filtern
- Lösung 3: Zugabe von Pulveraktivkohle in den Überstand der Flockungsfiltration

4.2 Pulveraktivkohle

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

Eine Möglichkeit für eine Behandlung mit PAK ist der Bau separater Kontakt- und Absetzbecken in der die Aktivkohle in das der Nachklärung nachgeschaltete Kontaktbecken dosiert wird, in dem dann auch die Beladung der Kohle erfolgt. Im anschließenden Absetzbecken wird die PAK abgezogen und zum Zwecke einer Mehrfachbeladung in das Kontaktbecken retikuliert. Die Überschussskohle wird dem Kontaktbecken entzogen und dem Belebungsbecken zugeführt, wo sie zusätzlich beladen und dann über den Überschussschlamm abgezogen wird. Eine Sandfiltration dient als zusätzliche Sicherheit zur gesicherten Entfernung der beladenen Aktivkohle aus dem geklärten Abwasser. Dieses Verfahren wird für die Anwendung auf der Kläranlage Lemgo nicht weiter untersucht.

Die zweite Möglichkeit einer Zugabe der Pulveraktivkohle ist in den Überstau der Flockungsfiltration. Hier wird die Kohle zusammen mit Fällmitteln und ggfls. Flockungshilfsmitteln in den Zulauf des Filters dosiert und eingemischt. Die Beladung mit Spurenstoffen erfolgt im Überstauraum des Filters. Langsam drehende Rührwerke halten die Aktivkohle in Schwebelage. Die Pulveraktivkohle wird im Filterbett zurückgehalten und über das Spülwasser aus dem Filter entfernt. Das Spülwasser wird zurück in die Vorklärung geleitet. Die Aktivkohle verbleibt im Primärschlamm und wird der Schlammbehandlung zugeführt. In der Schweiz wurde dieses Verfahren auf der Kläranlage Kloten/Opfikon erstmalig großtechnisch erfolgreich umgesetzt. Für das Klärwerk Lemgo wird das Verfahren als Variante 2 - Lösung 3: PAK-Dosierung im Überstau Flockungsfilter in der vorliegenden Studie näher untersucht, die bei beiden Verfahrenskonzepten möglich ist.

4.3 Granulierte Aktivkohle

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

Bei den Aktivkohlefiltern wird die Kohle je nach Beschickungsrichtung der Filter von oben nach unten oder anders herum mit den Schadstoffen beladen. Es bildet sich eine Beladungsfront, die mit der Zeit durch den Filter wandert bis es zu einem Durchbruch kommt. Die Aktivkohle kann dann aus dem Filter entnommen und regeneriert werden. Um die volle Beladungskapazität eines Filters auszunutzen zu können ohne das ein Durchbruch zu einem Konzentrationsanstieg im Ablauf führt, kann ein 2-stufiges Verfahren (2 hintereinander geschaltete Filter) gewählt werden.

Aktivkohlefilter können als druck- oder schwerkraftbetriebene Systeme gebaut werden. Mögliche Anwendungen in der Abwasserbehandlung sind die Umrüs-

tung 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 Schwerkrafftfilter z.B. aus Beton umgesetzt werden. Bei der hier vorliegenden Planung wurden Stahldruckkessel gewählt. In der Variante 1b - Lösung 3 „Nachgeschaltete Behandlung in Druckkesseln mit granulierter Aktivkohle (1-stufig)“ wird diese Verfahrensmöglichkeit weiter untersucht.

Alternativ kann ein vorhandener Raumfilter durch Austausch des Filtermaterials zu einem GAK-Filter umgerüstet werden. Dies wird in der Variante 2 - Lösung 2 „Austausch des Filtermaterials der Flockungsfilter durch granuliert Aktivkohle“ untersucht. Je nach Auslastung der Filtration können einige Filterzellen mit granulierter Aktivkohle gefüllt werden und der Filtration in den restlichen Filterzellen nachgeschaltet betrieben werden.

In diesem Fall besteht außerdem die Möglichkeit, die vorhandenen Deni- und Nitrifikationsreaktoren, die aufgrund des Umbaus des Belebungsbeckens nicht weiter genutzt werden, auf einen Betrieb mit GAK umzurüsten.

4.4 Ozonung

Für die Ozonbehandlung wird die Ozonerzeugung aus Flüssigsauerstoff vorgesehen. Der Reaktionsbehälter wird 2-straßig 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 Metaboliten 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 1b - Lösung 1) konzipiert und davon ausgegangen, dass der Aufenthalt in den Schönungsteichen mögliche Transformationsprodukte eliminiert.

Auch für eine Behandlung mit Ozon besteht hier die Möglichkeit die ungenutzten Filterzellen umzubauen. Dadurch hätte man zudem noch die Flockungsfiltration als zusätzliche Stufe zur Nachbehandlung des ozonierten Abwassers. Dies wird unter Variante 2 - Lösung 1 „ Umbau von vorh. Filterzellen zur Behandlung mit Ozon“ weiter beschrieben.

5 PLANUNGS- UND BEMESSUNGSGRUNDLAGEN

5.1 Planungsgrundlagen

Seitens der Abwasserbeseitigungsgesellschaft Lemgo wurden für die Bearbeitung folgende Unterlagen zur Verfügung gestellt:

- Messdaten der ZKA Lemgo, Monatsberichte 2008 bis 2014 und 15-Minuten Werte für die Jahre 2008 bis 2014
- Lagepläne der Kläranlage Lemgo
- Grundrisse und Seitenansichten des Filtergebäudes
- Fließbild der ZKA Lemgo
- Erlaubnisbescheid der Bezirksregierung Detmold vom 01.11.2010
- Bemessungs-, Auslegungs- und Bestandsdaten wesentlicher Anlagenteile der ZKA Lemgo für die Ausführung von 190-1986 und 1995-1997
- General Entwässerungsplan der Stadt Lemgo Abschlussbericht Juli 2012

5.2 Hydraulische Bemessungsgröße

Die Hydro-Ingenieure GmbH hat eine Auswertung der 15 Minuten-Zulaufwassermengen der Jahre 2011 bis 2013 durchgeführt. Hierbei wurden sowohl Ganglinien erstellt als auch Summenhäufigkeiten ermittelt (siehe Anlage 2). Zudem wurde der Trockenwetterzufluss nach DWA ATV A 198 berechnet. Der maximale Ablauf liegt bei 974 l/s und der 85 %-Wert bei 248 l/s (siehe Tabelle 1)

Tabelle 1: Ablaufmengen ZKA Lemgo, 2011-2013

Ablaufmenge (l/s)	RW + TW
Mittelwert	192
85%-Wert	248
Maximum	974

Die Bemessungswassermenge für die Spurenstoffbehandlung wurde auf max. 200 l/s festgelegt. Der Zulauf zur Kläranlage Lemgo unterschreitet an ca. 76% aller Tage eine maximale Menge von 200 l/s. Mit einem maximalen Zulauf von 200 l/s zur Spurenstoffelimination können im Mittel der Jahre 2011 und 2013 ca. 78% der anfallenden Abwassermenge im Zulauf des Klärwerks behandelt werden.

Zulauf KA Lemgo als 1h-Werte 2011-2013

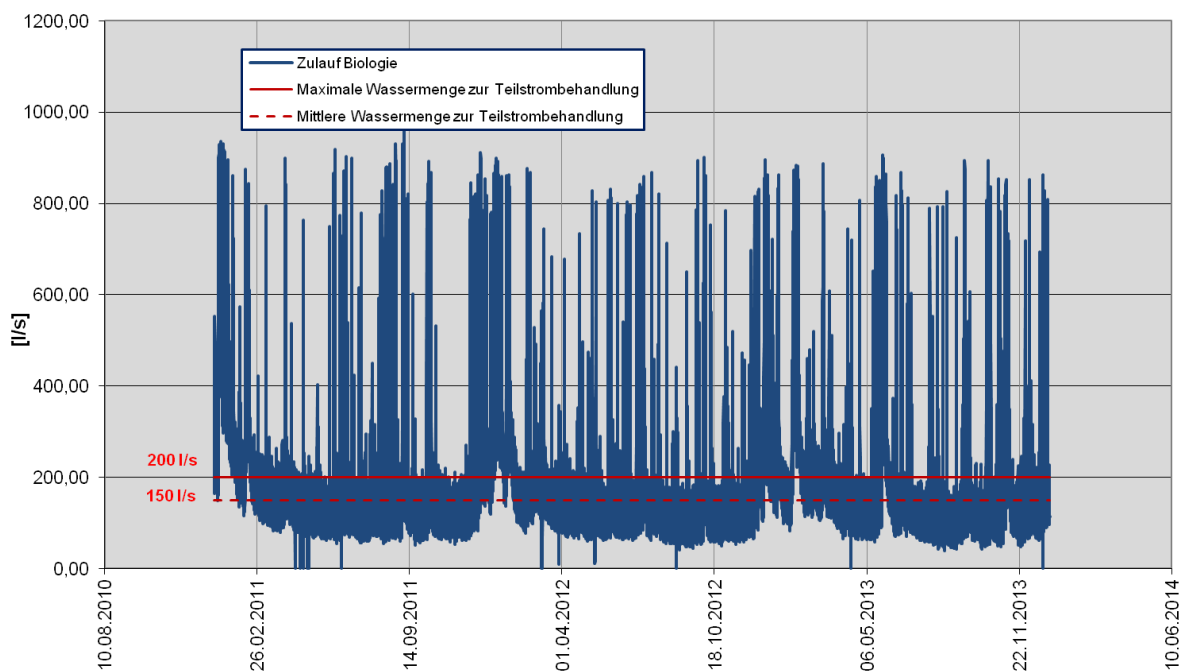


Abbildung 27: Auswertung Anteil der behandelten Abwassermenge an der Jahresschmutzwassermenge, ZKA Lemgo 2011 - 2013

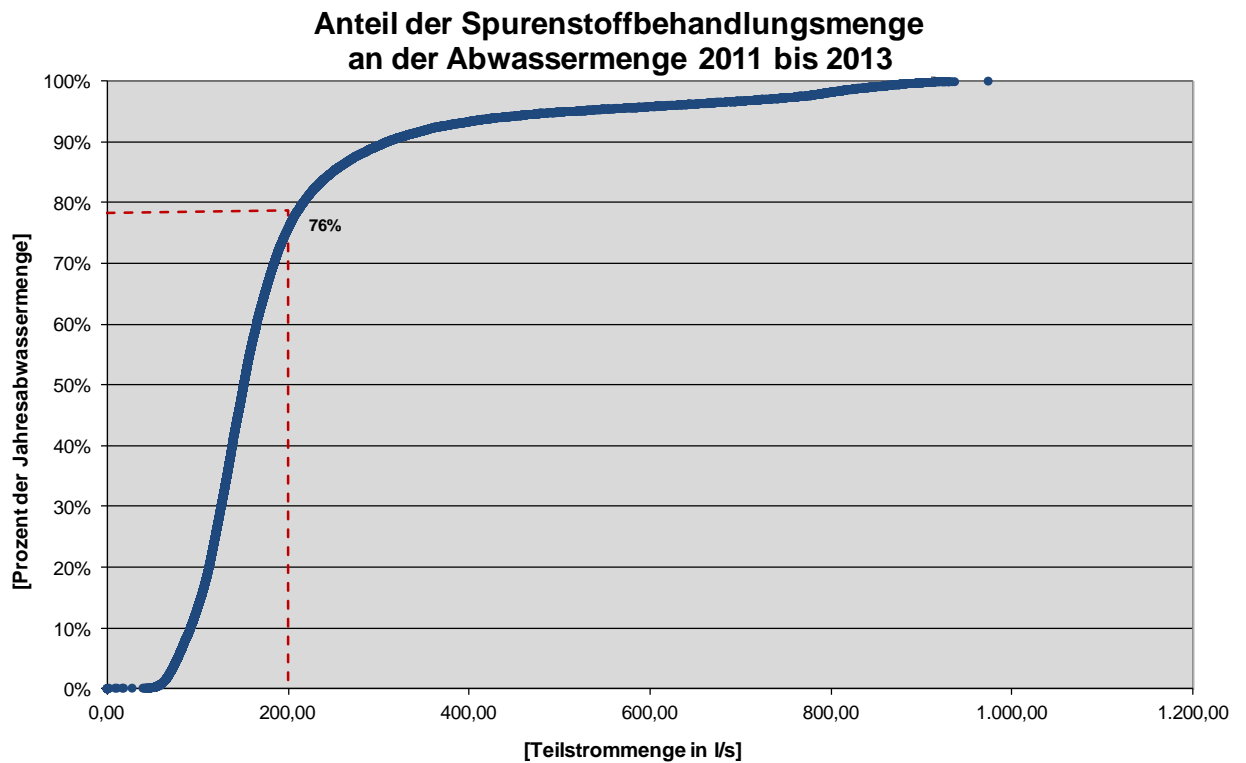


Abbildung 28: Auswertung Zulaufmenge, ZKA Lemgo, 2011 - 2013

6 PLANUNGSKONZEPTE ZUR SPURENSTOFFELIMINATION

6.1 Variante 1b - Lösung 1: Nachgeschaltete Ozonbehandlung

Bei der Variante 1b - Lösung 1 ist eine Ozonung des Ablaufs der Flockungsfiltration vorgesehen. Die neuen Ozonreaktoren sollen südlich oder westlich des neuen Belebungsbeckens entstehen (siehe Abbildung 29). Der Ablauf der Flockungsfiltration wird, wie bisher auch, dem Hochwasserpumpwerk zugeleitet. Von dort soll mittels eines Trennbauwerkes der Abwasserstrom von 200 l/s den neuen Behandlungsbecken zugeführt werden.

Die Auslegungswassermenge zur Bemessung der Ozonanlage wurde auf die gewählten 200 l/s festgesetzt.

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 Ener-

gieverbrauch vergleichbare Eliminationsraten (HERBST ET AL. 2011). Für die Ausführung auf der Kläranlage Lemgo wird Ozonintrag über ein Injektorsystem vorgesehen. Dies bietet den Vorteil, dass bei einem im Filtrationsgebäude aufgestellten Ozonerzeuger und Injektor die Vermischung des Ozons mit dem Beschiebungsvolumenstrom der Ozonreaktoren noch im Gebäude erfolgen kann und keine separate Ozonleitung aus dem Gebäude zu den neu zu errichtenden Reaktoren gelegt werden muss. Dieser Teilstrom wird aus dem Ablauf des Behandlungsbeckens umgeleitet, mit Ozon gesättigt und in den Zulauf der Ozonreaktoren zurückgeführt.

Im Anschluss an das durchfließen der Ozonreaktoren wird das Abwasser dann zunächst über eine Rohrleitung dem Ablauf des Hochwasserpumpwerkes zurückgeführt. Anschließend erfolgt die biologische Nachbehandlung in den Schönungsteichen der ZKA Lemgo. Ein Verfahrensschema der Variante 1b - Lösung 1 Ozonung findet sich in der Anlage.

Die Auslegung der Ozonerzeugung erfolgt auf eine maximale Dosierung von 10 mg O₃/l bei der Bemessungswassermenge von 200 l/s. Hieraus ergibt sich eine benötigte, maximale Dosiermenge von 7,2 kg/h. Zur Wirtschaftlichkeitsbetrachtung wird von einer mittleren Dosierrate von 7,5 mg O₃/l bei einem mittleren Abwasserzulauf zur Ozonanlage von 150 l/s ausgegangen. Hiermit ergibt sich eine mittlere Ozondosierung von 4,1 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. 72 kg/h Sauerstoff benötigt. Für die Wirtschaftlichkeitsbetrachtung ergibt sich die durchschnittlich benötigte Sauerstoffmenge zu 41,0 kg/h. Die Aufstellung des Ozonerzeugers soll in einem neuen Gebäude unterhalb der Ozonbecken und des Belebungsbeckens erfolgen. Der Tank für den Flüssigsauerstoff inklusive des zugehörigen Verdampfers wird außerhalb des Gebäudes auf der im Bereich der Süd/westlichen Ecke des ehemaligen Belebungsbeckens/ Prozesswasserspeichers freigewordenen Grünfläche in der Nähe der Straße aufgestellt werden. Die Fläche rund um den Flüssigsauerstofftank muss entsprechend befestigt werden.

Gewählt wird eine Aufenthaltszeit im Ozonreaktor von insgesamt 20 Minuten. Dabei wird das letzte Viertel der Ozonreaktoren jedoch durch eine Leitwand vom Rest des Reaktors getrennt und als Ausgasungszone definiert, sodass eine Aufenthaltszeit im Reaktor von 15 Minuten verbleibt. Der Ozonreaktor wird 2-straßig ausgeführt. Die lichten Abmessungen einer Straße inklusive Ausgasungszone betragen 16 x 3,0 x 5,0 m. Das Gesamtvolumen der beiden Reaktorstraßen in-

klusive Ausgasungszonen ergibt sich zu 480 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.

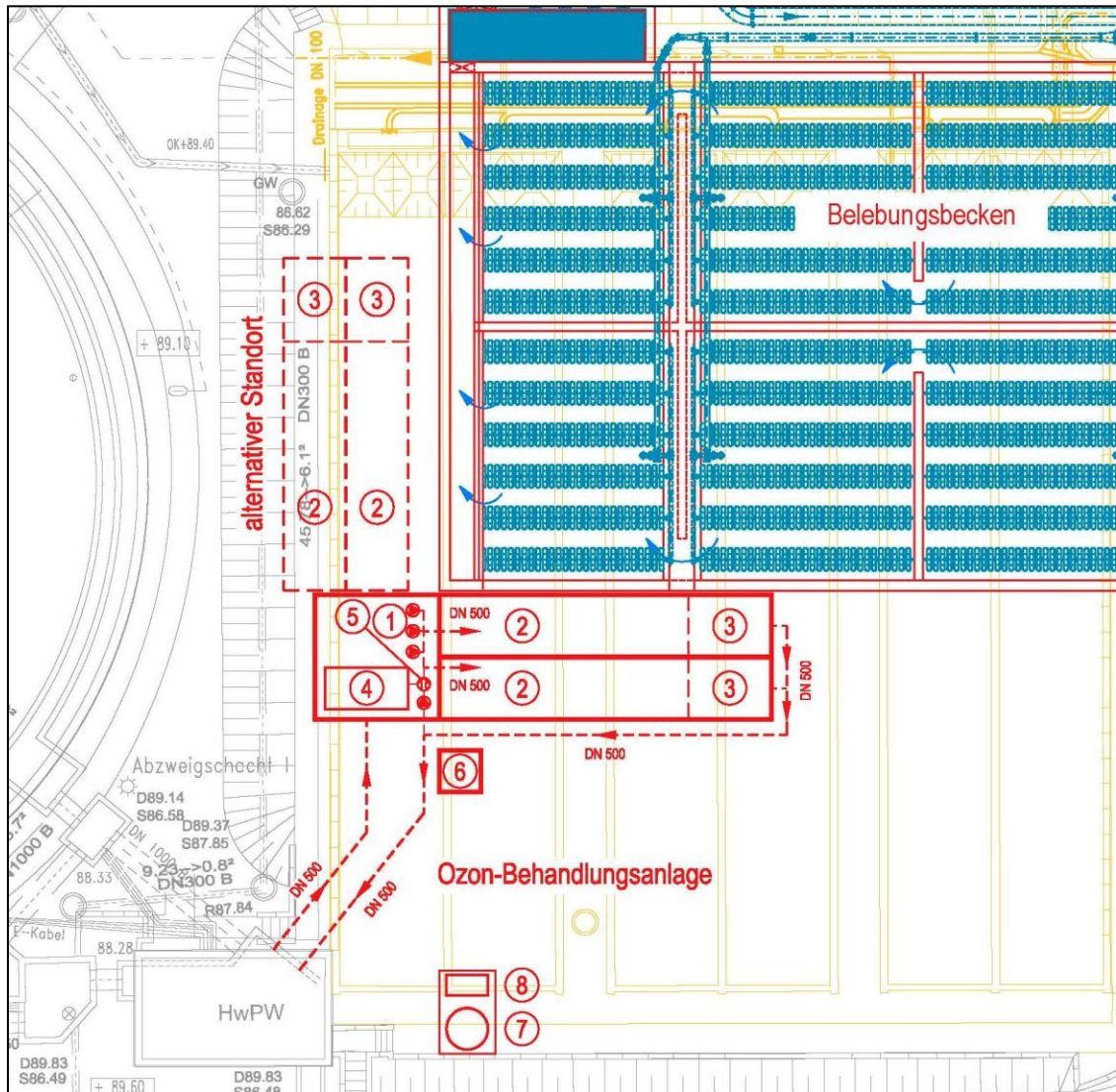


Abbildung 29: Variante 1b - Lösung 1: Nachgeschaltete Ozonung

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 Arbeitssi-

cherheit 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_{Bem} 7,5 bis 10 mg O_3/l
- Sauerstoffbedarf 10 g $\text{O}_2/\text{g O}_3$

Aufgrund der o. g. Problematik der Transformationsprodukte wird in der Regel eine Stufe der biologischen Behandlung der Ozonung nachgeschaltet. Durch den nachfolgenden Aufenthalt in den Schönungsteichen der Kläranlage, in denen aufgrund des noch im Abwasser enthaltenen Sauerstoffs auch biologische Abbauprozesse ablaufen, werden zudem die während der Oxidation entstehenden biologisch abbaubaren Verbindungen abgebaut.

6.2 Variante 1b - Lösung 2: GAK in vorh. Flockungsfilter

Die Variante 1b - Lösung 2 untersucht eine weitergehende Abwasserreinigung durch das Einbringen granulierter Aktivkohle in alle fünf vorhandenen Flockungsfilter. Es ist ein 1-stufiges Lösungskonzept vorgesehen. Zur Umsetzung dieser Variante ist ein Umbau der vorhandenen Filtration notwendig.

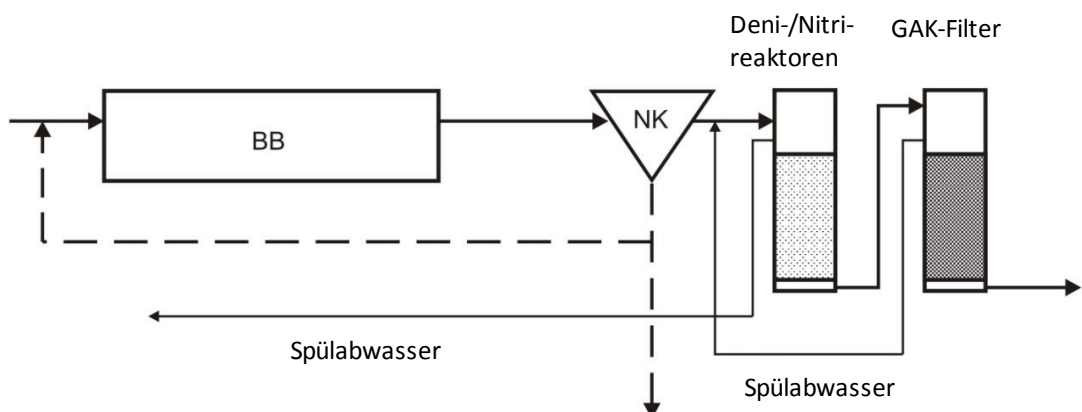


Abbildung 30: Schema Variante 1b - Lösung 2: GAK im vorhandenen Filter (1-stufig)

In dieser Variante ist es vorgesehen, dass das Abwasser zunächst über den normalen Fließweg die vier Nitrifikationsreaktoren und anschließend die fünf Denitrifikationsreaktoren beschickt. Die fünf Filterzellen der Flockungsfiltration werden vollständig für die Spurenstoffbehandlung benötigt. Vier Filterzellen werden zur Filtration mit granulierter Aktivkohle umgerüstet, die fünfte Zelle wird als Aufstellungsraum für die Spülwasserpumpen, Spülluftgebläse und den benötigten Schaltanlagen genutzt.

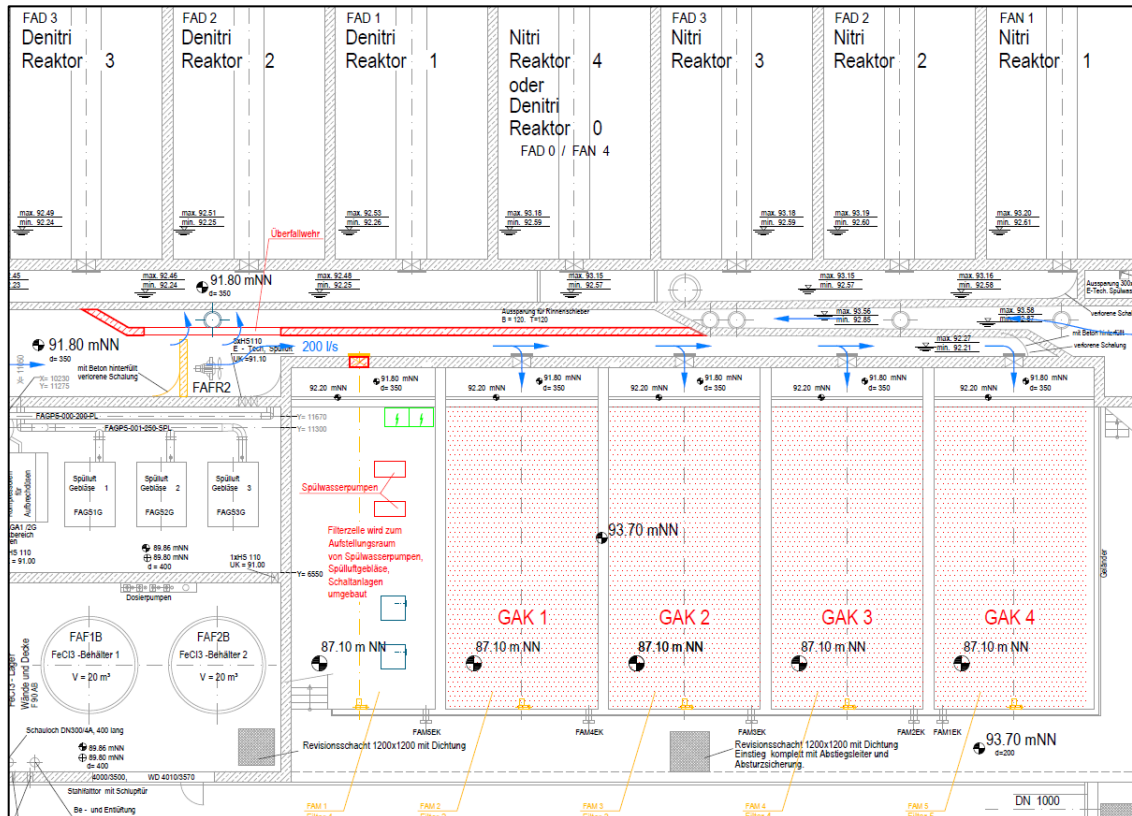


Abbildung 31: Variante 1b - Lösung 2: GAK in vorh. Flockungsfilter

Der Ablauf aus der Festbettfiltration fließt über das vorhandene Betongerinne in die Richtung der umgebauten GAK-Filter. Über eine Überfallkannte wird die Wassermenge über 200 l/s abgeschlagen und mittels einer neu zu verlegenden Rohrleitung in den Klarwasserspeicher geführt. Der Teilstrom zur Spurenstoffbehandlung wird wie bisher auf die vier Filter verteilt. Die Aktivkohlefilter werden wie die vorherigen Flockungsfiler von oben nach unten beschickt und der Ablauf geht ebenfalls in den Klarwasserspeicher.

6.3 Variante 1b - Lösung 3: Nachgeschaltete GAK-Filtration

Die Variante 1b Lösung 3 untersucht die Filtration mit granulierter Aktivkohle in nachgeschalteten Druckkesseln (siehe Abbild).

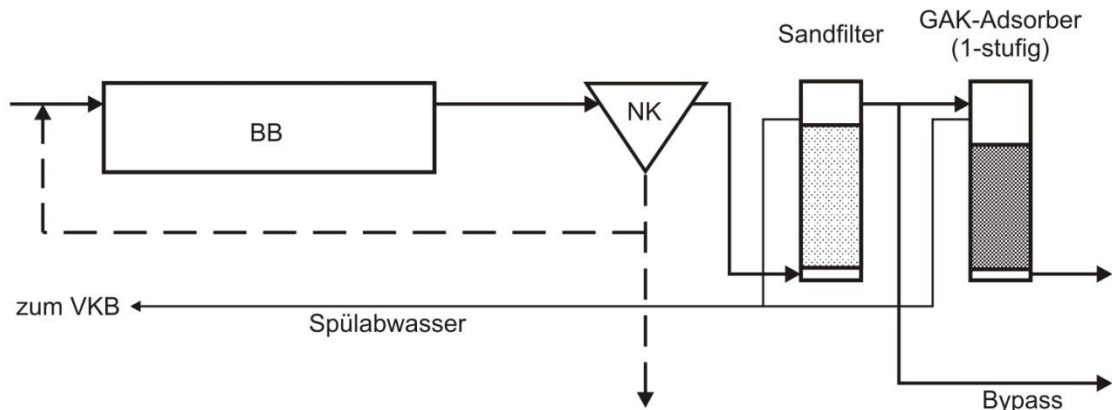


Abbildung 32: Schema Variante 1b - Lösung 3: GAK nachgeschaltete Druckkessel (1-stufig)

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-Adsorber:

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-Adsorber, 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 Hochwasserpumpwerk und einer neuen Klarwasservorlage mit 2 +1 Pumpen zu den GAK-Adsorber gepumpt. Die GAK-Adsorber werden in einer neu zu errichtenden Halle (Leichtbauweise) auf der Süd- oder Ostseite des neu geplanten Belebungsbeckens aufgestellt.

Der Ablauf erfolgt zurück in das Hochwasserpumpwerk, wo jedoch durch eine Umbaumaßnahme dafür gesorgt wird, dass dieser direkt in den Ablauf der Kläranlage geleitet wird. Zum Spülen der Aktivkohle-Adsorber sind 2 + 1 Spülwasserpumpen mit einer maximalen Spülwassergeschwindigkeit von 25- 30 m/h und 2 + 1 Spülluftgebläse mit einer maximalen Spülluftgeschwindigkeit von 60 m/h vorgesehen. Im Ablauf der Filter ist eine Spülwasservorlage für die Spülwasserpumpen vorgesehen. Das Spülabwasser wird in den Schacht der Rücklaufschlammleitung des Nachklärbeckens abgeführt.

Die wesentlichen verfahrenstechnischen Bemessungsgrundlagen werden im Weiteren kurz zusammengefasst:

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

Mess-, Steuer-, Regeltechnik

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

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

- Druck Filterspülphasen

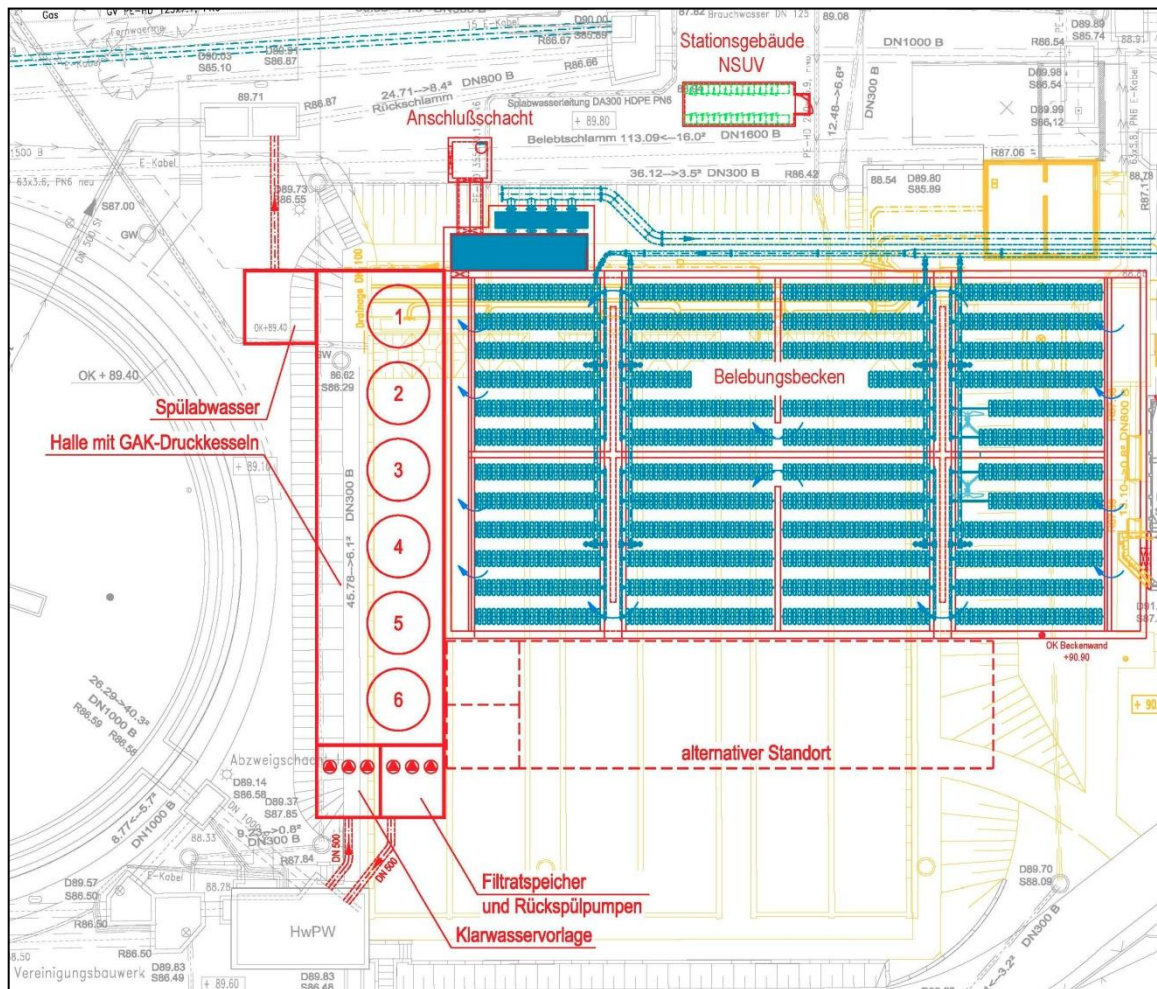


Abbildung 33: Variante 1b - Lösung 3: GAK nachgeschaltete Druckkessel (1-stufig)

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.

Bei dieser 1-stufigen Lösungskonzeption dient die vorgeschaltete Flockungsfiltrationsanlage einer kontinuierlichen Elimination von Feststoffen und bzw. Phos-

phor, sodass sich hierdurch die nachgeschaltete GAK-Lösung auf das eigentliche Ziel der Spurenstoffelimination bzw. eine weitergehende Stabilisierung der DOC- bzw. CSB-Ablaufwerte konzentrieren kann. So sind optimale Voraussetzungen für einen hohen Reinigungserfolg durch möglichst wenig konkurrierende Beladungsaktivitäten verschiedener Stoffparameter infolge zu hoher Feststoffbelastung gegeben. Außerdem kann die erforderliche Spülung der GAK-Reaktoren voraussichtlich auf ein Minimum beschränkt werden, da sich das biologische Wachstum auf der Aktivkohle deutlich reduziert.

6.4 Variante 2 - Lösung 1: Ozonbehandlung in ehem. Deni-Filterzellen

Da die bestehenden Festbettreaktoren bei dem geplanten Umbau der Kläranlage in Variante 2 nicht mehr benötigt werden, bietet es sich an diese für eine weitergehende Spurenstoffbehandlung umzurüsten.

Dafür werden Zwei der Filterzellen in Ozonreaktoren umgebaut und mit Stahltrennwänden für eine Erhöhung der Aufenthaltszeit versehen. Um ein Austreten des Ozongases in die Filterhalle zu verhindern müssen beide Filterzellen luftdicht mit einer Betondecke geschlossen werden. Das vorhandene Betongerinne wird dahingehend umgebaut, dass die Vier Nitrifikationsreaktoren die nun als Zentratwasserbehandlungsanlage und Speicher dienen jetzt umflossen und nicht mehr beschickt werden. Zusätzlich wird durch eine Überfallkannte sichergestellt das nicht mehr als die festgesetzte Menge von 200 l/s zur Ozonanlage fließt. Die Planung sieht eine 2-straßige Anlage vor, in der jeder einzelne Ozonreaktor die Kapazität zur Aufnahme und Behandlung des gesamten Teilstroms besitzt. Somit wird immer nur eine der Behandlungsstraßen in Betrieb sein.

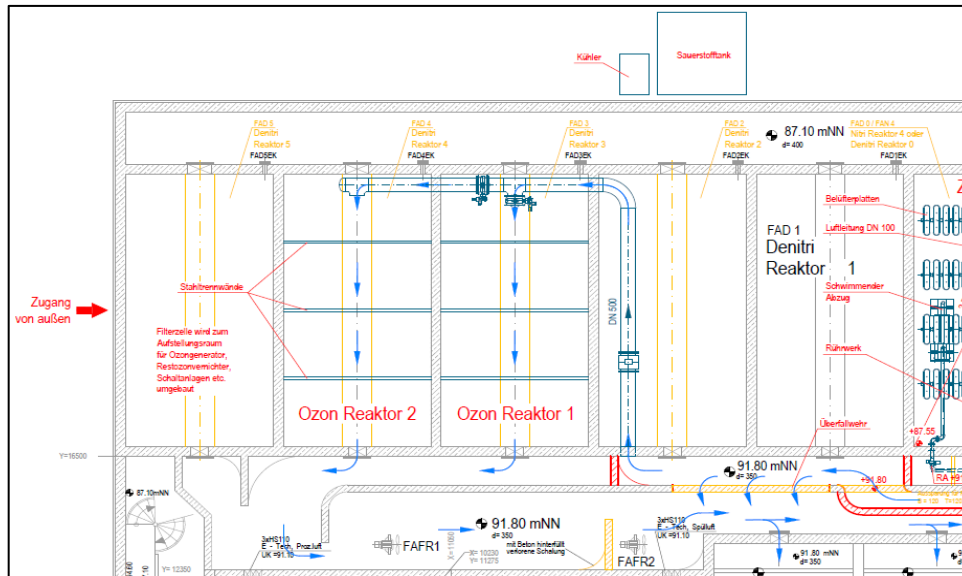


Abbildung 34: Variante 2 - Lösung 1: Ozon in ehemaligen Deni-Filterzellen
 Auch bei dieser Variante wird, wie bei der nachgeschalteten Ozonbehandlung, ein Injektorsystem zur Ozoneintragung vorgesehen.

Der Ablauf aus der Behandlungsanlage wird zusammen mit dem abgeschlagenen Zufluss von mehr als 200 l/s über die vorhandene Beschickungsrinne zu den Flockungsfiltern geführt.

Die außenliegende Filterzelle wird als Aufstellungsraum für Ozongenerator, Restozonvernichter und Schaltanlagen umgebaut und erhält einen Zugang von außen. Der benötigte Sauerstofftank und das Kühlaggregat werden nördlich des Filtergebäudes an der vorhandenen Straße errichtet.

6.5 Variante 2 - Lösung 2: GAK-Filtration in ehem. Deni-Filterzellen

Analog zu der vorherigen Variante wäre auch eine Behandlung mit GAK möglich. Das vorhandene Filtermaterial der Festbettreaktoren ist zu entfernen und zu entsorgen und durch granulierten Aktivkohle zu ersetzen. Um einen möglichst feststofffreien Zufluss zu erhalten, wird der Fließweg dahingehend geändert, dass die Flockungsfilter nun zuerst beschickt werden. Aus dem Ablauf des Klarwasserspeichers wird mittels eines neu zu errichtenden Trennbauwerkes der Teilstrom von 200 l/s abgezweigt und zu einem neuen Speicherbecken an der nordöstlichen Ecke des Filtergebäudes geführt. Das Speicherbecken dient gleichzeitig als Pumpenvorlage für die Beschickungspumpen der GAK-Filter, die in der angrenzenden Filterzelle untergebracht werden.

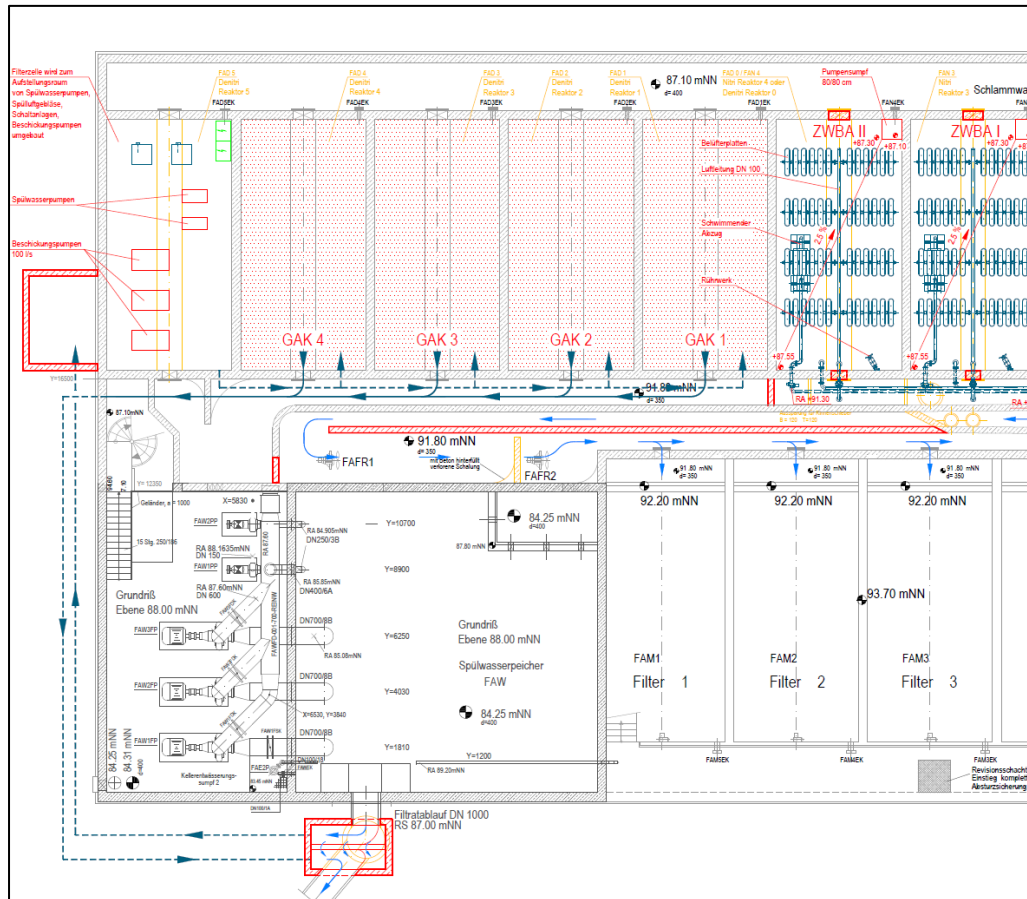


Abbildung 35: Variante 2 – Lösung 2: GAK-Filtration in ehem. Deni-Filtern

Wie die Festbettenitrifikation werden auch die GAK-Absorber von unten beschickt, sodass die bestehenden Ablaufrinnen weiterhin genutzt werden können. Der Ablauf kann in diesem Fall nicht in den Klarwasserspeicher geführt werden da sonst die Möglichkeit besteht, dass das bereits behandelte Wasser über den Teilstrom wieder zurück in die Filtrationsstufe gelangt. Deswegen wird dieser mittels einer Rohrleitung direkt in die Ablaufleitung der Filterhalle gelenkt.

6.6 Variante 2 - Lösung 3: PAK-Dosierung im Überstau Flockungsfilter

In der Variante 2 Lösung 3 wird der Überstand der Flockungsfiltration für eine Behandlung mit Pulveraktivkohle genutzt.

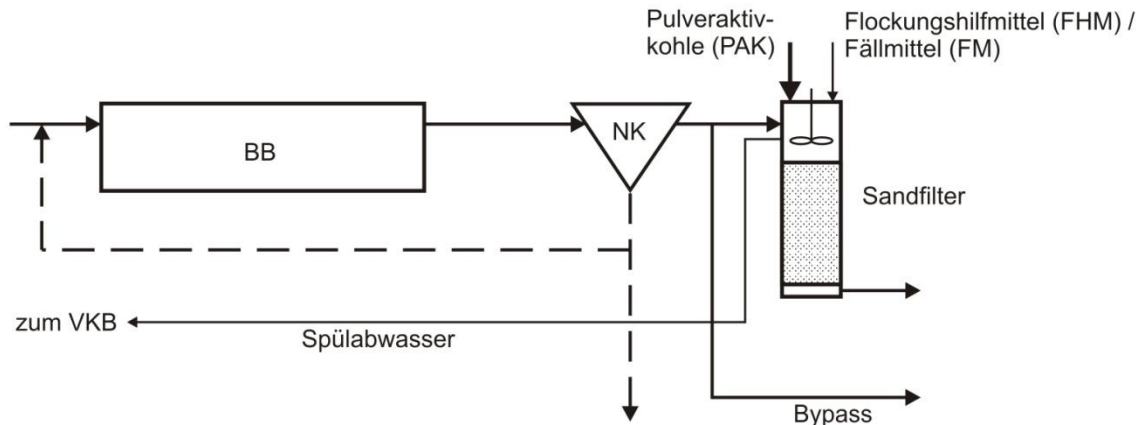


Abbildung 36: Schema Lösungsvariante 2 - Pulveraktivkohle im Flockungsraum des Filters

Die Pulveraktivkohle wird mit einer Dosierrate von 5 bis 20 mg/l in die Zuflussleitung dosiert. Das Wasser-/ Aktivkohlegemisch wird dann über die Zulaufleitungen auf die einzelnen Filter verteilt. Jeder Filter wird im Überstau mit je einem langsam drehenden Rührwerk ausgestattet, das für eine ausreichende Flockenbildung der Aktivkohle sorgt.

Für diese Variante müsste neben einem neuen PAK-Silo auch die dazugehörige EMSR-Technik und Verbindungsleitungen etc. in der Nähe des Filtergebäudes errichtet werden. Nachdem der Filter von oben nach unten durchflossen wurde fließt das Wasser über eine neue Ablaufleitung dem Klarwasserbecken zu und von dort über den MID-Schacht ins Auslaufbauwerk. Zwischen Rohwasserbecken im Filterzulauf und Klarwasserbecken wird ein Bypass eingebaut, da nur ein Teilstrom des Abwassers über die Aktivkohleanlage behandelt wird.

Die Filter werden weiterhin über die vorhandenen Spülwasserpumpen und – Gebläse von unten nach oben gespült. Es muss damit gerechnet werden, dass die Spülfrequenz sich durch die erhöhte Feststofffracht durch die Pulveraktivkohle erhöht. Das Spülabwasser fließt über die mit Schiebern versehenen Schlammwasserabläufe in den Schlammwasserspeicher. Das Spülabwasser wird über die vorhandenen Leitungen zurück in den Zulauf der Vorklärung gepumpt, wo sich die Pulveraktivkohle zusammen mit dem Primärschlamm absetzt und der

Schlammbehandlung zugeführt wird. Der entwässerte Schlamm muss nun in der Schlammverbrennung entsorgt werden, da eine Kompostierung oder Entsorgung in der Landwirtschaft nicht mehr möglich ist. Dadurch entstehen weitere Kosten, die bei der späteren Betrachtung der Varianten mit berücksichtigt werden müssen

7 KOSTENSCHÄTZUNG

7.1 Allgemeines

Es wurde eine Wirtschaftlichkeitsanalyse der 6 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 4.1 beigefügt.

7.2 Investitionskosten

Basierend auf den klärtechnischen Berechnungen (siehe Anlage 3.1) und den Lageplanskizzen wurden die Investitionskosten für die verschiedenen Lösungsvarianten geschätzt. Hierbei wurden Kosten für Bau-, Maschinen- sowie EMSR-Technik unterschieden. Die Kosten wurden anhand spezifischer Preise, basierend auf aktuellen Submissionsergebnissen sowie aktuellen Einheitspreisen ermittelt. Die Ergebnisse der Investitionskostenschätzung sind in Tabelle 2 unten zusammengefasst.

Tabelle 2: Investitionskosten

Kurztext	Variante 1.1	Variante 1.2	Variante 1.3	Variante 2.1	Variante 2.2	Variante 2.3
Bau	460.985	435.323	724.812	333.630	693.594	395.320
Maschinen	1.093.478	639.636	1.425.174	994.922	648.960	956.039
EMSR	270.000	335.639	270.000	276.504	335.639	405.408
Summe netto	2.047.317	1.410.597	2.419.986	1.605.057	1.678.193	1.756.767
19 % MwSt.	<u>388.990</u>	<u>268.013</u>	<u>459.797</u>	<u>304.961</u>	<u>318.857</u>	<u>333.786</u>
Summe brutto	2.436.307	1.678.611	2.879.784	1.910.018	1.997.049	2.090.552
Prozente	145 %	100 %	172 %	114 %	119%	125 %

Variante 1.1: nachgeschaltete Ozonbehandlung

Variante 1.2: GAK in vorh. Flockungsfilter

Variante 1.3: GAK in nachgeschalteten Druckkesseln

Variante 2.1: Ozonanlage im Festbett

Variante 2.2: GAK im vorh. Festbett

Variante 2.3: PAK Zugabe in Flockungsfilter

Die Investitionskosten für Variante 1.2: GAK in vorhanden Flockungsfiltern sind mit knapp 1,68 Mio. € brutto die niedrigsten. Die Kosten für die Varianten 2.1 und 2.2 liegen mit knapp 1,9 und 2,0 Mio. € brutto etwas höher. Die höchsten Kosten erreicht die nachgeschaltete GAK-Filtration mit 2,9 Mio. €.

7.3 Betriebskosten

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

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

Nachfolgende Randbedingungen wurden bei der Ermittlung der Betriebskosten zugrunde gelegt.

- Energiekosten 0,23 €/kWh (brutto) = 0,193 €/kWh (netto)
- Facharbeiter 46.900 €/a
- Wartung/Versicherung 1,5 bzw. 3 % Investitionskosten

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

Als spezifischer Preis für die Pulveraktivkohle wurden 1.850 €/t angesetzt, die Kosten für neue granulierten Aktivkohle mit einem Preis von ca. 1.600 €/t. 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 Dosieraten bzw. mittleren Standzeiten der Aktivkohlefilter angesetzt.

Bei Variante 1b Lösung 1 und Variante 2 Lösung 1 wurden Kosten in Höhe von 0,25 €/kg Sauerstoff angesetzt. Dies beinhaltet den Sauerstoff sowie die Tankmiete. Die erforderlichen Sauerstoffmengen wurden in der klärtechnischen Berechnung ermittelt.

Bei der Schlamm Entsorgung entstehen bei der Variante 2.3 erhöhte Kosten durch eine zwangsläufige Schlammverbrennung nach der Umsetzung dieser Variante statt die derzeitige landwirtschaftliche Nutzung. Diese Kosten werden jedoch nicht in die Summe der Betriebskosten aufgenommen, da unabhängig von der Auswahl des Spurenstoffbehandlungsverfahrens die Schlamm Entsorgungswege in den nächsten Jahren noch nicht geklärt sind.

In Tabelle 3 sind die Betriebskosten der unterschiedlichen Varianten zusammengefasst.

Tabelle 3: Betriebskosten

Kurztext	Variante 1.1	Variante 1.2	Variante 1.3	Variante 2.1	Variante 2.2	Variante 2.3
Personal	9.384	9.384	9.384	9.384	9.384	9.384
Energie	144.704	1.860	32.011	120.932	35.675	12.263
Chemikalien	88.695	248.000	179.200	88.695	179.200	175.750
Schlamm- entsorgung	0	0	0	0	0	(98.990)
Wartung / Versicherungen	51.162	35.788	61.727	43.147	39.942	46.773
Summe netto	293.945	295.033	282.323	262.159	264.202	244.171
19 % MwSt.	<u>55.850</u>	<u>56.056</u>	<u>53.641</u>	<u>49.810</u>	<u>50.198</u>	<u>46.392</u>
Summe brutto	349.794	351.089	335.964	311.969	314.400	290.563
Prozente	120 %	121 %	116 %	107 %	108 %	100 %

Variante 1.1: nachgeschaltete Ozonbehandlung

Variante 1.2: GAK in vorh. Flockungsfilter

Variante 1.3: GAK in nachgeschalteten Druckkesseln

Variante 2.1: Ozonanlage im Festbett

Variante 2.2: GAK im vorh. Festbett

Variante 2.3: PAK Zugabe in Flockungsfilter

Die Betriebskosten der Variante 2.3 (PAK im Überstand) sind mit ca. 291.000 €/a die geringsten. Die Betriebskosten der Variante 2.1 und 2.2 liegen nur ca. 7-8 % über diesen Kosten, bei etwa 312.000 bis 314.000 €/a gefolgt von Variante 1.3 mit Betriebskosten in Höhe von etwa 336.000 €/a (16 % höher). Die beiden Lösungsmöglichkeiten 1 und 2 der Variante 1b liegen mit 20% höheren Betriebskosten an oberster Stelle.

Die Betriebskosten setzen sich im Wesentlichen aus Energiekosten und Kosten für Chemikalien zusammen. Während bei den Aktivkohlevarianten (Varianten 1.2, 1.3, 2.2 und 2.3) die höchsten Kosten bei den Chemikalien (Aktivkohle) auftreten, sind bei Variante 1.1 und 2.1 (Ozonanlage) die Energiekosten für die Ozonerzeugung der wesentliche Kostenfaktor.

7.4 Jahreskosten

Die Jahreskosten wurden unter Berücksichtigung der nachfolgenden Randbedingungen ermittelt.

- Betrachtungszeitraum 50 Jahre,
- Nutzungsdauer Bau 30 Jahre,
- Nutzungsdauer Maschinentechnik 10 Jahre,
- Nutzungsdauer EMSR-Technik 10 Jahre,
- Kalkulatorischer Zinssatz 3 %.

Tabelle 4: Jahreskosten

Kurztext	Variante 1.1	Variante 1.2	Variante 1.3	Variante 2.1	Variante 2.2	Variante 2.3
Jahreskosten netto	502.096	439.425	535.521	428.231	422.979	435.677
19 % MwSt.	<u>95.398</u>	<u>83.491</u>	<u>101.749</u>	<u>81.364</u>	<u>80.366</u>	<u>82.779</u>
Jahreskosten brutto	597.495	522.916	637.270	509.270	509.594	518.456
Prozente	119 %	104 %	127 %	101 %	100 %	103 %

Variante 1.1: nachgeschaltete Ozonbehandlung

Variante 1.2: GAK in vorh. Flockungsfilter

Variante 1.3: GAK in nachgeschalteten Druckkesseln

Variante 2.1: Ozonanlage im Festbett

Variante 2.2: GAK im vorh. Festbett

Variante 2.3: PAK Zugabe in Flockungsfilter

Anhand der Jahreskostenberechnung wird deutlich, dass sich die Varianten, die einen Umbau der Festbettfiltration vorsehen, in den Kosten nur leicht unterscheiden. Sie liegen zwischen 509.000 €/a und 518.000 €/a. Deutlich teurer sind die Lösungsmöglichkeiten, die eine nachgeschaltete Behandlung beinhalten. Bei der Variante, in der die Festbettfiltration weiterhin zur Deni- und Nitrifikation genutzt werden soll, erreicht die Lösung 2 (GAK in Flockungsfiltration) mit 523.000 € die niedrigsten Kosten.

8 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 Transformationsprodukten oder den Betriebsaufwand, die die Auswahl der bevorzugten Verfahrensvariante beeinflussen. In Zusammenarbeit mit den Abwasserbeseitigungsgesellschafts Lemgo wurde daher eine Bewertungsmatrix erarbeitet (siehe Abbildung 34 und Anlage 5.1) in der eine Bewertung anhand dieser Kriterien für die verschiedenen Varianten durchgeführt wurde. Die Kriterien sind prozentual gewichtet und die Varianten mit einer Punktzahl von 1 bis 5, wobei 1 die niedrigste und 5 die höchste Bewertung darstellt, bewertet

Die Höhe der **Jahreskosten** wird als das wichtigste Kriterium gesehen und daher mit der höchsten Gewichtung (40%) eingestuft. Wie schon im Kapitel 7.4 erläutert, erreichen die drei Lösungen der Variante 2 die höchste Punktzahl mit 5 Punkten. Da die nachgeschaltete Ozonung und die GAK-Filtration beide einen Neubau beinhalten und damit die höchsten Kosten im Vergleich mit den anderen Varianten aufweisen erreichen sie die niedrigste Punktzahl.

Im Bereich der **Planungssicherheit** bzw. der **Referenzen** der untersuchten Varianten im Bereich der kommunalen Abwasserreinigung schneiden die beiden Varianten mit einer Ozonbehandlung (5 Punkte) am besten ab, gefolgt von den GAK-Anlagen (4 Punkte). Für beide Behandlungsverfahren gibt es bereits mehrere gut funktionierende Anlagen und ausreichend Forschungsergebnisse. Im Gegensatz hierzu wird die Verfahrenstechnik „PAK im Überstand“ aufgrund der geringen Erfahrungen (Wupperverband - KW Buchenhofen) nur mit 2 Punkten bewertet.

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. Aufgrund dieser Erkenntnisse bekommen die meisten Varianten 5 Punkte. Die Lösung 2 der Variante 2 hat jedoch aufgrund der niedrigen Aufbauhöhe der Flockungsfilter ein beschränktes Behandlungsvolumen, dadurch schon eine niedrigere Kontaktzeit im Normalbetrieb und erhält deswegen nur eine Bewertung von 2 Punkten.

Bei der Spurenstoffelimination darf das Reinigungsziel der anderen Schadstoffparameter nicht beeinträchtigt werden, so dass insbesondere die **Einhaltung des Phosphorablaufwertes** ein weiteres wichtiges Kriterium ist. Bei allen Varianten wird nicht in die vorhandene Flockungsfiltration eingegriffen, so dass es keine negativen Auswirkungen auf die Phosphorelimination gibt. Bei der Lösung der GAK im vorhandenen Flockungsfilter (Variante 1b - Lösung 2) kann es jedoch unter ungünstigen Bedingungen dazu kommen, dass der erklärte Phosphor-Wert nicht mehr eingehalten werden kann. Es wird empfohlen, falls eine dieser Varianten ausgewählt wird, diese Problematik näher zu untersuchen.

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. Da auf alle Behandlungsverfahren mit Ozon auch eine nachgeschaltete Reinigungsstufe mit Biologischer Aktivität (Flockungsfilter und oder Schönungsteich) folgt, erreichen alle Varianten eine Bewertung mit 5 Punkten.

Der Aufwand für **Wartungsarbeiten / Betriebsaufwand** ist insbesondere aus betrieblicher Sicht ein weiteres wichtiges Kriterium. Der Wartungs- und Betriebsaufwand für die Ozon-Variante wird als relativ gering eingeschätzt. Deswegen werden diese Varianten mit 4 Punkten bewertet. Da für die GAK-Filtration im Festbett ein neuer Betriebspunkt eingerichtet wird erhält diese Variante auch eine Punktzahl von 4. Aufgrund der aufwändigeren Dosiertechnik für die Pulveraktivkohle wird der Wartungs- und Betriebsaufwand für Variante 2 Lösung 3 als am höchsten eingeschätzt und mit 3 Punkten bewertet. Für die Variante mit nachgeschalteten GAK-Druckkesseln wird der geringste Aufwand angenommen und somit werden 5 Punkte gegeben.

Redundanz und die **Betriebssicherheit** ist ebenfalls ein wichtiges Kriterium. Sie wird für die Varianten mit Aktivkohle als am höchsten eingeschätzt und mit 5 Punkten bewertet, da auch bei einem Ausfall einer Filterzelle durch Verringerung der Kontaktzeit der gesamte Teilstrom durch die restlichen Filter behandelt werden kann. Die Ozonvarianten sind zwar 2-straßig geplant, jedoch kann durch ein Defekt an dem Ozongenerator die Gefahr eines kompletten Ausfalls besteht. Deswegen werden diese Varianten mit 3 Punkten bewertet.

Kriterium	Gewichtung	Wertung											
		Variante 1b: Belebung 6.000 m ³ / PW Behandlung						Variante 2: Belebung 10.000 m ³ / PW Behandlung im Festbett					
		Variante 1 nachgeschaltete Ozonbehandlung		Variante 2: GAK im vorhandenen Flockungsfilter		Variante 3: GAK im nachgeschalteten Druckkessel		Variante 1: Ozonanlage		Variante 2: GAK im vorhandenen Festbett		Variante 3: PAK Zugabe im vorhandenen Filter	
	Punkte	gewichtet	Punkte	gewichtet	Punkte	gewichtet	Punkte	gewichtet	Punkte	gewichtet	Punkte	gewichtet	
Höhe der Jahreskosten	40	3	1,20	4	1,60	3	1,20	5	2,00	5	2,00	5	2,00
Planungssicherheit / Referenzen	20	5	1,00	4	0,80	4	0,80	5	1,00	4	0,80	2	0,40
Reinigungsleistung Spurenstoffe	10	5	0,50	2	0,20	4	0,40	5	0,50	5	0,50	5	0,50
Einhaltung P-Ablaufwert	10	5	0,50	2	0,20	5	0,50	5	0,50	5	0,50	5	0,50
Transformationsprodukte	5	5	0,25	5	0,25	5	0,25	5	0,25	5	0,25	5	0,25
Wartungsarbeiten / Betriebsaufwand	5	4	0,20	4	0,20	5	0,25	4	0,20	4	0,20	3	0,15
Redundanzen / Betriebssicherheit	5	3	0,15	4	0,20	4	0,20	4	0,20	3	0,15	4	0,20
Nachhaltigkeit/ CO ₂ -Emission	5	4	0,20	4	0,20	4	0,20	4	0,20	4	0,20	4	0,20
Pilotversuch													
Summe	100	34	4,00	29	3,65	34	3,80	36	4,80	36	4,65	33	4,20

Punktwertung:
1 = schlecht
2 = ausreichend
3 = befriedigend
4 = gut
5 = sehr gut

Abbildung 37: Bewertungsmatrix

Die **Nachhaltigkeit/CO₂-Emissionen** der verschiedenen Verfahrenstechniken ist in letzter Zeit immer mehr in den Fokus des Interesses gerückt. Untersuchungen ergeben, dass der Primärenergieverbrauch bzw. der CO₂-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 4 Punkten bewertet.

Die Spalte **Pilotversuch** hat keinen Einfluss auf die Endbewertung. Sie dient zur Übersicht ob und bei welcher Variante vor einer Inbetriebnahme der gesamten Anlage ein Pilotversuch empfohlen wird, um eine einwandfreie Funktion zu gewährleisten. Dies ist für die Kläranlage nur für die Konzeption „PAK im Überstand“ der Fall.

In **Summe** schneidet die Lösungsmöglichkeit 1 der Variante 2 mit der Ozonbehandlung in den ehemaligen Festbettreaktoren mit 4,8 Punkten am besten ab. Etwas geringer bewertet wurde die Variante mit einer GAK-Filtration in den vorhandenen Festbettreaktoren.

9 ZUSAMMENFASSUNG UND EMPFEHLUNG

Die Abwasserbeseitigungsgesellschaft Lemgo betreibt die Kläranlage Lemgo mit einer Ausbaugröße von 97.800 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 Abwasserbeseitigungsgesellschaft Lemgo die Hydro-Ingenieure GmbH beauftragt im Rahmen einer Vorplanung die Möglichkeiten des Baus einer Anlage zur Spurenstoffelimination auf der Kläranlage Lemgo zu untersuchen.

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

Variante 1b:

- Lösung 1 - Nachgeschaltete Ozonbehandlung
- Lösung 2 - GAK in vorh. Flockungsfilter
- Lösung 3 - Nachgeschaltete GAK-Filtration

Variante 2

- Lösung 1 - Ozonbehandlung in ehem. Deni-Filterzellen
- Lösung 2 - GAK-Filtration in ehem. Deni-Filterzellen
- Lösung 3 - PAK-Dosierung im Überstau der Flockungsfiltration

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

Vor dem Hintergrund der verschiedenen Erweiterungsmöglichkeiten der biologischen Reinigungsstufe wurde im Rahmen des Wirtschaftlichkeitsvergleiches deutlich, dass insbesondere die Konzepte der Spurenstoffelimination der Variante 2 - Nutzung der Festbettfiltrationsreaktoren kostenmäßig günstiger abschneiden. Durch die Verwendung der vorhandenen Bausubstanz lässt sich dieses Ergebnis erklären. Bei alleiniger Betrachtung der Jahreskosten sind die Lösungsmöglichkeiten Einsatz von Ozon im Festbettreaktor wie auch der Einsatz der granulierten Aktivkohle als gleichwertig zu bezeichnen.

Unter Berücksichtigung weiterer Kriterien, wie z. B. Integration der neuen Verfahrenstechnik in die vorhandenen Fließwege der Festbett- und Filtrationsanlage Lemgo sowie die zukünftige Möglichkeit der Erweiterung (nur 2 von 4 Festbettreaktoren zur Ozonung eingesetzt), weist die Ozonung Vorteile auf, ohne an der Reinigungsleistung der Spurenstoffelimination oder weiterer Kriterien Abstriche hinnehmen zu müssen.

Die Lösungskonzeption „PAK in Überstand“ ist wirtschaftlich attraktiv, jedoch mit dem Nachteil der unmittelbar notwendigen thermischen Schlammmentsorgung verbunden. Vor diesem Hintergrund wurde für die Spurenstoffelimination der Kläranlage Lemgo der Einsatz der Ozonung in der Festbettfiltrationsanlage empfohlen. Darüber hinaus ist im Rahmen der Planung zur Erweiterung der biologischen Reinigungsstufe sichergestellt, dass der Einsatz der Verfahrenstechnologie zur Spurenstoffelimination zukünftig möglich ist und bei Bedarf realisiert werden kann. Im Rahmen einer nachhaltigen Gesamtplanung zur Optimierung der Kläranlage Lemgo ist damit sichergestellt, jederzeit auf zukünftige Anforderungen im Hinblick auf die Spurenstoffelimination mit einer wirtschaftlichen und betriebs-sicheren Verfahrenstechnik reagieren zu können.