



Kläranlage Brock

Machbarkeitsstudie zur Spurenstoffelimination

Erläuterungsbericht

Düsseldorf, Januar 2015

Hydro  **Ingenieure**

Auftraggeber:

Stadt Sendenhorst

Stadt Sendenhorst: Andre Lèson

Aufgestellt durch:

Hydro-Ingenieure Planungsgesellschaft für Siedlungswasserwirtschaft mbH

Beratende Ingenieure

Stockkampstraße 10

40477 Düsseldorf

Düsseldorf, Januar 2015

4235_00 / KA, MH, StS

20150114_Erläuterungsbericht.docx

Geschäftsführer: Dipl.-Ing. Klaus Alt

Projektleiter: Dipl.-Ing. Markus Helling

INHALTSVERZEICHNIS

1	EINLEITUNG	1
1.1	Veranlassung	1
1.2	Projektkurzbeschreibung	1
1.3	Aufgabenstellung	2
2	KURZBESCHREIBUNG DER BESTEHENDEN KLÄRANLAGE	3
3	STAND DER FORSCHUNG ZUM THEMA SPURENSTOFFE IM ABWASSER UND TRINKWASSER	4
3.1	Allgemeines	4
3.2	Physikalisch-chemische Stoffeigenschaften	6
3.3	Grundlagen der Aktivkohleadsorption	7
3.3.1	Grundbegriffe, Funktionsprinzip und Bemessungsparameter	7
3.3.2	Charakterisierung des Adsorptionsverhaltens	9
3.4	Grundlagen der Behandlung mit Ozon	12
3.4.1	Grundbegriffe und Funktionsprinzip	12
3.4.2	Grundlagen der chemischen Oxidation	13
3.4.3	Verfahrenstechnik und Apparative Ausführung der Ozonierung	15
3.5	Aktuelle Projekte bzw. Forschungsvorhaben	16
3.5.1	Überblick Aktivkohle	16
3.5.2	Einzelne Projektbeispiele Aktivkohle	17
3.5.3	Überblick Ozonierung	24
3.5.4	Einzelne Projektbeispiele Ozonierung	25
4	PLANUNGS- UND BEMESSUNGSGRUNDLAGEN	30
4.1	Planungsgrundlagen	30
4.2	Hydraulische Bemessungsgrößen	30
5	PLANUNGSKONZEPTE ZUR SPURENSTOFFELIMINATION	32
5.1	Variante 1: Teilstrombehandlung mit granulierter Aktivkohle (GAK)	33
5.2	Variante 2: Teilstrombehandlung mit Ozon	36
5.3	Variante 2.1: Teilstrombehandlung mit Ozon & Nachbehandlung	38
5.4	Variante 3: Teilstrombehandlung mit Pulveraktivkohle (PAK)	39
5.5	Neubau Abschlagsbauwerk	41
6	KOSTENSCHÄTZUNG	42
6.1	Investitionskosten	42
6.2	Betriebskosten	43
6.3	Jahreskosten	45
6.4	Projektkostenbarwert	46
7	BEWERTUNG DER PLANUNGSKONZEPTE ZUR SPURENSTOFFELIMINATION	46
8	ZUSAMMENFASSUNG UND EMPFEHLUNG	49

9	ÜBERPRÜFUNG ZUR UMSTELLUNG AUF ANAEROBE SCHLAMMFAULUNG
---	---

51

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Kläranlage Sendenhorst, Belebungsbecken 2 (links)	2
Abbildung 2: Kläranlage Sendenhorst, Nachklärbecken 1 (rechts)	2
Abbildung 3: Kläranlage Sendenhorst, Luftbild (links)	4
Abbildung 4: Kläranlage Sendenhorst, Sandfang (rechts)	4
Abbildung 4: Konzentrationen ausgewählter Mikroverunreinigungen (BEIER 2010)	5
Abbildung 5: Aktivkohlestruktur (BRENDEL 1997, verändert nach MARCUS 2005)	8
Abbildung 6: Transportmechanismen bei der Aktivkohleadsorption (SONTHEIMER 1985)	11
Abbildung 7: Beladungsprofil Aktivkohlefilter (SONTHEIMER 1985, verändert)	12
Abbildung 8: Reaktionsmechanismen	14
Abbildung 9: Ozonisierung mit Teilstrom-Injektor-Prinzip	16
Abbildung 10: 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)	18
Abbildung 11: Großbritannien – Kläranlage Swindon, Einsatz von granulierter Aktivkohle	19
Abbildung 12: Einsatz von Pulveraktivkohle – Mannheimer Verfahren	20
Abbildung 13: Anwendung der Pulveraktivkohle - Versuche auf der Kläranlage Kloten – Schweiz / Luftbild	20
Abbildung 14: Verbandsklärwerk Obere Lutter – Füllung der Filterzelle mit granulierter Aktivkohle	21
Abbildung 15: Mittlere Eliminationsraten mit GAK, kont. KA (10 m/h)	22
Abbildung 16: Elimination GAK (KOLISCH ET AL.2014)	23
Abbildung 17: Ozonisierung von gereinigtem Abwasser	24
Abbildung 18: Eliminationsleistung der Ozonisierung (ABEGGLEN ET AL. 2009)	26
Abbildung 19: Erkenntnisse Planung Ozonanlagen	27

Abbildung 20: Kläranlage Bad Sassendorf – Ozonanlage mit Sauerstofftank	27
Abbildung 21: Halbtechnische Ozon-Versuchsanlage (Containerbauweise) der Fa. Ozonia – Degrémont Technologies Ltd, Dübendorf (CH) am Standort der ZKA Detmold	28
Abbildung 22: Eliminationsleistung für die Standard-Abwasserparameter - 15 und 20 Minuten HRT und Ozondosen von 5 und 7,5 mg O ₃ /L	29
Abbildung 20: Auswertung Ablaufmengen zur Spurenstoffanlage der KA Brock 2011 - 2013	31
Abbildung 21: Auswertung Anteil der behandelten Teilstrommenge an der Ablaufmenge zur Spurenstoffanlage der KA Brock 2011 - 2013	32
Abbildung 22: Schema Lösungsvariante 1 - GAK	33
Abbildung 23: Lösungsvariante 1 – GAK – Nachgeschaltete Druckkessel	35
Abbildung 24: Lösungsvariante 2 - Ozonung	37
Abbildung 25: Schema Lösungsvariante 1 – Pulveraktivkohle mit Kontaktbecken	39
Abbildung 26: Lösungsvariante 1- Pulveraktivkohle mit Kontaktbecken	40
Abbildung 27: Skizze Abschlagsbauwerk	41
Abbildung 28: Bewertungsmatrix	48
Abbildung 29: Lageplankonzept zum Umbau der Belebung	52
Abbildung 30: Erweiterungsfläche Schlammfäulung	54

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1: Ablaufmengen KA Sendenhorst, 2011 - 2013	31
Tabelle 2: Investitionskosten in € der Varianten 1 bis 3	42
Tabelle 3: Betriebskosten in €/a der Varianten 1 bis 3	44
Tabelle 4: Jahreskosten in €/a der Varianten 1 bis 3	45
Tabelle 5: Projektkostenbarwert in € der Varianten 1 bis 3	46
Tabelle 6: Jahreskostenvergleich Schlammfäulung	55

ANLAGENVERZEICHNIS

ANLAGE 1: AKTENNOTIZEN

- Anlage 1.1 Besprechungsvermerk, 1. Projektgespräch, 10.09.2014
- Anlage 1.2 Besprechungsvermerk, 2. Projektgespräch, 27.10.2014

ANLAGE 2: PLANUNGSGRUNDLAGEN

- Anlage 2.1 Wassermengen

ANLAGE 3: KLÄRTECHNISCHE BERECHNUNGEN

- Anlage 3.1 Klärtechnische Berechnungen Spurenstoffelimination
- Anlage 3.2 Klärtechnische Berechnungen zur Verfahrensumstellung auf anaerobe Schlammfäulung

ANLAGE 4: KOSTENSCHÄTZUNG

- Anlage 4.1 Kostenschätzung Spurenstoffelimination
- Anlage 4.2 Kostenschätzung Umstellung auf anaerobe Schlammfäulung

ANLAGE 5: UMBAU ABLAUFSCHACHT

- Anlage 5.1 Skizzen Ablauf-/Pumpenschacht

ANLAGE 6: LAGEPLÄNE MIT LÖSUNGSVARIANTEN

- Anlage 6.1 Lagepläne der Variante 1 – 3
- Anlage 6.2 Lageplan zur Umstellung auf anaerobe Schlammfäulung

PLANVERZEICHNIS

4235_02_010_LP	Lageplan Variante 1: Teilstrombehandlung mit Granulierter Aktivkohle (GAK)	M. 1:200
4235_02_020_LP	Lageplan Variante 2: Teilstrombehandlung mit Ozon	M. 1:200
4235_02_030_LP	Lageplan Variante 3: Teilstrombehandlung mit Pulveraktivkohle (PAK)	M. 1:200
4235_02_040_LP	Lageplan Umstellung auf anaerobe Schlammfäulung	M. 1:200

LITERATUR- UND QUELLENVERZEICHNIS

Plangrundlagen und projektbezogene Unterlagen:

- [1] Entwurf zur Erweiterung der Kläranlage Brock, Ingenieurbüro Dr. Dahlem, Aufgestellt im Juli 1991
- [2] Lagepläne der Kläranlage Brock des Ingenieurbüros Dr. Dahlem
- [3] Energieanalyse des Ingenieurbüros Rummler + Hartmann GmbH, August 2013
- [4] Ablaufmengen 2011 bis 2013
- [5] Umrüstung der Kläranlage mit Verfahrensumstellung auf anaerobe (mesophile) Schlammfäulung, Ingenieurbüro Rummler + Hartmann GmbH, August 2013
- [6] Zuwendungsbescheid Bezirksregierung Münster

Technische Regelwerke, Normen und gesetzliche Bestimmungen:

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

Veröffentlichungen und Fachliteratur:

- [8] ABEGGLEN, C.; ESCHER, B.; HOLLENDER, J.; SIEGRIST, H.; VON GUNTEN, U.; ZIMMERMANN, S.; HÄNER, A.; ORT, C.; SCHÄRER, M. (2012): Ozonung von gereinigtem Abwasser zur Elimination von organischen Spurenstoffen: Großtechnischer Pilotversuch Regensdorf (Schweiz). KA Korrespondenz Abwasser, Abfall 02 (57): 155–160
- [9] ABEGGLEN, C.; ESCHER, B.; HOLLENDER, J.; KOEPKE, S.; ORT, C.; PETER, A.; SIEGRIST, H.; VON GUNTEN, U.; ZIMMERMANN, S.; KOCH, M.; NIEDERHAUSER, P.; SCHÄRER, M.; BRAUN, C.; GÄLLI, R.; JUNGHANS, M.; BROCKER, S.; MOSER, R.; RENSCH, D. (2009): Ozonung von gereinigtem Abwasser. Schlussbericht Pilotversuch Regensdorf, Dübendorf, Schweiz.
- [10] BEIER (2010): Elimination von Arzneimitteln aus Krankenhausabwasser. In: Pinnekamp, J. (Hrsg.): Schriftenreihe Gewässerschutz – Wasser – Abwasser, Band 222, Aachen.

- [11] BLAC (2003): Bund/Länderausschuss für Chemikaliensicherheit. Arzneimittel in der Umwelt – Auswertung der Untersuchungsergebnisse. Bericht an die 61. Umweltministerkonferenz (UMK) am 19./20. November 2003, Hamburg.
- [12] BOLLER, M. (2007): Activated carbon adsorption. Process Engineering II – Description and design of physical, chemical and biological processes and process combinations in drinking and wastewater, Zürich, Schweiz.
- [13] BORNEMANN, C.; ERBE, V.; HACHENBERG, M.; KOLISCH, G.; OSTHOFF, T.; TAUDIEN, Y. (2012): Einsatz von Pulveraktivkohle in vorhandenen Flockungs-filtrationsanlagen am Beispiel der Kläranlage Buchenhofen. Vortrag auf der 45. Essener Tagung 2012, 16. März 2012
- [14] CORNEL P. (2010): Eignung von Aktivkohle zur Abwasserbehandlung, in „Aktivkohle in der Abwasserreinigung – Vom Versuch zum technischen Maßstab“ Tagungsband Symposium Aktivkohle, 23./24.06.2010.
- [15] EAWAG (2010): Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser, Abschlussbericht, September 2010.
- [16] EILERS, L. (2001): Verfahrenskombination von Nanofiltration und Adsorption an Pulverkohle zur kontinuierlichen Abwasserreinigung. Dissertation. RWTH Aachen, Aachen.
- [17] ELTNER, A. (1998): Behandlung hoch belasteter Abwässer durch Aktivkohleadsorption und Aktivkohle / Nanofiltration – Vergleich und Bewertung. Dissertation. RWTH Aachen, Aachen.
- [18] FENT, K. (2007): Ökotoxikologie. Georg Thieme Verlag, 3. Auflage, Stuttgart, ISBN: 978-3-13-109993-8.
- [19] HAIST-GULDE (2010): Pulveraktivkohlesorten – Qualitätskriterien und Produktauswahl, , in „Aktivkohle in der Abwasserreinigung – Vom Versuch zum technischen Maßstab“ Tagungsband Symposium Aktivkohle, 23./24.06.2010.
- [20] HAUER, A. (2002): Beurteilung fester Adsorbenten in offenen Sorptionssystemen für energetische Anwendungen. Dissertation. Technische Universität Berlin, Berlin.

- [21] HEBERER, T. (2002): Occurrence, fate and removal of pharmaceutical residues in the aquatic environment: a review of recent research data. *Toxicology Letters* 131: 5–17.
- [22] HERBST, H.; KAUFMANN, M.; TÜRK, J.; LAUNER, M. (2011): 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
- [23] JAGEMANN, P.; LYKO, S.; HERBST, H.; TÜRK, J. (2012): Ergebnisse der großtechnischen Versuche zur Entfernung von Mikroverunreinigungen auf den Kläranlagen Bad Sassendorf und Duisburg-Vierlinden. Vortrag auf der 45. Essener Tagung 2012, 16. März 2012
- [24] JOSS, A.; ZABCZYNSKI, S.; GÖBEL, A.; HOFFMANN, B.; LÖFFLER, D.; MCARDELL, C. S.; TERNES, T. A.; THOMSEN, A.; SIEGRIST, H. (2006): Biological degradation of pharmaceuticals in municipal wastewater treatment: Proposing a classification scheme. *Water Research* 40: 1686–1696.
- [25] LANUV (Hrsg.) (2007): Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW. Eintrag von Arzneimitteln und deren Verhalten und Verbleib in der Umwelt – Literaturstudie. LANUV-Fachbericht 2, Recklinghausen.
- [26] LI, Q.; SNOEYINK, V.L.; MARINAS, B.J.; CAMPOS, D. (2003): Pore blockage effect of NOM on atrazine adsorption kinetics of PAC: the roles of PAC pore size distribution and NOM molecular weight. *Water Research*, 37, 4863-4872.
- [27] MARCUS, P. (2005): Entwicklung und Validierung eines Labor-Schnelltests zur Beurteilung der Adsorbierbarkeit von organischen Einzelstoffen an Aktivkohle. Dissertation. Technische Universität Dresden, Dresden.
- [28] MEYER H. (2008): Abwasserreinigung – Qua vadis?, in *GWF Wasser, Abwasser* 149 (2008) Nr. 4, 2008.
- [29] MUNLV (2004): Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW. Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen. Abschlussbericht. ISBN 3-9808617-6-7.

- [30] NAHRSTEDT, A.; BURBAUM, H.; ALT, K.; BARNSCHEIDT, I.; FRITZSCHE, J. (2012): Spurenstoffelimination mit granulierter Aktivkohle auf dem Klärwerk „Obere-Lutter“. Vortrag auf der 45. Essener Tagung 2012, 16. März 2012
- [31] NEUMANN, K.-D.; MERKEL, W.; SCHMIDT, T. C. (2011): Metabolitenbildung beim Einsatz von Ozon. Schlussbericht zum Forschungsvorhaben, AZ IV-7-042 600 001J, Vergabenummer 08/058.1
- [32] NÖTHER, T. (2009): Zur Ozonung von Spurenstoffen in mechanisch-biologisch gereinigten Abwässern. Dissertation, Technische Universität Dortmund, Dortmund.
- [33] PINNEKAMP, J.; KROISS, H. (2009): Zusammenfassender Bericht zum Thema „Mikroschadstoffe in der aquatischen Umwelt“. Vortrag im Rahmen der 42. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, 18.-20.03.2009, Aachen.
- [34] PINNEKAMP et al.(2010): Elimination von Mikroschadstoffen – Stand der Wissenschaft, , in Tagungsband 43. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, 17. – 19.03.2010.
- [35] PÖPEL, H. J.; SCHMIDT-BREGAS, M.; WAGNER, M. (1988): Aktivkohleanwendung in der Abwasserreinigung I. KA – Korrespondenz Abwasser 03 (35): 247–255.
- [36] RÖLLE, SCHIRMEISTER (2010): Vorstellung aktueller Projekte zum Ausbau von kommunalen Klärwerken mit eine Adsorptionsstufe, , in „Aktivkohle in der Abwasserreinigung – Vom Versuch zum technischen Maßstab“ Tagungsband Symposium Aktivkohle, 23./24.06.2010.
- [37] SCHRADER, C. (2007): Membrantechnik, Ozonung und Aktivkohle zur Entfernung von Spurenstoffen aus kommunalem Abwasser. In: Arzneimittel und Industriechemikalien – ein Abwasserproblem. 25. Bochumer Workshop. Band 54. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft Bochum.
- [38] SCHULTE-OEHLMANN, U.; OEHLMANN, J.; PÜTTMANN, W. (2007): Humanpharmakawirkstoffe in der Umwelt – Einträge, Vorkommen und der Versuch einer Bestandsaufnahme. Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung 19 (3): 168–179.
- [39] SCHUMACHER, J. (2006): Ozonung zur weitergehenden Aufbereitung kommunaler Kläranlagenabläufe. Dissertation. Technische Universität Berlin, Berlin.

- [40] SCHWARZENBACH, R. P.; GSCHWEND, P.; IMBODEN, D. M. (2003): Environmental organic chemistry. John Wiley & Sons, Hoboken, New Jersey. 2. Auflage, ISBN: 0-471-35750-2.
- [41] SONTHEIMER, H.; FRICK, B.R.; FETTIG, J.; HÖRNER, G.; HUBELE, C.; ZIMMER, G. (1985): Adsorptionsverfahren zur Wasserreinigung. DGVW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe, Karlsruhe.
- [42] TERNES, T. A.; HIRSCH, R. W. (2000): Occurrence and Behaviour of X-ray contrast media in sewage facilities and the aquatic environment. Environmental Science & Technology 34 (13): 2741–2748.
- [43] UNIVERSITÄT DORTMUND (2008): Einleitung und Elimination gefährlicher Stoffe in kommunalen Kläranlagen in Nordrhein-Westfalen, Phase III, Abschlussbericht, Kurzfassung, 27.03.2008.
- [44] VON GUNTEN, U. (2003): Ozonation of drinking water: Part II. Disinfection and by-product formation. Water Research 37 (7): 1469–1487.
- [45] WICK, A.; FINK, G.; JOSS, A.; SIEGRIST, H.; TERNES, T. A. (2009): Fate of beta blockers and psycho-active drugs in conventional wastewater treatment. Water Research 43: 1060–1074.

1 EINLEITUNG

1.1 Veranlassung

Die Stadt Sendenhorst betreibt seit 1984 die Kläranlage Brock, die nach einer Erweiterung in den Jahren 1992 - 1995 erweitert und optimiert wurde, mit einer derzeitigen Ausbaugröße von 27.000 EW. Die Kläranlage ist als mechanisch-biologische-Reinigungsstufe konzipiert. Die Belebungsstufe, bestehend aus einem älteren 1-straßigen Belebungsbecken (Umlaufgraben) und einem neuen Belebungsbecken (Rundbecken) sowie einer 2-straßigen Nachklärung, wird als Stabilisierungsanlage gefahren. Die Belebungsbecken werden als Kaskade betrieben, wobei 70% des Rohabwassers in das erste Belebungsbecken und 30% des Rohabwassers in das zweite Belebungsbecken eingeführt werden.

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 Vorsorgeprinzip sowie die derzeit zur Verfügung stehenden Fördermöglichkeiten des Landes NRW veranlassen seit längerer 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.

Des Weiteren fordert auch die Bezirksregierung Münster die Erstellung einer Studie zur Spurenstoffelimination als Voraussetzung für die Verlängerung der Einleitungserlaubnis, die im Jahr 2016 abläuft.

1.2 Projektkurzbeschreibung

Nach einer ersten Einschätzung stehen für die Kläranlage Sendenhorst verschiedene verfahrenstechnische Lösungsmöglichkeiten zur Verfügung, die nachfolgend dargestellt werden.

- Variante 1: Teilstrombehandlung mit granulierter Aktivkohle (GAK)
- Variante 2: Teilstrombehandlung mit Ozon
- Variante 3: Teilstrombehandlung mit Pulveraktivkohle (PAK)

Ziel der Machbarkeitsstudie ist die Bewertung der unterschiedlichen Lösungskonzepte im Hinblick auf die technische Machbarkeit, ihrer Wirtschaftlichkeit sowie eine Bewertung der Vor- und Nachteile einschließlich der nicht-monetären Aspekte. Hierdurch wird eine Entscheidungsgrundlage geschaffen, die es der Stadt Sendenhorst ermöglicht, ein innovatives sowie unter dem Blickwinkel der Förderung von Seiten des Landes NRW ein wirtschaftlich vertretbares Konzept zur weitergehenden Abwasserreinigung auf der Kläranlage Brock umzusetzen.



Abbildung 1: Kläranlage Sendenhorst, Belebungsbecken 2 (links)

Abbildung 2: Kläranlage Sendenhorst, Nachklärbecken 1 (rechts)

Des Weiteren ist eine Vorgängerstudie zur „Umrüstung der Kläranlage mit Verfahrensumstellung auf anaerobe (mesophile) Schlammfäulung“, des Ingenieurbüro Rummler + Hartmann vom August 2013 [5] weiter zu vertiefen. Diesbezüglich soll nicht nur über einen klärtechnischen Nachweis untersucht werden, ob eine Verfahrensumstellung auf anaerobe Schlammfäulung für die Kläranlage Brock technisch und wirtschaftlich in Betracht kommt. Sondern auch, ob durch die Verkleinerung des erforderlichen Belebungsvolumens das Becken 1 ausreicht und eine Anlage zur Mikroschadstoffelimination im freigewordenen Belebungsbecken 2 untergebracht werden kann.

1.3 Aufgabenstellung

Die Aufgabenstellung für die vorliegende Machbarkeitsstudie besteht im Einzelnen aus:

- Grundlagenermittlung einschließlich Auswertung der Wassermengen zur Dimensionierung der Verfahrenskomponenten
- Klärtechnische Berechnungen der Verfahrenskomponenten

- Zeichnerische Darstellung in Verfahrensschemata und Lageplanskizzen
- Bewertung der verschiedenen Möglichkeiten im Hinblick auf Vor- und Nachteile, insbesondere der nicht-monetären Aspekte, z.B. betrieblicher Risiken sowie zukünftiger Erweiterungsmöglichkeiten etc.
- Überprüfung der technischen Machbarkeit
- Wirtschaftlichkeitsuntersuchung einschließlich Abschätzung der Investitionskosten, der Betriebskosten sowie der Jahreskosten
- Bewertung und Diskussion der Ergebnisse
- Überprüfung der Studie des Ingenieurbüros Rummler + Hartmann, in wie weit eine mögliche Umstellung auf eine anaerobe Schlammfäulung sinnvoll ist und in daraus resultierend freies Belebungsbeckenvolumen zum Zwecke der Spurenstoffelimination genutzt werden kann

2 KURZBESCHREIBUNG DER BESTEHENDEN KLÄRANLAGE

Die Kläranlage Sendenhorst liegt ca. 2,5 km westlich vom geografischem Zentrum des Stadtteils Sendenhorst und ca. 4,5 km südöstlich vom Zentrum des Stadtteils Albersloh in Nähe der Landstraße L586 an der Zufahrtsstraße Brock 4. Sie wurde zwischen 1992 und 1995 auf 27.000 EW erweitert und optimiert.

Die Anlage wurde ab 1981 geplant und ging 1983 in Betrieb. Sie bestand zu der Zeit aus Vorklärung, Belebung, Nachklärung und einem Betriebsgebäude. Die Kläranlage wurde für die 2-fache Trockenwettermenge ausgelegt. Darüber hinaus anfallendes Wasser wurde in einem Regenüberlauf gespeichert, um anschließend gedrosselt der Klärung zugeführt werden zu können. Bei Überschreitung der Kapazität des Regenüberlaufs, ist das Wasser mechanisch gereinigt in den Helmbach abgeleitet worden.

Aufgrund gestiegener Anforderungen hinsichtlich der Ablaufqualität und steigender Anschlusswerte, hat die Stadt Sendenhorst im Jahr 1991 mit der Planung zur Erweiterung des Klärwerks begonnen. Diese beinhaltete auch, dass der zuvor selbständig klärende Stadtteil Albersloh seine Abwässer in das dann größere Klärwerk Brock einleitet.

Mit Fertigstellung der Erweiterung im Jahr 1995 auf die heutigen 27.000 EW wurden auch technische Änderungen vorgenommen, um den gestiegenen Anforderungen hinsichtlich der Betriebssicherheit Rechnung zu tragen.



Abbildung 3: Kläranlage Sendenhorst, Luftbild (links)

Abbildung 4: Kläranlage Sendenhorst, Sandfang (rechts)

Die mechanische Reinigung besteht seither aus einem eingehausten automatischen Feinrechen mit einer Durchlassbreite von 6mm, einem belüftetem Fett- und Sandfang und einem Ausgleichbecken. Der Fett- und Sandfang- ist im Zuge des Umbaus nicht verändert worden. Das frühere Regenüberlaufbecken wird als Ausgleichsbecken benutzt, allerdings ohne die Option in den Helmbach einzuleiten. Danach fließt das Wasser zur Belebungsanlage. Diese besteht aus einem alten und einem neuen Belebungsbecken mit einer 2-straßigen Nachklärung.

Der Rücklaufschlamm wird in das Rücklaufschlammumpwerk geleitet. Seit der Modernisierung stehen dort zusätzlich zu den Schneckenpumpen Abwasserpumpen, die wahlweise den anteiligen oder den kompletten Schlamm zu dem Verteilerbauwerk fördern können. Von dort wird er dann den Belebungsbecken zugegeben. Der Überschussschlamm wird in einer Zentrifuge unter Zugabe von Flockungshilfsmitteln auf ca. 22 - 28 % Feststoffgehalt entwässert und danach der Verbrennung zugeführt.

Die Fällmitteldosierstation und der Tank mit den Metallsalzen befinden sich in unmittelbarer Nähe zu dem alten Belebungsbecken. Von hier aus wird die Eisenlösung in das Zulaufgerinne dosiert.

3 STAND DER FORSCHUNG ZUM THEMA SPURENSTOFFE IM ABWASSER UND TRINKWASSER

3.1 Allgemeines

Bislang konnten weit über 100 verschiedene Arzneimittelwirkstoffe teilweise in Konzentrationen oberhalb ökotoxikologischer Wirkschwellen in der Umwelt nachgewiesen werden. Hierzu existieren zahlreiche Studien und Übersichten

(vgl. LANUV 2007, SCHULTE-OEHLMANN ET AL. 2007, MUNLV 2004, BLAC 2003, HEBERER 2002, TERNES UND HIRSCH 2000). Eine exemplarische und orientierende Zusammenstellung über die Spannweite gemessener Arzneimittelkonzentrationen in der aquatischen Umwelt ist in Abbildung 5 für Diclofenac (Analgetikum), Clarithromycin (Antibiotikum), Carbamazepin (Antiepileptikum) und Iopamidol (Röntgenkontrastmittel) dargestellt.

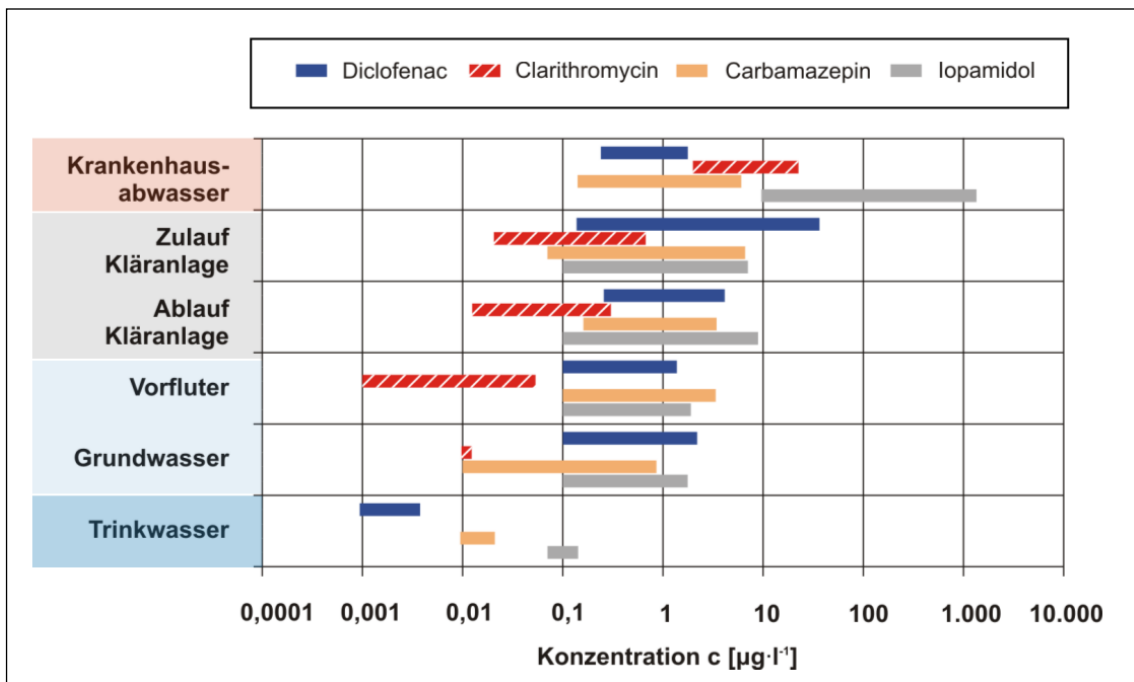


Abbildung 5: Konzentrationen ausgewählter Mikroverunreinigungen (BEIER 2010)

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

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

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

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

3.2 Physikalisch-chemische Stoffeigenschaften

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

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

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

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

Die Sorptionsfähigkeit/Sorption kennzeichnet die chemische oder physikalische Bindung von Substanzen an Feststoffe. Dabei sind die spezifischen Stoffeigen-

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

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

3.3 Grundlagen der Aktivkohleadsorption

3.3.1 Grundbegriffe, Funktionsprinzip und Bemessungsparameter

Die Adsorption von Arzneimitteln an Aktivkohle stellt ein physikalisch-chemisches Trennverfahren dar, bei dem zu eliminierende Abwasserinhaltsstoffe (Adsorptiv) an der Oberfläche der Aktivkohle (Adsorbens) angelagert werden. Die Abgabe sorbierter Moleküle vom Adsorbens wird als Desorption bezeichnet. Die Effizienz der Adsorption wird durch die physikochemischen Eigenschaften des Adsorptivs

und Adsorbens bestimmt (MARCUS 2005). Aktivkohle besteht aus Graphitkristallen und wird überwiegend aus kohlenstoffhaltigen Rohstoffen wie z.B. Stein-, Holzkohle, Torf oder Nussschalen hergestellt. Durch den Prozess der Aktivierung werden flüchtige Rohstoffkomponenten abgebaut und es entstehen zahlreiche Poren, Risse und Spalten, die die Oberfläche der Aktivkohle vergrößern. Die Aktivierung erfolgt entweder chemisch durch Einsatz dehydratisierend wirkender Mittel wie z.B. Zinkchlorid oder, in der Wasseraufbereitung, vorwiegend unter Einbeziehung von Wasserdampf im Temperaturbereich von 800 bis 1.000 °C (EILERS 2001, BRENDEL 1997). Aktivkohle wird durch ein ausgeprägtes inneres Porensystem gekennzeichnet, dessen struktureller Aufbau Abbildung 6 verdeutlicht. Die Aufnahmekapazität einer Aktivkohle wird insbesondere durch die kleinen Mikroporen bestimmt, da diese den Hauptteil der inneren Oberfläche bilden. In Abhängigkeit des Aktivierungsgrades werden Kohlen in niedrig (500 bis 800 $\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$), mittel (800 bis 1.200 $\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$) und hoch aktivierte Bereiche (1.200 bis 1.500 $\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$) gruppiert.

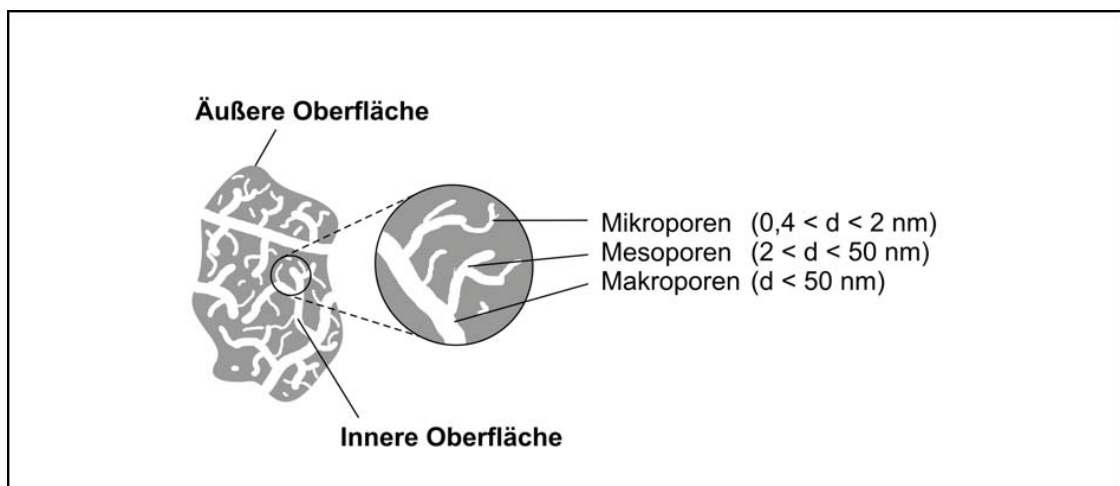


Abbildung 6: Aktivkohlestruktur (BRENDEL 1997, verändert nach MARCUS 2005)

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

- Pulveraktivkohle (PAC), engl.: powdered activated carbon: Körnung $< 0,045 \text{ mm}$
- 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 7, Nr. 1): Transport durch den das Adsorbenskorn umgebenden laminaren Grenzfilm,
3. Porendiffusion (vgl. Abbildung 7, 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 7, Nr. 3): Adsorption des Adsorptiv-Moleküls an die freie Oberfläche des Adsorbens (am aktiven Zentrum).

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

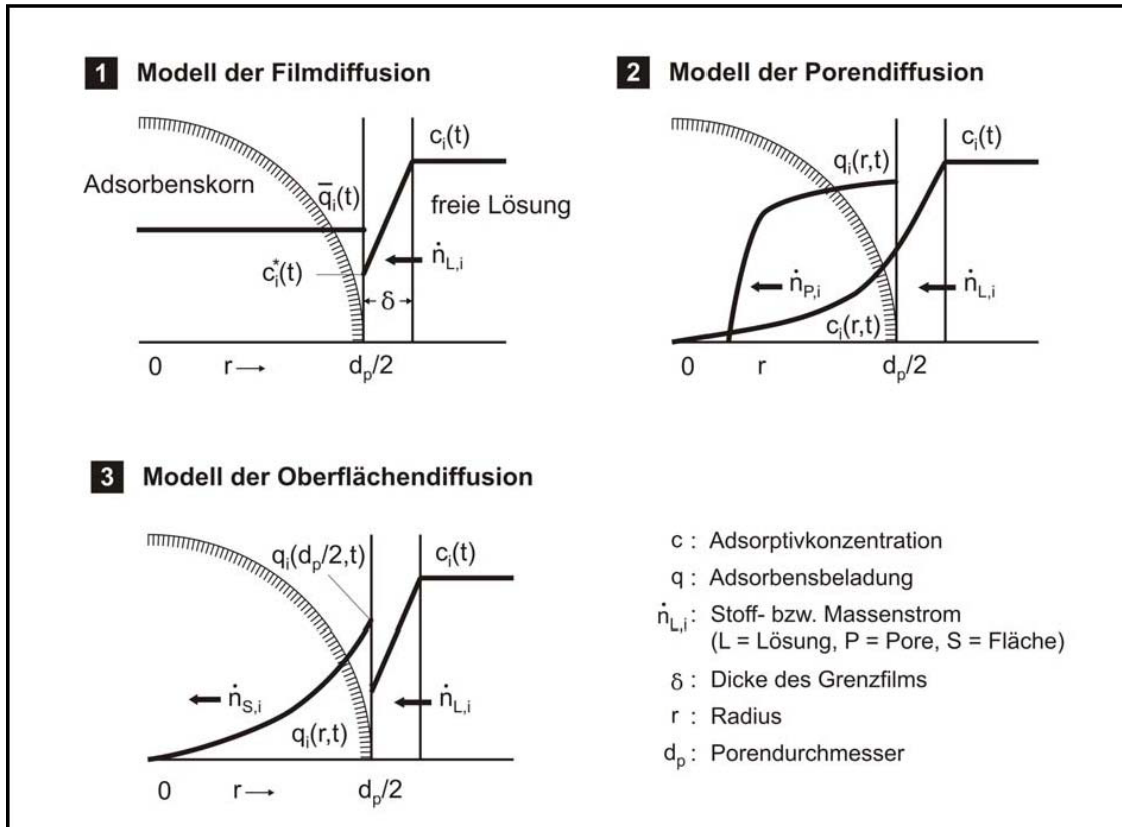


Abbildung 7: Transportmechanismen bei der Aktivkohleadsorption (SONTHEIMER 1985)

Zusammenfassend wird festgestellt, dass die Eigenschaften der Aktivkohle wie z.B. die Porenverteilung in Verbindung mit den Substanzeigenschaften und dem Konzentrationsgradienten den Adsorptionsvorgang maßgeblich beeinflussen. Weitere Einflussgrößen auf die Aktivkohleadsorption stellen z.B. Temperatur, pH-Wert, Molekularstruktur und -gewicht, Ionisation und Polarität dar (PÖPEL ET AL. 1988). Es gilt: Je höher die Temperatur, desto rascher die Adsorptionsgeschwindigkeit bzw. je kleiner die Temperatur, desto höher die Adsorptionskapazität. Mit steigendem pH-Wert adsorbieren bevorzugt Basen. In Aktivkohlefiltern nimmt die Konzentration des Adsorptivs in Fließrichtung ab. Mit zunehmender Filterbetthöhe stellen sich Beladungs- und Konzentrationsprofile ein (vgl. Abbildung 8), die sich mit der Filterlaufzeit entwickeln. Liegt am Ablauf des Filters ein Gleichgewicht zwischen der Adsorptivbeladung und der Zulaufkonzentration vor, beginnt die Substanz den Filter zu durchbrechen.

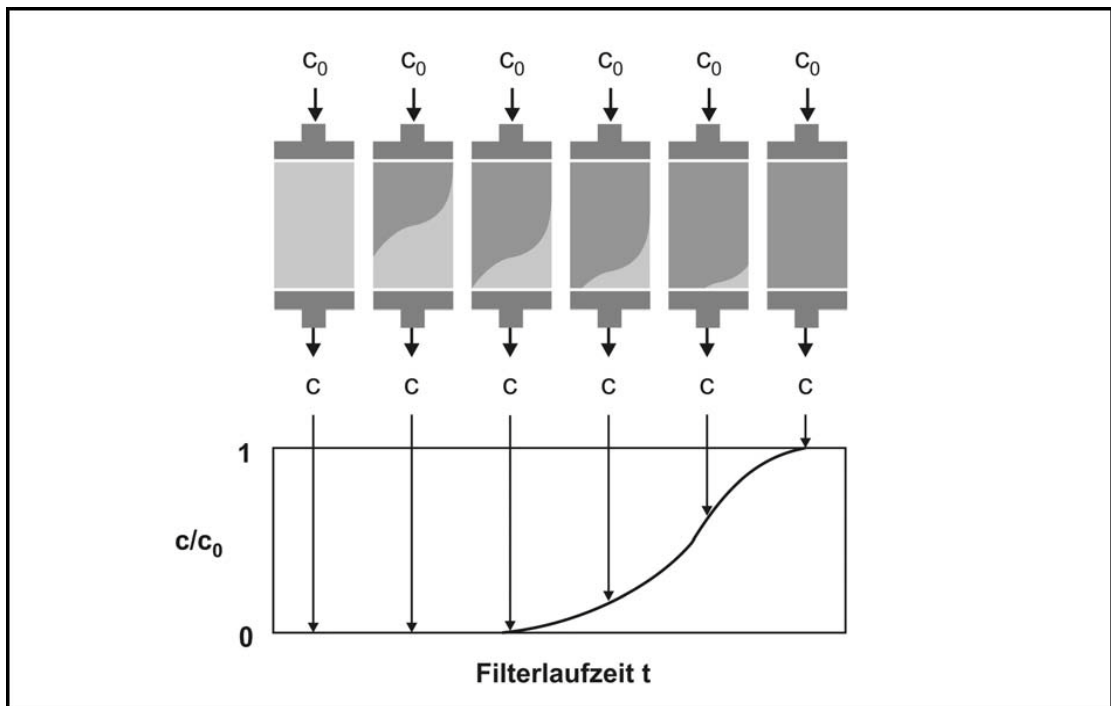


Abbildung 8: Beladungsprofil Aktivkohlefilter (SONTHEIMER 1985, verändert)

Die Beladung des Adsorbens mit dem Adsorptiv entspricht der Fläche, die zwischen der Durchbruchkurve und der Funktion c/c_0 eingeschlossen wird. Da Abwasser ein Vielstoffgemisch ist, konkurrieren zahlreiche Adsorptive um freie aktive Zentren der Aktivkohle. Diese Konkurrenzadsorption ist sehr stark bei 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).

Es sei darauf hingewiesen, dass bei der Ozonung die Abwasserinhaltsstoffe vorwiegend in unbekannte Oxidationsprodukte transformiert und nicht vollständig mineralisiert werden, wobei die Oxidationsprodukte im Vergleich zu Ausgangssubstanzen in der Regel weniger schädlich sind (ABEGGLEN ET AL. 2009). Allerdings sind diese Transformationsprodukte sowie ihre möglicherweise (gen)toxischen Wirkungen derzeit noch Gegenstand der Forschung. Neueste Ergebnisse mit insgesamt 13 untersuchten wirkungsbasierten Testsystemen zeigen jedoch nur bei 2 Methoden negative Effekte nach einer Ozonung. Diese konnten aber mit einem anschließendem Sandfilter wieder auf das Ausgangsniveau im Ablauf der Nachklärung reduziert werden, sodass in Summe durch die Kombination einer Ozonung mit einer anschließenden Sandfiltration keine negativen Effekte mit den 13 untersuchten, wirkungsbasierten Testsystemen festgestellt werden konnten (ABEGGLEN ET AL. 2010). Auch eine aktuelle Untersuchung aus Nordrhein-Westfalen kommt zu dem Ergebnis, dass es durch die Ozonung in einzelnen Testsystemen zu einer leicht erhöhten Toxizität kommt. Eindeutige Rückschlüsse auf die ökologische Relevanz dieser leicht erhöhten Toxizität sind jedoch nicht möglich, da es durch die Ozonung auch zu einer verringerten endokrinen Aktivität kommt, die wiederum möglicherweise zu ökologischen Vorteilen führt. Mögliche Nachbehandlungsverfahren sollen bei diesem Vorhaben in einer zweiten Projektphase untersucht werden (NEUMANN ET AL. 2011).

3.4.2 Grundlagen der chemischen Oxidation

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

Der Oxidationsvorgang von Ozon mit organischen Substanzen basiert auf zwei sich überlagernden Reaktionstypen (siehe Abbildung 9).

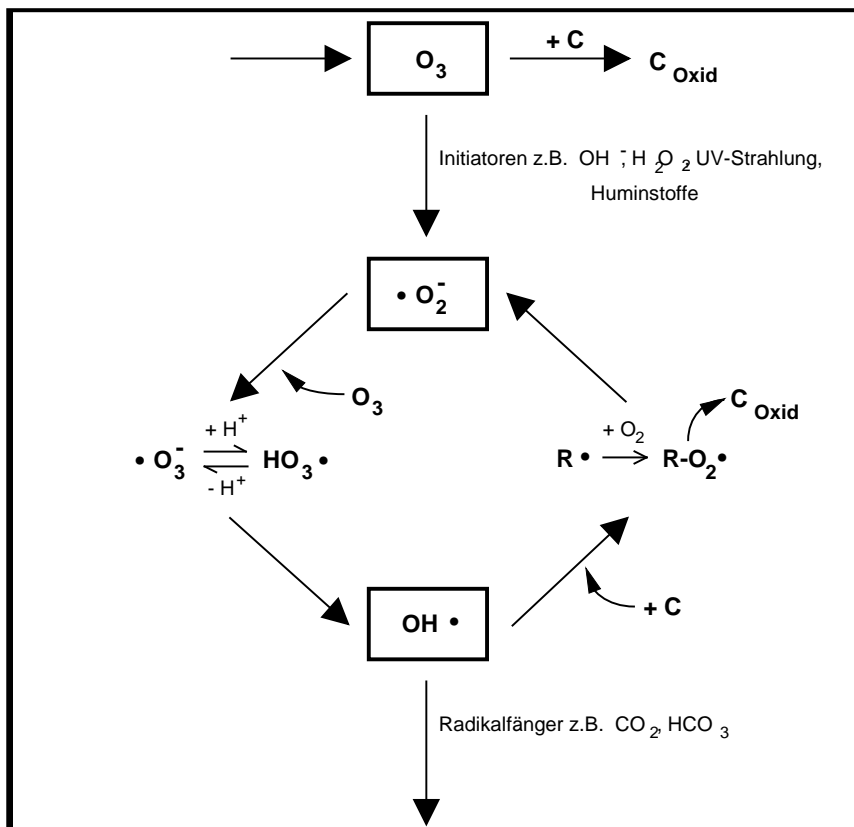


Abbildung 9: Reaktionsmechanismen

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

Durch "Initiatoren" wie OH^- , H_2O_2 , UV-Strahlen oder gewisse organische Verbindungen (z.B. die im Abwasser vorkommenden Huminstoffe) werden $O_2^{\bullet-}/HO_2^{\bullet}$ Radikale gebildet; über Zwischenschritte entsteht das äußerst reaktive OH^{\bullet} Radikal. Die OH^{\bullet} Radikale reagieren mit den organischen Inhaltsstoffen (C), wobei Peroxylradikale entstehen, die ihrerseits $O_2^{\bullet-}/HO_2^{\bullet}$ Radikale abspalten und den

Kreis damit schließen. Hohe Konzentrationen an "Radikalfängern" wie Carbonate/Hydrogencarbonate (CO_3/HCO_3) oder Alkylverbindungen wirken auch hier hemmend auf die Reaktionsgeschwindigkeit, da sie die Kettenreaktion durch Verbrauch von OH-Radikalen unterbrechen können.

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

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

3.4.3 Verfahrenstechnik und Apparative Ausführung der Ozonierung

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

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

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

Eine mögliche Verfahrensvariante arbeitet mit dem Teilstrom-Injektor-Prinzip welches in Abbildung 10 dargestellt ist. Bei dem Ozonisierungsverfahren mit Kreislaufführung wird das aus reinem Sauerstoff erzeugte Ozon über einen Injektor (Wasserstrahlverdichter) in den Kreislaufstrom eingedüst und anschließend zusammen mit dem Roh-Abwasser in den Reaktor eingespeist. Zur besseren Löslichkeit des Ozons kann der Druck im Umlaufstrom angehoben werden.

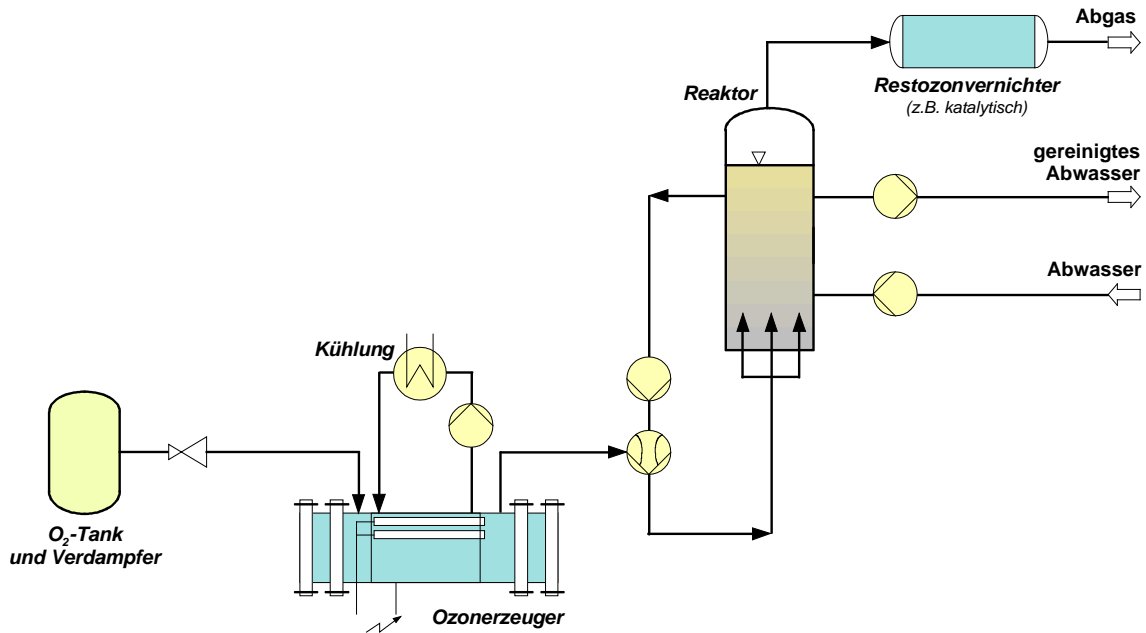


Abbildung 10: Ozonisierung mit Teilstrom-Injektor-Prinzip

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

3.5 Aktuelle Projekte bzw. Forschungsvorhaben

3.5.1 Überblick Aktivkohle

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

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

- 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

3.5.2 Einzelne Projektbeispiele Aktivkohle

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

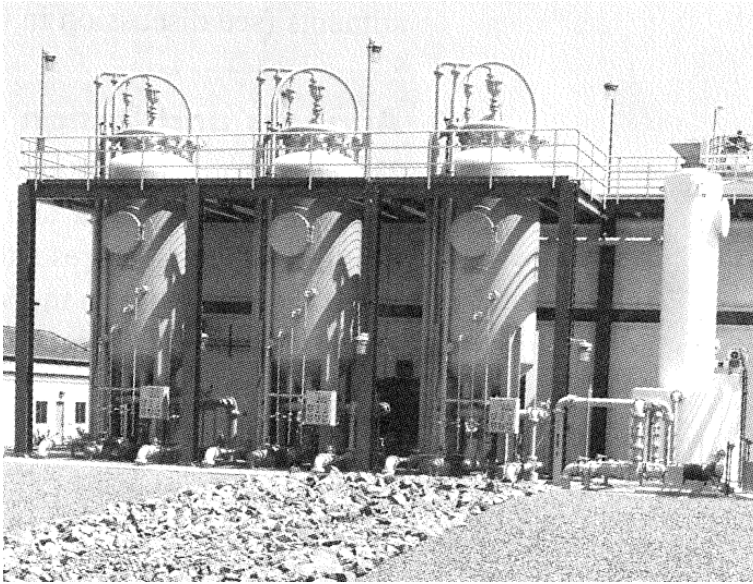


Abbildung 11: Activated carbon adsorbers: view of granular activated carbon contactors operated in parallel, used for the treatment of filtered secondary effluent (zitiert in Metcalf & Eddy, 4. Edition, Seite 1151)

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

Großbritannien – Kläranlage Swindon

Nach Informationen von Thames Water, Stuart Burnley ist auf der Kläranlage Swindon bereits seit 3 Jahren im Rahmen eines Forschungsprojektes der Einsatz von granulierten 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 12: Großbritannien – Kläranlage Swindon, Einsatz von granulierter Aktivkohle

Holland – WWTP Horstermeer / Amsterdam

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

Deutschland - Kläranlage Mannheim (siehe weitere Anlagen in BaWü)

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

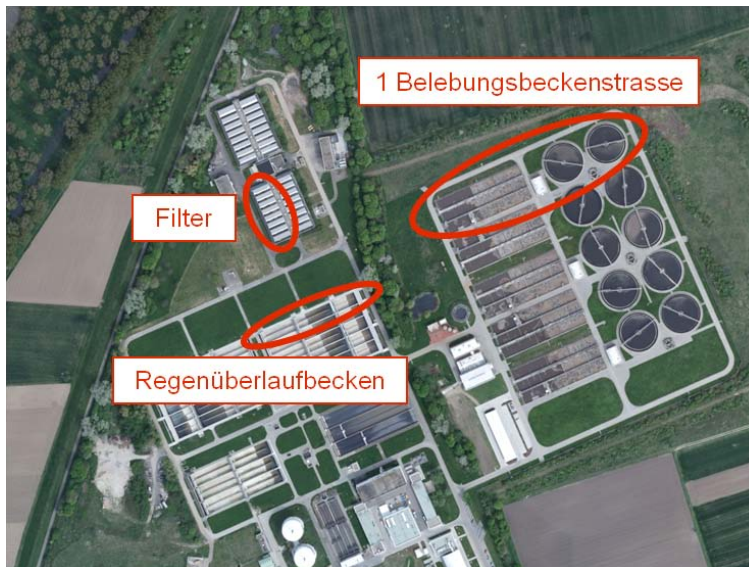


Abbildung 13: Einsatz von Pulveraktivkohle – Mannheimer Verfahren

Schweiz – EAWAG, Kläranlage Kloten/Opfikon

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



Abbildung 14: Anwendung der Pulveraktivkohle - Versuche auf der Kläranlage Kloten – Schweiz / Luftbild

Deutschland - Wasserverband Obere Lutter - Gütersloh

Der Einsatz von granulierter Aktivkohle ist auf dem Verbandsklärwerk Obere Lutter im Rahmen eines Forschungsvorhabens des MKULNV des Landes NRW geplant. Seit dem 01.11.2010 ist eine Filterzelle mit einer Fläche von 40 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 15: Verbandsklärwerk Obere Lutter – Füllung der Filterzelle mit granulierter Aktivkohle

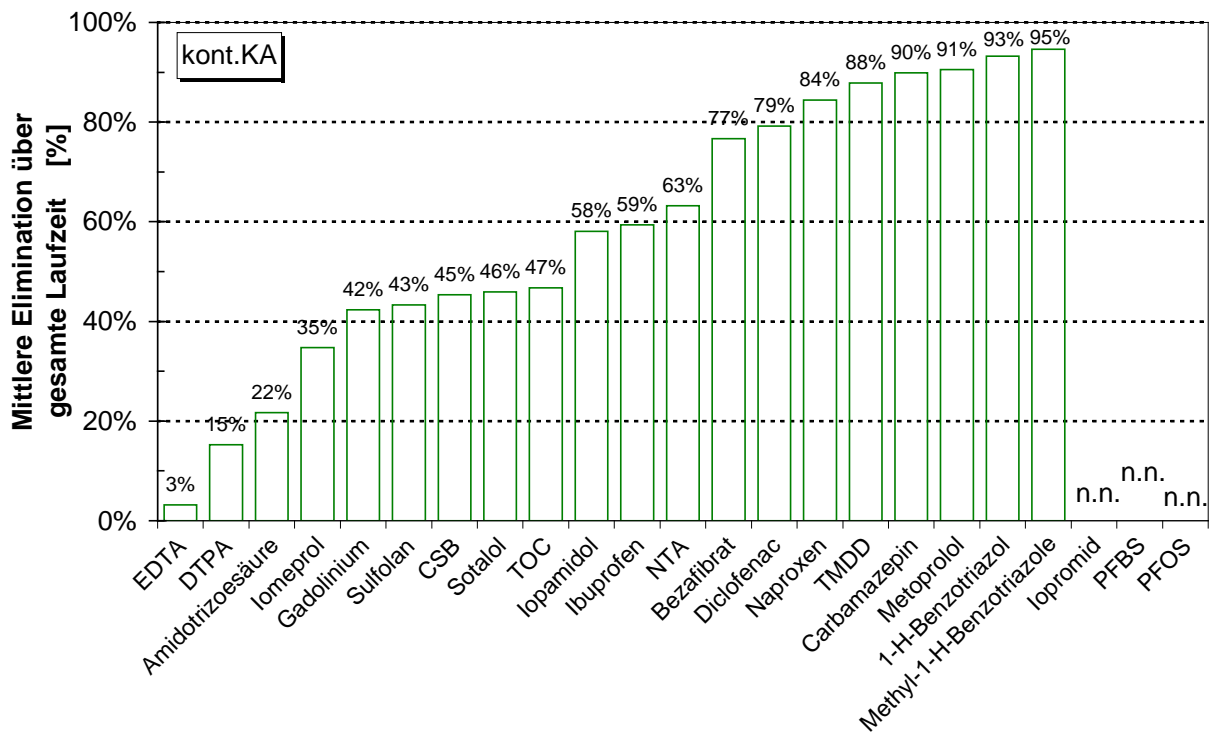


Abbildung 16: Mittlere Eliminationsraten mit GAK, kont. KA (10 m/h)

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

Der Abwasserzweckverband Obere Lutter hat sich entschieden, eine Umrüstung von 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 unter-

sucht 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 granuliert 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 granuliert 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 17). 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.

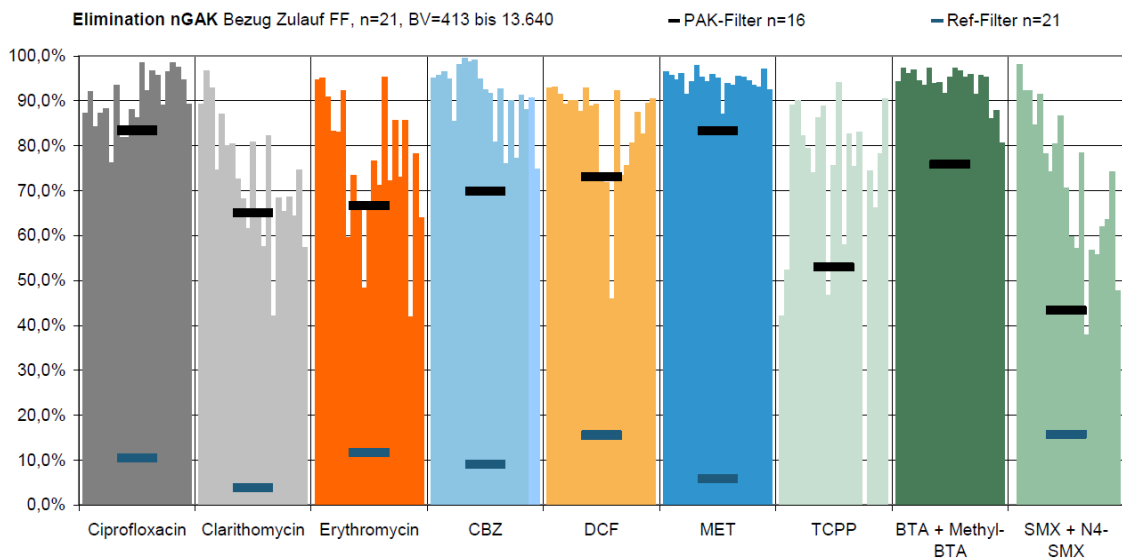


Abbildung 17: Elimination GAK (KOLISCH ET AL.2014)

3.5.3 Überblick Ozonierung

Die Leistungsfähigkeit der Ozonierung von gereinigtem Abwasser wurde großtechnisch exemplarisch in Regensburg und Wien überprüft. Aktuell finden sich Anwendungen im Realmaßstab in Schwerte, Bad Sassendorf und Duisburg. Die dabei fokussierten Verfahrenskombinationen sind in Abbildung 18 zusammengestellt.

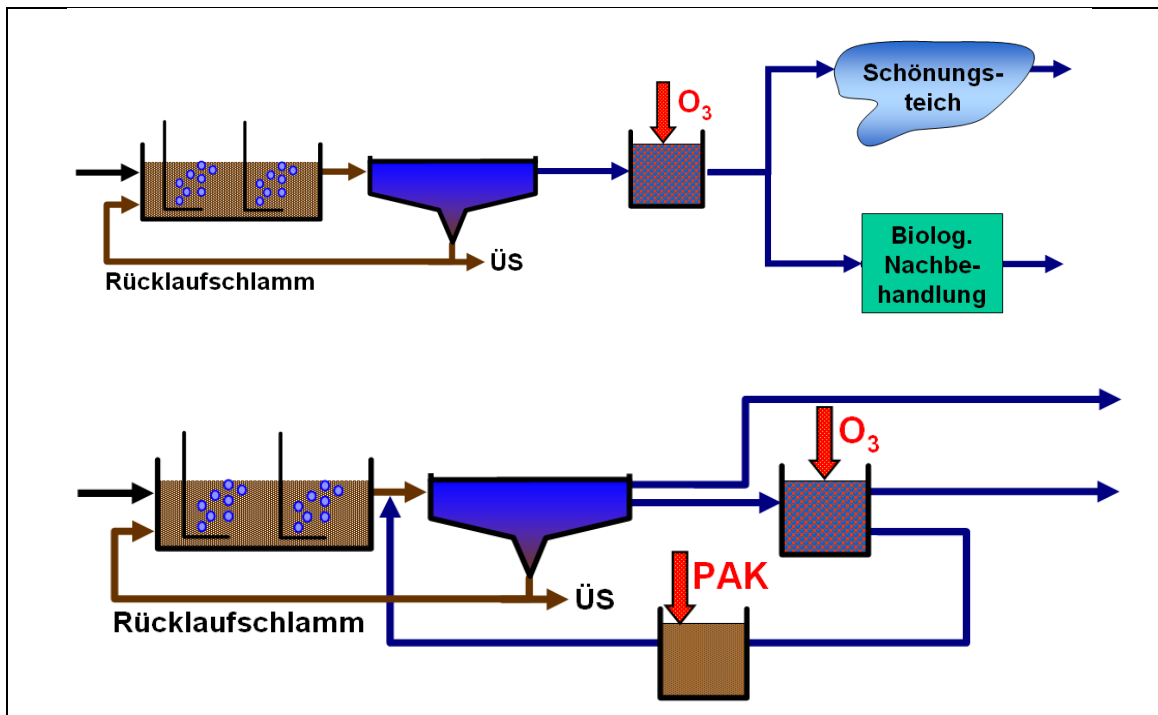


Abbildung 18: Ozonierung von gereinigtem Abwasser

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

3.5.4 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 unbekannte Transformationsprodukte gebildet werden, ist es zweckmäßig, eine zusätzliche Nachbehandlungseinheit im Ablauf der Ozonierung vorzusehen. Diese kann z.B. als biologisch aktiver Sandfilter oder als Schönungsteich ausgebildet sein, um eventuelle Toxizitäten und Restozon im Falle einer Überdosierung abzubauen. Beispielhaft ist in Abbildung 19 der Einfluss der Ozondosis auf die Elimination ausgewählter Mikroverunreinigungen dargestellt.

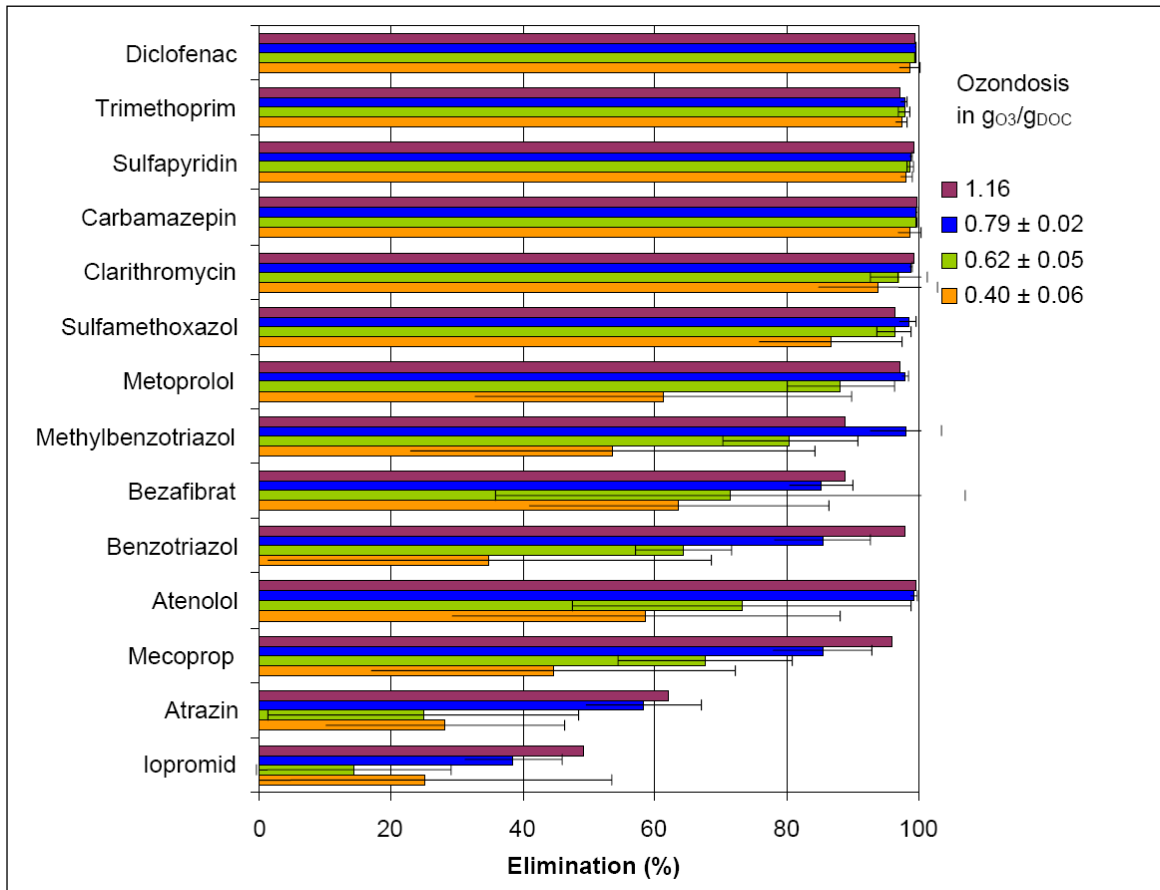


Abbildung 19: Eliminationsleistung der Ozonierung (ABEGGLEN ET AL. 2009)

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 20: 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 erscheint.



Abbildung 21: 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 22: Halbtechnische Ozon-Versuchsanlage (Containerbauweise) der Fa. Ozonia – Degrémont Technologies Ltd, Dübendorf (CH) am Standort der ZKA Detmold

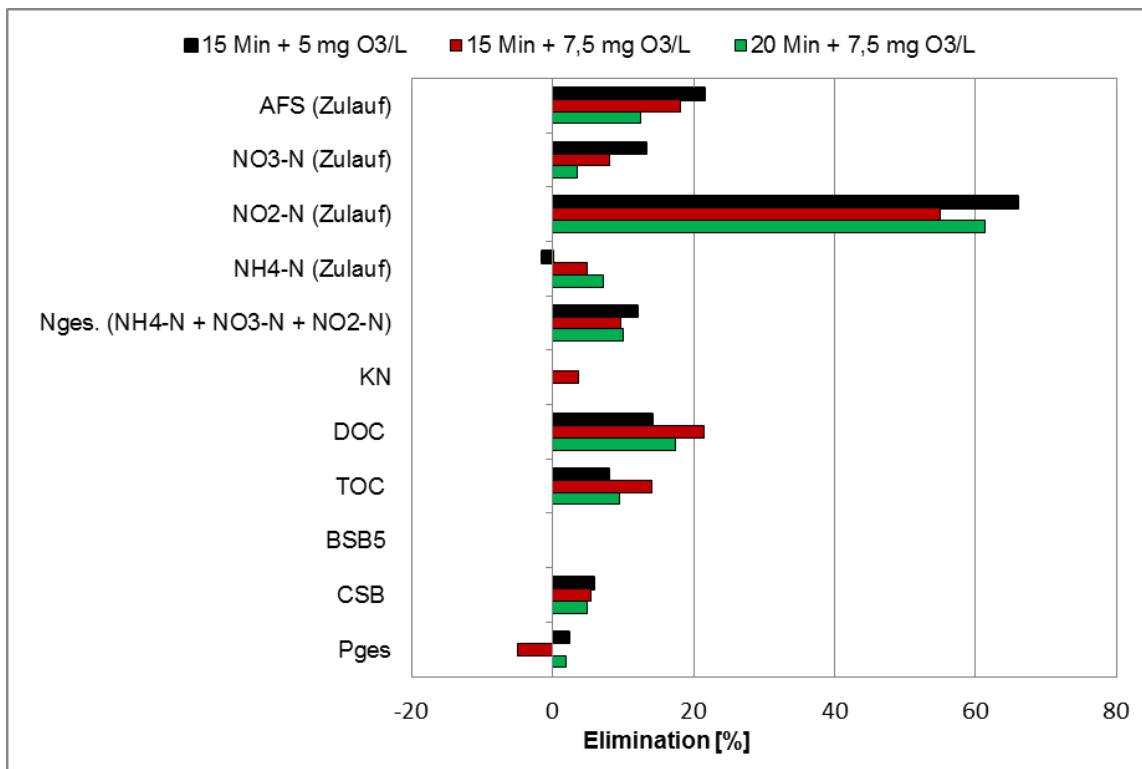


Abbildung 23: Eliminationsleistung für die Standard-Abwasserparameter - 15 und 20 Minuten HRT und Ozondosen von 5 und 7,5 mg O₃/L

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 bereits „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 PLANUNGS- UND BEMESSUNGSGRUNDLAGEN

4.1 Planungsgrundlagen

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

- Ablaufmengen 2009 – 2013
- Lageplan der Kläranlage Sendenhorst
- Vorhandene Bauwerkspläne der bestehenden Bauwerke
- Energieanalyse

4.2 Hydraulische Bemessungsgrößen

Die Hydro-Ingenieure GmbH hat eine Auswertung der Ablaufwassermengen für den Zeitraum Januar 2011 bis Dezember 2013 durchgeführt. Hierbei wurden sowohl Ganglinien erstellt als auch Summenhäufigkeiten ermittelt (siehe Anlage 2.1).

Die Datengrundlagen basierten auf 1-Stundenwerten. Die Anteile der Jahresablaufmengen über die Jahr 2011 bis 2013 sind folgender Tabelle zu entnehmen:

Tabelle 1: Ablaufmengen KA Sendenhorst, 2011 - 2013

Ablaufmenge (l/s)	2011 - 2013
Mittelwert	29
85%-Wert	35
Maximum	298

Die Bemessungswassermenge für die Spurenstoffbehandlung wurde auf max. 40 l/s (144 m³/h) festgelegt. Der Zulauf zur Spurenstoffanlage der Kläranlage Brock unterschreitet an ca. 78% aller Messungen der Jahre 2011 – 2013 eine maximale Menge von 40 l/s.

Ablauf KA Sendenhorst als 1h-Werte 2011-2013

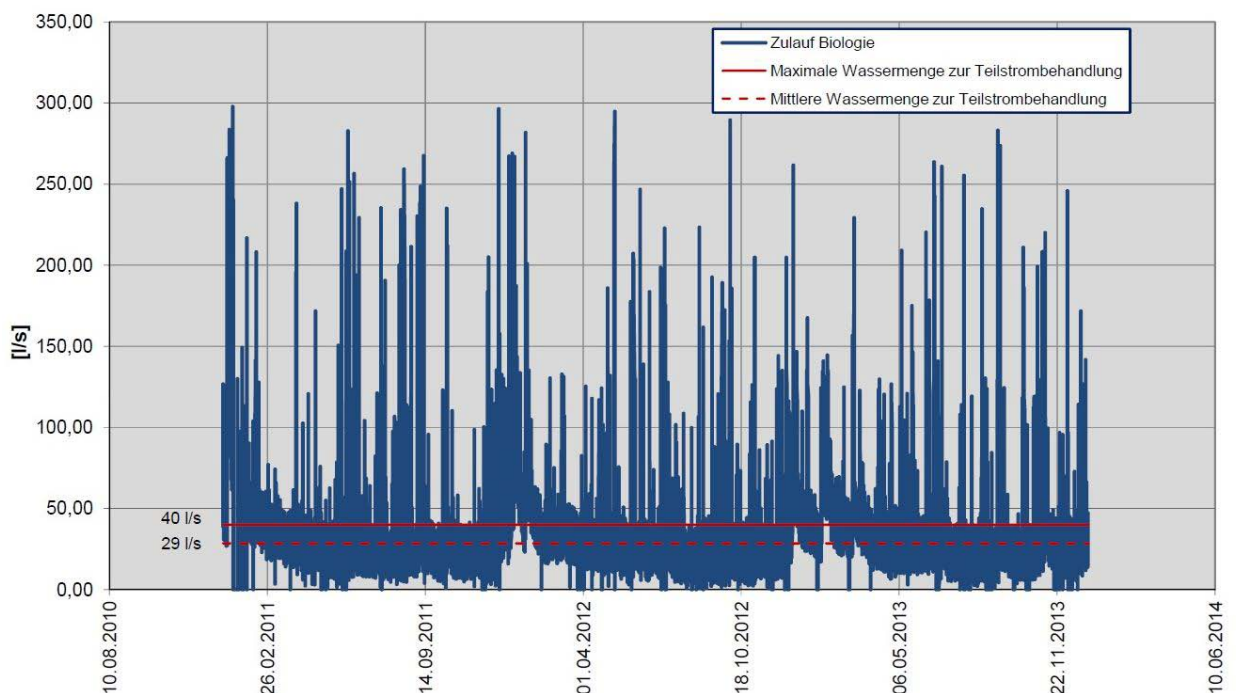


Abbildung 24: Auswertung Ablaufmengen zur Spurenstoffanlage der KA Brock 2011 - 2013

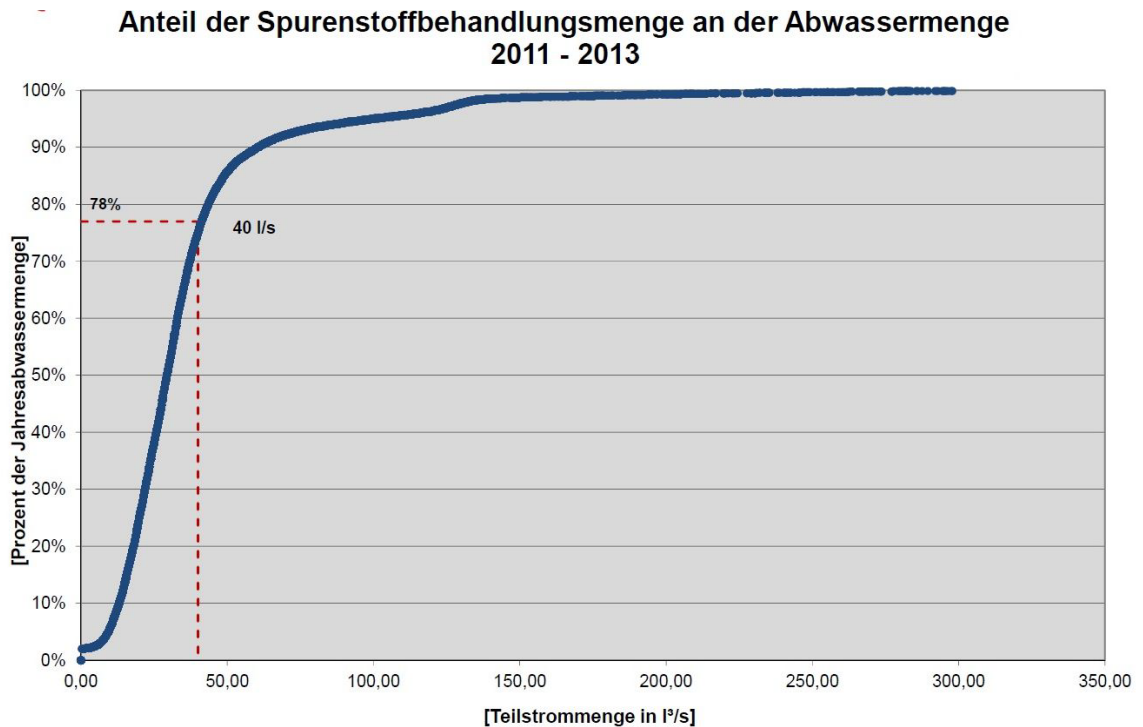


Abbildung 25: Auswertung Anteil der behandelten Teilstrommenge an der Ablaufmenge zur Spurenstoffanlage der KA Brock 2011 - 2013

5 PLANUNGSKONZEPTE ZUR SPURENSTOFFELIMINATION

Im Folgenden werden die für die Kläranlage Brock möglichen Varianten unter Berücksichtigung der vorhandenen baulichen und technischen Randbedingungen erläutert. Die klärtechnische Bemessung zu den einzelnen Varianten kann Anlage 3.1 entnommen werden. Alle Konzepte sind in Lageplänen im Maßstab 1:200 dargestellt (siehe Planverzeichnis).

- Variante 1 – Teilstrombehandlung mit granulierter Aktivkohle (GAK)
- Variante 2 – Teilstrombehandlung mit Ozon
- Variante 3 – Teilstrombehandlung mit Pulveraktivkohle (PAK)

Vorweg sei erwähnt, dass auf der Kläranlage Brock zeitweise ein erhöhter Flockenabtrieb aus der Nachklärung zu beobachten war. Der Wirkungsgrad der Spurenstoffelimination kann aber mit steigendem Feststoffanteil im zu behandelnden Abwasser, wie etwa bei einem Flockenabtrieb, stark abnehmen. So vermindert sich beispielsweise bei Einsatz von granulierter Kohle (Variante 1) entweder die Standzeit, oder der GAK-Verbrauch erhöht sich.

Hinsichtlich der Variante 2 wäre gegebenenfalls eine höhere Dosierung des Ozons notwendig, um das an den Belebtschlammflocken gebundene Ozon zu

kompensieren. Hierdurch können die Betriebskosten deutlich ansteigen, so dass die Ursachen des Flockenabtriebs im Rahmen einer Untersuchung der Strömungsmechanik in den Nachklärbecken ergründet werden sollten. Es wird daher empfohlen, eine CFD-Simulation zur Optimierung der Nachklärbecken im Vorfeld der Realisierung einer Teilstrombehandlung durchzuführen.

5.1 Variante 1: Teilstrombehandlung mit granulierter Aktivkohle (GAK)

Variante 1 untersucht die Filtration mit granulierter Aktivkohle in nachgeschalteten Druckkesseln (siehe Abbildung 22).

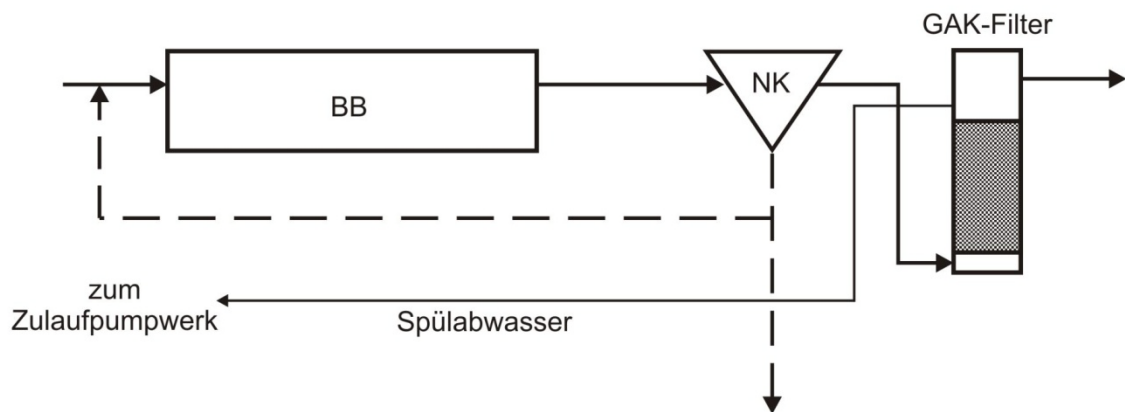


Abbildung 26: Schema Lösungsvariante 1 - GAK

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

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

Letzteres ist gängige Praxis in vielen Trinkwasseraufbereitungsanlagen mit 1-stufigen GAK-Adsorbern, da in der Trinkwasseraufbereitung eine große Sicherheit erforderlich ist. In der Abwasserbehandlung ist, insbesondere aufgrund noch

nicht vorhandener gesetzlicher Anforderungen, solch eine Sicherheit bisher nicht erforderlich. Da bei der 2. Betriebsweise die Standzeiten deutlich kürzer sind und dadurch die Betriebskosten stark ansteigen, wird empfohlen die 1. Betriebsweise zu verfolgen. Es besteht jedoch die Möglichkeit diese Variante zu einem späteren Zeitpunkt um eine 2. Stufe zu erweitern, falls gesetzliche Anforderungen dies notwendig machen sollten.

Der Teilstrom für die Behandlung in der GAK Anlage wird über eine Leitung vom neugebauten Abschlagsbauwerk am Vorschacht der Ablaufmessung (siehe Kapitel 5.5) über zwei Pumpen, davon eine als Reserve, zu den GAK Adsorbern gefördert. Die Druckbehälter werden in einer neu zu errichtenden Halle (Leichtbauweise) auf der Freifläche zwischen Nachklärbecken 2 und der bestehenden Straße ausgestellt.

Der Ablauf erfolgt zurück in den vorhandenen Vorschacht des Ablaufmessbauwerks. Zum Spülen der Adsorber sind 2 Spülwasserpumpen mit einer maximalen Spülwassergeschwindigkeit von 25- 30 m/h und 1 + 1 Spülluftgebläse mit einer maximalen Spülluftgeschwindigkeit von 60 m/h vorgesehen.

Die wesentlichen verfahrenstechnischen Bemessungsgrundlagen werden im Weiteren kurz zusammengefasst:

- | | |
|--------------------------------|-------------------------|
| • Verfahrenstechnik GAK-Filter | 1-stufig |
| • 1. Stufe | 6 Reaktoren mit Ø 2,5 m |
| • Filterbetthöhe | 2,50 m |
| • Aufenthaltszeit | 10- 30 min |

Mess-, Steuer-, Regeltechnik

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

- Druckmessungen im Zu- und Einlauf der Filter (online)
- Volumenstrom pro Filter (online)
- Start- und Endzeit Filtrationsbetrieb
- Start- und Endzeit Filtrationszyklus bis Spülung

- Spülzeitpunkt und Spülparameter (Art, Dauer, Volumenströme)
- Druck Filterspülphasen

Im Rahmen der weiteren Planung ist auch für den Betrieb eines 1-stufigen Verfahrens zu entscheiden, welcher Leitparameter für die Ermittlung der Eliminationsleistung der Adsorber besonders geeignet ist.

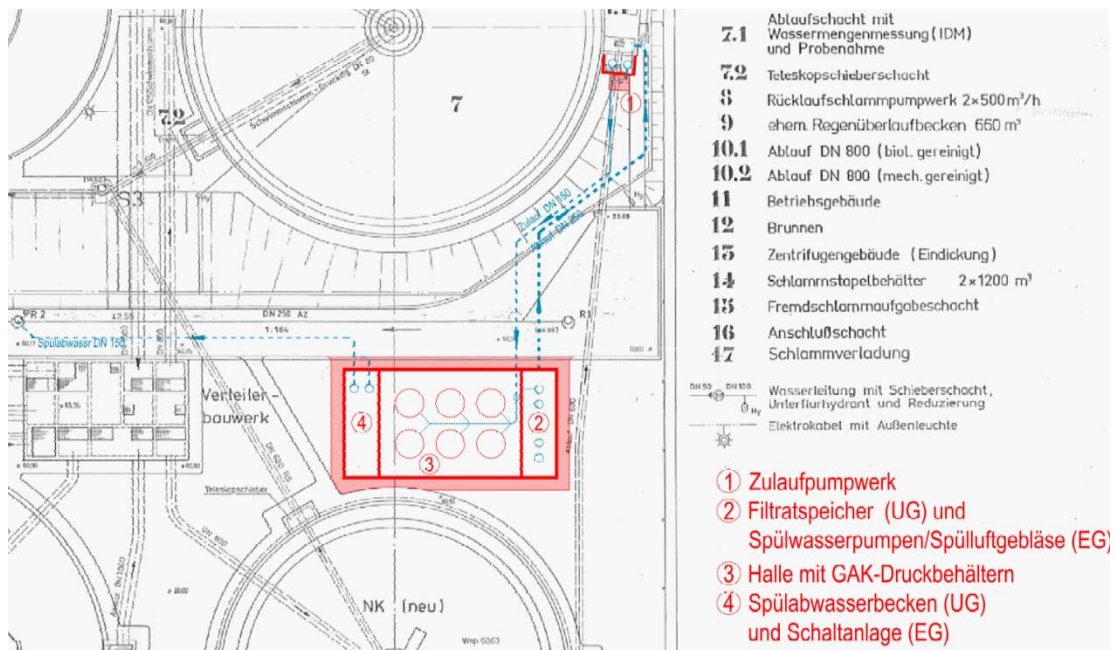


Abbildung 27: Lösungsvariante 1 – GAK – Nachgeschaltete Druckkessel

Betriebliche Aspekte

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

5.2 Variante 2: Teilstrombehandlung mit Ozon

Bei Variante 2 ist eine Ozonung des Ablaufs der Nachklärbecken vorgesehen. Diese Variante wird baulich, was Lage und Anschlüsse betrifft, ähnlich der Variante 1 errichtet. Der Ablauf der Nachklärung wird, wie bei der in Kapitel 5.1 beschriebenen Variante 1, über den neu gebauten Abschlagsschacht am Vorschacht der Ablaufmessung (vgl. Kapitel 5.5) zur Ozonanlage geführt, welches einen maximalen Zufluss von 40 l/s sicherstellt.

Die Auslegungswassermenge zur Bemessung der Ozonanlage wird analog zu den anderen Varianten mit 40 l/s gewählt. Im Anschluss an das Durchfließen der Ozonierungsreaktoren wird der gereinigte Abwasserteilstrom über eine Rohrleitung dem bestehenden Vorschacht des Meßbauwerk zugeleitet und gelangt in den Ablauf.

Die Auslegung der Ozonerzeugung erfolgt auf eine maximale Dosierung von 8,0 mg/l bei der Bemessungswassermenge von 40 l/s. Hieraus ergibt sich eine benötigte, maximale Dosiermenge von 1,2 kg/h. Zur Wirtschaftlichkeitsbetrachtung wird von einer mittleren Dosiermenge von 6 mgO₃/l bei einem mittleren Abwasserzulauf zur Ozonanlage von 29 l/s ausgegangen. Hiermit ergibt sich eine mittlere Ozondosierung von 0,6 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. 12 kg/h Sauerstoff benötigt. Für die Wirtschaftlichkeitsbetrachtung ergibt sich die durchschnittlich benötigte Sauerstoffmenge zu 6,3 kg/h. Die Aufstellung des Ozonerzeugers soll auf der Freifläche bei der Ozonanlage erfolgen und wird in einem Container ausgestellt. Der Tank für den Flüssigsauerstoff inklusive des zugehörigen Verdampfers wird außerhalb des Containers auf dem Bereich der östlichen Ecke des Gebietes sein. Die Fläche rund um den Flüssigsauerstofftank muss entsprechend befestigt werden.

Für den Ozoneintrag kommen prinzipiell 2 Verfahrensweisen in Frage. Zum einen ist das ein Eintrag des ozonhaltigen Gases über Diffusoren direkt in den Ozonreaktor. Alternativ dazu kann ein Teilstrom aus dem Reaktor mit einer Pumpe abgezogen werden, der über einen Mischinjektor das ozonreiche Luftozongemisch ansaugt und anschließend in den Ozonreaktor eingetragen wird. Nach neuesten Erkenntnissen liefern beide Systeme bei einem vergleichbaren Energieverbrauch vergleichbare Eliminationsraten (HERBST ET AL. 2011). Für die Ausführung auf der Kläranlage Brock wird der Ozoneintrag über ein Diffusorsystem vorgesehen.

Gewählt wird eine Aufenthaltszeit im Ozonungsreaktor von insgesamt 10 Minuten. Dabei wird das letzte Viertel der Ozonungsreaktoren jedoch durch eine Leitwand vom Rest des Reaktors getrennt und als Ausgasungszone definiert, sodass eine Aufenthaltszeit im Reaktor von 15 Minuten verbleibt. Der Ozonungsreaktor wird 1-straßig ausgeführt. Die lichten Abmessungen der Straße inklusive Ausgasungszone betragen 3,6 x 1,5 x 4,5 m.

Strömungstechnische Untersuchungen in anderen Vorhaben haben gezeigt, dass die Ausführung des Ozonreaktors als Schlaufenreaktor nicht erforderlich ist (HERBST ET AL. 2011). Auf entsprechende Einbauten wird aus diesem Grund verzichtet. Das Gesamtvolumen der Reaktorstraße inklusive Ausgasungszone ergibt sich zu 24 m³, von dem 75% als Reaktionsraum und 25% als Ausgasungszone genutzt wird. Die Anordnung der neu geplanten Anlagenteile ist in der nachfolgenden Abbildung dargestellt.

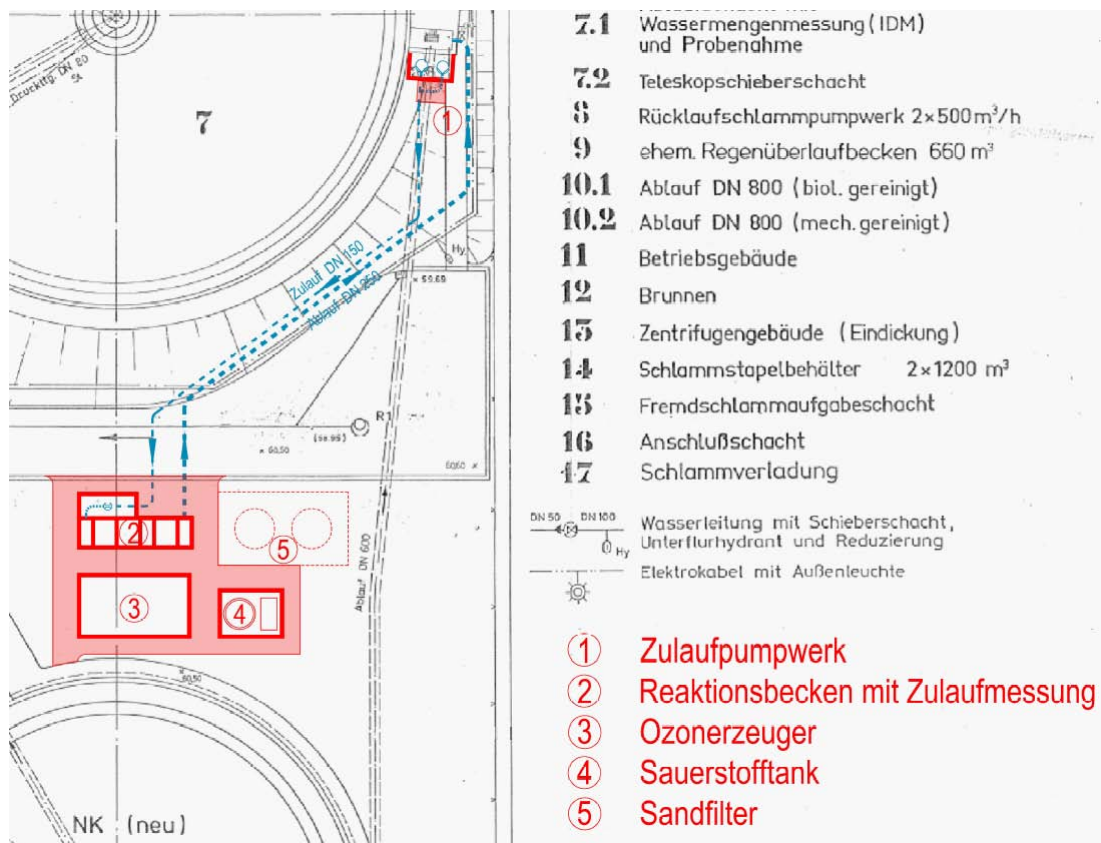


Abbildung 28: Lösungsvariante 2 - Ozonung

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 nach dem Ozonerzeuger in der Abluft der Reaktionsbehälter und in

der Wasserphase im Ablauf des Ausgasungsbehälters gemessen. Aus Gründen der Arbeitssicherheit werden im Raum zur Aufstellung des Ozonerzeugers die Ozon- und Sauerstoffkonzentrationen in der Raumluft gemessen. Bei Bedarf erfolgt eine optisch akustische Warnung bzw. eine Abschaltung der Anlagen.

Optional können nach dem Auslauf aus dem Reaktionsbecken zusätzlich zwei Sandfilter nachgeschaltet werden, die die günstige Lösung als Polzeifilter zur Rückhaltung von z.B. Transformationsprodukten darstellen.

Die wesentlichen verfahrenstechnischen Bemessungsgrundlagen werden nachfolgend kurz zusammengefasst:

- Aufenthaltszeit im Reaktionsbehälter (inkl. Ausgasungszone) 10 + 5 = 15 Min
- Ozondosierung bezogen auf Q_{Bem} 2 bis 8 mgO₃/l
- Sauerstoffbedarf 10 gO₂/gO₃

Bei der Behandlung des Abwassers mit Ozon zur Oxidation von Spurenstoffen entstehen Metaboliten und Transformationsprodukte, deren öko- und humantoxikologische Wirkung bisher noch nicht ausreichend erforscht worden sind. Die zuvor (siehe Kapitel 3.5.4) genannten Forschungsprojekte befassen sich zurzeit mit dieser Fragestellung, um bei großtechnischer Anwendung der Ozonung zur Spurenstoffelimination negative Wechselwirkungen mit der Umwelt weitestgehend auszuschließen. Nach der bisherigen Erfahrung des Planers ist eine Nachbehandlung des gereinigten ozonisierten Abwassers über eine Sandfiltration hinaus i.d.R. nicht erforderlich.

Im Rahmen dieser Studie wird im nachfolgenden Kapitel 5.3 dennoch ein anerkanntes Verfahren zur Nachbehandlung des Ablaufes aus dem Ozonbecken in einer Wirbelbettanlage als zusätzliche Option vorgeschlagen, falls der Bauherr mögliche Transformationsprodukte grundsätzlich ausschließen und behandeln möchte.

5.3 Variante 2.1: Teilstrombehandlung mit Ozon & Nachbehandlung

Dieser Lösungsansatz stellt eine Erweiterung der Variante 2 dar. Die Wirbelbettanlage wird direkt an das Reaktionsbecken anschließen und die optional unter Kapitel 5.2 vorgeschlagenen Sandfilter würden dafür entfallen. Der restliche Aufbau der Anlage bleibt wie in Variante 2.1 beschrieben bestehen. Die Wirbelbettanlage ist mit Schaumstoffwürfeln gefüllt, auf denen sich ein Biofilm bilden soll. Um eine vollständige Durchmischung zu gewährleisten, muss der Kontaktraum belüftet werden.

5.4 Variante 3: Teilstrombehandlung mit Pulveraktivkohle (PAK)

Variante 3 umfasst die Zugabe von Pulveraktivkohle in zwei vorgeschalteten Mischbecken. Die Abtrennung der Kohle erfolgt nachgeschaltet in einem Absetzbecken. Kleinste Reste von Kohle und Transformationsprodukte werden in einem Scheibentuchfilter dem Wasser entzogen. Anschließend wird der gereinigte Abwasserteilstrom wieder zurück in den Vorschacht am Messbauwerk geleitet, von wo aus es in den Ablauf gelangt.

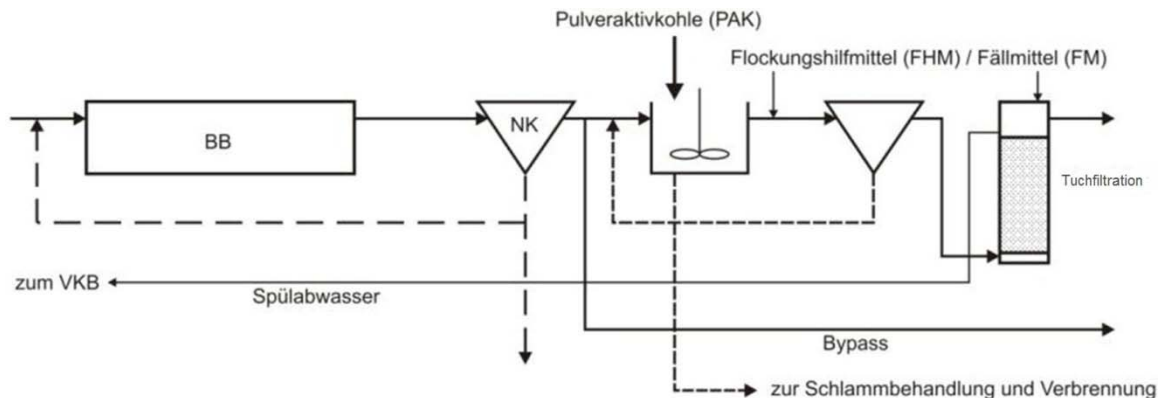


Abbildung 29: Schema Lösungsvariante 1 – Pulveraktivkohle mit Kontaktbecken

Bei der Planung dieser Variante ist vorgesehen, dass die Misch- und Kontaktbecken als Neubau auf der freien Fläche zwischen Straße und Nachklärbecken 2 errichtet werden. Die ursprüngliche Idee das Belebungsbecken 2 für die PAK-Variante zu nutzen wurde verworfen, da der bauliche Aufwand enorm und ineffizient ist. Desweiteren würde die Kapazität des Belebungsbeckens 1 bis zur maximalen Grenze ausgereizt werden.

Das Kontaktbecken wird als 2-er Kaskade mit einer Gesamtfläche von 20,6 m² geplant. Die Wassertiefe beträgt 3,5m, woraus sich ein Volumen von 72,0 m³ ergibt, so dass die Aufenthaltszeit im Mischbecken bei einem maximalen Zulauf von 40 l/s bei 30 min liegt. Jede Kaskade wird mit einem Rührwerk ausgestattet, um eine ausreichende Durchmischung zu gewährleisten.

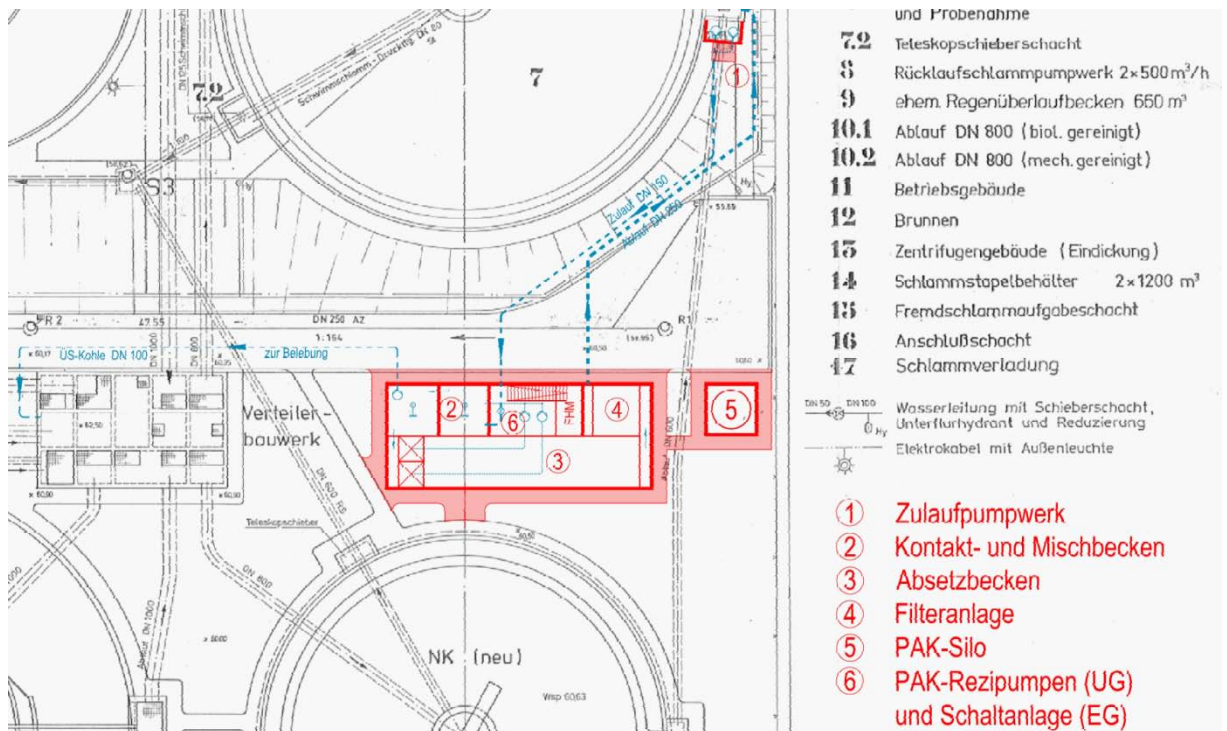


Abbildung 30: Lösungsvariante 1- Pulveraktivkohle mit Kontaktbecken

Die Pulveraktivkohle wird in den Zulauf zum Kontaktbecken dosiert. Die PAK-Dosierstation wird mit 5 - 15 mg/l angesetzt. Das PAK-Silo einschließlich Dosierstation wird auf der Freifläche unterhalb des Wendehammers errichtet. Fäll- und Flockungshilfsmittel werden zwischen dem Kontaktbecken und der Rückführung in die Belebung dosiert. Es wird empfohlen eine neue Fällmitteldosierstation, aus der Eisen(II)-Chlorid zum verbesserten Absetzen der Pulveraktivkohle dosiert wird, zu errichten. Die FHM-Station ist im Erdgeschoss zwischen den Kontaktbecken und der Tuchfiltration stationiert, wo auch die Schaltanlagen geplant sind. Im Untergeschoss finden sich die Rezipulationspumpen.

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

Die wesentlichen verfahrenstechnischen Bemessungsgrundlagen werden im Weiteren kurz zusammengefasst:

- Aufenthaltszeit in Kontaktreaktor 30 min.
- Energieeintrag im Kontaktbecken 10 W/m³
- PAK-Dosierung 5 – 15 mg/l
- Polymerdosierung 0,15 – 0,30 mg/l
- Fällmitteldosierung 2 – 6 mg/l

5.5 Neubau Abschlagsbauwerk

Um die gewünschte Wassermenge von 40 l/s abzweigen zu können, muss ein Abschlagsbauwerk realisiert werden. Der Standort für das Bauwerk soll unterhalb des Vorschachts zum Messbauwerk sein. Dazu wird eine Trennwand in den vorhandenen Vorschacht gebaut. Gleichzeitig wird dort ein Durchbruch zu einem neu gebauten Abschlagsschacht hergestellt. In diesem Bauwerk mischen sich die Abflüsse beider Nachklärbecken. Über 1+1 Pumpen wird eine maximale Wassermenge von 40 l/s zur Nachbehandlung gefördert.

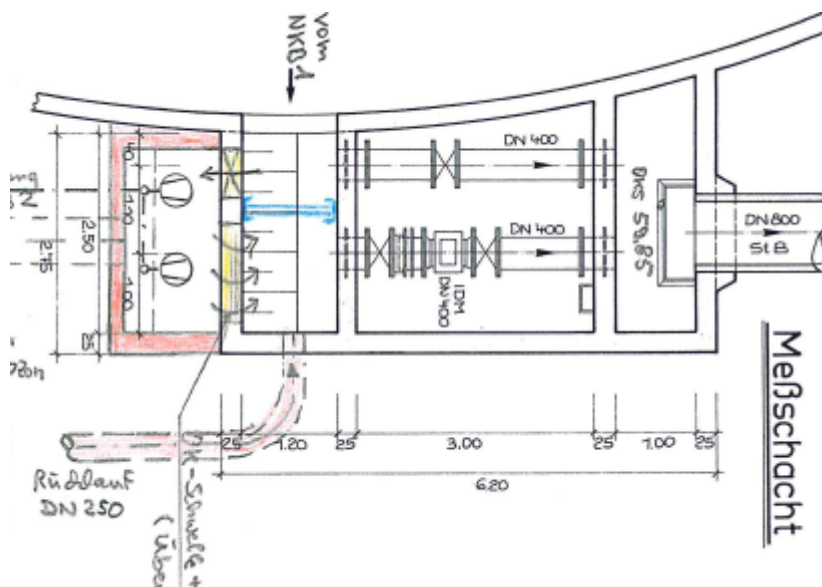


Abbildung 31: Skizze Abschlagsbauwerk

Falls mehr Wasser aus den beiden Nachklärbecken in den Abschlagsschacht fließt, steigt der Wasserspiegel an und wird über einen Überfall ohne weitere Behandlung in den Vorschacht vor der Ablaufmengenmessung geführt.

Das Abwasser aus der neuen Nachbehandlungsstufe wird ebenfalls in den alten Vorschacht eingeleitet. Weitere Skizzen sind unter Anlage 5.1 beigefügt.

6 KOSTENSCHÄTZUNG

Es wurde eine Wirtschaftlichkeitsanalyse der 3 zu untersuchenden Varianten für die Spurenstoffelimination durchgeführt. Für die Wirtschaftlichkeitsanalyse wurden sowohl die Investitionskosten als auch die Betriebskosten ermittelt und daraus die Jahreskosten errechnet. Die Ergebnisse werden im Folgenden dargestellt. Die Kostenschätzung ist in Anlage 4.1 beigefügt.

6.1 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: Investitionskosten in € der Varianten 1 bis 3 unten zusammengefasst.

Tabelle 2: Investitionskosten in € der Varianten 1 bis 3

Kurztext	Variante 1 Teilstrombe- handlung mit GAK	Variante 2 Teilstrombe- handlung mit Ozon	Variante 2.1 Teilstrombe- handlung mit Ozon und Nach- behandlung	Variante 3 Teilstrombe- handlung mit PAK
Bau	379.425,00	200.200,00	288.200,00	351.505,00
Maschinen	409.584,00	350.750,00	430.750,00	466.914,63
EMSR	130.000,00	155.000,00	170.000,00	170.000,00
Summe netto	919.009,00	705.950,00	888.950,00	988.419,63
19 % MwSt.	<u>174.611,71</u>	<u>134.130,50</u>	<u>168.900,50</u>	<u>187.799,73</u>
Summe brutto	1.093.620,71	840.080,50	1.057.850,50	1.176.219,36
Prozente	130 %	100 %	126 %	140 %

Die Investitionskosten für Variante 2 – Teilstrombehandlung mit Ozon sind mit knapp 0,85 Mio. € brutto mit Abstand die Niedrigsten. Die Kosten für die Varianten 1 und 3 liegen zwischen 1,1 und 1,2 Mio. € brutto 30 – 40 % höher. Bei der Ozonung mit Nachbehandlung nach Variante 2.1 verbleibt noch ein geringer

wirtschaftlicher Vorteil von ca. 40.000 € – 120.000 € gegenüber den Aktivkohleverfahren, also unter 15 %.

6.2 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 0,205 €/kWh (brutto) = 0,1722 €/kWh (netto)
- Facharbeiter 46.921 €/a
- Wartung/Versicherung 1 % bzw. 2,5 % der Investitionskosten

In die Ermittlung des Energiebedarfs wurden der Energiebedarf für Pumpen, Gebläse, Räumer, 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 1.800 €/t angesetzt, die Kosten für neue granulierten Aktivkohle mit einem Preis von ca. 1.550 €/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 Dosierraten bzw. mittleren Standzeiten der Aktivkohlefilter angesetzt.

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

In Variante 3 werden zusätzlich Flockungshilfsmittel sowie Fällmittel benötigt. Die Kosten für die Flockungshilfsmittel sind mit 1.300 €/t angesetzt. Die jährlichen Kosten für Flockungshilfsmittel liegen jedoch weit unter den Kosten für die Aktiv-

kohle und fallen kaum ins Gewicht. Die Kosten für Fällmittel sind in der Betriebskostenberechnung mit 130 €/t angesetzt.

In Tabelle 3 sind die Betriebskosten der unterschiedlichen Varianten zusammengefasst.

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

Kurztext	Variante 1 Teilstrombe- handlung mit GAK	Variante 2 Teilstrombe- handlung mit Ozon	Variante 2.1 Teilstrombe- handlung mit Ozon und Nach- behandlung	Variante 3 Teilstrombe- handlung mit PAK
Personal	4.692,10	4.692,10	4.692,10	4.692,10
Energie	5.518,70	23.596,02	23.630,47	13.749,19
Chemikalien	46.500,00	12.803,26	12.803,62	20.277,00
Wartung/ Versicherungen	17.283,85	14.645,75	17.900,75	19.437,92
Abwasserabgabe	0	0	0	0
Summe netto	73.994,65	55.737,49	59.026,94	58.156,20
19 % MwSt.	<u>14.058,98</u>	<u>10.590,12</u>	<u>11.215,12</u>	<u>11.049,68</u>
Summe brutto	88.053,63	66.327,61	70.242,06	69.205,88
Prozente	133 %	100 %	106 %	104 %

Die Betriebskosten der Variante 2 sind mit ca. 66.300 €/a am geringsten. Die Betriebskosten der Variante 3 liegen mit etwa 69.000 €/a geringfügig um ca. 4 % darüber mit größerem Abstand gefolgt von Variante 1 mit Betriebskosten in Höhe von etwa 88.000 €/a (33 % höher). Ebenso wie Variante 3 steigen die Betriebskosten für die Ozonung mit Nachbehandlung nur geringfügig um ca. 6 % über die von Variante 2 Ozonung ohne Nachbehandlung.

Die Betriebskosten setzen sich im Wesentlichen aus Energiekosten und Kosten für Chemikalien zusammen. Während bei den Aktivkohlevarianten (GAK/Variante 1 und PAK/Variante 3) die höchsten Kosten bei den Chemikalien für Aktivkohle auftreten, sind bei Variante 2 (Ozonanlage) die Energiekosten für die Ozonerzeugung der wesentliche Kostenfaktor. Der Verbrauch an Pulveraktivkohle

(Variante 3) liegt deutlich unter dem der GAK-Variante, was zu deutlich geringeren Betriebskosten führt.

6.3 Jahreskosten

Die Jahreskosten wurden unter Berücksichtigung der nachfolgenden Randbedingungen ermittelt.

- Betrachtungszeitraum 50 Jahre,
- Nutzungsdauer Bau 50 Jahre,
- Nutzungsdauer Maschinenteknik 20 Jahre,
- Nutzungsdauer EMSR-Technik 10 Jahre,
- Kalkulatorischer Zinssatz 4 %.

Die Jahreskosten sind in Tabelle 4 zusammengefasst.

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

Kurztext	Variante 1 Teilstrombe- handlung mit GAK	Variante 2 Teilstrombe- handlung mit Ozon	Variante 2.1 Teilstrombe- handlung mit Ozon und Nach- behandlung	Variante 3 Teilstrombe- handlung mit PAK
Jahreskosten netto	137.823,00	109.976,00	125.098,00	129.835,00
19 % MwSt.	<u>26.186,00</u>	<u>20.895,00</u>	<u>23.769,00</u>	<u>24.669,00</u>
Jahreskosten brutto	164.009,00	130.871,00	148.866,00	154.503,00
Prozente	125 %	100 %	114 %	118 %

Anhand der Jahreskostenberechnung wird deutlich, dass sich die Varianten 1, 2.1 und 3 in den Kosten nur geringfügig unterscheiden. Sie liegen zwischen 150.000 €/a und 164.000 €/a. Deutlich am günstigsten schneidet die Ozonanlage mit 131.000 €/a und einem prozentualen Unterschied von 14 - 25 % ab.

6.4 Projektkostenbarwert

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

Tabelle 5: Projektkostenbarwert in € der Varianten 1 bis 3

Kurztext	Variante 1 Teilstrombe- handlung mit GAK	Variante 2 Teilstrombe- handlung mit Ozon	Variante 2.1 Teilstrombe- handlung mit Ozon und Nach- behandlung	Variante 3 Teilstrombe- handlung mit PAK
Projektkostenbarwert netto (€)	2.501.941,00	1.983.986,00	2.271.914,00	2.370.073,00
19 % MwSt.	<u>475.369,00</u>	<u>376.957,00</u>	<u>431.664,00</u>	<u>450.314,00</u>
Projektkostenbarwert brutto (€)	2.977.310,00	2.360.944,00	2.703.578,00	2.820.387,00
Prozente	126 %	100 %	115 %	119 %

Die Auswertung der Projektkostenbarwertermittlung ergibt ein ähnliches Ergebnis wie die Jahreskosten, jedoch wird auch noch einmal deutlich das die Variante 2 mit der Errichtung der Ozonanlage um einiges günstiger ist als die Aktivkohlevarianten.

7 BEWERTUNG DER PLANUNGSKONZEPTE ZUR SPURENSTOFFELIMINATION

Abgesehen von den Kosten gibt es noch weitere Kriterien wie z.B. die Reinigungsleistung, die Entstehung und Auswirkungen von möglichen Transformationsprodukten oder den Betriebsaufwand, die die Auswahl der bevorzugten Verfahrensvariante beeinflussen. In Zusammenarbeit mit den Vertretern der Stadt Sendenhorst wurde daher eine Bewertungsmatrix erarbeitet (siehe Abbildung 32), in der eine Bewertung anhand dieser Kriterien für die verschiedenen Varianten durchgeführt wurde. Die Kriterien sind prozentual gewichtet und die Varianten mit einer Punktzahl von 1 bis 5, wobei 1 die niedrigste und 5 die höchste Bewertung darstellt, bewertet

Die Höhe des **Projektkostenbarwertes** wird als das wichtigste Kriterium gesehen und daher mit der höchsten Gewichtung (40%) eingestuft. Wie schon im Kapitel 6 erläutert, ist die Ozon-Variante deutlich am günstigen und erhält infolgedessen die höchste Punktzahl mit 5 Punkten. Da die Pulveraktivkohlebehandlung

und die Variante mit granulierter Aktivkohle beide im selben Preisbereich liegen und nicht stark von Variante 2 abweichen, werden sowohl Variante 1 als auch Variante 3 mit 4 Punkten bewertet.

Das zweitwichtigste Kriterium aus Sicht der Projektbeteiligten mit 20% Gewichtung ist die **Reinigungsleistung** der verschiedenen Verfahren hinsichtlich der Spurenstoffelimination. 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 alle Varianten 4 Punkte.

Ein in der Literatur und der Öffentlichkeit diskutiertes Kriterium sind die Entstehung und die Auswirkungen von **Transformationsprodukten** bei der Ozonung. Studien z.B. auf der Kläranlage Regensdorf in der Schweiz haben gezeigt, dass bei der Ozonung Transformationsprodukte entstehen, diese aber in einer anschließenden Reinigungsstufe mit biologischer Aktivität weitestgehend wieder abgebaut werden. Es konnten keine negativen Auswirkungen auf das Ökosystem im Vorfluter nachgewiesen werden. Nichtsdestotrotz wurde aufgrund dieser Problematik die Ozonvariante 3 bei diesem Kriterium mit 2 Punkten schlechter bewertet als die Varianten mit Aktivkohle (5 Punkte), was sich aber bei der niedrig gewählten Gewichtung von nur 5% entsprechend kaum auswirkt.

Der Aufwand für **Wartungsarbeiten / Betriebsaufwand** ist insbesondere aus betrieblicher Sicht ein durchaus wichtiges Kriterium, welcher entsprechend mit 15% gewichtet wird. Der Wartungs- und Betriebsaufwand für die Ozon-Variante wird als relativ gering eingeschätzt. Es besteht jedoch ein gewisser Aufwand dadurch, dass das Personal für die Handhabung von Sauerstoff speziell geschult werden muss. Deswegen wird Variante 2 mit 4 Punkten bewertet. Aufgrund der aufwändigeren Dosiertechnik für die Pulveraktivkohle wird der Wartungs- und Betriebsaufwand für Variante 3 als am höchsten eingeschätzt und mit 3 Punkten bewertet. Auch der Wartungsaufwand der 6 Kessel und der dazugehörigen Leitungen bei Variante 1 ist größer als bei der Ozonung und wird ebenfalls mit 3 Punkten bewertet.

Redundanz und die **Betriebssicherheit** ist ebenfalls ein wichtiges Kriterium und wird deshalb ebenfalls mit 15% gewichtet. Sie wird für die Variante 1 als am höchsten eingeschätzt. Diese Variante wird aufgrund der hohen Redundanz (6 Filter) mit 5 Punkten bewertet. Da sowohl Variante 2 als auch Variante 3 nur 1-straßig betrieben werden und somit bei einem Defekt eines Bauteils die Gefahr eines Ausfalls besteht, werden diese Varianten mit 3 Punkten bewertet.



Kriterium	Gewichtung (%)	Wertung					
		Variante 1 Teilstrombehandlung mit GAK		Variante 2: Teilstrombehandlung mit Ozonung		Variante 3: Teilstrombehandlung mit PAK	
		Punkte	gewichtet	Punkte	gewichtet	Punkte	gewichtet
Höhe der Projektkostenbarwert	40	4	1,60	5	2,00	4	1,60
Reinigungsleistung Spurenstoffe	20	4	0,80	4	0,80	4	0,80
Transformationsprodukte	5	5	0,25	3	0,15	5	0,25
Wartungsarbeiten / Betriebsaufwand	15	4	0,60	4	0,60	3	0,45
Redundanzen / Betriebssicherheit	15	5	0,75	3	0,45	3	0,45
Nachhaltigkeit / CO ₂ -Emission	5	4	0,20	4	0,20	4	0,20
Summe	100		4,20		4,20		3,75

Punktwertung:

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

Abbildung 32: Bewertungsmatrix

Die **Nachhaltigkeit/CO₂-Emissionen** der verschiedenen Verfahrenstechniken ist in letzter Zeit immer mehr in den Fokus des Interesses gerückt. Im Hinblick auf Verfahren zur Spurenstoffelimination gibt es bisher noch vergleichsweise wenige Erkenntnisse. Erste Untersuchungen haben jedoch ergeben, dass der Primärenergieverbrauch bzw. der 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 3 Punkten bewertet bei einer relativ geringen Gewichtung von 5%.

In Summe schneiden die Varianten 1: Teilstrombehandlung mit granulierter Aktivkohle (GAK) sowie 2: Teilstrombehandlung mit Ozonung mit einer Punktzahl von jeweils 4,2 gleich gut ab. Die Variante 3: Teilstrombehandlung mit Pulveraktivkohle (PAK) folgt mit relativ großem Abstand mit 3,75 Punkten.

Dieser Gleichstand spiegelt die derzeitige Situation bei der Bewertung der Varianten 1 und 2 wieder: Die betrieblichen Vorteile der Redundanz und des einfachen Handlings sprechen mehr für das Verfahren mit granulierter Aktivkohle.

Aus wirtschaftlichen Gesichtspunkten liegen die Vorteile eindeutig bei der Ozonung. Ein weiterer Vorteil dieses Verfahrens ist die hygienisierende Wirkung (Desinfektion) und die weitere Entfernung von Geruchs- und Geschmacksstoffen. Somit bleibt die Studie in Hinblick auf eine eindeutige Empfehlung Ergebnis offen.

8 ZUSAMMENFASSUNG UND EMPFEHLUNG

Die Stadt Sendenhorst betreibt die Kläranlage Brock mit einer Ausbaugröße von 27.000 EW. Anlässlich der aktuellen Diskussionen über die Auswirkungen von Spurenstoffen auf die Gewässerökologie und die Möglichkeiten der Elimination dieser Spurenstoffe auf kommunalen Kläranlagen, hat die Stadt Sendenhorst die Hydro-Ingenieure GmbH beauftragt im Rahmen einer Vorplanung die Möglichkeiten des Baus einer Anlage zur Spurenstoffelimination auf der Kläranlage Brock zu untersuchen.

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

- Variante 1 – Teilstrombehandlung mit granulierter Aktivkohle (GAK)
- Variante 2 – Teilstrombehandlung mit Ozon
- Variante 2.1 – Teilstrombehandlung mit Ozon und Nachbehandlung
- Variante 3 – Teilstrombehandlung mit Pulveraktivkohle (PAK)

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

Ergebnis und Empfehlung:

Im Ergebnis schneiden die Varianten 1: „Teilstrombehandlung mit granulierter Aktivkohle (GAK)“ sowie 2: „Teilstrombehandlung mit Ozonung“ in etwa gleich gut ab. Den betrieblichen Vorteilen für Redundanz und einfaches Handling des GAK-Verfahrens stehen die wirtschaftlichen Vorteile bei der Ozonung gegenüber. Die geruchsmindernde und hygienisierende Wirkung (Desinfektion) als Nebenerscheinung der Ozonung kann als weiterer Vorteil gewertet werden.

Damit stehen der Stadt Sendenhorst zwei machbare und wirtschaftlich interessante Lösungsvorschläge zur Verfügung, die als bedeutender Schritt zur nachhaltigen Vorsorge bzw. Investitionsstrategie zur Optimierung der Kläranlage bezeichnet werden können.

In diesem Zusammenhang wird empfohlen, eine CFD-Simulation nach der Methode der Strömungsmechanik zur Optimierung der Nachklärbecken und Minimierung des Flockenabtriebs sowie evtl. einen Pilotversuch zur Spurenstoffelimination (Voraussetzung ist die Förderung des Landes NRW) zu berücksichtigen.

9 ÜBERPRÜFUNG ZUR UMSTELLUNG AUF ANAEROBE SCHLAMMFAULUNG

Im Rahmen der zu erstellenden Studie sollte zusätzlich überprüft werden, ob sich eine Umstellung auf eine anaerobe Schlammfäulung wirtschaftlich darstellen lässt. Insbesondere vor dem Hintergrund eines zukünftig dann kleineren Belebungsbeckenvolumens ist die sichere Einhaltung der Stickstoffelimination zu gewährleisten. Bei Fäulungsanlagen ist der Betrieb der Belebungsbecken mit einem deutlich geringeren Schlammalter möglich, wobei ein Vorklärbecken sinnvoll ins Gesamtkonzept zu integrieren ist.

Der Überprüfung liegt eine frühere Studie des Ingenieurbüros Rummler + Hartmann vom August 2013 zum selben Thema zu Grunde, dessen Ergebnisse im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse kritisch zu hinterfragen und zu vertiefen waren. Insbesondere ist zu klären, inwieweit über die klärtechnische Berechnung nachzuweisen ist, dass das Belebungsvolumen des Belebungsbeckens 1 (Umlaufgraben) ausreichend ist und das Belebungsbecken 2 (Rundbecken) stillgelegt bzw. zu Zwecken der Spurenstoffelimination genutzt werden kann.

Bei der anaeroben Stabilisierung wird der biologischen Anlagenstufe eine Vorklärung vorgeschaltet, so dass ein kleineres Belebungsbeckenvolumen ausreichend ist. Der anfallende Primärschlamm aus der Vorklärung und der Überschussschlamm aus der Belebung müssen in der Folge ausgefäult, d.h. stabilisiert werden. Diese Stabilisierung findet in einem Faulbehälter statt, wobei der Energiegehalt des Rohschlammes durch die Entstehung von Methangas zur Stromerzeugung genutzt wird.

Das entstehende Faulgas kann mit Hilfe eines Blockheizkraftwerkes mit einem elektrischen Wirkungsgrad von 30 – 35% verstromt werden. Die entstehende Abwärme kann zur Aufheizung des Faulturms genutzt sowie im Winter zur Beheizung der Gebäude werden.

Im Zuge einer ersten klärtechnischen Berechnung mit dem Programm ARRIBA (siehe Anlage 3.2) hat sich ergeben, dass bei einer Umstellung auf simultane Denitrifikation mit Vorklärung bei einer gegenüber der vorliegenden Genehmigungsplanung geringfügig reduzierten Anschlusszahl von 25.000 EW ein Belebungsbeckenvolumen von 6.200 m³ ausreichend ist. Dies entspricht exakt dem vorhandenen Belebungsvolumen des verbleibenden Umlaufgrabens, also bei Außerbetriebnahme von Belebungsbecken 2. Es stehen allerdings auch keine Reserven mehr für höhere Belastungen und Erweiterungen bereit. Bei einer Bemessungstemperatur von 10°C liegt das Schlammalter noch deutlich über 20 Tagen. Dieses Volumen kann in dem bestehenden Umlaufgraben zur Verfügung gestellt werden, so dass das Rundbecken stillgelegt werden könnte.

Im Rahmen der im Kapitel 5 beschriebenen Konzepte zur Spurenstoffelimination wurde auch untersucht, ob sich Anlagen oder Anlagenteile innerhalb eines stillgelegten Belebungsbeckens 2 wirtschaftlich realisieren lassen. Es zeigte sich jedoch, dass der Flächenbedarf der 3 Varianten so gering ist, dass sie problemlos auf der Freifläche zwischen Nachklärbecken 1 und 2 realisiert werden können. Außerdem sprechen das hydraulische Niveau (zusätzliche Förderhöhe) und die erschwerte Zugänglichkeit im tief liegenden Rundbecken gegen die Aufstellung von Anlagenteilen auf der Beckensohle.

Der Aspekt zur Nutzung des frei werdenden Belebungsbeckens 2 zur Spurenstoffelimination musste deshalb verworfen werden. Allerdings wären Nutzungsmöglichkeiten als Havariebecken oder zum Frachtausgleich nicht ausgeschlossen.

Im Zuge der Untersuchung äußerte der Auftraggeber den Wunsch, auch nach einer Stilllegung des runden Belebungsbeckens, einen zweistraßigen Belebungsbetrieb aufrecht zu erhalten. Das Planungsbüro empfiehlt aus betrieblichen Gesichtspunkten eine Zweistraßigkeit. So können notwendigen Reparaturen oder sonstige Maßnahmen im Becken, bei denen eine Straße außer Betrieb genommen werden muss, z.B. in Zeiträumen mit niedrigen Frachten im Zulauf der Belebung durchgeführt werden, ohne die gesamte Biologie abschalten zu müssen. Außerdem wird der derzeitige Standard mit 2 Straßen aufrechterhalten.

Um diese Maßnahme realisieren zu können, müsste der Umlaufgraben in zwei Beckenteile umgebaut werden, die hydraulisch voneinander entkoppelt sind. Um dies zu realisieren wird eine durchgehende Trennwand auf der zum Nachklärbecken gerichteten Seite notwendig.

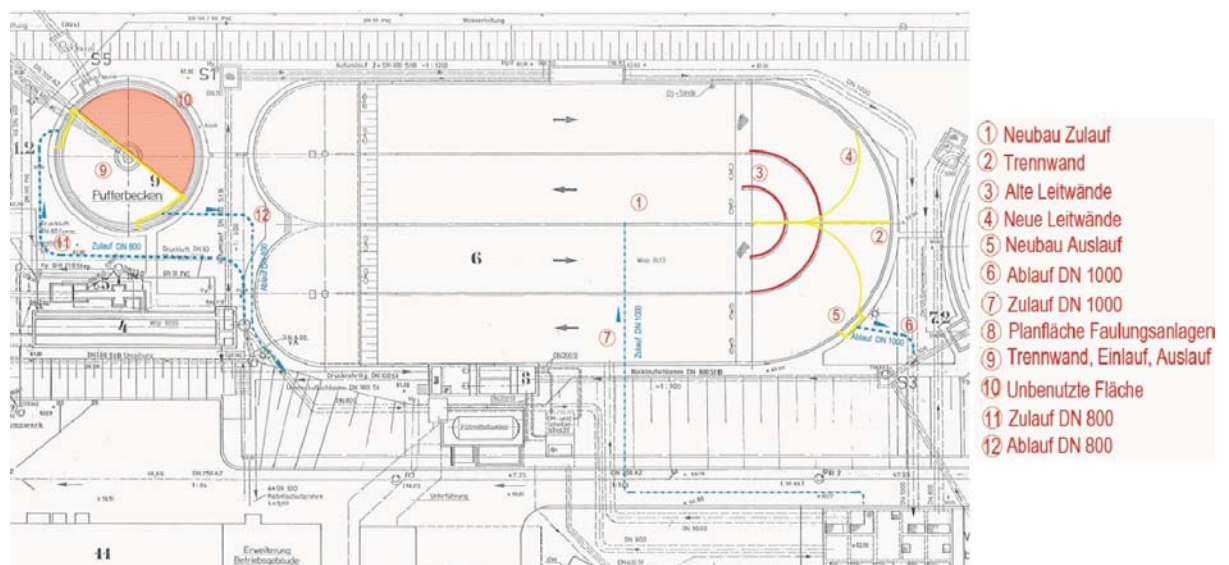


Abbildung 33: Lageplankonzept zum Umbau der Belebung

Desweiteren müssen die bestehenden Leitwände abgebrochen und, um einen strömungstechnisch günstigen Fließweg zu erreichen, neue gebogene Leitwände eingebaut werden. Auch die Anwendung von Leitblechen ist möglich.

Außerdem ist es erforderlich sowohl einen weiteren Zulauf als auch einen neuen Ablauf zu schaffen. Für den Zulauf zum oberen Beckenteil (Straße 1) muss eine neue Leitung vom Verteilergebäude aus verlegt werden. Die Leitung würde parallel zu der bestehenden Zulaufleitung (jetzt Straße 2) verlaufen und anschließend das untere Beckenteil durchqueren. Um Bereiche zu vermeiden, an sich Verzopfungen oder Schlammablagerungen bilden, könnte das Rohr mit Hilfe von Profilbeton strömungsgünstig verkleidet werden. Durch eine Kernbohrung mit Ringraumdichtung wird der Einlauf zum oberen Becken durch die Trennwand geführt.

Ein zweiter Ablaufschacht für das untere Beckenteil ist in einem ersten Lageplankonzept zwischen der bestehenden Belebungsbeckenanlage und dem alten Nachklärbecken angeordnet. Das Abwasser wird von dort aus mit der vorhandenen Ablaufleitung vereinigt.

Ein auf der Anlage oberhalb des Sandfangs gelegenes Regenüberlaufbecken soll im Rahmen der Umbaumaßnahme als Vorklärbecken genutzt werden. Das derzeitige Volumen beträgt ca. 660 m³. Die klärtechnischen Untersuchungen haben ergeben, dass eine Volumengröße von 300 m³ ausreichend ist.

Im Gegensatz zu der weit verbreiteten Annahme, dass ein rundes Vorklärbecken strömungstechnisch optimal von innen nach außen durchströmt werden muss, konnte im Zuge hydraulischer Simulationen inzwischen nachgewiesen werden, dass dies nicht notwendig ist (Beispiel: Neubau Vorklärung, Klärwerk Emschermündung der Emschergenossenschaft/Lippeverband). Somit würde es sich anbieten das Rundbecken mit einer Trennwand zu halbieren, um so ein Volumen von ca. 300 m³ zu erzielen. Zur erfolgreichen Umsetzung müssen dafür vom Sandfang aus Leitungen zum neuen Einlaufschacht des Vorklärbeckens verlegt werden. Der Einlauf befindet sich zwischen dem Schneckenpumpwerk und dem Vorklärbecken. Ein neuer Auslauf mit Überlaufschwelle befindet sich dann auf der gegenüberliegenden Seite. Von dort aus wird es dann in die bestehende Leitung vom Sandfang Richtung Verteilerbauwerk geschickt.

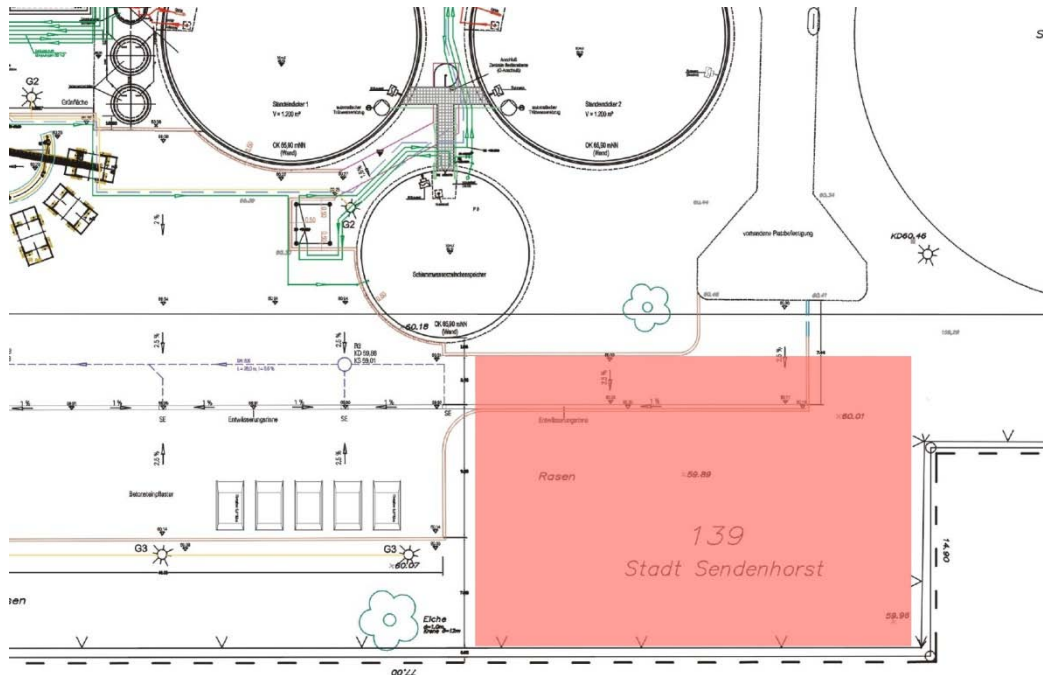


Abbildung 34: Erweiterungsfläche Schlammfäulung

Für die Aufstellung des Faul- und Gasbehälters, sowie der notwendigen Pumpen- und Rohrinstallationen, eines Wärmetauschers, BHKWs sowie weiterer Nebenanlagen steht im südlichen Bereich der Kläranlage eine ausreichend große Fläche zur Verfügung (ehemalige Erweiterungsfläche Anaerobbecken).

Nach der Umstellung würde das runde (zweite) Belebungsbecken außer Betrieb genommen. Eine spätere Nutzung beispielsweise als Frachtausgleichsbecken, um Schwankungen im Zulauf auszugleichen, wäre möglich.

Die Ergebnisse der bereits vorliegenden Energiestudie des Ingenieurbüros Rummler + Hartmann vom August 2013 waren im Hinblick auf Realisierbarkeit und Wirtschaftlichkeit zu hinterfragen. Tragfähige Aussagen hierzu lassen sich erst durch die Ermittlung der Investitions- und insbesondere der Jahreskosten treffen. Nach einer ersten Einschätzung fallen diese in der Studie von Rummler + Hartmann relativ niedrig aus. Dies liegt maßgeblich an dem vorgeschlagenen Kombi-Bioreaktor. Bei dieser patentierten Sonderbauweise der Fa. Lipp vereinigen sich Faul- und Gasbehälter zu einem zylindrischen Bauwerk, wobei der Gasbehälter ohne Zwischendecke auf dem Faulraum aufliegt.

Aus Sicht der Hydro-Ingenieure ist die Wahl einer Sonderbauweise im Rahmen einer Wirtschaftlichkeitsuntersuchung nicht zielführend, da dies den verfahrenstechnischen und finanziellen Spielraum sehr einschränkt.

Als technisch ungünstig ist herauszustellen, dass die Durchmischung des Faulraums, bedingt durch die zylindrische Form mit flachem Boden, nicht optimal

verläuft. Ein weiterer Schwachpunkt, der für eine getrennte Planung von Faul- und Gasbehälter spricht, sind die betrieblichen Aspekte. Im Falle einer Reparatur im Faulungsbereich muss gleichzeitig auch der Gasbehälter still gelegt werden. Desweiteren gibt es derzeit nur einen Anbieter der Kombireaktoren herstellt, wodurch man an die Preise und die Unterstützung des Anbieters gebunden ist.

Die Planungskosten für einen getrennten konventionellen Faulbehälter und einen Gasbehälter sind höher anzusetzen. In einer ersten Kostenschätzung würde sich die Investitionskosten um ca. ein Drittel auf ca. 1,44 Mio. € (netto) erhöhen, ohne Berücksichtigung des Umbaus des Umlaufgrabens. Wenn man den 2-straßigen Umbau des Belebungsbeckens mit berücksichtigt, der nicht Teil der Studie 2013 war, erhöhen die Kosten auf ca. 1,63 Mio. € (netto) = 153 %.

Tabelle 6: Investitionskostenvergleich Schlammfäulung

Investitions- kosten	Studie 08/2013 Rummler+Hartmann	Kostenschätzung <u>ohne</u> Umbau Belebung	Kostenschätzung <u>inkl.</u> Umbau Belebung
Bau	594.000 €	805.000 €	995.000 €
Maschinen	342.000 €	490.000 €	490.000 €
EMSR-Technik	132.000 €	150.000 €	150.000 €
Gesamt netto	1.068.000 €	1.445.000 €	1.635.000 €
Gesamt brutto	1.271.000 €	1.720.000 €	1.945.000 €
Prozent	100 %	135 %	153 %

Empfehlung:

Aufgrund der Tatsache, dass die Kosten lediglich überschlägig geschätzt wurden und erst nach Ermittlung der Betriebs- und Jahreskosten aussagekräftig sind, empfehlen wir die Erstellung einer Bedarfsplanung einschließlich Wirtschaftlichkeitsuntersuchung, in dem sowohl eine Überprüfung der Dimensionierung, als auch eine ausführliche Überprüfung der Investitionskosten vorgenommen wird. Die Kosten sollten dann dem Einsparpotenzial gegenübergestellt werden, damit eine echte Handlungsempfehlung gegeben werden kann.

Desweiteren ist es sinnvoll halbtechnische Batchfäulversuche zum Vergleich des derzeitigen Schlammbehandlungsverfahrens (Referenzzustand) mit den möglichen neuen Schlammbehandlungsverfahren durchzuführen, um z.B. die Gasausbeute bestimmen zu können.

Anlage 1

Aktennotizen

Anlage 1.1

Besprechungsvermerk, 1. Projektgespräch, 10.09.2014

Anlage 1.2

Besprechungsvermerk, 2. Projektgespräch, 27.10.2014

Anlage 2

Planungsgrundlagen

Anlage 2.1

Wassermengen

Anlage 3

Klärtechnische Berechnungen

Anlage 3.1

Klärtechnische Berechnungen Spurenstoffelimination

Anlage 3.2

Klärtechnische Berechnungen zur Verfahrensumstellung
auf anaerobe Schlammfäulung

Anlage 4

Kostenschätzung

Anlage 4.1

Kostenschätzung Spurenstoffelimination

Anlage 5

Umbau Ablaufschacht

Anlage 5.1

Skizzen Ablauf-/Pumpenschacht

ANLAGE 6:
LAGEPLÄNE MIT LÖSUNGSVARIANTEN

Anlage 6.1:
Lagepläne der Variante 1 – 3

Anlage 6.2:

Lageplan zur Umstellung auf anaerobe Schlammfäulung