



**Stadt Netphen
Amtsstraße 2 + 6
57250 Netphen**

**Machbarkeitsstudie zur Elimination von Mikroschadstoffen
der Kläranlage Netphen**

Verfasser:

Dr. Born - Dr. Ermel GmbH

- Ingenieure -

Finienweg 7

28832 Achim

Telefon: 04202 / 7 58-0

Telefax: 04202 / 7 58-500

E-Mail: be@born-ermel.de

Internet: www.born-ermel.de

Inhaltsverzeichnis

Seite

1	Abstract	1
1.1	Problemstellung	2
1.2	Zielsetzung	3
2	Allgemeine Grundlagen.....	4
2.1	Arten und Nachweis von Mikroschadstoffen	4
2.1.1	Pharmazeutika	4
2.1.2	Pflegeprodukte.....	5
2.1.3	Industriechemikalien	6
2.1.4	Pflanzenschutzmittel	7
2.2	Auswirkungen von Mikroschadstoffen.....	8
2.3	Eintragspfade von Mikroschadstoffen	9
2.4	Eintragsdynamik der Mikroschadstoffe	10
3	Gesetzliche Anforderungen	12
4	Verfahren der Mikroschadstoffentfernung	15
4.1	Teilelimination durch biologische Reinigung	17
4.2	Adsorptive Verfahren	20
4.2.1	Mikroschadstoffelimination mit PAK.....	21
4.2.1.1	Pulveraktivkohledosierung vor eine Filtrationsstufe	24
4.2.1.2	Pulveraktivkohledosierung in eine adsorptive Reinigungsstufe	25
4.2.1.3	Pulveraktivkohledosierung in ein Belebungsbecken	27
4.2.2	Mikroschadstoffelimination mit GAK	29
4.2.2.1	Verfahrensvarianten mit granulierter Aktivkohle	32
4.3	Oxidative Verfahren	33
4.3.1	Ozonung	34
4.3.2	Advanced Oxidation Processes (AOP)	39
4.4	Physikalische Verfahren	40
4.4.1	Membranverfahren.....	40
4.5	Verfahrenskombinationen	43
4.6	Zusammenfassung der Verfahren zur Mikroschadstoffelimination	43
5	Randbedingungen der Kläranlage Netphen	45
5.1	Bestehende Anlagenkonfiguration	45

5.1.1	Zulaufbereich und Mechanische Reinigungsstufe.....	45
5.1.2	Biologische Reinigungsstufe	46
5.1.3	Schlammbehandlung	51
5.2	Zukünftiger Kläranlagenausbau	51
5.2.1	Bemessungsabwassermengen	51
5.2.2	Spitzenabflüsse.....	52
5.2.3	Bestimmung der zukünftigen Größenklasse	53
5.2.4	Kläranlagenerweiterung (Bemessung der biologischen Reinigungsstufe)	54
5.3	Analyse der vorhandenen Belastung mit Mikroschadstoffen	57
5.3.1	Monitoringprogramm.....	57
5.3.2	Vergleich der Ergebnisse mit bereits vorhandenen Daten	66
5.3.3	Eliminationsfähigkeit einzelner Indikatorsubstanzen.....	68
5.3.4	Charakterisierung verschiedener Spurenstoffeinleiter	72
6	Mikroschadstoffelimination der Kläranlage Netphen	73
6.1	Festlegung der zu behandelnden Abwassermenge	74
6.2	Integrative Variante	75
6.2.1	Variante 1: PAK-Dosierung in das Belebungsbecken	75
6.2.1.1	Anlagenauslegung	76
6.2.1.2	Mengenermittlung für den Zusatzstoff.....	80
6.2.1.3	Zusätzliche Schlammengen	80
6.3	Nachgeschaltete Varianten	81
6.3.1	Variante 2: Nachgeschaltete PAK-Adsorption mit Sandfiltration.....	83
6.3.1.1	Anlagenauslegung	84
6.3.1.2	Mengenermittlung für die Zusatzstoffe.....	86
6.3.1.3	Zusätzliche Schlammengen	89
6.3.2	Variante 3: Nachgeschaltete GAK-Filtration	91
6.3.2.1	Anlagenauslegung	92
6.3.2.2	Mengenermittlung	94
6.3.3	Variante 4: Nachgeschaltete Ozonierung mit Sandfiltration.....	96
6.3.3.1	Anlagenauslegung	97
6.3.3.2	Mengenermittlung	98
7	Wirtschaftlichkeitsbetrachtung der verschiedenen Varianten	100
7.1	Grundlagen der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung	100
7.2	Vergleich der Investitions- und Jahresvergleichskosten nach LAWA.....	101
7.2.1	Ermittlung der Investitionskosten	101
7.2.2	Ermittlung der Jahresvergleichskosten nach LAWA	103

7.3	Sensitivitätsanalyse	105
7.4	Nutzwertanalyse	106
7.5	Vergleichsrechnung am Beispiel von Diclofenac	109
8	Empfehlung einer Vorzugsvariante	111
9	Zusammenfassung	113
10	Literaturverzeichnis.....	116

Anlagen

- Anlage 1: Verfahrenstechnische Berechnungen der Kläranlagenerweiterung
- Anlage 2: Verfahrenstechnische Berechnungen der Variante 1
- Anlage 3: Verfahrenstechnische Berechnungen der Variante 2
- Anlage 4: Verfahrenstechnische Berechnungen der Variante 3
- Anlage 5: Verfahrenstechnische Berechnungen der Variante 4
- Anlage 6: Investitions-, Betriebs- und Jahreskosten für die Varianten 1 - 4
- Anlage 7: Vergleichsrechnung am Beispiel von Diclofenac

Tabellenverzeichnis

Seite

Tab. 1:	Arten und Anwendungen von Pharmazeutika.....	5
Tab. 2:	Arten und Anwendungen von Pflegeprodukten	6
Tab. 3:	Arten und Anwendungen von Industriechemikalien	7
Tab. 4:	Arten und Anwendungen von Pflanzenschutzmitteln.....	8
Tab. 5:	Zukünftige Tagesfrachten der Kläranlage Netphen	53
Tab. 6:	Relevante Mikroschadstoffe für die KA Netphen	60
Tab. 7:	Zusätzliche Parameter für die KA Netphen.....	61
Tab. 8:	Angewandte Analyseverfahren des ISA	61
Tab. 9:	Analyseergebnisse Messzeitraum 28.–29.10.2016	63
Tab. 10:	Analyseergebnisse Messzeitraum 03.–04.11.2016	64
Tab. 11:	Prognost. Eliminationsleistungen einer GAK-Filteranlage [Merten, 2011]	70
Tab. 12:	Bemessungsgrundlagen für eine Integrative Variante	80
Tab. 13:	Bemessungsgrundlagen für eine adsorptive Reinigungsstufe	88
Tab. 14:	Bemessungsgrundlagen für eine GAK-Filtration.....	94
Tab. 15:	Bemessungsgrundlagen für eine Ozonung.....	98
Tab. 16:	Vergleich der Investitionskosten nach LAWA für die vier Varianten	101
Tab. 17:	Jahresvergleichskosten für die vier Varianten	103
Tab. 18:	Nutzwertanalyse der vier Varianten zur Mikroschadstoffelimination	107
Tab. 19:	Bewertungsmatrix zur Nutzwertanalyse.....	108
Tab. 20:	Spezifische Kosten für die Mikroschadstoffelimination von Diclofenac.....	111

Abbildungsverzeichnis

Seite

Abb. 1:	Eintragungspfade von Mikroschadstoffen in das Trinkwasser	10
Abb. 2:	Eintragungsdynamik von Mikroschadstoffen	11
Abb. 3:	Übersicht der Wassergesetze auf EU-, Nationaler und Länderebene	12
Abb. 4:	Übersicht der Verfahren zur Mikroschadstoffelimination.....	17
Abb. 5:	Eliminationsleistung von sechs relevanten Mikroschadstoffen	18
Abb. 6:	Sorptionsfähigkeit einzelner Mikroschadstoffe an den Belebtschlamm	19
Abb. 7:	Spurenstoffelimination mittels PAK-Dosierung	22
Abb. 8:	Pulveraktivkohledosierung vor einem Sandfilter	25
Abb. 9:	Pulveraktivkohledosierung in eine adsorptive Reinigungsstufe	26
Abb. 10:	Pulveraktivkohledosierung in ein Belebungsbecken	27
Abb. 11:	Elimination in Abhängigkeit der Filterstandzeit für drei Mikroschadstoffe	31
Abb. 12:	Filtration mit granulierter Aktivkohle (GAK).....	32
Abb. 13:	Abbauleistung bei unterschiedlicher Ozondosierung	35
Abb. 14:	Verfahrensfließbild einer Ozonungsanlage.....	35
Abb. 15:	Darstellung eines Ozonreaktors.....	38
Abb. 16:	Verfahrensschema einer Nanofiltrationsanlage	41
Abb. 17:	Anzahl der Kläranlagen in NRW mit Mikroschadstoffelimination	44
Abb. 18:	Belüfteter Langsandfang der Kläranlage Netphen	46
Abb. 19:	Simultanes Belebungsbecken mit Lamellenschrägklärer.....	47
Abb. 20:	Nachklärbecken der Kläranlage Netphen	48
Abb. 21:	CSB-Konzentration im Ablauf der Kläranlage Netphen	49
Abb. 22:	Stickstoffkonzentrationen im Ablauf der Kläranlage Netphen	50
Abb. 23:	Gesamtposphor Konzentration im Ablauf der Kläranlage Netphen.....	50
Abb. 24:	Grundfließbild für die Erweiterung der biologischen Reinigungsstufe	55
Abb. 25:	Lageplan - Erweiterung der Kläranlage Netphen; Maßstab 1:750	56
Abb. 26:	Steckbriefe der Planungseinheiten im Teileinzugsgebiet Rhein/Sieg NRW, Steckbriefe für Oberflächengewässerwasserkörper - PE_SIE_1400: Obere Sieg	58
Abb. 27:	Steckbriefe der Planungseinheiten im Teileinzugsgebiet Rhein/Sieg NRW, Steckbriefe für Oberflächengewässerwasserkörper - PE_SIE_1400: Obere Sieg	59
Abb. 28:	Probenahmestellen Gewässer Netphen (http://www.elwasweb.nrw.de/elwasweb/index.jsf).....	62
Abb. 29:	Gegenüberstellung des Monitorings mit bereits vorhandenen Daten	67
Abb. 30:	Abbauleistung bei unterschiedlicher Ozondosierung	69

Abb. 31:	Einfluss der PAK-Dosiermenge auf die Eliminationsleistung	70
Abb. 32:	Eliminationsleistung verschiedener Pharmazeutika an GAK in Abhängigkeit von der BVT	71
Abb. 33:	Grundfließbild der Variante 1	75
Abb. 34:	Lageplan - Variante 1; Maßstab 1:750.....	79
Abb. 35:	Darstellung der Zuflüsse	82
Abb. 36:	Grundfließbild der Variante 2	84
Abb. 37:	Bestimmung der Rückspülintervalle.....	86
Abb. 38:	Lageplan - Variante 2; Maßstab 1:750.....	90
Abb. 39:	Grundfließbild der Variante 3	91
Abb. 40:	Lageplan - Variante 3; Maßstab 1:750.....	95
Abb. 41:	Grundfließbild der Variante 4	96
Abb. 42:	Lageplan - Variante 4; Maßstab 1:750.....	99
Abb. 43:	Investitionskosten für die vier Varianten	102
Abb. 44:	Jahresvergleichskosten für die vier Varianten	104
Abb. 45:	Sensitivitätsanalyse bezüglich einer Steigerung der Energiekosten	105

1 Abstract

Mikroschadstoffe sind anthropogene, meist organische Stoffe die im Wasser in sehr niedrigen Konzentrationen vorkommen. Darunter fallen z. B. Arzneimittel, Pflanzenschutzmittel, Pflegeprodukte aber auch Industriechemikalien. Der weitaus größte Teil an Mikroschadstoffen gelangt nach dem bestimmungsgemäßen Gebrauch punktuell oder diffus in den natürlichen Wasserkreislauf.

Den Haupteintragspfad für Mikroschadstoffe in die aquatische Umwelt stellen die kommunalen Kläranlagen dar. Um eine nachhaltige Verbesserung der Wasserqualität zu erreichen, wird angestrebt Kläranlagen zukünftig mit einer sogenannten vierten Reinigungsstufe auszustatten. Diese Art der Abwasserreinigung umfasst eine gezielte Mikroschadstoffelimination. Ziel der Mikroschadstoffentfernung ist, die Gewässer und somit den Lebensraum von Tieren und Pflanzen zu schützen und die Reinheit des Wassers für den Menschen zu gewährleisten.

Aus heutiger Sicht stellen die Aktivkohleadsorption sowie der Einsatz einer Ozonungsanlage geeignete Verfahren zur Mikroschadstoffelimination dar. Im Rahmen der vorliegenden Studie werden umfassende Untersuchungen der geeigneten Verfahren zur Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage Netphen durchgeführt und anhand dynamischer Kostenvergleichsrechnungen sowie einer Nutzwertanalyse eine Vorzugsvariante ermittelt.

1.1 Problemstellung

In den nächsten Jahrzehnten wird der Umgang mit Mikroschadstoffen zunehmend an Bedeutung gewinnen. Derzeit werden rd. 30.000 synthetische organische Stoffe als umweltrelevant eingestuft, die fast alle nach Gebrauch in den Wasserkreislauf gelangen (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012).

Die Kläranlagen können hinsichtlich ihrer Einleitungen als punktuelle Quellen betrachtet werden. Daneben spielen die diffusen Quellen, die z. B. über die Landwirtschaft oder versiegelte Flächen eingetragen werden, eine wesentliche Rolle.

Unter Mikroschadstoffen werden nach Definition der DWA im Allgemeinen anthropogene, meist organische Stoffe wie Arzneimittel, Substanzen für den Pflanzen- und Materialschutz, Industriechemikalien, Körperpflege- und Reinigungsmittel, Nahrungsmittelzusatzstoffe, Additive in der Abwasser- und Klärschlammbehandlung, Veterinärpharmaka, Pflanzenschutzmittel sowie Futterzusatzstoffe verstanden (DWA, 2008).

Aufgrund der tiefen Konzentrationen die in den Gewässern vorzufinden sind, werden diese Stoffe als organische Spurenstoffe oder Mikroschadstoffe bezeichnet. Die Mikroschadstoffe werden aufgrund ihrer erwünschten Wirkung eingesetzt. Da diese jedoch zumeist schwer abbaubar sind, reichern sie sich besonders in der Umwelt an (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012).

Vorhandene Mikroschadstoffe haben im Gewässer schon in geringen Konzentrationen negative Auswirkungen auf die Fortpflanzung der Lebewesen. Produkte, die als Pflanzenschutzmittel eingesetzt werden bewirken, dass Schädlinge vernichtet und daher die Pflanze nicht mehr angegriffen wird. Durch diffuse Einträge gelangen diese Pflanzenschutzmittel allerdings auch in die Gewässer. Dieser Eintragungspfad kann zu einem Sterben von Fischen oder Kleinlebewesen führen. Ähnliches gilt an dieser Stelle auch für Arzneimittelwirkstoffe.

Nordrhein-Westfalen ist mit rd. 17,5 Mio. Einwohnern das am dichtesten besiedelte Bundesland in Deutschland (Destatis I, 2012). Aufgrund der hohen Besiedlungsdichte und des daraus resultierenden hohen Abwasseranfalls in den Ballungsgebieten ist der Eintrag an Mikroschadstoffen in die Fließgewässer stark ausgeprägt. Derzeit haben erst wenige Kläranlagen eine Eliminationsstufe für Mikroschadstoffe, sodass diese i.d.R. ungehindert in den Vorfluter eingeleitet werden. Da Nordrhein-Westfalen hinsichtlich der Trinkwassergewinnung auf die Uferfiltration angewiesen ist, hat die Reinheit des Wassers eine elementare Bedeutung (Götz, C., et al., 2012).

Die Landesregierung in Nordrhein-Westfalen will eine durchgehende Verbesserung der Wasserqualität erzielen. Nach der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) sollen bis 2015 alle Gewässer einen ökologisch und chemisch guten Zustand aufweisen. Betrachtet man das Bundesland Nordrhein-Westfalen, so wird deutlich, dass rd. 90 % der Gewässer keinen ökologisch und chemisch guten Zustand aufweisen (Götz, C., et al., 2012).

Um die Gewässerqualität nachhaltig zu schützen und zu verbessern wird ein sogenanntes Multibarrierensystem benötigt. Dabei erfolgt der Schutz von der Emissionsquelle bis hin zu den Kläranlagen und Wasserwerken. In Nordrhein-Westfalen sind derzeit rd. 650 Kläranlagen > 50 EW in Betrieb, die punktuelle Mikroschadstoffeinleiter sind (Götz, C., et al., 2012).

Es wird diskutiert, die Kläranlagen in Zukunft mit einer vierten Reinigungsstufe auszustatten um den Eintrag an Schadstoffen in die Gewässer zu minimieren. Unter dem Begriff der vierten Reinigungsstufe wird im Allgemeinen die weitergehende Abwasserreinigung durch Mikroschadstoffelimination verstanden. Dabei gibt es verschiedene Varianten wie u. a. die Aktivkohleadsorption oder die Ozonung.

1.2 Zielsetzung

Ziel der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ist es, einen ökologisch und chemisch guten Zustand aller Gewässer zu erreichen. Die vorliegende Studie zur Machbarkeit einer vierten Reinigungsstufe auf der Kläranlage Netphen (Ausbaugröße 12.000 EW) teilt sich in folgende drei Abschnitte auf:

Der erste Teil beschränkt sich auf die gesetzlichen Anforderungen sowie Praxiserfahrungen im Umgang mit Mikroschadstoffen. Des Weiteren werden verschiedene Verfahren zur Mikroschadstoffelimination vorgestellt und deren Vor- und Nachteile beschrieben.

Im nächsten zu betrachteten Aufgabenpunkt werden die Randbedingungen der Kläranlage Netphen dargestellt werden. Anschließend werden die für die Kläranlage Netphen in Frage kommenden Varianten zur Mikroschadstoffelimination verfahrenstechnisch beschrieben und bemessen.

Abschließend wird eine Wirtschaftlichkeitsbetrachtung anhand dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (LAWA) durchgeführt. Auf Grundlage dieser Betrachtungen und Auswertung einer Nutzwertanalyse wird schließlich eine Vorzugsvariante für die Kläranlage Netphen ausgewählt.

2 Allgemeine Grundlagen

2.1 Arten und Nachweis von Mikroschadstoffen

Mikroschadstoffe sind anthropogene, meist organische Stoffe die in Konzentrationen von 10^{-9} (ng/l) bis 10^{-6} ($\mu\text{g/l}$) vorkommen. Sie sind oftmals Bestandteile in wässrigen Umweltmedien. Die Nachweisgrenze der Mikroschadstoffe liegt aufgrund der stetigen Weiterentwicklung der Verfahren in immer niedrigeren Konzentrationsbereichen. Um einen aussagekräftigen Nachweis von den im Medium vorhandenen Mikroschadstoffen zu bekommen, werden Separationsverfahren wie Flüssigchromatographie (liquid chromatography – LC) gekoppelt mit spezifischer Detektion wie z. B. die Tandem-Massenspektrometrie (tandem mass spectrometry – MS/MS) eingesetzt (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012).

Für die Humanmedizin werden rd. 3.000 Wirkstoffe in der europäischen Union genutzt. Darin enthalten sind z. B. Schmerzmittel, Antirheumatika, Antibiotika, Antiepileptika, Lipidsenker, Betablocker, Röntgenkontrastmittel, Beruhigungsmittel etc. Viele dieser Mikroschadstoffe weisen komplexe chemische Verbindungen auf und sind zum Teil schwer abbaubar. Bei Einnahme von Medikamenten werden diese Stoffe unterschiedlich metabolisiert und transformiert, sodass eine Reihe unzähliger neuer Stoffe entstehen. In wissenschaftlichen Publikationen werden diese metabolisierten und transformierten Stoffe, bis auf wenige Ausnahmen, nicht mit berücksichtigt. Im Folgenden werden einzelne Stoffe und Stoffgruppen, die von besonderer Relevanz für die aquatische Umwelt sind, näher erläutert.

2.1.1 Pharmazeutika

Pharmazeutische Produkte werden u. a. in Human- und Veterinärmedizin, Röntgenkontrastmittel, Antibiotika, Zytostatika, Hormone etc. differenziert. Viele dieser Stoffe können als umweltrelevant, bei einem gleichzeitig hohen Verbreitungsgrad angesehen werden.

In besonderem Maße bereiten den Wasserversorgungsunternehmen die polaren Metabolite Probleme. Polare Stoffe lösen sich besonders gut in Wasser und weisen daher eine hohe Mobilität in Grund- und Oberflächengewässern auf. Unpolare Stoffe hingegen sind schlechter wasserlöslich und werden demnach auch als hydrophob bezeichnet (Tuttahs & Meyer I, 2014).

Viele der verwendeten pharmazeutischen Produkte werden seit den neunziger Jahren in Abwässern und Oberflächengewässern nachgewiesen. Einzelne Stoffe zeichnen sich durch eine ausgeprägte Persistenz aus. Mittlerweile können diese als ubiquitär angesehen werden. Aber auch Hormone werden in den letzten Jahren vermehrt in Grund- und Oberflächengewässern nachgewiesen (Bergmann, A., 2011).

Im Folgenden werden anhand von Tab. 1 einige relevante Pharmazeutika und deren Anwendungsbereiche dargestellt.

Tab. 1: Arten und Anwendungen von Pharmazeutika

Human- und Veterinärarzneimittel	Anwendungen
Carbamazepin	Antiepileptikum, gegen fokale Epilepsien
Diclofenac	Bei Schmerzen und Entzündungen anwendbar
Ibuprofen	Bei Schmerzen, Entzündungen und Fieber anwendbar
Metoprolol	Betablocker, gegen Bluthochdruck, gegen koronare Herzkrankheit, gegen Herzrhythmusstörungen
Sulfamethoxazol	Antibiotikum gegen Harnwegsinfektionen und Lungenentzündungen
Röntgenkontrastmittel	Anwendungen
Amidotrizoesäure	Darstellung des Magen-Darm-Traktes, Darstellungen im urologischen / endoskopischen Bereich
Iopamidol	Darstellung von Blutgefäßen, Ausscheidungsurographie, Darstellung der Hirnventrikel
Endokrine Stoffe / Hormone	Anwendungen
17 - α - Östradiol	Mittel gegen hormonell bedingten Haarausfall
17 - β - Ethinylöstradiol	Anti-Baby-Pille

2.1.2 Pflegeprodukte

In vielen Produkten z. B. (Shampoos oder Duschgels) sind häufig Tenside, Konservierungsmittel, Duftstoffe oder Farbstoffe enthalten. Diese Stoffe gelangen in das Abwasser und letztendlich in die Oberflächengewässer. Besonders problematisch ist der Moschusduftstoff Galaxolide, der überwiegend in Kosmetikprodukten und der Parfümerie eingesetzt wird. Oftmals ist dieser Stoff lipophil und neigt entsprechend seiner Eigenschaften zur Bioakkumulation. Die Schadstoffkonzentration liegt im Bereich von

wenigen $\mu\text{g/l}$. Eine Elimination von Galaxolide kann in konventionellen Kläranlagen ohne vierte Reinigungsstufe nicht erreicht werden (Bergmann, A., 2011).

Des Weiteren zählen Produkte wie z. B. Sonnencremes zu einem Problemstoff. Diese gelangen in das Abwasser oder direkt in die Oberflächengewässer. Die nachgewiesene Schadstoffkonzentration in der aquatischen Umwelt liegt im Bereich von wenigen ng/l bis $200 \mu\text{g/l}$. Nachfolgend wird eine tabellarische Übersicht (siehe

Tab. 2) einzelner relevanter Mikroschadstoffe dargestellt (Bergmann, A., 2011).

Tab. 2: Arten und Anwendungen von Pflegeprodukten

Pflegeprodukte	Anwendungen
Benzophenon - 3	UV-Schutz, Sonnencreme, Parfüm
Galaxolide	Duftstoff für Wasch- und Reinigungsmittel
Triclosan	Desinfektionsmittel, Konservierungsmittel

2.1.3 Industriechemikalien

Diese Stoffgruppe beinhaltet Produkte wie z. B. Komplexbildner, Flammschutzmittel, Korrosionsschutzmittel, Weichmacher, Lösungsmittel etc. Diese Stoffe werden überwiegend in der chemischen Industrie großtechnisch hergestellt.

Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA) ist ein Komplexbildner und dient z. B. als Enthärtungsmittel. Diese Industriechemikalie wird in großen Mengen nahezu fast in jedem Privathaushalt und Betrieb verwendet. EDTA ist sehr schlecht wasserlöslich. Eine Abbaubarkeit ist aufgrund der komplexen chemischen Struktur nur geringfügig vorhanden. Durch die schwierige Entfernbarkeit von EDTA kann es in der Abwasserbehandlung und Trinkwasseraufbereitung zu Problemen führen. Der Stoff wird in der Wasseraufbereitung zwar durch Ozonung und Aktivkohleabsorption reduziert, dennoch sind Restkonzentrationen nachweisbar. EDTA ist aufgrund der niedrigen Adsorptionsfähigkeit an Mineraloberflächen im Grundwasser sehr mobil (Bergmann, A., 2011).

Ein weiterer relevanter Stoff sind die Flammschutzmittel. Die Chemikalie Tris(2-chlorisopropyl)phosphat (TCPP) wird überwiegend bei Textilien verwendet, um eine Entflammbarkeit zu reduzieren. Dieser Mikroschadstoff ist in vielen Gewässern

nachweisbar und hat neben lipophilen und bioakkumulierenden auch sorbierende Eigenschaften (Bergmann, A., 2011).

Weitere Industriechemikalien sind in Tab. 3 dargestellt. Aufgeführt werden die Stoffe, die für die aquatische Umwelt am bedeutendsten sind.

Tab. 3: Arten und Anwendungen von Industriechemikalien

Industriechemikalien	Anwendungen
Benzotriazol	Korrosionsschutzmittel in Kühlfüssigkeiten, Frostschutzmitteln und Enteisungsmitteln; Silberschutz
Bisphenol - A	Antioxidans in Weichmachern, Ausgangsstoff zur Synthese polymerer Kunststoffe
EDTA	Komplexbildner, Anwendung in der industriellen Reinigung, Enthärtungsmittel
PFT	Atmungsaktive Jacken, wasserabweisendes Papier, Fotoindustrie, Luftfahrt
Phenole	Leime und Lacke, Farbstoffe, Pharmazeutika, Desinfektionsmittel
Sulfonate	Lösungsmittel z.B. zur Abtrennung von Schwefelverbindungen in der Gasreinigung
TCPP	Flammschutzmittel

2.1.4 Pflanzenschutzmittel

Hinsichtlich der Schädlingsbekämpfung wird unterschieden in Biozide, Herbizide, Insektizide und Fungizide. Biozide werden nicht in der Agrarwirtschaft sondern gegen Mikroorganismen oder Schadorganismen eingesetzt. Häufig sind diese im Rattengift, Desinfektions- oder Holzschutzmittel nachweisbar.

Herbizide oder auch Unkrautbekämpfungsmittel genannt, werden zum Abtöten schädlicher Pflanzen eingesetzt. Wichtige Stoffe, die auch in der Liste der prioritären Stoffe aufgelistet sind, können z. B. Diuron oder Terbutryn sein.

Insektizide dagegen sind Pestizide, die zur Abtötung oder Vertreibung von Insekten verwendet wird. Ein bekannter und zugleich toxischer Stoff für die aquatische Umwelt ist z. B. das Diethyltoluamid (DEET).

Des Weiteren spielen die Fungizide, die besonders in der Landwirtschaft als Pflanzenschutzmittel Anwendung finden, eine bedeutende Rolle. Ein unter Verbrauchern

bekannter Stoff ist das Carbendazim. Dieser Stoff wird vor allem bei Pilzbefall von Früchten verwendet.

Tab. 4 zeigt eine Übersicht über einige für die aquatische Umwelt relevanten Schädlingsbekämpfungsmittel.

Tab. 4: Arten und Anwendungen von Pflanzenschutzmitteln

Pflanzenschutzmittel (PSM)	Anwendungen
Carbendazim	Fungizid; anwendbar bei Pilzbefall von Früchten,
DEET	Insektizid; Insektenabwehrmittel
Diuron	Herbizid; Unkrautbekämpfungsmittel, schützt Holz und Mauerwerk, Beschichtungsmittel
Glyphosat	Herbizid; Unkrautbekämpfungsmittel
Isoproturon	Herbizid; Wirkstoff in PSM, anwendbar gegen Ungräser
Mecoprop - P	Herbizid; anwendbar gegen breitblättrige Unkräuter wie z. B. Disteln und Löwenzahn

2.2 Auswirkungen von Mikroschadstoffen

Mikroschadstoffe werden überwiegend über behandeltes bzw. unbehandeltes kommunales Abwasser in die Gewässer transportiert. Beobachtungen zeigen, dass durch den kontinuierlichen Eintrag von Mikroschadstoffen die Flora und Fauna in den Gewässern einer permanenten Schadstoffbelastung ausgesetzt sind. An dieser Stelle wird auch von einer chronischen Belastung gesprochen (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012).

Dadurch besteht die Gefahr, dass beispielsweise Fische und andere Kleinlebewesen in ihrer Fortpflanzung gehemmt werden oder bei Algen eine Hemmung der Photosynthese auftreten kann. Zudem verursachen Mikroschadstoffe bei einigen Wasserlebewesen Störungen des Nervensystems.

Aber auch für den Menschen gelten schlecht abbaubare Spurenstoffe teilweise als bedenklich. An dieser Stelle sind z. B. Carbamazepin oder Röntgenkontrastmittel zu nennen, welche in den Gewässern in Konzentrationen von rd. 0,1 ng/l bis mehreren µg/l liegen können. Diese sind ubiquitär und werden aufgrund ihrer persistenten und mobilen Eigenschaften als trinkwasserrelevant eingestuft. Gelangen diese durch Infiltration in das

Grundwasser kann das zu Problemen bei der Trinkwasseraufbereitung führen (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012).

Bislang werden allerdings noch keine Störungen der menschlichen Gesundheit bei Aufnahme von Trinkwasser bei diesen geringen Konzentrationen festgestellt. Dennoch sollte aufgrund des Vorsorgeprinzips das Trinkwasser frei von Mikroschadstoffen sein. Es gibt aber auch Mikroschadstoffe, welche im Zuge der Wassergewinnung und Wasseraufbereitung sicher entfernt und somit als nicht trinkwasserrelevant eingestuft werden können. Dazu zählen z. B. endokrin wirkende Stoffe, welche Veränderungen des Hormonsystems herbeiführen und dadurch die Gesundheit schädigen können (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012).

2.3 Eintragspfade von Mikroschadstoffen

Hinsichtlich der Eintragspfade von anthropogenen Mikroschadstoffen wird zwischen punktuellen und diffusen Stoffeinträgen unterschieden. Einige Substanzen lassen sich hinsichtlich des Stoffeintrages genau zuordnen. So werden z. B. Humanarzneimittel, Lebensmittelzusatzstoffe, Additive in Kosmetika sowie Wasch- oder Reinigungsmittel überwiegend als punktuelle Quellen über die Kläranlagen als gereinigtes Abwasser in die Gewässer eingetragen. Auch große Industrie- und Gewerbebetriebe, die oftmals als Direkteinleiter fungieren, leiten gereinigtes Abwasser und damit auch Mikroschadstoffe in die Gewässer ein. Im Jahr 2010 waren bundesweit 95,5 % der Bevölkerung an eine Kläranlage angeschlossen. Nordrhein-Westfalen hat einen Anschlussgrad von 97,6 % und liegt demnach über dem bundesweiten Durchschnitt (Destatis II, 2010).

Mischwasserentlastungen und Niederschlagswässer von versiegelten Flächen stellen punktuelle Quellen dar. Letztere werden beispielsweise über die Regenwasserkanalisation in die Gewässer geleitet. Als bedeutsame Mikroschadstoffe können hier gewisse Biozide oder Wirkstoffe des Materialschutzes genannt werden (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012). Neben den punktuellen Quellen gibt es die sogenannten diffusen Quellen. Diese werden überwiegend den Straßen- und Verkehrsflächen sowie den landwirtschaftlichen Nutzflächen zugeordnet. Diese Eintragspfade lassen sich gegenüber den punktuellen Quellen wesentlich schwerer lokalisieren. Als Substanzen für die diffusen Einträge lassen sich an dieser Stelle z. B. Pflanzenschutzmittel nennen, die nach ihrer Ausbringung besonders bei Starkregenereignissen von den landwirtschaftlichen Nutzflächen abgeschwemmt werden (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012).

Zudem sind die Eintragspfade der Straßen- und Bahntrassenentwässerung zu nennen. Durch den Schienenverkehr sickern besonders Schwermetall, Benzinadditive sowie PAK-belastete Abwässer in den Untergrund und verschmutzen somit das Grundwasser. Des

Weiteren beeinflussen die Schifffahrt, Altlastenstandorte sowie Auswaschungen aus verschmutzter Luft die Wasserqualität nachteilig. Abb. 1 zeigt neben den beschriebenen, weitere mögliche Eintragspfade in die Gewässer.

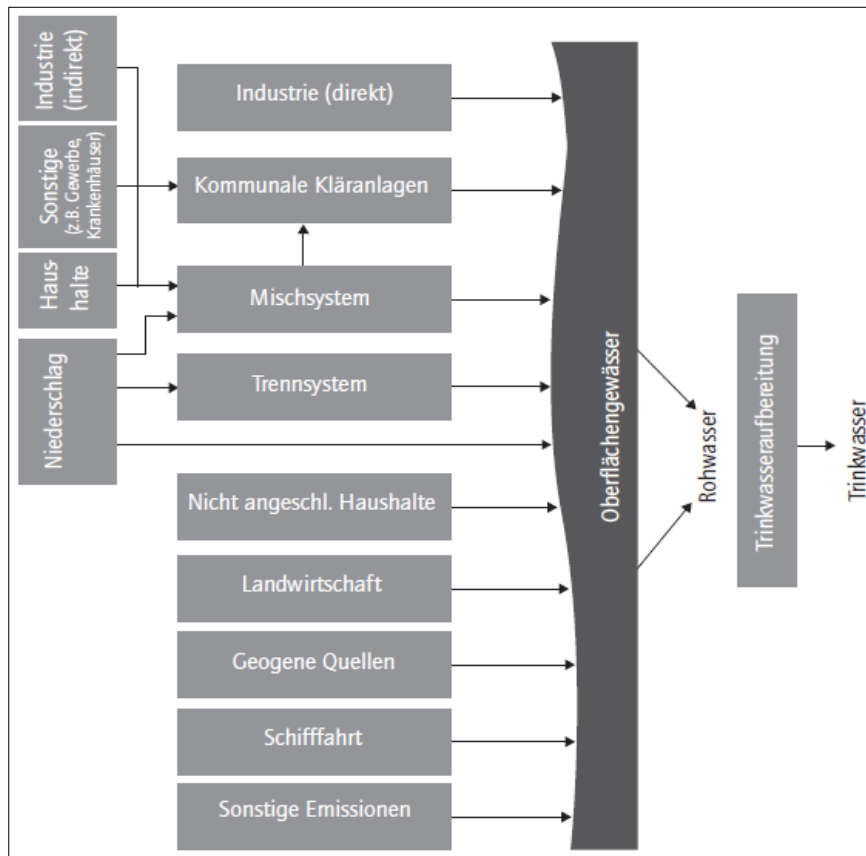


Abb. 1: Eintragspfade von Mikroschadstoffen in das Trinkwasser (Bergmann, A., 2011)

2.4 Eintragsdynamik der Mikroschadstoffe

Humanarzneimittel und Haushaltschemikalien werden vorwiegend anhaltend und gleichmäßig verwendet. Daher erfolgt auch ein kontinuierlicher Eintrag dieser Mikroschadstoffe über die Kläranlage in die Gewässer. Jahreszeitliche Schwankungen treten vor allem bei Produkten wie Sonnencremes oder Medikamenten gegen Grippe auf. Der UV-Schutz wird überwiegend im Sommer verwendet. Medikamente gegen Grippe hingegen eher in den Wintermonaten (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012).

Bei diffusen Quellen ist i. d. R. eine deutlich komplexere Eintragsdynamik in die Gewässer zu beobachten. Die Mikroschadstoffe werden dabei vermehrt bei Starkregenereignissen von landwirtschaftlichen Flächen, Hofeinfahrten, Straßen etc. abgeschwemmt. Bei

Trockenwetter ist wiederum kein oder nur ein geringer Eintrag in die Gewässer zu verzeichnen.

Abb. 2 zeigt beispielhaft die Eintragsdynamik von Mikroschadstoffen anhand von Diclofenac und Terbuthylazin. Die beiden Abbildungen sind als Summenkurven dargestellt. Es ist auffällig, dass der Eintrag an Diclofenac in das Gewässer relativ konstant über das Jahr verteilt ist. Der Eintrag erfolgt überwiegend punktuell mit dem Kläranlagenablauf (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012). Das Pflanzenschutzmittel Terbuthylazin hingegen wird im besonderen Maße in den Sommermonaten auf die Felder gebracht. Bei Starkregenereignissen erfolgt eine rasche Abschwemmung des Wirkstoffes. Die Gewässer werden demnach zeitweilig stark belastet.

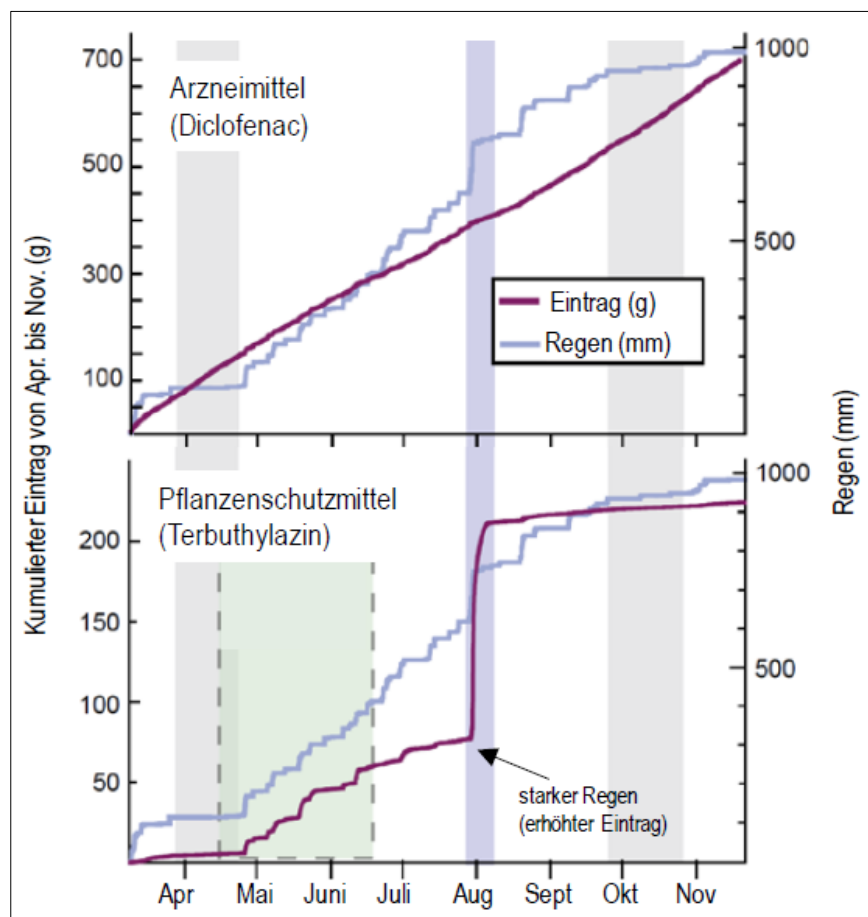


Abb. 2: Eintragsdynamik von Mikroschadstoffen (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012)

3 Gesetzliche Anforderungen

Aufgrund des demografischen Wandels und der Entwicklung neuer Chemikalien und Arzneimittelwirkstoffe, ist zukünftig mit einer stärkeren Belastung der aquatischen Umwelt durch Mikroschadstoffe zu rechnen.

Bisher wurden noch keine gesundheitlichen Beeinträchtigungen aufgrund von Mikroschadstoffen bei der Bevölkerung nachgewiesen. Werden sich allerdings die Konzentrationen von Mikroschadstoffen in den Gewässern erhöhen, dann ist es fraglich, inwieweit sich dies auf die Gesundheit des Menschen auswirken wird.

Um einen Überblick zu den Wassergesetzen bezüglich der Mikroschadstoffe auf EU-, Bundes- und Länderebene zu bekommen, wird im Folgenden anhand von Abb. 3 eine Übersicht dargestellt.

EU-Ebene	Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) 2000/60/EG (2000)	Prioritäre Stoffliste Richtlinie 2008/105/EG (2008)	Richtlinie 2013/39/EU (2013)
Nationale-Ebene	Oberflächengewässerverordnung (OGewV) (2011)	Wasserhaushaltsgesetz (WHG) (2009)	
Länder-Ebene		Landes Wassergesetz (LWG) (1995)	

Abb. 3: Übersicht der Wassergesetze auf EU-, Nationaler und Länderebene

Die europäische Union hat zum Schutz der Gewässer die neue Richtlinie 2013/39/EU verkündet. Dabei wurden verschiedene Inhalte, die sich auf die EU-Richtlinien 2000/60/EG (EU-WRRL) sowie 2008/105/EG (Liste der prioritären Stoffe) beziehen, entsprechend angeglichen. Die neue, von der europäischen Union veröffentlichte Richtlinie 2013/39/EU ist am 13.09.2013 in Kraft getreten und muss bis zum 14.09.2015 in nationales Recht umgesetzt werden (Städte und Gemeindebund NRW, 2013).

Die EU, die als Gesetzgeber der WRRL die Liste der prioritären Stoffe vorgibt, hat das oberste Ziel, entsprechend formulierte Grenzwerte dieser Stoffe in Gewässern einzuhalten. Bei prioritären Stoffen handelt es sich um Chemikalien, die im besonderen Maße für den Menschen und für andere Lebewesen gefährlich sind. Diese Substanzen haben eine bioakkumulierende Wirkung. Zudem sind sie als toxisch und sehr persistent eingestuft.

Die Liste der prioritären Stoffe umfasste bisher 33 Stoffe. Die neue EU-Richtlinie 2013/39/EU beinhaltet nun 12 weitere Stoffe, die mit in die EU-Liste aufgenommen werden sollen. Inbegriffen sind dabei Pflanzenschutzwirkstoffe, Wirkstoffe in Biozid-Produkten, Industriechemikalien sowie Nebenprodukte von Verbrennungsprozessen. Die für diese 12 Stoffe einzuhaltenden Grenzwerte sollen ab dem Jahr 2018 für die Gewässer gelten (Städte und Gemeindebund NRW, 2013).

Neben der Erweiterung der Liste der prioritären Stoffe werden die EU-Mitgliedsstaaten durch die neue Richtlinie dazu verpflichtet, der EU-Kommission bis zum Jahr 2018 zusätzliche Maßnahmen- und Überwachungsprogramme vorzulegen. Ziel soll es sein, einen chemisch guten Zustand aller Oberflächengewässer bis zum Jahr 2027 zu erreichen. Dabei sollen die 12 neu vorgegebenen Stoffe einen von der EU festgelegten Grenzwert unterschreiten (Städte und Gemeindebund NRW, 2013).

Darüber hinaus wird durch die Richtlinie eine sogenannte Beobachtungsliste (watch list) eingeführt. Auf dieser Liste sollen von der EU-Kommission Stoffe aufgeführt werden, die hinsichtlich der Gewässerbelastung als umweltrelevant eingestuft werden. In der Richtlinie werden für die Beobachtungsliste die drei Stoffe Diclofenac, 17- α -Östradiol sowie 17- β -Ethinylöstradiol aufgeführt. Diese von der EU-Kommission aufgestellte Liste kann künftig bis zu 14 Stoffe beinhalten. Aufgabe der EU-Mitgliedsstaaten ist es, die Konzentration der aufgeführten Stoffe im Gewässer zu überwachen. (Europäisches Parlament, 2013).

Die Beobachtungsliste wurde von der Kommission zum 14.09.2014 erstmals erstellt. Eine Aktualisierung erfolgt alle 2 Jahre. Bei der Aktualisierung der Liste streicht die Kommission alle Stoffe, bei denen eine Risikobewertung ohne zusätzliche Überwachungsdaten durchgeführt werden kann. Der Zeitraum für eine kontinuierliche Überwachung eines Stoffes darf im Hinblick auf die Beobachtungsliste einen Zeitraum von vier Jahren nicht überschreiten (Richtlinie 2013/39/EU, 2013).

Als deutsche Gesetzgebung ist im Hinblick auf Mikroschadstoffe die Oberflächengewässerverordnung (OGewV) zu nennen, die die bisherigen Anforderungen aus den EU-Richtlinien (2000/60/EG und 2008/105/EG) in nationales Recht darstellt. Die OGewV beschreibt in deren „Anlage 5“ 162 Schadstoffe inkl. der prioritären Stoffe. Ein Schadstoff ist nach der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ein Stoff, der zu einer maßgebenden Verschmutzung im Gewässer führen kann. Für diese Stoffe, welche in der Liste der Oberflächengewässerverordnung geführt werden, gibt es UQN-Werte (UQN - Umweltqualitätsnormen) für oberirdische Gewässer. Dort sind Grenzwerte, bezogen auf die Wasserphase, festgelegt. Anhand dieser vorgegebenen Grenzwerte soll der

ökologische Zustand eines Gewässers beurteilt werden. Es wird unterschieden zwischen Jahresmittelwerten (JD-UQN) und zulässige Höchstkonzentrationen (ZHK-UQN) der jeweiligen Schadstoffe. Für Mikroschadstoffe hinsichtlich der Humanmedizin oder verschiedener Industriechemikalien wurden national noch keine Grenzwerte festgelegt.

Im Landeswassergesetz (LWG) von Nordrhein-Westfalen sind bezüglich der Mikroschadstoffe noch keine konkreten Aussagen getroffen worden. In naher Zukunft kann aber mit einer Verschärfung der Grenzwerte im Hinblick auf Humanarzneimittel, Industriechemikalien oder Pflegeprodukte gerechnet werden.

Da es für viele anthropogene Mikroschadstoffe noch keine Umweltqualitätsnormen (UQN) gibt, können Richtwerte für Qualitätskriterien der Schweiz als Orientierung herangezogen werden. Das Ökotoxzentrum in Zürich, das diese Qualitätskriterien für ökologisch relevante Schadstoffe festgelegt hat, unterscheidet dabei zwischen akuten und chronischen Grenzwerten. Akut bedeutet in diesem Fall, dass es bereits nach 96 Stunden oder früher zu einer Schädigung von aquatischen Organismen kommt. Chronische Grenzwerte sind gekennzeichnet durch geringe Konzentrationen und langanhaltende Schadstoffaussetzung (Köhler, D., 2013).

Die Grenzwerte wurden vom Ökotoxzentrum so gewählt, dass der PNEC (predicted no effect concentration) bei mittlerem Niedrigwasserabfluss (MNQ) im Fließgewässer eingehalten wird. Die in der Oberflächengewässerverordnung (OGewV) festgelegten 162 Schadstoffe beziehen sich dagegen auf Jahresmittelwerte (JD-UQN) oder auf zulässige Höchstkonzentrationen (ZHK-UQN) im Gewässer (Köhler, D., 2013).

Wie die zuvor beschriebenen Gesetze und Verordnungen darlegen, gibt es für Deutschland bisher keine konkreten Vorgaben für eine Einhaltung von Grenzwerten bezüglich der Mikroschadstoffe. Dennoch wird es in naher Zukunft aufgrund der zunehmenden Gewässerbelastung eine Festlegung u. a. für Arzneimittelwirkstoffe, Industriechemikalien etc. geben.

4 Verfahren der Mikroschadstoffentfernung

Gemäß dem heutigen Stand der Technik sind Kläranlagen in Deutschland mit bis zu drei Behandlungsstufen ausgerüstet. Dabei ist die Elimination von Nährstoffen (Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor) sowie umweltrelevanter Schadstoffe von großer Bedeutung.

Verfahrenstechnische Komponenten der ersten Stufe sind u. a. der Rechen, der Sandfang sowie meist die Vorklärung. Diese werden als mechanische Reinigungsstufe bezeichnet. Das Herzstück der zweiten Verfahrensstufe ist die biologische Reinigungsstufe. An dieser Stelle werden überwiegend Kohlenstoffverbindungen abgebaut. In der dritten Stufe, die auch als chemische Reinigungsstufe gekennzeichnet ist, können u. a. Stickstoff-, und Phosphorverbindungen sowie schwer abbaubare Stoffe, Schwermetalle und Salze entfernt werden. Während der Kohlenstoff, der Stickstoff sowie der Phosphor in dem heutzutage weit verbreiteten und zumeist angewendeten Belebungsbecken abgebaut bzw. umgesetzt wird, erfolgt die Elimination z. B. von Schwermetallen und Salzen oftmals in separaten Behandlungsstufen.

Kläranlagen werden als Haupteinleiter von Mikroschadstoffen in Gewässer eingestuft. Aufgrund der Einleitungen und der dadurch hervorgerufenen zunehmenden Gewässerbelastung werden in Zukunft vierte Reinigungsstufen für kommunale Kläranlagen immer mehr an Bedeutung gewinnen. In diesem Kapitel sollen verschiedene Verfahren der Mikroschadstoffentfernung anhand ihrer Funktionen und Einsatzmöglichkeiten beschrieben werden. Zugleich sind Praxiserfahrungen, die bisher gesammelt wurden, mit einzubeziehen. Aus der Wasser- und Abwasseraufbereitung sowie zahlreichen Industriezweigen sind bereits verschiedene Verfahren bekannt, die für die Elimination von einzelnen Stoffen oder Stoffgruppen eingesetzt werden können.

Generell sind an die Elimination von Mikroverunreinigungen unterschiedliche Anforderungen zu stellen. Im Folgenden werden verschiedene Kriterien, die bei einer Umsetzung einer verfahrenstechnischen Anlage mit betrachtet werden sollen, aufgeführt:

Breitbandwirkung: Diese Anforderung beschreibt die Elimination von möglichst vielen Stoffen und Stoffgruppen anhand eines Verfahrens.

Nebenprodukte: Die Entstehung von Nebenprodukten bei Behandlungsanlagen zur Mikroschadstoffentfernung muss vermieden werden.

Anwendbarkeit: Bei der Anwendbarkeit ist darauf zu achten, dass die Behandlungsanlage zur Entfernung der Mikroschadstoffe in die bereits bestehende Anlage integriert werden kann. Zudem muss sie von dem Betriebspersonal bedient werden können. Eine negative Beeinflussung auf andere zu eliminierende Stoffe darf nicht auftreten.

Kosten / Nutzen: Das Kosten – Nutzen - Verhältnis muss hinsichtlich der Material-, Energie- und Personalkosten vertretbar sein.

Prinzipiell erfolgt die Einteilung der Mikroschadstoffelimination in folgende drei Verfahrensgruppen (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012):

- Adsorptive Verfahren
- Oxidative Verfahren
- Physikalische Verfahren

Neben den zuvor genannten Verfahren gibt es auch biologische Verfahren, welche bei der Mikroschadstoffelimination aber lediglich eine untergeordnete Rolle spielen. Eine gezielte Schadstoffentfernung wird z. B. in dem konventionellen Belebungsbecken nicht erreicht. Es stellen sich allerdings Adsorptionsprozesse an Schlammflocken ein.

Abb. 4 zeigt eine Übersicht über die Verfahren die nach dem heutigen Kenntnisstand geeignet sind.

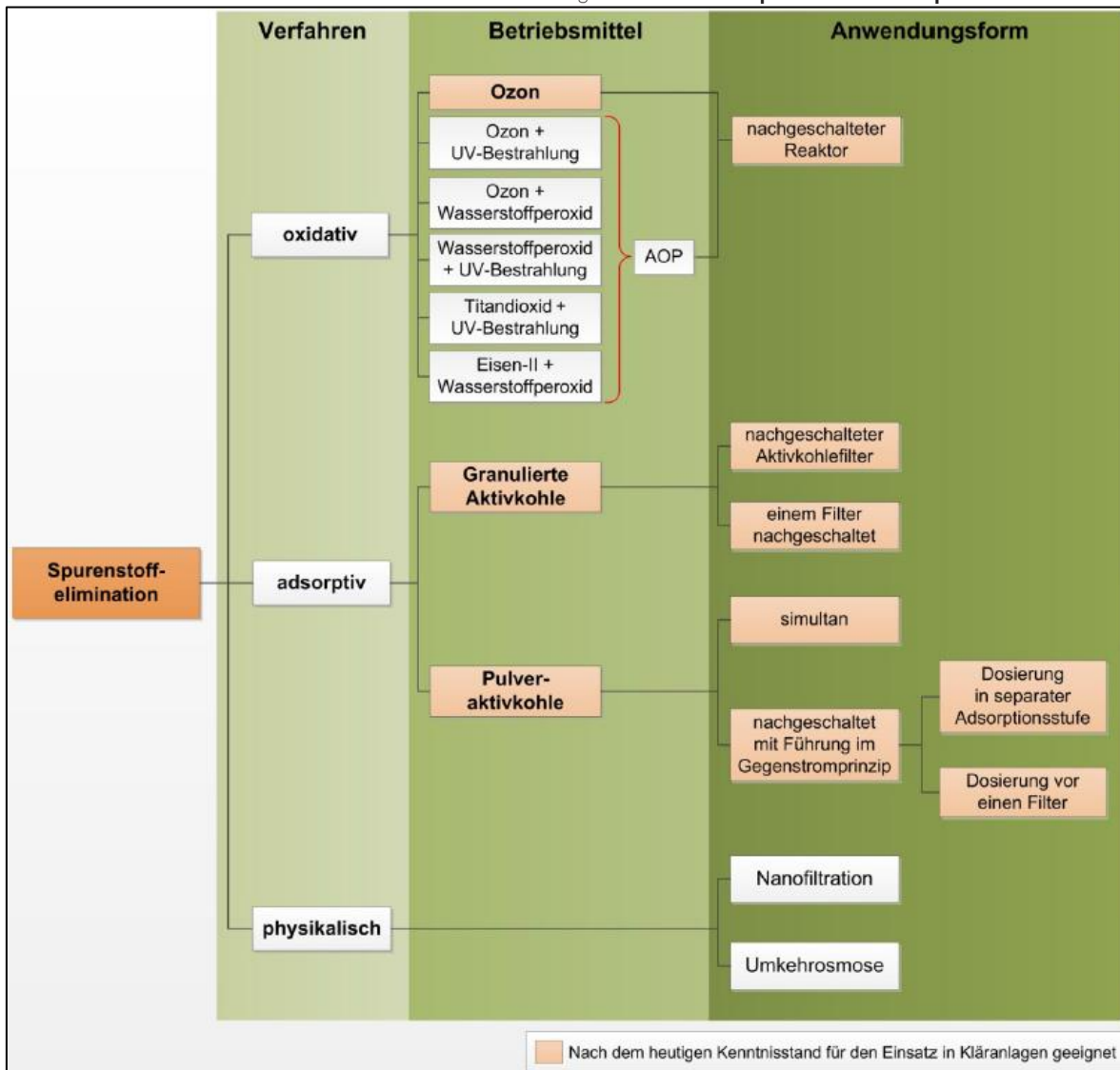


Abb. 4: Übersicht der Verfahren zur Mikroschadstoffelimination (Kompetenzzentrum Spurenstoffe, 2014)

Hinsichtlich der drei Hauptgruppen gibt es jeweils einzelne Varianten und Verfahrenskombinationen. Die für die Mikroschadstoffelimination relevanten Verfahren werden nachfolgend näher erläutert.

4.1 Teilelimination durch biologische Reinigung

Bisher sind nur wenige Kläranlagen in Deutschland mit einer vierten Reinigungsstufe zur Elimination von Mikroschadstoffen ausgestattet. Dennoch wird ein Teil dieser Stoffe in der Biologie eliminiert. Gerade leicht abbaubare organische Substanzen wie z. B. Diclofenac oder das Schmerzmittel Ibuprofen können in der biologischen Reinigungsstufe aufgrund ihrer Eigenschaften abgebaut oder zu Transformationsprodukten umgewandelt werden. Demgegenüber werden schwer abbaubare Verbindungen (z. B. Röntgenkontrastmittel) gar

nicht oder nur unzureichend eliminiert. Abb. 5 zeigt die Eliminationsleistung ausgewählter Mikroschadstoffe für Kläranlagen mit Nitrifikation ($t_{TS} = \text{rd. } 10 \text{ d}$) sowie ohne Nitrifikation ($t_{TS} = \text{rd. } 1 - 4 \text{ d}$). Dabei wird unterschieden in schwer abbaubare Stoffe und abbaubare Stoffe. Die Darstellung der Elimination erfolgt anhand von sechs Mikroschadstoffen. Es wird deutlich, dass die Entfernrungsrate und somit die Eliminationsleistung im Mittel bei Kläranlagen mit Nitrifikation höher ist als bei Kläranlagen ohne Nitrifikation. Der Grund dafür liegt in speziell notwendigen Organismenkulturen, welche sich erst bei höheren Schlammaltern entwickeln können (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012) und (Dahlem, 2013)

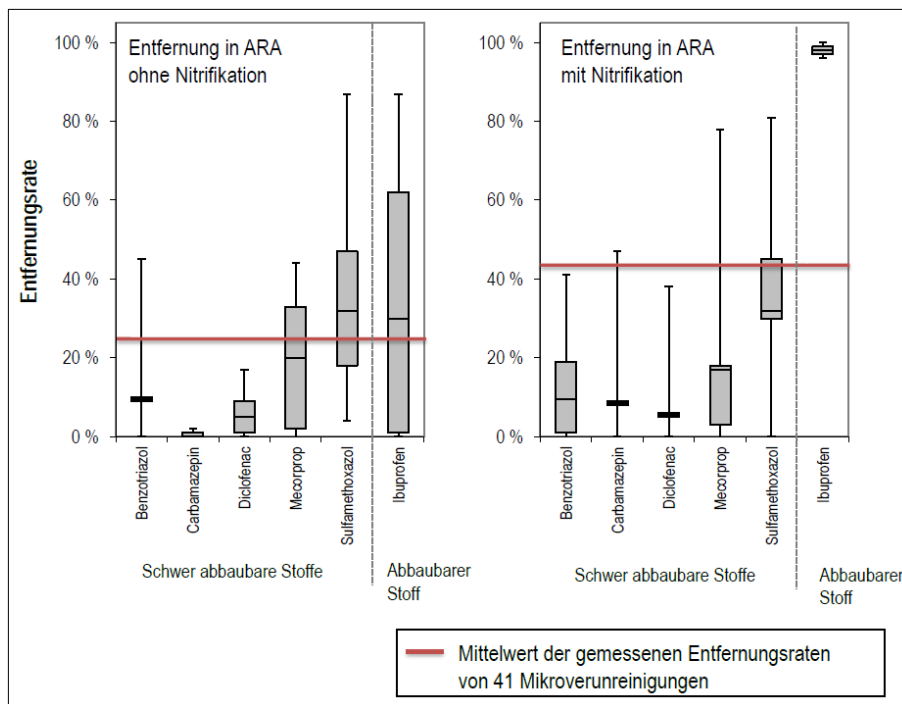


Abb. 5: Eliminationsleistung von sechs relevanten Mikroschadstoffen (Abegglen, C., 2010)

Bei anderen Substanzen erfolgt eine Sorption an Schlammflocken. Als konkretes Beispiel für einen Stoff mit einer hohen Sorptionskonstante ist das Antibiotikum Norfloxacin oder der Duftstoff Galaxolide zu nennen. An dieser Stelle wird ein großer Teil des Mikroschadstoffes durch Anlagerung an die Schlammflocke aus dem Abwasser entfernt. Die Eliminationsrate liegt zwischen 40 % - 80 %. Niedrige Sorptionskonstanten weisen z. B. organische Spurenstoffe wie Diclofenac, Carbamazepin oder Iopamidol auf. Hierbei liegt der Sorptionskoeffizient K_d bei $< 0,1 \text{ L/gSS}$. Der Sorptionskoeffizient beschreibt diesbezüglich die Aufnahmefähigkeit von Mikroschadstoffen an Belebtschlammflocken.

Abb. 6 zeigt den Zusammenhang zwischen dem Sorptionskoeffizienten K_d , der Schlammichte und dem sorbierten Anteil. Es wird deutlich, dass die Sorption sehr

substanzspezifisch und die Eliminationsleistung von der produzierten Schlammmenge abhängig ist (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012).

Aufgrund der Adsorptionsfähigkeit und der daraus resultierenden hohen Schadstoffbelastung des Klärschlammes, ist die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung kritisch zu hinterfragen.

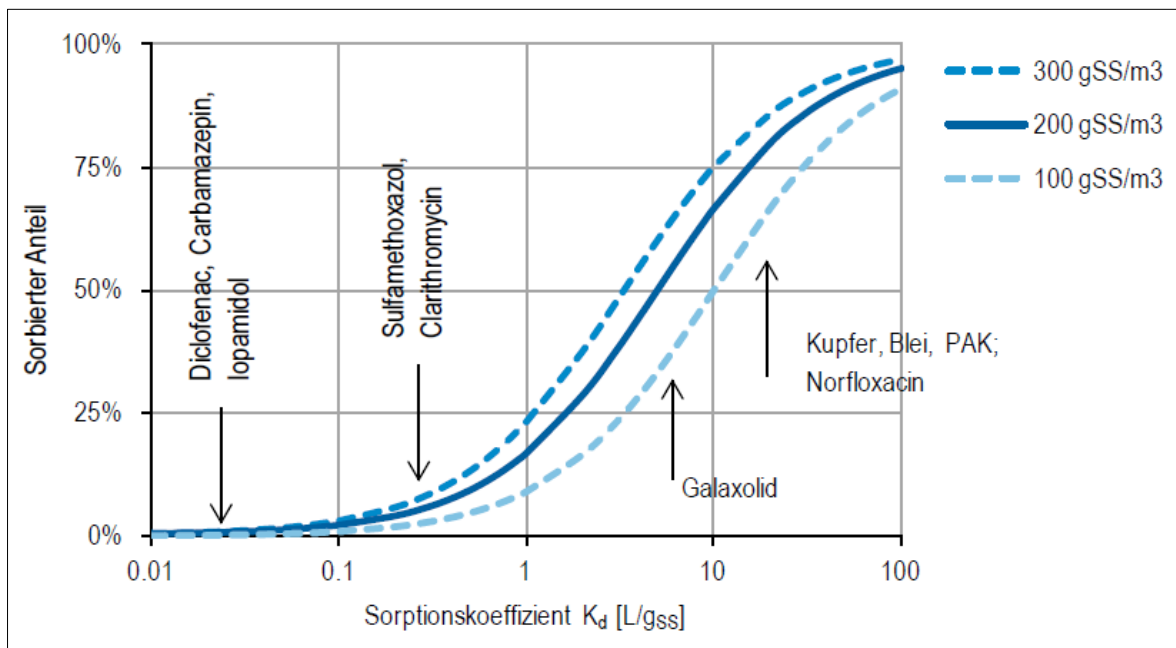


Abb. 6: Sorptionsfähigkeit einzelner Mikroschadstoffe an den Belebtschlamm (Joss A., et al., 2004)

Wie hoch der Abbaugrad bzw. die Sorptionsleistung ist, hängt im Wesentlichen von der Stoffeigenschaft und des Ausbaugrades der Kläranlage (Nitrifikation, Denitrifikation, aerobe Schlammstabilisation) ab. Des Weiteren ist die Verteilungseigenschaft zwischen Feststoff und Wasserphase sowie das Schlammalter von Bedeutung. (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012).

Viele Stoffe, wie u. a. das Röntgenkontrastmittel Iopamidol oder das Antiepileptikum Carbamazepin werden in der biologischen Reinigungsstufe einer Kläranlage nicht abgebaut. Diese weisen sowohl im Kläranlagenzulauf als auch im -ablauf die gleiche Konzentration auf.

Weitreichende Messungen auf verschiedenen Kläranlagen haben gezeigt, dass gezielte Reduktionen von Mikroverunreinigungen auf konventionellen Belebungsanlagen nicht möglich sind. Hinsichtlich der Gewässerbelastung sollte an dieser Stelle eine vierte Reinigungsstufe in Erwägung gezogen werden. Im Folgenden werden die Vor- und

Nachteile der unkontrollierten biologischen Mikroschadstoffelimination zusammenfassend dargestellt:

Vorteile:

- + kein zusätzlicher bau- und maschinentechnischer Aufwand
- + keine Erhöhung der Betriebskosten
- + Adsorption von Spurenstoffen an Schlammflocken möglich

Nachteile:

- Eliminationsleistung abhängig vom Schlammalter
- keine gezielte Mikroschadstoffelimination möglich

4.2 Adsorptive Verfahren

Das mit Mikroschadstoffen verunreinigte Abwasser wird bei diesem Verfahren mit Adsorbentien wie z. B. Aktivkohle (Pulveraktivkohle oder granuliert Aktivkohle) in Kontakt gebracht. Diese üblicherweise eingesetzten Adsorbentien weisen mit $> 1.000 \text{ m}^2/\text{g}$ eine große Kontaktfläche auf. Die Verunreinigungen lagern sich an der Oberfläche an und werden so aus dem Abwasser entfernt. Das mit Mikroverunreinigungen beladene Adsorbens kann im Falle von GAK aufbereitet bzw. regeneriert werden. Heutzutage wird Aktivkohle überwiegend in der Trinkwasseraufbereitung, in industriellen Reinigungsprozessen sowie in der Abwassertechnik zur Elimination von persistenten Stoffen (Farbstoffe, AOX etc.) eingesetzt.

Die einzusetzende Aktivkohle unterscheidet sich in ihrer Größe und Kornstruktur folgendermaßen (Eilers, L., 2001):

- Pulveraktivkohle (PAK) → Körnung $< 0,045 \text{ mm}$
- Granulierte Aktivkohle (GAK) → Körnung $0,5 \text{ mm} - 4 \text{ mm}$

Die Effektivität der Adsorption eines Stoffes oder einer Stoffgruppe hängt im Wesentlichen von den Eigenschaften des Stoffes, von der Abwasserzusammensetzung sowie der zu verwendenden Aktivkohle ab.

4.2.1 Mikroschadstoffelimination mit PAK

Für den Einsatz von Pulveraktivkohle gibt es drei Varianten. Der Eintrag kann entweder in einem nachgeschalteten Reaktor, vor einem Sandfilter oder direkt in das Belebungsbecken erfolgen. Die dosierte Pulveraktivkohlemenge ist dabei ein entscheidender Faktor zur Elimination von Spurenstoffen. Je höher die dosierte Menge, desto besser sind die Adsorptionseigenschaften und somit die Eliminationsraten. Auch die Kontaktzeit hat eine wesentliche Bedeutung für die Eliminationsleistung.

Für den Einsatz von Pulveraktivkohle ist i. d. R. eine Kontaktzeit von mindestens 20 Minuten ausreichend, um einen Großteil der im Abwasser befindlichen Mikroschadstoffe zu entfernen. Bei längeren Kontaktzeiten wird zwar eine weitere Adsorption von Mikroschadstoffen begünstigt, dennoch verlaufen die Adsorptionsprozesse zunehmend langsamer ab. Ein Adsorptionsgleichgewicht, das einen Gleichgewichtszustand zwischen beladener Pulveraktivkohle und der Konzentration des Adsorptivs beschreibt, stellt sich an dieser Stelle erst nach rd. 8 h - 48 h ein. Solch lange Kontaktzeiten lassen sich hinsichtlich der dafür notwendigen Anlagendimensionierung nicht realisieren (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012).

Pulveraktivkohle kann auf allen kommunalen Kläranlagen eingesetzt werden. Um eine effektive Eliminationsrate zu erzielen, sollte allerdings die Abwasserzusammensetzung im Vorfeld bekannt sein. Andernfalls kann beispielsweise bei Anwesenheit von diversen Industriechemikalien die gewünschte Eliminationsleistung der Pulveraktivkohle stark abnehmen.

Auch ist eine weitgehende Vorreinigung des Abwassers von Vorteil, da sich gerade die organische Hintergrundmatrix an die Pulveraktivkohle anlagert und demnach die Adsorptionsfähigkeit für Mikroschadstoffe eingeschränkt wird (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012).

Es gibt zwei Möglichkeiten eine zielgerichtete PAK-Dosierung vorzunehmen. Die Pulveraktivkohle wird i. d. R. in einem Silo gelagert. Für die Dosierung erfolgt zunächst eine Wägung, anschließend wird die Pulveraktivkohle durch ein Schneckenrad und eine Schneckenpumpe in einen Wasserstrahl (Wasserstrahlpumpe) eingemischt und als Suspension dem Abwasser zugegeben. Eine andere Möglichkeit besteht darin, eine Suspension (PAK und Wasser) in einem Ansetzreaktor anzusetzen und nach Ablauf einer entsprechenden Ansetzzeit die Suspension in dem jeweiligen Einsatzort einzuleiten. Bei einem nachgeschalteten Verfahren (adsorptive Reinigungsstufe mit Kontaktreaktor) ist eine Dosiermenge von rd. 10 - 20 mg/l als ausreichend anzusehen. Erfolgt hingegen eine

Dosierung direkt in das Belebungsbecken (Integrative Variante), wird aufgrund der organischen Hintergrundbelastung die doppelte bis dreifache Menge an Pulveraktivkohle benötigt. Versuche zeigten übliche Dosiermengen von 20 mg/l - 50 mg/l (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012).

Bei der Integrativen Variante befindet sich die Pulveraktivkohle direkt im Belebtschlamm und ist damit auch im Überschussschlamm vorhanden. Da sich die im Abwasser befindlichen Mikroschadstoffe an die Pulveraktivkohle anlagern, darf an dieser Stelle keine landwirtschaftliche Klärschlammverwertung erfolgen. Der Überschussschlamm ist nach entsprechender Entwässerung einer thermischen Verwertung zuzuführen.

Abb. 7 zeigt ein Diagramm zur Mikroschadstoffelimination. Dabei werden verschiedene PAK-Dosiermengen (10 mg/l und 20 mg/l) für unterschiedliche Varianten betrachtet. Grundsätzlich ist Variante „V 1 Biologie + Adsorptive Reinigungsstufe“ hinsichtlich der Spurenstoffelimination am effektivsten. Beim Einsatz von 10 mg PAK/l werden gegenüber Variante „V 2 Biologie + Sandfilter“ und „V 3 Biologie“ gute Eliminationsleistungen erzielt. Werden 20 mg PAK/l dosiert, erhöht sich gegenüber der Dosierung mit 10 mg PAK/l die Eliminationsleistung nur geringfügig. Neben der Elimination spielt die Wirtschaftlichkeitsbetrachtung eine entscheidende Rolle. Die Pulveraktivkohle ist der entscheidende Faktor bei den Betriebsmittelkosten. Bei doppelter Einsatzmenge verdoppeln sich folglich auch die Betriebsmittelkosten. Daher sollte im Vorfeld festgelegt werden, wie hoch der Anspruch an die Eliminationsleistung ist.

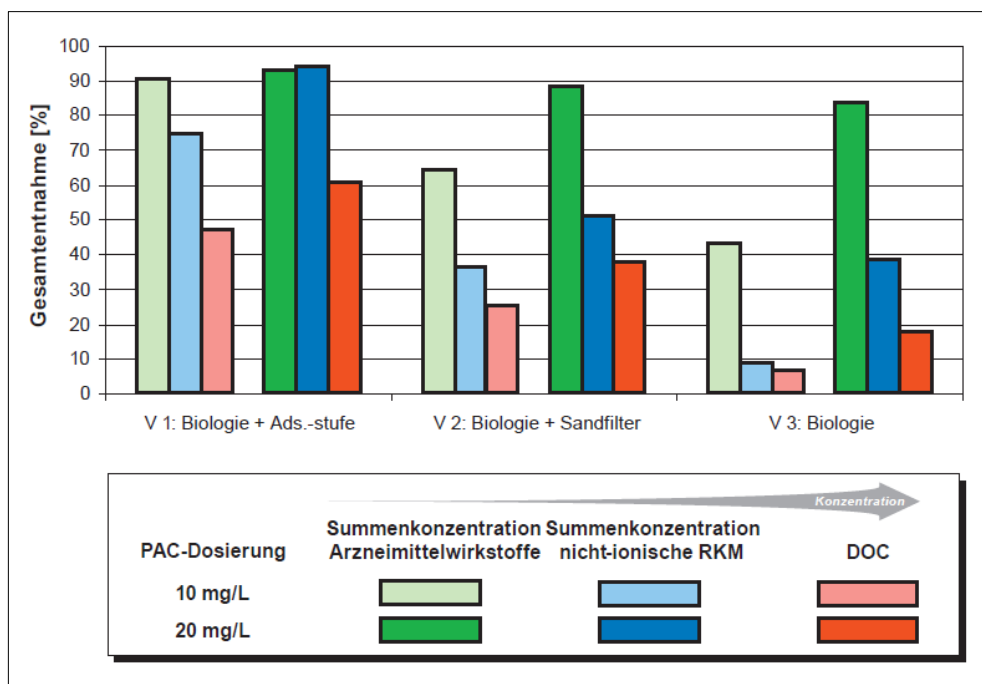


Abb. 7: Spurenstoffelimination mittels PAK-Dosierung (Metzger, S., 2010)

Ein weiterer und bei der Anlagenkonfiguration elementarer Faktor ist die Schlammproduktion, die im Mittel bei rd. 40 g TS/(EW·d) liegt. Dieser Wert setzt sich aus einem im Belebungsbecken (mit Nitrifikation) vorhandenen Schlammalter von 10 Tagen, sowie beispielhaft einer Simultanfällung zusammen. Unter der Annahme, dass Abwassermengen inkl. Fremdwasser von rd. 0,2 m³/(EW·d) anfallen, ergibt sich bei kommunalen Kläranlagen eine tägliche Schlammproduktion von rd. 200 g TS/m³ (ATV-DVWK-M 368, 2003).

Neben der eigentlichen PAK-Dosierung ist auch die Zugabe von Fäll- und Flockungshilfsmitteln von Bedeutung. Fällmittel wie z. B. FeCl₃, können die Absetzeigenschaften der PAK verbessern und werden daher u. a. bei der Dosierung vor einer Filtrationsstufe oder bei nachgeschalteten Adsorptionsstufen eingesetzt. Flockungshilfsmittel führen hingegen zu deutlich verbesserten agglomerierenden Eigenschaften der PAK. Sie werden ausschließlich bei nachgeschalteten adsorptiven Verfahren eingesetzt.

Durch eine PAK-Dosierung von 10 mg/l sowie eine Fällmitteldosierung von 0,1 – 0,4 g Fe/g PAK erhöht sich die Schlammproduktion im Mittel um rd. 5 – 10 %. Bei Einsatz von PAK zeigen sich verbesserte Absetz- und Entwässerungseigenschaften des Belebtschlammes (MKULNV, 2011) und (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012). Der zusätzliche Energiebedarf für eine PAK-Stufe (z. B. adsorptive Stufe mit Kontaktreaktor) ist relativ gering. Übliche Energieverbräuche liegen bei rd. 0,01 – 0,05 kWh/m³ bezogen auf den Abwasserzulauf der Kläranlage. Die wesentlichen Verbraucher sind dabei die Rührwerke im Kontaktreaktor sowie die Pumpen für die Rezirkulation (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012).

Im Folgenden werden die Vor- und Nachteile zusammengefasst und ergänzend zu den Erläuterungen im Text aufgeführt:

Vorteile:

- + Breitbandwirkung
- + CSB-Reduktion
- + keine Hemmung der Nitrifikation (Bei PAK Dosierung in das Belebungsbecken)
- + Anpassung der Dosierung möglich
- + weitergehende P-Elimination beim Einsatz von Fällmittel (z. B. FeCl₃)
- + großtechnische Betriebserfahrungen vorhanden
- + Verbesserte Absetz- sowie Entwässerungseigenschaften des Klärschlammes aufgrund der PAK

- + Erhöhung des Klärschlammheizwertes

Nachteile:

- großes Bauvolumen (bei PAK-Dosierung in das Belebungsbecken und bei nachgeschalteter adsorptiver Reinigungsstufe)
- großer apparativer Aufwand
- Polymer- und Fällmitteleinsatz
- polare Stoffe (gut in Wasser löslich) werden nicht ausreichend reduziert
- Eintretende Konkurrenzadsorption (z. B. bei PAK-Dosierung in das Belebungsbecken)
- keine landwirtschaftliche Klärschlammverwertung möglich
- keine Reaktivierung der Kohle möglich

4.2.1.1 Pulveraktivkohledosierung vor eine Filtrationsstufe

Eine Möglichkeit um Mikroschadstoffe aus dem Abwasser zu eliminieren, ist die Zugabe von PAK vor eine Filtrationsstufe. Diese ist oftmals als Sandfiltration ausgebildet. Dabei dient der Filterüberstau des vorhandenen Sandfilters als Reaktionsraum. Um einen Rückhalt der PAK zu gewährleisten, wird vor dem Sandfilter ein Fällmittel zugegeben. Dabei erfolgt eine Zusammenführung kleiner PAK-Partikel, sodass dadurch ein verbesserter Rückhalt im Filter herbeigeführt wird.

Das bei der Rückspülung erzeugte Rückspülwasser wird zur Ausnutzung der restlichen Adsorptionskapazität in die biologische Reinigungsstufe geleitet. Ein Teil des Kohleschlammes wird als Überschussschlamm aus dem System entfernt (Metzger, S., 2010). Abb. 8 zeigt das Grundprinzip der Pulveraktivkohledosierung vor einen Sandfilter.

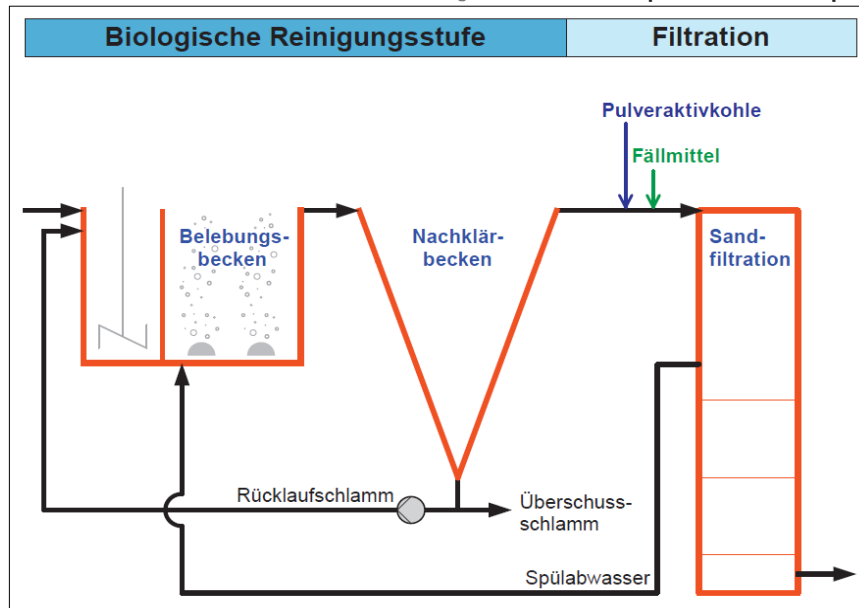


Abb. 8: Pulveraktivkohledosierung vor einem Sandfilter (Metzger, S., 2010)

Um eine ausreichende Reinigungsleistung zu erzielen, sind aufgrund des kleinen Reaktionsraumes (Filterüberstau) und der dadurch vergleichsweise geringen Aufenthaltszeit höhere Pulveraktivkohlemengen notwendig, als bei anderen Reinigungsverfahren mit PAK (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012).

Großtechnische Versuche dieses Verfahrens wurden z. B. auf dem Klärwerk Wuppertal-Buchenhofen durchgeführt. Dabei erfolgte eine Umrüstung einer Filterkammer ($A_F = 60 \text{ m}^2$). Dieses Forschungsprojekt wurde über einen Zeitraum von 18 Monaten begleitet. Die Gesamtelimination mit PAK-Filter auf dem Klärwerk Wuppertal-Buchenhofen lag beispielhaft für die Stoffe Sulfamethoxazol, Diclofenac und Metoprolol zwischen 70 % - 80 % (Tuttahs & Meyer II, 2014).

4.2.1.2 Pulveraktivkohledosierung in eine adsorptive Reinigungsstufe

Großtechnische Verfahren zeigen, dass mit dem Einsatz von Pulveraktivkohle (PAK) viele Stoffe aus dem Abwasserstrom entfernt werden können. Wie Abb. 9 zeigt, kann eine verfahrenstechnische Behandlungsanlage mit Pulveraktivkohle i. d. R. in bereits bestehende Anlagen integriert werden. Dabei erfolgt die Dosierung des Adsorbens in einen nachgeschalteten zwei- oder dreistufigen Kontaktreaktor. Nach entsprechender Aufenthaltszeit wird in einem Absetzbecken die Pulveraktivkohle von dem gereinigten Abwasser abgetrennt. Um die Absetzeigenschaften der Aktivkohle zu verbessern, werden Fäll- und Flockungsmittel zugegeben (Metzger, S., 2010).

Die in der Absetzkammer sedimentierte Pulveraktivkohle wird als Rücklaufkohle in das erste Becken des Kontaktreaktors bzw. als Überschusskohle in das Belebungsbecken zurückgeführt. Für den Rückhalt der Feinfraktion wird zum Schutz des Vorfluters eine Filtrationsstufe eingebaut. Um ein Ausschwemmen von Feinpartikeln in den Vorfluter zu vermeiden, wird vor dem Sandfilter ein Fällmittel (FM) zugegeben (Prinzip der Flockungsfiltration). Gleichzeitig kann bei unzureichender Reinigungsleistung eine weitere Dosierung von PAK erfolgen. Das bei der Rückspülung anfallende Spülabwasser wird in das Belebungsbecken geleitet.

Ein gewisser Anteil wird als Rücklaufkohle in die erste Kammer des Kontaktreaktors geleitet. Die verbleibende Überschusskohle, die aus dem Absetzbecken abgezogen wird, gelangt zur besseren Ausnutzung der Pulveraktivkohle in das Belebungsbecken. An dieser Stelle wird die PAK mit in den Belebtschlamm eingebaut. Die Entnahme der Pulveraktivkohle erfolgt zusammen mit dem Belebtschlamm (Metzger, S., 2010).

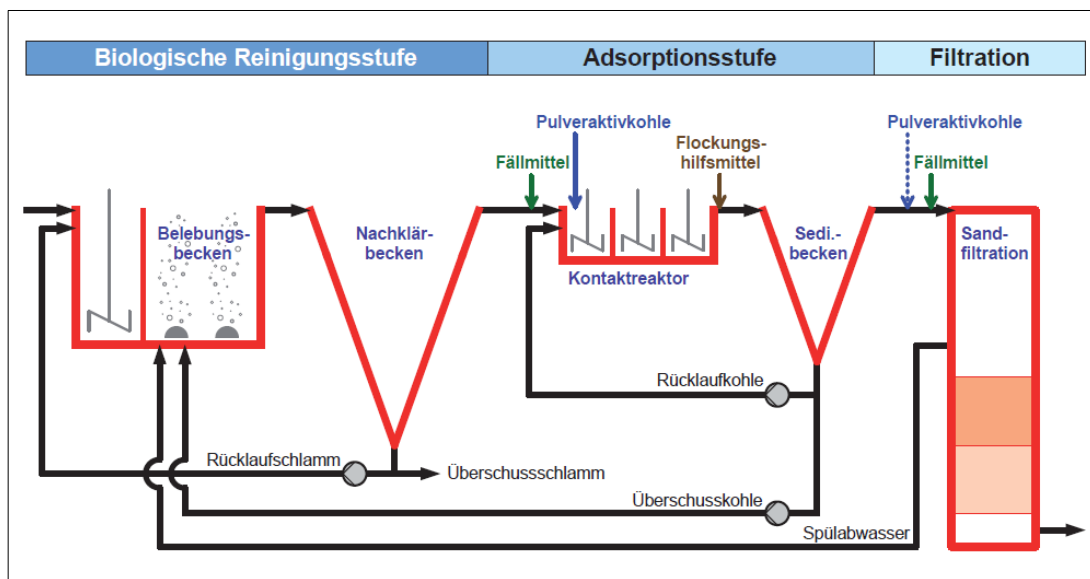


Abb. 9: Pulveraktivkohledosierung in eine adsorptive Reinigungsstufe (Metzger, S., 2010)

Die Variante mit Pulveraktivkohledosierung in eine adsorptive Reinigungsstufe wurde bereits auf mehreren Kläranlagen in Baden-Württemberg umgesetzt. Beispielfhaft sind hierbei die Kläranlagen Mannheim, Kressbronn-Langenargen, Stockarher Aach sowie Böblingen-Sindelfingen zu nennen. Die Eliminationsleistung der Mikroschadstoffe (z. B. Bezafibrat, Diclofenac, Carbamazepin, Metoprolol) liegt bei diesem Verfahren für Mannheim und Böblingen-Sindelfingen bei $> 70\%$. Es wurde eine PAK-Dosierung von 10 mg PAK/l angewandt (Tuttahs & Meyer II, 2014).

4.2.1.3 Pulveraktivkohledosierung in ein Belebungsbecken

Bei dieser Verfahrensvariante wird die Pulveraktivkohle direkt in das Belebungsbecken dosiert. Umgangssprachlich kann an dieser Stelle auch von einer simultanen Pulveraktivkohle-Zugabe gesprochen werden. Die PAK wird i. d. R. aufgrund der Durchmischung direkt in die Nitrifikationszone dosiert und in den sich dort befindlichen Schlamm eingelagert. Der überschüssige Kohleschlamm wird als Überschussschlamm aus dem System entfernt. Das Nachklärbecken ist nach dem Stand der Technik zu bemessen. Bei diesem Verfahren ist i. d. R. keine nachgeschaltete Filtrationsstufe erforderlich. Ein geringfügiger Abtrieb von Pulveraktivkohle in den Vorfluter ist dabei hinzunehmen (Metzger, S., 2010).

Abb. 10 veranschaulicht das Prinzip der Pulveraktivkohledosierung in ein Belebungsbecken.

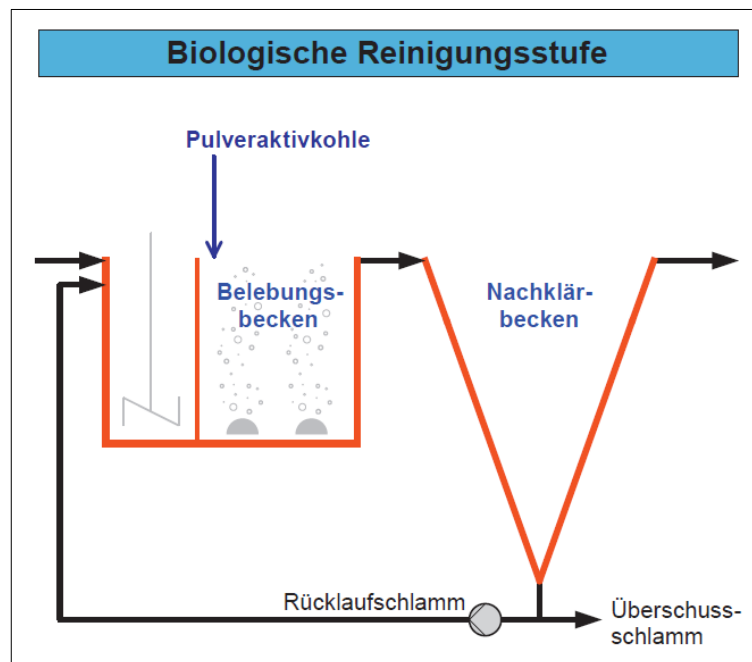


Abb. 10: Pulveraktivkohledosierung in ein Belebungsbecken
(Metzger, S., 2010)

Da sich neben Mikroverunreinigungen auch natürliche organische Verbindungen an Pulveraktivkohle anlagern, ist die Verbrauchsmenge bei Eintrag in das Belebungsbecken deutlich höher als bei Eintrag in einem nachgeschalteten Verfahren. Die Dosiermengen belaufen sich auf rd. 20 – 50 mg/l. Aufgrund des erhöhten Pulveraktivkohleverbrauches steigen die Schlammengen im Vergleich zur Normalsituation um rd. 10 % – 30 %. Bezüglich des hohen PAK-Verbrauches und der daraus resultierenden erhöhten Schlammengen, findet das integrative Verfahren bisher wenig Anwendung (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012).

Großtechnische Untersuchungen für diese Variante wurden bisher auf der Kläranlage Schwerte durchgeführt. Dabei wurden verschiedene Versuchseinstellungen für die PAK-Dosierung vorgenommen. Aus den Untersuchungsergebnissen wird deutlich, dass sich bei einer Dosierung von 5 mg PAK/l Eliminationsprozesse einstellen, eine effektive Reinigungsleistung wird aber dennoch erst bei PAK-Dosiermengen von 25 – 50 mg PAK/l erreicht. Untersucht wurde u. a. die Eliminationsleistung von Metoprolol, Bezafibrat, Carbamazepin, Diclofenac, Benzotriazol, etc. bei einer Hintergrundbelastung von 4,2 mg DOC/l (MKULNV, 2011).

4.2.2 Mikroschadstoffelimination mit GAK

Der Einsatz von granulierter Aktivkohle findet heutzutage u. a. in der Altlastensanierung, der Deponiesickerwasserbehandlung sowie der Trinkwasseraufbereitung Anwendung. Zudem kommt dieses Verfahren in der kommunalen und industriellen Abwasserbehandlung zum Einsatz. Ziel ist eine Elimination von Mikroschadstoffen. Beim Einsatz von granulierter Aktivkohle (GAK) ist darauf zu achten, dass das zu behandelnde Abwasser möglichst feststofffrei ist. GAK-Filter haben eine feststofffilternde Wirkung. Eine hohe Feststoffbeschickung würde ein häufiges Rückspülen erfordern. Deshalb sollten GAK-Varianten nur bei feststoffarmen Abwasser nach dem Ablauf der Nachklärung oder nach einer bestehenden Filtrationsstufe zur Anwendung kommen. (Benstöm, F., 2012).

Ein wesentlicher Vorteil der GAK gegenüber der PAK ist, dass diese Form der Aktivkohleanwendung nicht aus dem Abwasserstrom und folglich nicht aus dem Schlammfad entfernt werden muss (wie z. B. bei der integrativen Variante). Somit tritt keine Steigerung der Entsorgungskosten für den Klärschlamm ein.

Ist die granulierten Aktivkohle gesättigt kann diese aus der Filtrationsstufe entfernt und einer Reaktivierung zugeführt werden. Im Anschluss kann die behandelte GAK wieder eingesetzt werden. Eine landwirtschaftliche Klärschlammverwertung ist bei dieser Variante weiterhin möglich. Nachteilig ist die geringe Kostensicherheit, da die Filterlaufzeit abhängig von der jeweiligen Abwasserzusammensetzung ist. (Benstöm, F., 2012).

Die einzusetzenden GAK-Filter sind als Raumfilter auszustatten. Diese werden mit einer Kontaktzeit von 5 – 30 min bemessen. Die Filtergeschwindigkeit liegt üblicherweise zwischen 5 – 15 m/h. Um eine ausreichende Kontaktzeit sicherzustellen sind Filterbetthöhen von 2 – 4 m einzuhalten (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012).

Eine wichtige Größe für den Betrieb, den Energieverbrauch und die Kosten ist die Filterstandzeit. Aus dieser Angabe wird deutlich, nach wie vielen durchgesetzten Bettvolumen (BVT) die GAK ausgetauscht werden muss. Das Bettvolumen (BVT) ist definiert als

$$BVT = \frac{V_{Abwasser} [m^3]}{V_{GAK} [m^3]}$$

Je größer das BVT gewählt wird, desto länger ist die Filterstandzeit und umso geringer die anfallenden Kosten (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012).

Wann die granulierte Aktivkohle ausgetauscht werden muss, hängt im Wesentlichen von dem Reinigungsziel ab. Konkrete, für die Mikroschadstoffelimination vorgegebene Ansätze, gibt es aufgrund der wenigen Erfahrungen bisher nicht. Näherungsweise wird als „worst-case“ die Behandlung von Spitalabwasser und als „best-case“ die Behandlung von Trinkwasser betrachtet. Um eine Mikroschadstoffelimination von 70 % – 80 % zu erreichen, sollte bei Spitalabwässern (Hintergrundbelastung = 10 mg/l) nach rd. 7.500 BVT die GAK ausgetauscht werden. Bei Trinkwasser (Hintergrundbelastung = 2 mg/l) muss der Austausch nach rd. 30.000 BVT erfolgen (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012).

Um einen Konzentrationsanstieg von Mikroschadstoffen bei ausgeschöpfter Beladungskapazität bezüglich der granulierten Aktivkohle zu vermeiden, können zweistufige Behandlungsanlagen eingesetzt werden. Dabei sind die beiden Stufen üblicherweise in Reihe geschaltet (Benstöm, F., 2012).

Die GAK-Filter sollten in regelmäßigen Zeitabständen rückgespült werden. Das Rückspülwasser ist anschließend der Vorklärung bzw. der biologischen Reinigungsstufe zuzuführen (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012).

Der Energieverbrauch einer GAK-Filtration liegt zwischen 0,01 – 0,05 kWh/m³ und befindet sich somit im Rahmen einer herkömmlichen Sandfiltration (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012).

Durch den Einsatz von GAK-Filtern sind gute Eliminationsleistungen zu erwarten. Die mittleren Eliminationsleistungen bei der Anwendung von GAK liegen bei rd. 70 – 80 %. Insbesondere bei neu eingesetzter unbeladener GAK stellen sich optimale Adsorptionsprozesse ein.

In Abb. 11 lassen sich anhand von drei Mikroverunreinigungen die Eliminationsleistungen in Abhängigkeit der Filterstandzeit (BVT = bed volume treated) beschreiben.

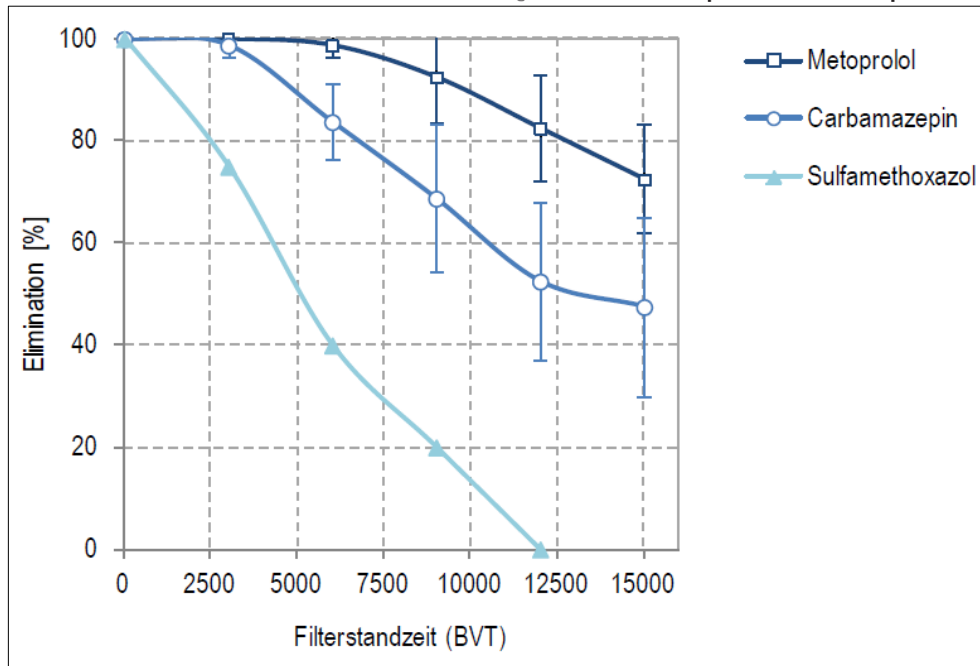


Abb. 11: Elimination in Abhängigkeit der Filterstandzeit für drei Mikroschadstoffe (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012)

Bei allen im Diagramm dargestellten Mikroschadstoffen wird deutlich, dass mit zunehmender Filterstandzeit die Eliminationsleistung abnimmt. Neben der gewünschten Mikroschadstoffelimination, wird die Hintergrundmatrix (DOC) durch die Adsorption an GAK positiv beeinflusst. (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012).

Im Folgenden werden die Vor- und Nachteile der GAK-Filtration zusammenfassend beschrieben.

Vorteile:

- + Breitbandwirkung
- + CSB und DOC-Reduktion
- + höhere Beladungskapazität als PAK
- + Entfärbung des Abwassers möglich
- + weitergehender biologischer Abbau im Filter möglich
- + Reaktivierung der GAK möglich
- + zusätzliche Suspensaentnahme
- + geringer Steuerungs- und Kontrollaufwand

Nachteile:

- polare Stoffe (gut in Wasser löslich) werden nicht ausreichend eliminiert
- Entsorgung oder Regeneration der beladenen GAK
- keine großtechnischen Betriebserfahrungen auf Kläranlagen

4.2.2.1 Verfahrensvarianten mit granulierter Aktivkohle

Das in Abb. 12 dargestellte Verfahrensschema beschreibt zwei Varianten zur Mikroschadstoffelimination durch granuliert Aktivkohle. Zum einen kann die GAK-Filtration in einem Druckkessel erfolgen. Eine andere Verfahrensvariante beschreibt die GAK-Filtration in einer abwärtsdurchströmten Filtrationsstufe.

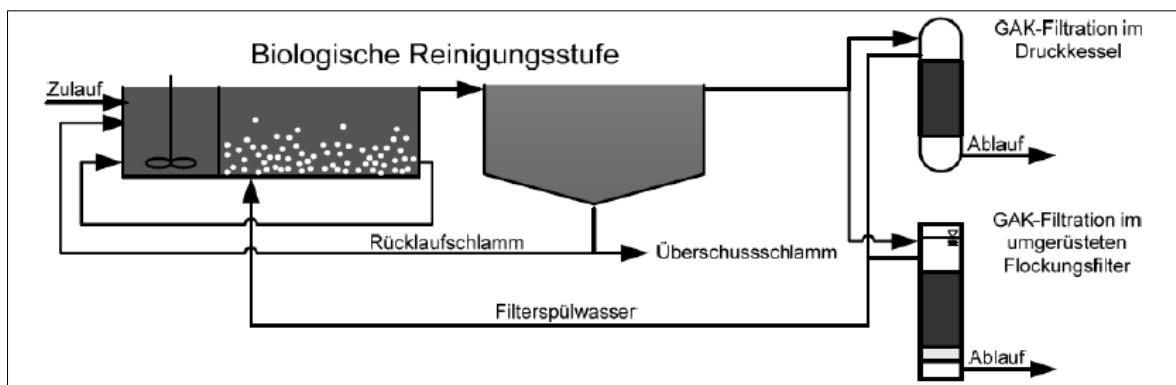


Abb. 12: Filtration mit granulierter Aktivkohle (GAK)
(Mertsch, V., et al., 2013)

I. d. R. ist der Variante 1 (Druckkessel) ein Sandfilter vorzuschalten, um eine Abtrennung der im Abwasser befindlichen Feststoffe zu gewährleisten. Es sind aber auch Mikrosiebe, Tuchfilter etc. denkbar. Der im Fließbild dargestellte Druckkessel dient ausschließlich zur Adsorption von Spurenstoffen. Da kaum noch Feststoffe im Abwasser vorhanden sind, können lange Filtrationsintervalle erreicht werden. Die GAK-Druckkessel werden mit bis zu 3 bar und oftmals abwärts durchströmt betrieben. Eine Rückspülung erfolgt in der Praxis nach einigen Tagen bis hin zu wenigen Wochen, um Strömungskanäle aufzubrechen und Biofilme abzulösen. Das Filtrerrückspülwasser wird in die Nitrifikationszone des Belebungsbeckens geleitet. Der Einsatz des Druckkessels benötigt einen höheren Energieaufwand als die GAK-Filtration. Die Variante des Druckkessels findet im Abwasserreinigungsprozess bislang keine Anwendung (Benstöm, F., 2012).

Variante 2 veranschaulicht die GAK-Filtration. Dabei wird der Filter für gewöhnlich abwärts durchströmt. Oftmals findet dieses Verfahren bei bereits bestehenden, nicht mehr benötigten Flockungsfiltern Anwendung. Um die granuliert Aktivkohle ordnungsgemäß

in den bestehenden Filter einzubauen, muss zuvor die ursprüngliche Filterschicht aus (z. B. Sand oder Hydroanthrazit) entfernt werden.

Um eine dauerhafte Filterwirkung der GAK-Filtration zu ermöglichen, sollte auch an dieser Stelle zuvor eine Suspensaentnahme erfolgen. Dies kann ebenso wie bei Variante 1 in Form eines Mikrosiebes eines Sandfilters oder eines Tuchfilters erreicht werden. Zudem muss die im Filter befindliche GAK in regelmäßigen Zeitabständen durch eine Rückspülung gereinigt werden. Die durch die GAK aufgenommenen Mikroschadstoffe können durch Rückspülprozesse allerdings nicht entfernt werden. An dieser Stelle muss die granulierten Aktivkohle aus der Filtrationsstufe ausgebaut und einer Reaktivierung zugeführt werden (Benstöm, F., 2012).

In der Abwasserbehandlung ist diese Variante bereits für Teilstrombehandlungen auf der Kläranlage Düren-Merken sowie für das Verbandsklärwerk Obere Lutter umgesetzt worden. (Benstöm, F., 2012).

4.3 Oxidative Verfahren

Im Allgemeinen kommen Oxidationsverfahren bei der Desinfektion sowie der Veränderung und Entfernung von anorganischen und organischen Spurenstoffen zum Einsatz (Brendel, G., et al., 2002).

„Bei der chemischen Oxidation gibt das oxidierte Element oder die Verbindung Elektronen ab und geht in eine höhere Wertigkeitsstufe über, die zumeist leichter entfernbar ist. Oxidationsmittel sind somit Substanzen, die Elektronen aufnehmen und dabei selbst reduziert werden“ (Brendel, G., et al., 2002, S. 233).

Werden anthropogene Spurenstoffe oxidiert, entstehen idealerweise Mineralisationsprodukte (CO_2 und H_2O). Anderenfalls wird von dem zu oxidierenden Stoff eine Vielzahl von Transformationsprodukten gebildet. Als ein bekanntes und hoch oxidatives Mittel ist das Ozon (O_3) zu nennen. Im Folgenden werden verschiedene Oxidationsverfahren vorgestellt und beschrieben sowie Vor- und Nachteile zusammenfassend dargestellt:

Vorteile:

- + hohe Breitbandwirkung
- + CSB-Reduktion
- + Anpassung der Dosierung möglich
- + Desinfektion möglich (bei Ozon)
- + Entfärbung möglich (bei Ozon)
- + großtechnische Erfahrungen (bei Ozon)

Nachteile:

- Bildung von Transformationsprodukten
- Bildung des kanzerogenen Bromat (BrO_3^-)
- Erhöhung des BSB_5 nach der Ozonung
- hoher apparativer Aufwand
- hohe Betriebskosten

4.3.1 Ozonung

Ozon ist ein instabiles blaues Gas, und muss mittels Ozonerzeugungsanlage vor Ort auf der zu behandelten Kläranlage hergestellt werden. Das zu erzeugende Ozon wird entweder aus Luftsauerstoff oder aus angeliefertem, reinem Sauerstoff hergestellt. Heutzutage wird Ozon aufgrund des hohen Oxidationsvermögens überwiegend zur Verringerung der Keim- und Bakterienbelastung eingesetzt. Zudem erfolgt eine Anwendung bei organischen sowie anorganischen Wasserinhaltsstoffen. Davon ausgenommen sind Ammonium bzw. Ammoniak (Brendel, G., et al., 2002).

Versuche in der Praxis haben gezeigt, dass durch den Einsatz von Ozon eine hohe Breitbandwirkung besteht. Dadurch kann die durch das Wasser hervorgerufene Toxizität für Wasserlebewesen deutlich reduziert werden. Bei entsprechender Prozessführung können von verschiedenen Mikroschadstoffen Eliminationsraten von 70 % – 80 % oder mehr erreicht werden (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012).

Abb. 13 zeigt die Eliminationsleistungen ausgewählter Mikroschadstoffe bei unterschiedlicher Ozondosis. Es wird deutlich, dass diverse Mikroschadstoffe wie u. a. Diclofenac oder Carbamazepin bereits bei geringen Ozondosierungen nahezu vollständig entfernt werden können. Andere Substanzen wie z. B. Iopromid oder Atrazin werden selbst bei hohen Dosierungen nur geringfügig abgebaut. Im Mittel liegen die Eliminationsleistungen bei rd. 70 % – 80 % (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012).

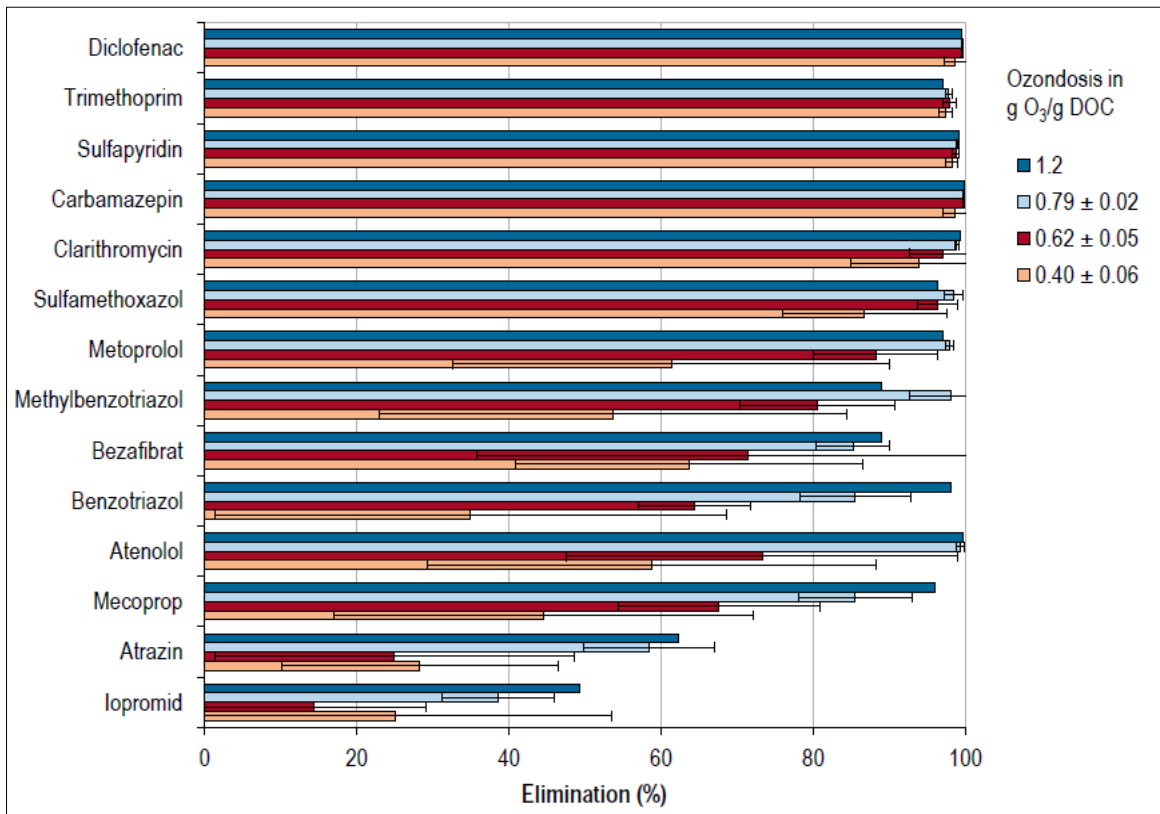


Abb. 13: Abbauleistung bei unterschiedlicher Ozondosierung (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012) Daten aus: (Hollender J., et al., 2009)

Bei der Ozonung entstehen Abbauprodukte, die leichter biologisch abbaubar sind als die ursprünglichen Spurenstoffe. Um diese organischen Verunreinigungen zu eliminieren können nachgeschaltete Verfahren wie z. B. eine Bodenpassage, ein Sandfilter oder eine Aktivkohleadsorption notwendig sein. Dadurch wird die Gewässerbelastung minimiert (Bolle, W., Pinnekamp, J., 2011). Abb. 14 zeigt den prinzipiellen Aufbau einer Ozonungsanlage mit Sandfilter.

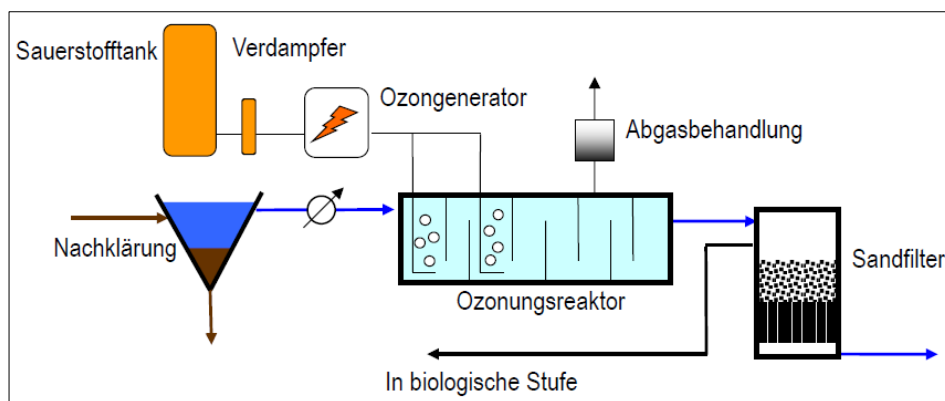


Abb. 14: Verfahrensfließbild einer Ozonungsanlage (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012)

Durch in Abwasser eingetragenes Ozon kann das Metabolit Bromat entstehen. Der Ausgangsstoff ist Bromid und gelangt z. B. durch Schwimmbäder in die Kläranlagen. Je mehr überschüssiges Ozon vorhanden ist, umso höher ist die Gefährdung der Bromat-Bildung. Aufgrund der kanzerogenen Wirkung in der aquatischen Umwelt ist für diesen Stoff in der Trinkwasserverordnung ein Grenzwert von 10 µg/L festgelegt (Bolle, W., Pinnekamp, J., 2011).

Da das Ozon auch mit anderen organischen (DOC) und anorganischen Abwasserinhaltsstoffen (z. B. Nitrit und Nitrat) in Reaktion tritt, sind Ozonungsanlagen erst nach der biologischen Reinigung anzuordnen. Daher ist die weitgehende biologische Reinigung mit ganzjähriger Nitrifikation unerlässlich (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012). Eine wichtige Randbedingung, um eine ausreichende Elimination von Mikroschadstoffen zu erzielen, ist u. a. die Ozondosis. Im Regelfall steigt der Abbaugrad mit zunehmender Dosierung. Die Ozondosierung sollte dennoch nach Durchfluss und DOC-Konzentration geregelt werden.

Des Weiteren ist die Kontaktzeit mit dem zu behandelnden Abwasser ein ausschlaggebender Faktor. Versuche haben gezeigt, dass diese zwischen 10 min und 30 min liegen sollte (Bolle, W., Pinnekamp, J., 2011).

Im Ozonreaktor werden Abwasser und Ozon miteinander in Verbindung gebracht. Die Dimensionierung des Reaktors ist abhängig von der Abwasserzusammensetzung (Gehalt an organischen Stoffen), dem Durchfluss sowie der Ozondosis. Neben den bisher genannten Randbedingungen sind zudem der pH-Wert sowie die Temperatur entscheidend für die Eliminationsleistung (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012).

Um Ozon in den Abwasserstrom einzutragen, werden heutzutage vorwiegend zwei Verfahren genutzt (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012):

- Eintrag über Diffusoren: Dabei wird das ozonhaltige Gas über aus Keramik bestehende Diffusoren in das Abwasser eingetragen. Dabei sollte eine Tiefe von > 4 m eingehalten werden.
- Eintrag über Injektoren: Dabei wird ein Teilstrom des behandelnden Abwassers über Injektoren mit dem ozonhaltigen Gas versetzt. Danach wird dieser Teilstrom mit dem Hauptstrom vermischt.

Für den Einsatz einer Ozonungsanlage kann ein zusätzlicher Energieaufwand von rd. $0,03 - 0,1 \text{ kWh/m}^3$ angenommen werden. Dieser ist u. a. abhängig von den Randbedingungen wie z. B. der Abwasserzusammensetzung, der Anlagengröße sowie ganz entscheidend von der Art der Ozonerzeugung. Zudem hat der Restozonvernichter, die Prozesssteuerung sowie das Eintragssystem Einfluss auf den Energieverbrauch (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012).

Der spezifische Energiebedarf für die Ozonerzeugung mit Restozonvernichtung liegt i. d. R. bei rd. 9 kWh/kg O_3 . Dabei wird an dieser Stelle Reinsauerstoff als Prozessgas für die Ozonerzeugung verwendet (Biebersdorf, N., 2014).

Um die im Abwasser vorhandenen anthropogenen Spurenstoffe um bis zu 80 % zu eliminieren, sollten Ozoneinträge von $3 - 5 \text{ mg O}_3/\text{l}$ im Reaktor erreicht werden. Für die Elimination der DOC-Konzentration sind $0,7 - 1,0 \text{ mg O}_3/\text{mg DOC}$ ausreichend (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012).

Der Ozonreaktor sollte nach Möglichkeit in mehrere, nacheinander durchströmte Kammern aufgeteilt werden. Dabei sind Kurzschlussströmungen und Totzonen zu vermeiden. Um eine dauerhafte Durchmischung mit dem Ozon zu gewährleisten, sind kleine Umlenkkräfte, die eine turbulente Strömung verursachen, zu integrieren. Aus Sicherheitsgründen und zum Schutz des Betriebspersonals muss der Ozonreaktor gasdicht konstruiert werden. Das im Gasraum befindliche Ozon wird zum Restozonvernichter geführt (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012).

Abb. 15 veranschaulicht eine prinzipielle Darstellung eines Ozonreaktors.

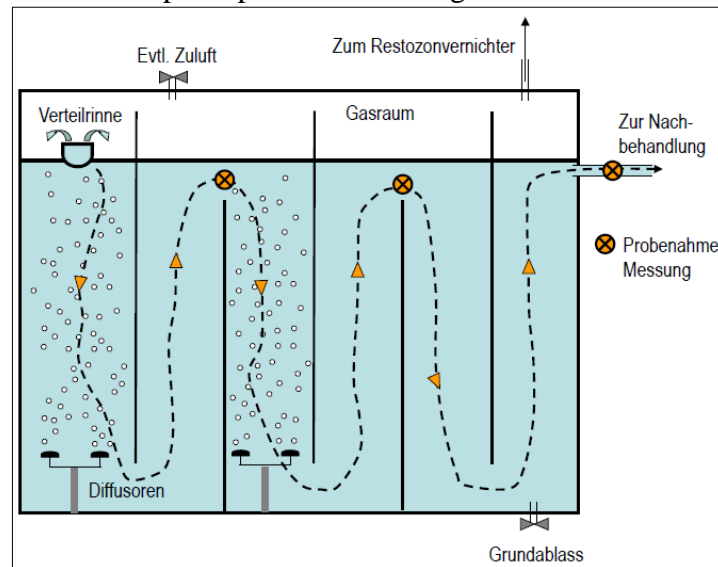


Abb. 15: Darstellung eines Ozonreaktors
(Abegglen, C., Siegrist, H., 2012)

Ozonungsanlagen haben neben der Elimination von Spurenstoffen einen positiven Einfluss auf die Entfärbung sowie auf die Desinfektionswirkung des Abwassers. Des Weiteren nimmt die CSB- sowie DOC-Konzentration in einer nachfolgenden Stufe (z. B. Sandfilter) um bis zu 10 % ab (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012).

Verschiedene Pilotversuche im großtechnischen Maßstab in der Schweiz (Lausanne, Regensdorf) haben gezeigt, dass eine Ozonung die ökotoxikologischen Auswirkungen auf ein Gewässer senkt. Zugleich können Ozonungsanlagen meist unproblematisch in eine bestehende Kläranlage integriert werden. Nachteilig hingegen kann die Ozonung bei Industrie- und Deponiesickerwässern sein, wobei gerade die Bromat Bildung einen nachteiligen Einfluss auf das bestehende Gewässer hat.

4.3.2 Advanced Oxidation Processes (AOP)

„Wird die Bildung der hochreaktiven Hydroxylradikale ($\bullet\text{OH}$) zur chemischen Oxidation der Abwasserinhaltsstoffe gefördert, liegt ein sogenannter Advanced Oxidation Process (AOP) vor. Das hohe Oxidationspotential der $\bullet\text{OH}$ -Radikale ermöglicht eine schnelle und unselektive Oxidation von Verunreinigungen. Da $\bullet\text{OH}$ -Radikale schnell zerfallen, müssen diese vor Ort hergestellt werden“ (Bolle, W., Pinnekamp, J., 2011, S. 32).

Neben der Reaktion mit organischen Mikroverunreinigungen die an dieser Stelle im Vordergrund stehen, gibt es andere nicht wünschenswerte Reaktionspartner. Darin enthalten sind diverse organische Stoffe (DOC) als auch anorganische Verbindungen (z. B. Karbonate). Um den Reaktionsprozess nicht durch unerwünschte Stoffe zu stören, ist eine hinreichende Vorbehandlung des Abwassers unerlässlich (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012).

Das Verfahren des Advanced Oxidation Processes (AOP) wird überwiegend in der Industrieabwasseraufbereitung sowie in der Sanierung belasteter Grundwasservorkommen angewendet. In der kommunalen Abwasserbehandlung gibt es bisher noch keine verfahrenstechnischen Anlagen (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012).

Im optimalen Fall erfolgt durch die OH-Radikale eine komplette Mineralisierung der zu eliminierenden Mikroschadstoffe. Für die Erzeugung der OH-Radikale im zu behandelnden Wasser gibt es eine Vielzahl von Verfahrensvarianten. Diese werden beispielhaft durch Ozon (O_3), Wasserstoffperoxid (H_2O_2) oder Titandioxid (TiO_2) in Verbindung mit UV-Licht produziert. Der für die OH-Radikal-Bildung benötigte Wellenlängenbereich sollte im Bereich von 100 – 200 nm liegen.

Vorteil ist die hohe Breitbandwirkung der verschiedenen Stoffe und Stoffgruppen. Ein wesentlicher Nachteil ist der hohe energetische Aufwand. Dieser liegt um ein Vielfaches höher als bei der Ozonung. Bei dem Verfahren „UV- H_2O_2 “ zur OH-Radikal-Bildung ist z. B. ein energetischer Aufwand von rd. $0,7 \text{ kWh/m}^3$ anzusetzen. Zudem sind die bei der Reaktion mit OH-Radikalen entstehenden Transformationsprodukte als problematisch anzusehen (Katsoyiannis I., et al., 2011).

Bisher wurden noch keine großtechnischen Erfahrungen mit dem Verfahren des Advanced Oxidation Process (AOP) in der Abwasserbehandlung gemacht. Erste Versuche sind im Labormaßstab durchgeführt worden (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012).

4.4 Physikalische Verfahren

4.4.1 Membranverfahren

Bei der Membrantechnologie gibt es verschiedene Verfahren zur partikulären und gelösten Stoffabtrennung. Grundsätzlich wird unterschieden in Mikrofiltration (MF), Ultrafiltration (UF), Nanofiltration (NF) und Umkehrosmose (RO).

Die Mikro- und Ultrafiltration werden bei der kommunalen Abwasserbehandlung u. a. in Membranbioreaktoren (MBR) eingesetzt. Diese Filtrationsarten gehören zu den porösen Membranverfahren. Aufgrund der Anwendung erfolgt ein nahezu vollständiger Feststoffrückhalt. Daher kann ein höherer Trockensubstanzgehalt (TS_{BB}) bei gleichzeitiger Verringerung des Belebungsbeckenvolumens erreicht werden. Zugleich wird durch diese Verfahrensvariante eine komplette Keimrückhaltung erreicht. Eine gezielte Spurenstoffelimination ist bei der Mikro- und Ultrafiltration nicht möglich. Dennoch können Mikroschadstoffe durch Adsorption an Schlammflocken durch die porösen Membranen zurückgehalten werden (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012).

Die Nanofiltration sowie die Umkehrosmose, gehören zu der Kategorie „Dichte Membrane“. Die Nanofiltration wird heutzutage überwiegend zur Industrie- und Trinkwasseraufbereitung eingesetzt, die Umkehrosmose vorwiegend zur Meerwasserentsalzung (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012).

Zu den physikalischen Verfahren der Elimination von Mikroschadstoffen gehören in erster Linie die Filtrationsverfahren „Nanofiltration und Umkehrosmose“. Im Prinzip wird das zu behandelnde Abwasser mit Druck über eine Filterfläche (Membran) geleitet. Die Inhaltsstoffe werden dabei aufgrund ihrer Größe und Ladung zurückgehalten. Erzeugte Retentatmengen müssen entsprechend aufbereitet werden. Das Permeat gelangt, nachdem das Abwasser das Filtrationsverfahren durchlaufen hat, in ein Gewässer. (Brendel, G., et al., 2002).

Bei der Nanofiltration und der Umkehrosmose können viele Stoffe zurückgehalten werden. In der Praxis werden diese Verfahrensvarianten zur Mikroschadstoffelimination allerdings selten praktiziert. Hinsichtlich des entstehenden Retentates müssen für die Behandlung und Entsorgung der zurückgehaltenen Mikroschadstoffe Lösungsmöglichkeiten erarbeitet werden. Zudem sind als negativer Aspekt die im Vergleich zur Aktivkohlebehandlung und Ozonung höheren Kosten zu betrachten. (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012).

Die Rückhaltung der Wasserinhaltsstoffe erfolgt bei der Nanofiltration sowohl durch eine Siebwirkung als auch durch Abstoßungseffekte der geladenen Membran. Letzteres ist

verantwortlich für den Rückhalt an ionogenen Stoffen. Aufgrund dieses physikalischen Verfahrens können neben Härtebildnern theoretisch auch organische Spurenstoffe eliminiert werden. Nanofiltrationsanlagen können alle Substanzen $> 2\text{nm}$ zurückhalten. Es ist ein Betriebsdruck zwischen 5 und 30 bar aufzuwenden (Firk, W., 2011) (Brendel, G., et al., 2002). Abb. 16 zeigt ein beispielhaftes Verfahrensschema einer Nanofiltrationsanlage.

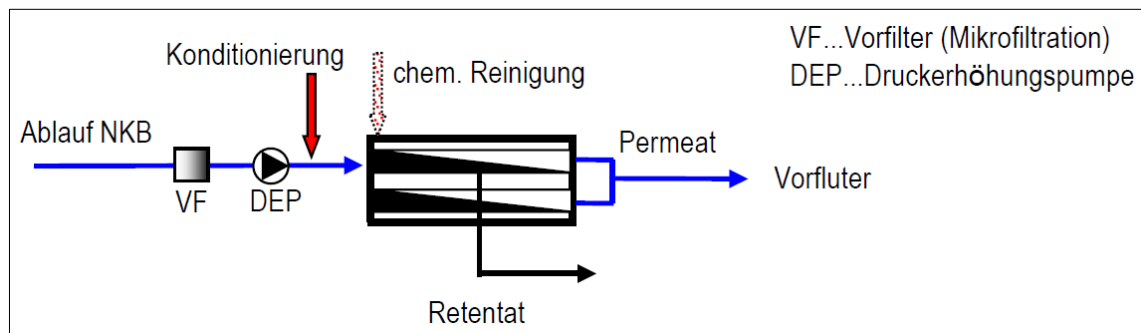


Abb. 16: Verfahrensschema einer Nanofiltrationsanlage
(Abegglen, C., Siegrist, H., 2012)

Bei der Umkehrosmose diffundiert das Medium durch eine dichte Membran. Dabei muss ein gegen den osmotischen Druck bestimmter Betriebsdruck aufgebracht werden. Dieser kann, je nach Art der Anwendung, bis zu 50 bar betragen (Firk, W., 2011).

Bei kommunalen Kläranlagen werden Membranverfahren zur Abtrennung von Mikroschadstoffen der konventionellen Behandlungseinrichtung nachgeschaltet. Letztendlich können somit Mikroschadstoffe unabhängig von Abbau-, Oxidations- oder Sorptionsprozessen eliminiert werden (Bolle, W., Pinnekamp, J., 2011).

Die bei der Filtration zurückgehaltenen Stoffe reichern sich in dem Retentat an. Der Retentatanteil entspricht rd. 25 % am Gesamtvolumenstrom und muss aufgrund der vorhandenen Schadstoffe aufwendig aufbereitet oder kostenintensiv entsorgt werden (Schrader C., et al., 2006).

In der Praxis sind bisher einzelne Behandlungsanlagen zum Betrieb der vierten Reinigungsstufe in Betrieb genommen worden. Dazu zählen u. a. Membrananlagen in Wulpen (Belgien), Kalifornien (USA) und Singapur. An diesen Standorten erfolgt im Anschluss an die vierte Reinigungsstufe eine Aufbereitung des Filtrats bis hin zur Trinkwasserqualität (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012).

Neben einer ausgeprägten Breitbandwirkung werden gute Eliminationsleistungen der einzelnen Mikroverunreinigungen erreicht. Als negative Aspekte sind u. a. die hohen Energiekosten aufgrund der großen Betriebsdrücke bei der Nanofiltration und

Umkehrosmose zu nennen. Die Druckerhöhungspumpe benötigt rd. 50 % – 75 % des Gesamtenergieverbrauches einer Membranbehandlungsanlage.

Zudem entstehen, wie bereits erwähnt, hohe Kosten bei der Retentataufbereitung bzw. Entsorgung. Des Weiteren tritt das sogenannte fouling und scaling auf. Durch diese Effekte erfolgen eine Abnahme der Permeabilität sowie eine daraus resultierende Abnahme der Filtrationsleistung (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012).

Im Folgenden werden die Vor- und Nachteile der Nanofiltration und Umkehrosmose zusammenfassend auf einen Blick dargestellt:

Vorteile:

- + Breitbandwirkung
- + sicherer Rückhalt und gute Abscheiderate von Mikroschadstoffen

Nachteile:

- hohe Retentatmengen
- hohe Energiekosten
- eintretendes fouling und scaling an der Membran
- hoher verfahrenstechnischer Aufwand

4.5 Verfahrenskombinationen

Einige der bisher beschriebenen Eliminationsverfahren lassen sich hinsichtlich ihrer Wirkungsweisen kombinieren. Verschiedene Stoffe und Stoffgruppen werden gezielt z. B. durch Ozonung eliminiert, andere wiederum besser durch Aktivkohleadsorption. Um optimale Eliminationsergebnisse zu erreichen, können diese beiden Verfahrensvarianten kombiniert werden.

Die in Kapitel 4 beschriebenen Verfahren zur Mikroschadstoffelimination stehen in der Entwicklung noch am Anfang der großtechnischen Anwendung. Demnach gibt es für die Verfahrenskombinationen bisher erst wenige Erfahrungen im Umgang mit der Spurenstoffelimination.

4.6 Zusammenfassung der Verfahren zur Mikroschadstoffelimination

Die in diesem Kapitel betrachteten biologischen, adsorptiven, oxidativen sowie physikalischen Eliminationsverfahren wurden entsprechend beschrieben und hinsichtlich ihrer Wirksamkeit dargestellt. Einige der erläuterten Verfahrensvarianten sind aufgrund ihrer großen Breitbandwirkung für die Mikroschadstoffelimination im kommunalen Abwasser einsetzbar. Besteht keine Breitbandwirkung, ist das Verfahren generell nicht geeignet (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012).

Nach heutigem Kenntnisstand sind bei der Betrachtung der Eliminationsleistungen und der Anwendbarkeit im besonderen Maße die Pulveraktivkohleadsorption sowie die Ozonung einsetzbar. Diese verfahrenstechnischen Anlagen sind gut in den Abwasserreinigungsprozess einer Kläranlage integrierbar, so dass ein fortlaufender Betrieb der konventionellen Kläranlage gewährleistet ist. Es ist allerdings zu beachten, dass für kein Verfahren eine vollständige Elimination aller Spurenstoffe eintritt (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012).

Die Abwasserbehandlung mit Pulveraktivkohle, granulierter Aktivkohle und Ozon erwiesen sich bereits in Pilotversuchen als geeignet. Für diese Varianten erfolgten hinreichende Eliminationsleistungen einzelner Stoffe und Stoffgruppen. Dies ist gerade für die aquatische Umwelt von großer Bedeutung. Es wurde nachgewiesen, dass durch die Anwendung dieser Verfahren nachteilige Einflüsse (z. B. die Hormonaktivität) insbesondere auf Wasserlebewesen verringert werden konnten (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012).

Andere Verfahren die z. B. die Abwasserbehandlung mit Membranverfahren oder dem Advanced Oxygen Process (AOP) beschreiben, sind aufgrund technischer und ökonomischer Gründe nicht als Varianten zur Mikroschadstoffelimination geeignet. Zudem liegen für diese Verfahren noch keine hinreichenden Erfahrungen für eine zuverlässige Betriebsweise vor (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012).

In Zukunft wird es aufgrund des technologischen Fortschritts sowie der steigenden Erfahrung weitere großtechnische Möglichkeiten zur Mikroschadstoffelimination geben.

Abb. 17 zeigt eine Übersicht der Kläranlagen mit einer Mikroschadstoffelimination (Stand 2013). Dabei wird das Bundesland Nordrhein-Westfalen betrachtet. Eine Differenzierung in Versuchsanlagen, bestehenden Anlagen, Teilstrom- oder Vollstrombehandlung erfolgt an dieser Stelle nicht (Götz, C., et al., 2012).

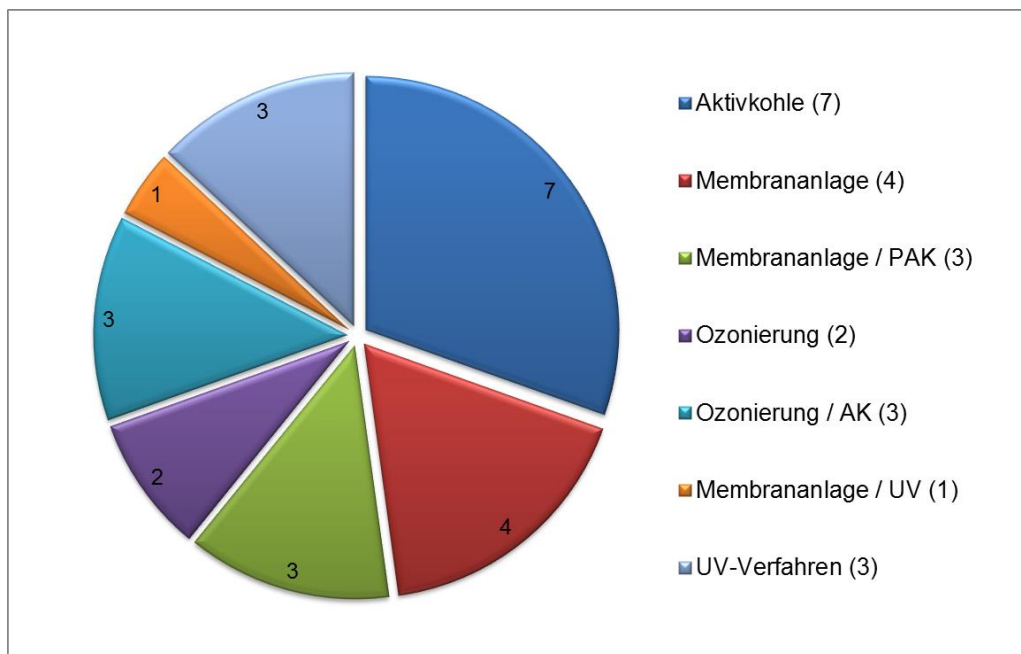


Abb. 17: Anzahl der Kläranlagen in NRW mit Mikroschadstoffelimination

5 Randbedingungen der Kläranlage Netphen

5.1 Bestehende Anlagenkonfiguration

Die Stadt Netphen betreibt eine Kläranlage mit einer derzeitigen Ausbaugröße von 12.000 EW. Die Abwasserreinigungsanlage wurde 1988 errichtet und besteht neben der mechanischen Reinigungsstufe (Zulaufpumpwerk, Rechen- und belüftete Sandfanganlage) aus einer biologischen Stufe (einstufige Belebung mit Umlaufbecken und rechteckiger Nachklärung). Zudem ist ein Kiesfilter dem Ablauf der Nachklärung nachgeschaltet. Die Jahresabwassermenge (Q_a) betrug 2013 im Mittel rd. 1.934.000 m³/a.

5.1.1 Zulaufbereich und Mechanische Reinigungsstufe

Das anfallende Abwasser wird über die Kanalisation zur Kläranlage geleitet. Bei erhöhtem Mischwasserzufluss erfolgt über ein Trennbauwerk ein Abschlag in das rechteckige Regenüberlaufbecken mit einem Volumen von 600 m³.

Das zu behandelnde Abwasser wird durch zwei Schneckenpumpen um eine Höhe von 3,17 m (Mischwasserverhältnisse) angehoben und durchläuft anschließend gefälleunabhängig die Kläranlage. In der mechanischen Reinigungsstufe ist ein Stufenrechen mit einer Spaltweite von 5 mm eingebaut. An dieser Stelle werden Grobstoffe aus dem Abwasser entfernt, über eine Rechengutpresse entwässert und anschließend in einen dafür vorgesehenen Container geworfen. Neben dem Rechen gehört der Sand- und Fettfang zur mechanischen Reinigungsstufe. Dieser ist als Längsbecken angeordnet und besteht aus einer Belüftungseinrichtung, damit sich die Absetzeigenschaften der mineralischen Stoffe verbessern. Abb. 18 zeigt den belüfteten Langsandfang der Kläranlage Netphen.

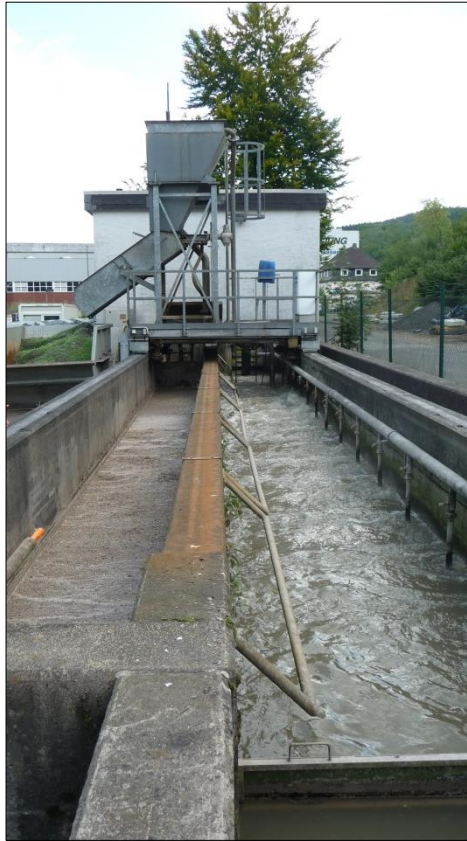


Abb. 18: Belüfteter Langsandfang der Kläranlage Netphen

5.1.2 Biologische Reinigungsstufe

Die Kläranlage Netphen verfügt über eine Nitri- und Denitrifikation. Das Belebungsbecken hat ein Gesamtvolumen von $V_{BB1} = 1.440 \text{ m}^3$ und wird simultan betrieben. Das Schlammalter liegt bei einer Temperatur von $12 \text{ }^\circ\text{C}$ bei $t_{TS} = 5$ Tagen. Zur Erhöhung des Trockensubstanzgehaltes (TS_{BB}) im Belebungsbecken wird ein Lamellenschrägklärer mit einer Plattengröße von insgesamt rd. 440 m^2 verwendet. Der Trockensubstanzgehalt kann laut Aussage des Betreibers somit im Mittel um 1 g/l auf rd. $3,7 \text{ g/l}$ erhöht werden. Der Schlammvolumenindex (ISV) liegt im Mittel bei 87 ml/g . Für die Phosphorelimination wird ein Fällmittel (AlCl_3) dem Abwasser zugegeben. Um aerobe Verhältnisse im Belebungsbecken zu schaffen sind zwei Kreiselbelüfter jeweils an den beiden Endseiten installiert. Abb. 19 veranschaulicht das simultan betriebene Belebungsbecken.



Abb. 19: Simultanes Belebungsbecken mit Lamellenschrägklärer

Das Nachklärbecken ist als Rechteckbecken angeordnet. Der abgesetzte Belebtschlamm wird mit einem Saugräumer aus dem Nachklärbecken entfernt. Ein Teil wird als Rücklaufschlamm in das simultan betriebene Belebungsbecken zurückgeführt. Der Überschussschlamm, der dem Rücklaufschlammstrom entnommen wird, gelangt zur Schlammbehandlung. Um die abfiltrierbaren Stoffe zu reduzieren ist der Nachklärung ein Kiesfilter mit einer Fläche von 60 m² nachgeschaltet. Im Folgenden wird anhand von Abb. 20 das Nachklärbecken inkl. Sandfilter dargestellt.



Abb. 20: Nachklärbecken der Kläranlage Netphen

Aufgrund der im Stadtgebiet vorhandenen Fremdwasserproblematik wird das Abwasser stark verdünnt. Die Zulaufkonzentrationen der Nährstoffparameter zur Kläranlage sind entsprechend niedrig.

Bei einer mittleren Schmutzfrachtbelastung werden die Ablaufgrenzwerte eingehalten. Wird allerdings der Bemessungslastfall mit einer Temperatur von 12 °C angenommen, bei dem sich ein Schlammalter von $t_{TS} = 5$ d ergibt, besteht die Gefahr, dass die Ablaufgrenzwerte nicht eingehalten werden können. Aus diesem Grund sollte die biologische Reinigungsstufe erweitert werden.

Für die Kläranlage Netphen gelten den folgenden Anforderungen an die Einleitung in das Gewässer (Sieg):

CSB:	60	mg/l	
BSB ₅ :	15	mg/l	
N _{ges} :	18	mg/l	(≥ 12 °C)
NH ₄ -N:	4	mg/l	(≥ 12 °C)
P _{ges} :	2	mg/l	

Abb. 21 veranschaulicht die CSB-Ablaufwerte der Kläranlage Netphen über den Bezugszeitraum von Januar 2011 bis Juni 2013. Es wird deutlich, dass jeder der dargestellten Werte unterhalb des Überwachungswertes von 60 mg/l liegt. Die mittlere CSB-Konzentration liegt bei 19 mg/l.

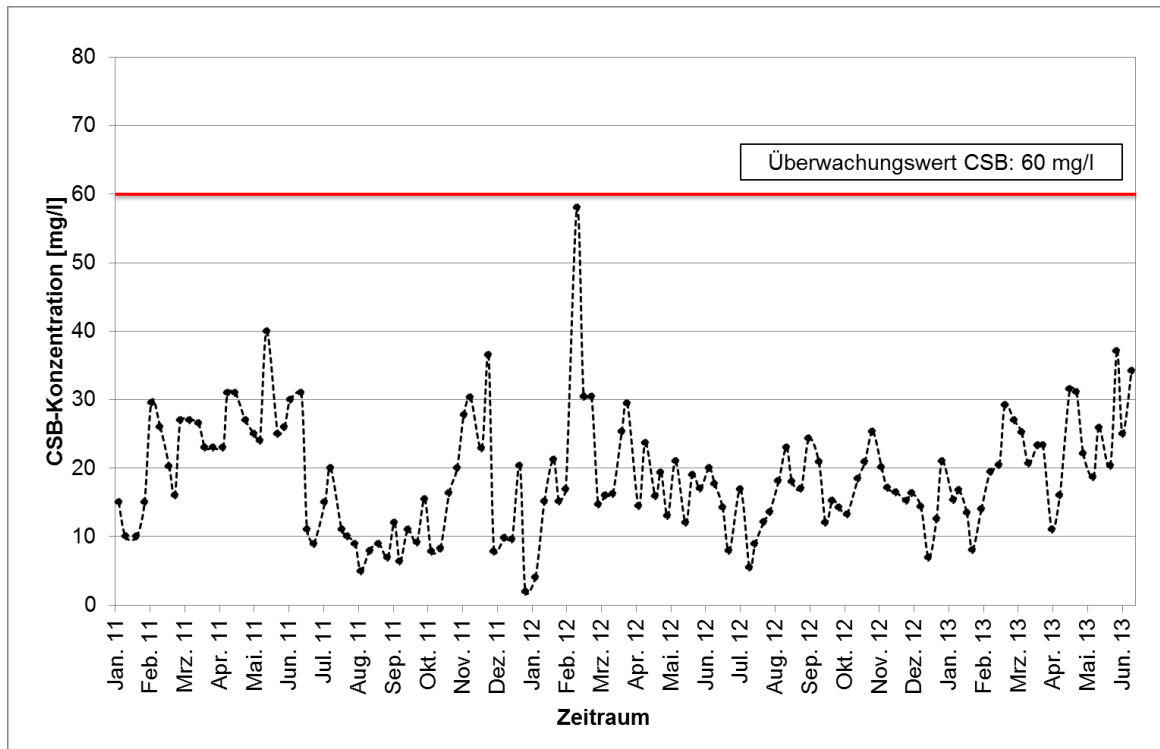


Abb. 21: CSB-Konzentration im Ablauf der Kläranlage Netphen

Abb. 22 veranschaulicht die Stickstoffkonzentrationen im Ablauf der Kläranlage Netphen. Dabei ist auffällig, dass einzelne Ablaufwerte von $\text{NH}_4\text{-N}$ bei Temperaturen unter $12\text{ }^\circ\text{C}$ den festgelegten Überwachungswert von 4 mg/l überschreiten. Bei Abwassertemperaturen über $12\text{ }^\circ\text{C}$ (immer Mai – November) werden die Überwachungswerte eingehalten.

Wird N_{ges} als Parameter betrachtet, zeigt sich, dass auch an dieser Stelle die Überwachungswerte an einzelnen Tagen überschritten werden. Dies liegt an dem niedrigen Schlammalter, welches von der Temperatur und dem Nitrifikationsvolumenanteil abhängig ist.

Der Überwachungswert für den Parameter P_{ges} liegt bei 2 mg/l . Im Betrachtungszeitraum von Januar 2011 bis Juni 2013 wird dieser Wert nicht überschritten. Abb. 23 zeigt die P_{ges} -Konzentrationen im Ablauf der Kläranlage Netphen von Januar 2011 bis Juni 2013.

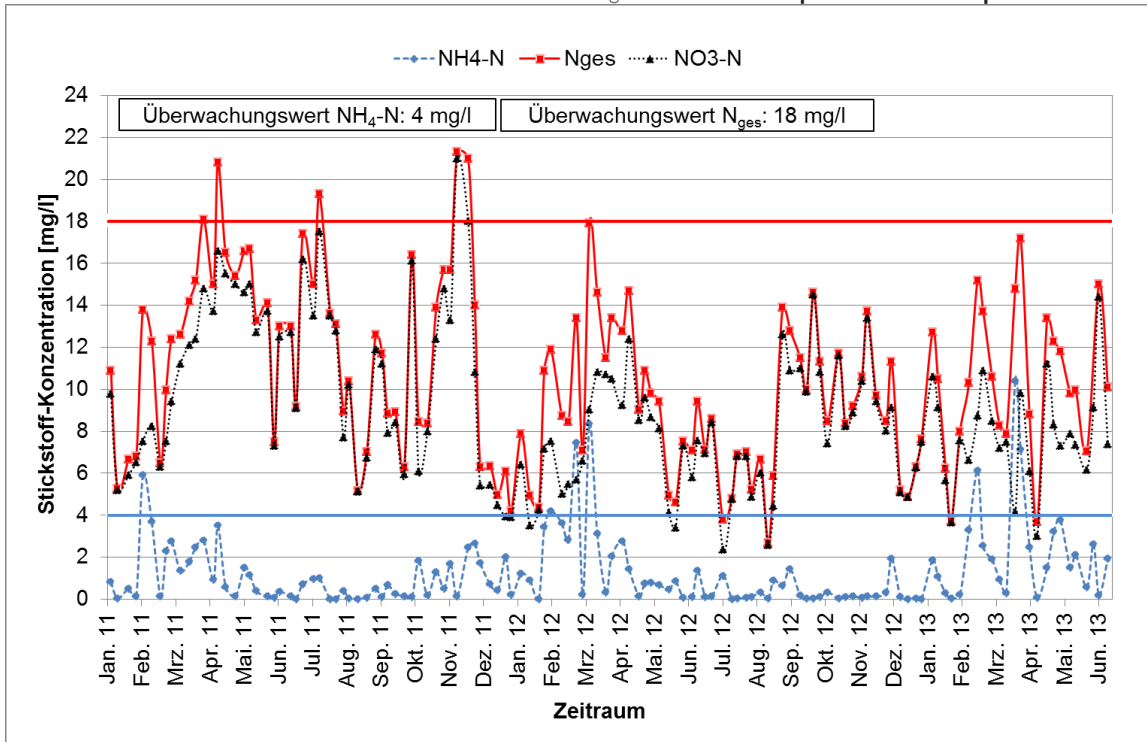


Abb. 22: Stickstoffkonzentrationen im Ablauf der Kläranlage Netphen

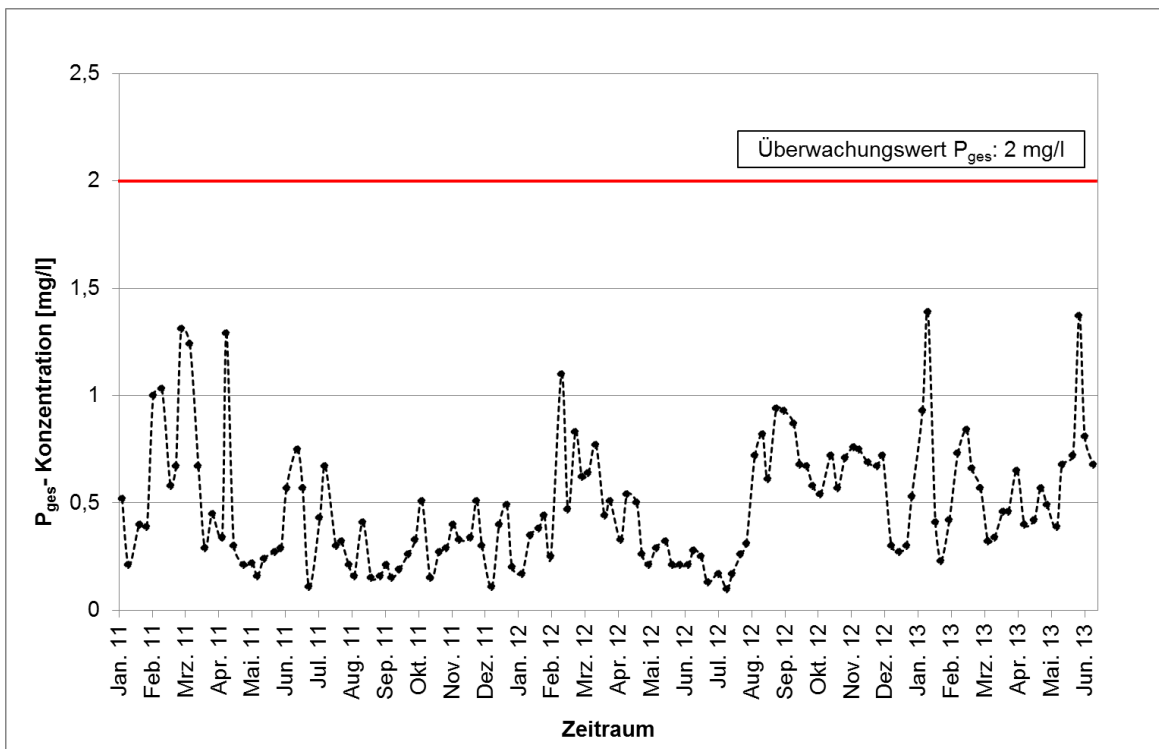


Abb. 23: Gesamtposphor Konzentration im Ablauf der Kläranlage Netphen

5.1.3 Schlammbehandlung

Die Schlammbehandlung der Kläranlage Netphen besteht aus einer simultanen und getrennten aeroben Stabilisierungsanlage. Der aus dem Belebungsbecken abgezogene Überschussschlamm wird durch eine Pumpe der Nacheindickung ($V = 70 \text{ m}^3$) zugeführt. Nach der statischen Eindickung erfolgt eine Schlammentwässerung durch eine Zentrifuge. Die Zentrifuge hat einen Durchsatz von $20 \text{ m}^3/\text{h}$.

Der aufgrund des geringen Schlammalters nur teilstabilisierte Schlamm wird durch Abtransport zu einer Verbrennungsanlage gebracht. Zudem wird der Klärschlamm aus Eckmannshausen behandelt und ebenfalls einer thermischen Verwertung zugeführt.

5.2 Zukünftiger Kläranlagenausbau

Die aktuell vorliegende Genehmigung für die Kläranlage Netphen läuft im Jahr 2015 aus. Aufgrund dessen hat die zuständige Bezirksregierung Arnsberg die Stadt Netphen aufgefordert ein Konzept für den Ausbau der bestehenden Kläranlage vorzulegen. Im Zuge des Kläranlagenausbaues sind die Abwässer von zwei Kleinkläranlagen in Sohlbach und Afholderbach nach Netphen überzuleiten. Diese sollen in naher Zukunft außer Betrieb genommen werden. Dadurch wird sich eine Veränderung des Bemessungszulaufes für die Kläranlage Netphen einstellen. Diese Zuflüsse sind bei der Dimensionierung der Anlagenteile mit zu berücksichtigen.

Aufgrund einer in Betracht kommenden Kläranlagenerweiterung wird der Vorfluter durch Renaturierungsmaßnahmen verlegt. Das Kläranlagengelände wird somit rd. doppelt so breit wie bisher. Die in diesem Kapitel durchgeführten Berechnungen, sind der Anlage 1 zu entnehmen.

5.2.1 Bemessungsbemessungsmengen

Für die bestehende Kläranlage ist eine tägliche Bemessungsschmutzwassermenge $Q_{\text{Bemessung, (12 °C)}}$ von $2.500 \text{ m}^3/\text{d}$ ermittelt worden. Diese Schmutzwassermenge ergibt sich aus den jahreszeitlichen Zulaufschwankungen. In den Wintermonaten sind die Niederschläge i. d. R. stärker ausgeprägt als in den Sommermonaten, sodass bei der vorhandenen Mischwasserkanalisation Durchflussschwankungen auftreten.

Durch zwei Kleinkläranlagen, die in Zukunft außer Betrieb genommen werden sollen, fallen zusätzliche Abwässer an. Um die anfallenden Schmutzwassermengen der Kleinkläranlagen zu ermitteln wird der tägliche Trinkwasserbedarf zugrunde gelegt.

Die Kleinkläranlage „Afholderbach“ hat derzeit 206 EW angeschlossen. Für die gesamten Einwohner wurde ein durchschnittlicher jährlicher Trinkwasserverbrauch von 8.970 m³/a ermittelt.

Somit ergibt sich auf das Jahr betrachtet ein täglicher Trinkwasserbedarf von rd. 120 l/(EW·d). Aus diesen Angaben wird eine täglich anfallende Schmutzwassermenge von 24,7 m³/d ermittelt. Das Fremdwasser, das zur Ermittlung des Trockenwetterzuflusses dient, wird aufgrund schlechter Datengrundlage mit 200 % veranschlagt. Somit wird für die Kleinkläranlage Afholderbach ein mittlerer Trockenwetterzufluss von **74,1 m³/d** prognostiziert (Berechnung [1]).

An die Kläranlage „Sohlbach“ sind derzeit 139 EW angeschlossen. Für alle Einwohner wurde ein durchschnittlicher jährlicher Trinkwasserverbrauch von 5.575 m³/a aufgezeichnet. Auf dieser Grundlage lässt sich ein täglicher Trinkwasserbedarf von rd. 110 l/(EW·d) ermitteln. Es fallen zusätzliche Schmutzwassermengen von 15,3 m³/d an. Auch an dieser Stelle erfolgt eine Beaufschlagung von 200 % an Fremdwasser. Der Trockenwetterzufluss liegt demnach bei **45,9 m³/d** (Berechnung [2]).

Zukünftig wird sich der Bemessungszufluss für die Kläranlage Netphen um **120 m³/d** auf insgesamt 2.620 m³/d erhöhen. Der im Mittel auftretende Trockenwetterzufluss liegt künftig bei 3.720 m³/d (Anonym, 2011-2013).

5.2.2 Spitzenabflüsse

Der Mischwasserzufluss (Q_M) zur Kläranlage Netphen beträgt laut Erlaubnisbescheid 354 m³/h. Für die Kleinkläranlage Afholderbach liegt der genehmigte Drosselabfluss bei 5 l/s bzw. 18 m³/h. Der max. erlaubte Drosselabfluss für die Abwasserreinigungsanlage Sohlbach ist mit 2,4 l/s bzw. rd. 9 m³/h geringer ausgeprägt. Insgesamt erhöht sich somit der zukünftige Mischwasserzufluss zur Kläranlage Netphen auf 381 m³/h.

5.2.3 Bestimmung der zukünftigen Größenklasse

Für die Bestimmung der Größenklasse sind die maßgeblichen Schmutzfrachten von wesentlicher Bedeutung. Tab. 5 zeigt die für die Kläranlage Netphen ermittelten Tagesfrachten. An dieser Stelle sind die Schmutzfrachten von den Kleinkläranlagen Sohlbach und Afholderbach mit einbezogen.

Tab. 5: Zukünftige Tagesfrachten der Kläranlage Netphen

Bezeichnung	Einheit	Maßgebliche Schmutzfrachten
Maßgebliche Tagesfrachten		
$B_{d,CSB}$	kg/d	1.167
$B_{d,BSB}$	kg/d	584
$B_{d,TS}$	kg/d	1.094
$B_{d,TKN}$	kg/d	218
B_{d,NH_4-N}	kg/d	104
$B_{d,P_{ges}}$	kg/d	21

Durch die dargestellten täglichen Schmutzfrachten kann die Größenklasse der Kläranlage Netphen ermittelt werden. Als Grundlage wird i. d. R. das 85-%-Perzentil des BSB_5 (roh) an Trockenwettertagen verwendet. Insgesamt wurden über ein Sondermessprogramm, das über verschiedene Zeitperioden lief (2006 und 2013), nur 59 BSB_5 -Messungen ermittelt. Da aus der Datengrundlage nicht ausreichend korrespondierende Messungen hinsichtlich der Trockenwetterzuflüsse und BSB_5 (roh) Frachten ersichtlich wurden, erfolgt an dieser Stelle ein Bezug auf die CSB-Tagesfracht. Hinsichtlich des CSB sind ausreichend repräsentative Messungen durchgeführt worden. Auf dieser Grundlage konnte eine Auswertung vorgenommen werden.

Unter Berücksichtigung der Bemessungsfracht konnte durch Division der einwohnerspezifischen CSB-Fracht der angeschlossene Einwohnerwert ermittelt werden. Es ergibt sich für die Kläranlage Netphen eine Einwohnerbelastung von **9.725 EW** (Berechnung [3]).

5.2.4 Kläranlagenerweiterung (Bemessung der biologischen Reinigungsstufe)

Im Zuge der Kläranlagenerweiterung wird eine zweite Straße für die biologische Reinigung des kommunalen Abwassers angeordnet. Derzeit sind ein Belebungsbecken mit simultaner Denitrifikation ($V_{BB1} = 1.440 \text{ m}^3$) sowie ein rechteckiges Nachklärbecken vorhanden. Im Belebungsbecken ist ein Lamellenschrägklärer integriert, der eine Erhöhung der Schlamm Trockensubstanz herbeiführen soll. Das Bemessungsschlammalter liegt aufgrund der fehlenden Kapazität im Mittel bei rd. 5 Tagen (Bemessungstemperatur = $12 \text{ }^\circ\text{C}$).

Die Nachklärung weist ein Volumen von $V_{NKB1} = \text{rd. } 860 \text{ m}^3$ auf. Die Oberfläche beträgt rd. 320 m^2 . Die Abmessungen betragen dabei $l = 40 \text{ m}$, $b = 8 \text{ m}$ sowie $t = 2,7 \text{ m}$. Die mechanische Reinigungsstufe sowie das Regenüberlaufbecken bleiben hinsichtlich der Bau-, Maschinen und Elektrotechnik bestehen.

Ziel einer zweiten biologischen Straße soll es sein, dass Schlammalter zu erhöhen und somit eine stabile Abwasserreinigung zu gewährleisten. Die tägliche Bemessungsabwassermenge von $2.620 \text{ m}^3/\text{d}$ wird entsprechend auf die beiden Belebungsstraßen aufgeteilt. In Straße 1 erfolgt die Behandlung von 29 % ($760 \text{ m}^3/\text{d}$) der täglichen Abwassermenge. Demzufolge werden in Straße 2 71 % ($1.860 \text{ m}^3/\text{d}$) geleitet. Die Aufteilung erfolgt durch ein Verteilerbauwerk mit Überfallkanten.

Das Belebungsbecken der zweiten Straße ist als intermittierende Denitrifikation auszuführen. Die planerischen Grundsätze beruhen dabei auf dem Vorentwurf zur Erweiterung der Kläranlage Netphen.

Das Belebungsbeckenvolumen ($V_{BB2,3}$) beträgt **3.100 m^3** . Die Aufteilung soll durch ein weiteres Verteilerbauwerk in zwei quadratisch angeordnete Becken erfolgen. Das Volumen eines Beckens beträgt 1.550 m^3 . Bei einer Tiefe von 6 m ergibt sich eine Oberfläche von 310 m^2 je Becken. Die Außenkanten haben eine Länge von $16,1 \text{ m}$. Bei einem Trockensubstanzgehalt von $3,75 \text{ kg/m}^3$ im Belebungsbecken ergibt sich ein Schlammalter von $16,5$ Tagen (Berechnung [4]). Die Belüftung des Abwassers mit Sauerstoff erfolgt über eine Druckbelüftung und an den Beckensohlen installierten Belüfterelementen.

Die chemische Fällung soll durch FeCl_3 erfolgen. Es wird proportional zum Zulauf dosiert. Die Dosierung wird vor der Aufteilung des Abwasservolumens auf die beiden Belebungsstraßen vorgenommen. Insgesamt werden für Straße 1 und Straße 2 zusammen $32,6 \text{ kg Me/d}$ an Fällmittel benötigt.

Das Nachklärbecken der Straße 2 ist als Längsbecken dimensioniert worden. Dabei sind Abmessungen mit $l = 39,5 \text{ m}$, $b = 8 \text{ m}$ sowie $t = 3,1 \text{ m}$ vorhanden. Es ergibt sich ein Nachklärbecken volumen von $V_{\text{NKB2}} = 970 \text{ m}^3$. Die spezifische Oberfläche beträgt **316 m²**. Die vorhandene Schlammvolumenbeschickung liegt bei $320 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ und unterschreitet somit die zulässigen $500 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ (Berechnung [5]).

Der Rücklaufschlamm wird getrennt von beiden Straßen zurück in die Belebungsbecken geführt. Der Überschussschlamm wird aus dem Rücklaufschlammstrom entnommen und der Schlammbehandlung zugeführt. Für Straße 2 ergibt sich und bei Betrachtung von Q_M bei einem Rücklaufverhältnis von 75 % ein Rücklaufschlammvolumenstrom von **rd. 200 m³/h** (Berechnung [6]).

Abb. 24 zeigt eine Darstellung über die Erweiterung der biologischen Reinigungsstufe im Grundfließbild.

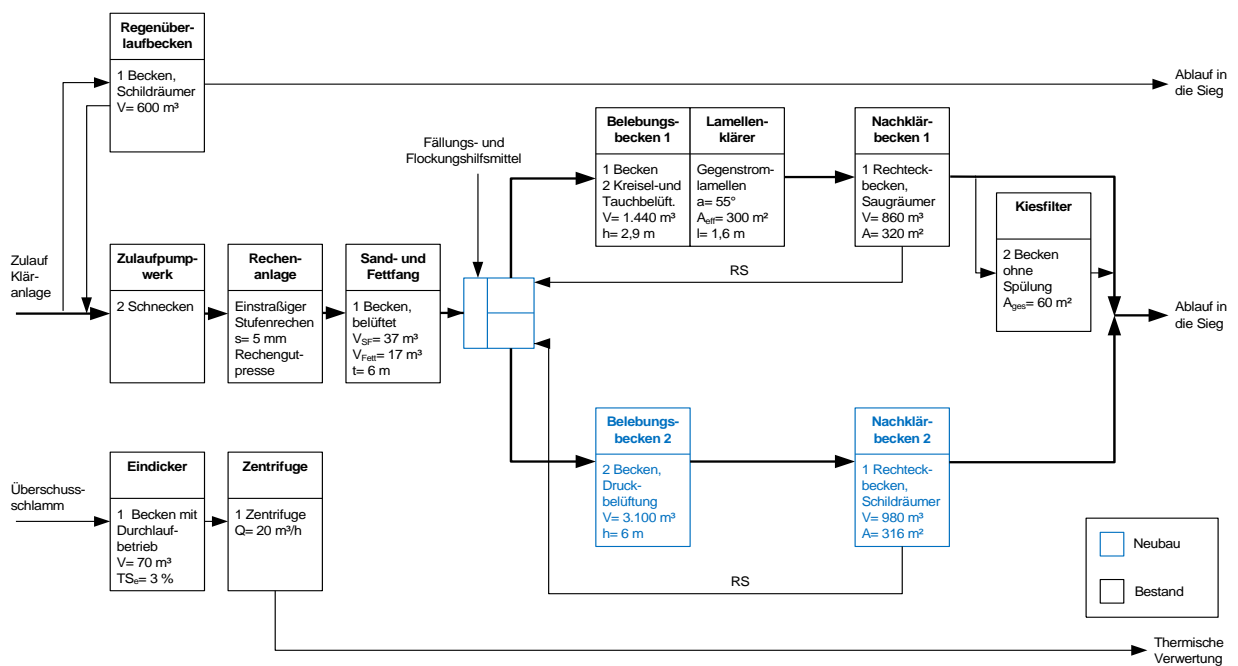


Abb. 24: Grundfließbild für die Erweiterung der biologischen Reinigungsstufe

Die wesentlichen bautechnischen Einrichtungen für die Erweiterung der Kläranlage Netphen sind dem Lageplan (Maßstab 1:750) der Abb. 25 zu entnehmen.

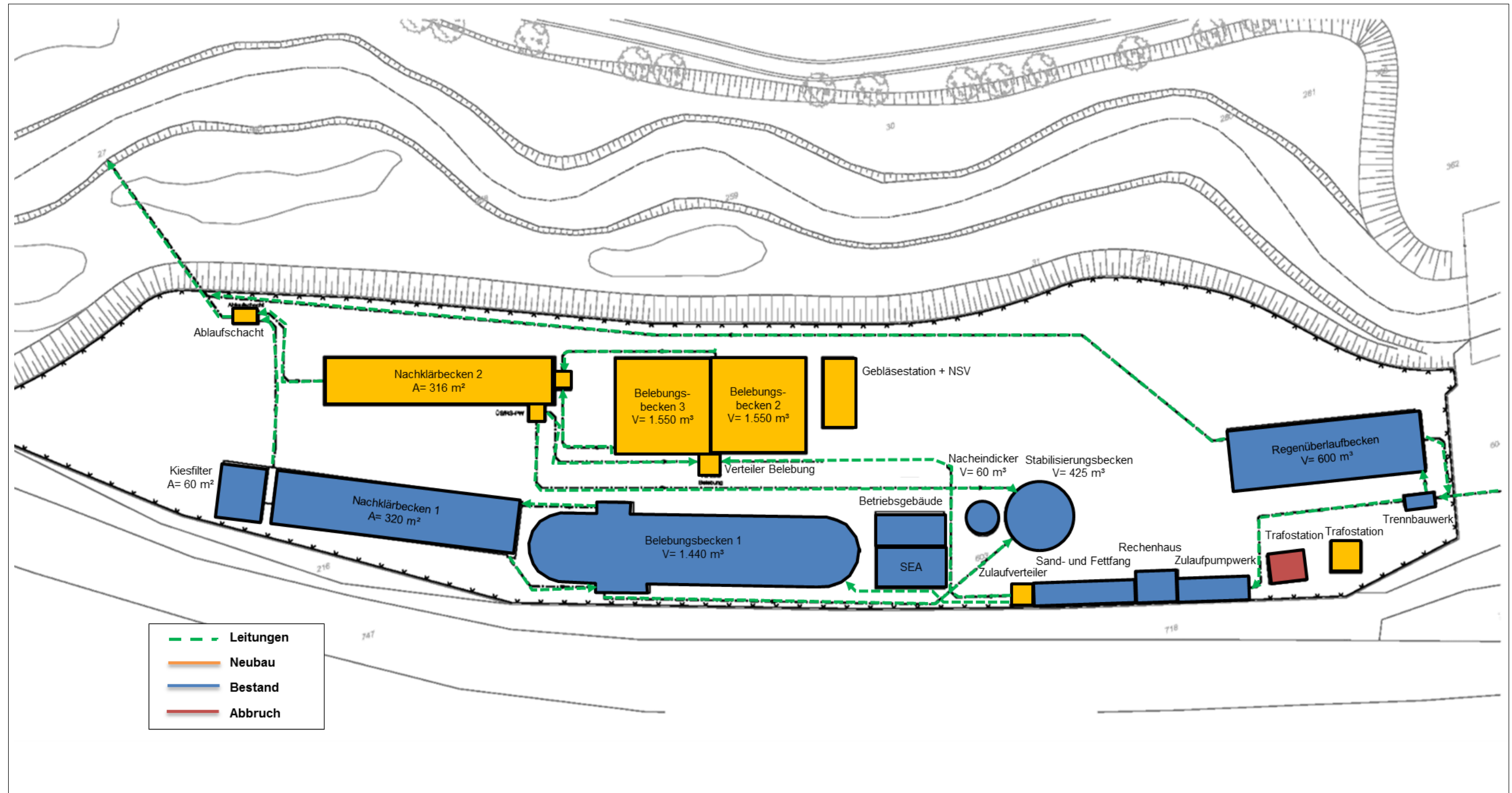


Abb. 25: Lageplan - Erweiterung der Kläranlage Netphen; Maßstab 1:750

5.3 Analyse der vorhandenen Belastung mit Mikroschadstoffen

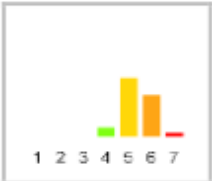
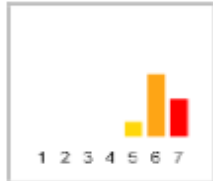
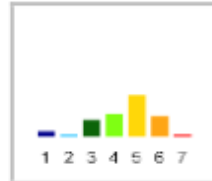

5.3.1 Monitoringprogramm

Gemäß der Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) sind lebendige und saubere Gewässer sowie sauberes Grundwasser Ziel der Bewirtschaftungsplanung für Nordrhein-Westfalen. Der Bewirtschaftungsplan und das zugehörige Maßnahmenprogramm bilden den Rahmen für den Umgang mit den Oberflächengewässern und Grundwasservorkommen.

In den nachfolgenden Abbildungen 26 und 27 ist ein Auszug der Steckbriefe für Oberflächengewässerkörper - PE_SIE_1400: Obere Sieg der Steckbriefe der Planungseinheiten im Teileinzugsgebiet Rhein/Sieg NRW des Bewirtschaftungsplans 2016 - 2021 dargestellt. Für die Einleitstelle der Kläranlage Netphen ist der Wasserkörper mit der ID-Nummer „272_136860“ bzw. mit der Bezeichnung „Dreis-Tiefenbach bis Quelle“ maßgebend.

Aus dem Steckbrief ist ersichtlich, dass sich der Wasserkörper „Dreis-Tiefenbach bis Quelle“ in einem unbefriedigenden ökologischen und einem nicht guten chemischen Zustand befindet. Mitverantwortlich sind Einleitungen von Mikroschadstoffen wie Diclofenac, Ibuprofen, Clarithomycin und Iopamidol.

Daher ist zu überprüfen, ob die Einleitung der Kläranlage Netphen dafür mitverantwortlich ist und Maßnahmen zur Mikroschadstoffentfernung sinnvoll bzw. notwendig sind. Insbesondere gilt dies auch vor dem Hintergrund eines erhöhten Abwasseranteils in den Vorfluter Sieg unterhalb der Kläranlageneinleitung von 56 % bei MNQ bzw. von 24 % bei 0,5MQ.

Planungseinheit	PE_SIE_1400		PE_SIE_1400		PE_SIE_1400		PE_SIE_1400	
Wasserkörper-ID	272_120648 ¹		272_129763 ²		272_136860		27212_0	
Gewässername	Sieg		Sieg		Sieg		Werthen Bach	
Wasserkörperbezeichnung	Niederschelden bis Einmündung Alche		Einmündung Alche bis Dreis-Tiefenbach		Dreis-Tiefenbach bis Quelle		Werthen Bach	
LAWA-Fließgewässertyp	9		5		5		5	
Trinkwassergewinnung	nein		nein		ja		nein	
Wasserkörperausweisung	verändert - HMWB		verändert - HMWB		verändert - HMWB		natürlich - NWB	
HMWB-Fallgruppe	BmV-MGF		BoV-MGB		BmV-MGB			
Monitoringzyklus	2	3	2	3	2	3	2	3
Ökologischer Zustand	schlecht	unbefr.	schlecht	unbefr.	unbefr.	unbefr.	mäßig	mäßig
MZB Saprobie	gut	gut	gut	gut	gut	gut	gut	gut
MZB Allgemeine Degradation	unbefr.	mäßig	unbefr.	mäßig	mäßig	unbefr.	mäßig	mäßig
MZB Versauerung		nicht rel.	sehr gut	sehr gut	sehr gut	sehr gut	sehr gut	sehr gut
MZB Gesamt	unbefr.	mäßig	unbefr.	mäßig	mäßig	unbefr.	mäßig	mäßig
Fische	mäßig	mäßig	mäßig	mäßig	gut	gut	mäßig	mäßig
Makrophyten (PHYLIB)	mäßig		mäßig		mäßig	unbefr.	gut	gut
Makrophyten (NRW)	schlecht	unbefr.	schlecht	unbefr.	unbefr.	unbefr.	gut	gut
Phytobenthos (Diatomeen)	unbefr.	mäßig	mäßig	mäßig	mäßig	gut	mäßig	gut
Phytobenthos o. Diatomeen	unbefr.		unbefr.	mäßig	mäßig	gut	mäßig	
Phytoplankton	nicht rel.	nicht rel.	nicht rel.	nicht rel.	nicht rel.	nicht rel.	nicht rel.	nicht rel.
Ökologisches Potenzial	schlecht	unbefr.	schlecht	unbefr.	unbefr.	unbefr.	nicht rel.	nicht rel.
MZB Allgemeine Degradation	mäßig	mäßig	mäßig	gut o. bes.		mäßig	nicht rel.	nicht rel.
MZB Gesamt	mäßig	mäßig	mäßig	gut o. bes.		mäßig	nicht rel.	nicht rel.
Fische	mäßig	mäßig	gut o. bes.	gut o. bes.	gut o. bes.	gut o. bes.	nicht rel.	nicht rel.
Metalle (Anl. 5 OGeWV)	mäßig	mäßig	mäßig	mäßig	gut	gut	gut	
PBSM (Anl. 5 OGeWV)	mäßig	gut	gut		gut		sehr gut	
Sonst. Stoffe (Anl. 5 OGeWV)	gut	gut	gut		gut			
ACP Gesamt (OW)	nicht eing.	nicht eing.	nicht eing.	nicht eing.	nicht eing.	nicht eing.	eing. gut	
Gewässerstruktur								
Metalle n. ges. verb. (OW)	nicht eing.	nicht eing.	nicht eing.	nicht eing.	eing. gut	nicht eing.	eing. gut	
PBSM n. ges. verb. (OW)	eing. gut	nicht eing.	eing. gut		eing. gut		eing. gut	
Sonst. St. n. ges. verb. (OW)	nicht eing.	nicht eing.	nicht eing.	nicht eing.	nicht eing.	nicht eing.	eing. s. gut	
Chemischer Zustand ¹	nicht gut	nicht gut	nicht gut	nicht gut	nicht gut	nicht gut	nicht gut	nicht gut
Ch. Zust. ohne ubiq. Stoffe	nicht gut	gut	gut	gut	gut	gut	gut	
Metalle (Anl. 7 OGeWV*)	gut	gut	gut	gut	gut	gut	gut	
PBSM (Anl. 7 OGeWV)	gut	gut	gut		gut		gut	
Sonst. Stoffe (Anl. 7 OGeWV)	nicht gut	nicht gut	nicht gut		gut			
Nitrat (Anl. 7 OGeWV)	gut		gut		gut		gut	

¹ siehe Kapitel 3.5 ² ohne Quecksilber in Biota ³ Geometrie des Wasserkörpers verändert

Abb. 26: Steckbriefe der Planungseinheiten im Teileinzugsgebiet Rhein/Sieg NRW, Steckbriefe für Oberflächengewässerswasserkörper - PE_SIE_1400: Obere Sieg

Planungseinheit	PE_SIE_1400	PE_SIE_1400	PE_SIE_1400	PE_SIE_1400
Wasserkörper-ID	272_120648 [*]	272_129763 [*]	272_136860	27212_0
Gewässername	Sieg	Sieg	Sieg	Werthen Bach
Wasserkörperbezeichnung	Niederschelden bis Einmündung Alche	Einmündung Alche bis Dreis-Tiefenbach	Dreis-Tiefenbach bis Quelle	Werthen Bach
ACP Gesamt (OW)	Gesamtphosphat-Phosphor; pH-Wert; Ammonium-Stickstoff; Orthophosphat-Phosphor; Phosphor,gesamt; Sauerstoff; Wassertemperatur	Gesamtphosphat-Phosphor; Orthophosphat-Phosphor; Ammonium-Stickstoff; Phosphor,gesamt	Gesamtphosphat-Phosphor; Orthophosphat-Phosphor; Ammonium-Stickstoff; Phosphor,gesamt	
Stoffgruppen des ökologischen Zustands / Potenzials				
Metalle (Anl. 5 OGEWV)	Zink; Kupfer	Zink; Kupfer; Silber		
PBSM (Anl. 5 OGEWV)	Mecoprop			
Sonst. Stoffe (Anl. 5 OGEWV)				
Gesetzlich nicht verbindlich				
Metalle n. ges. verb. (OW)	Blei; Cadmium; Zink; Kupfer; Molybdän; Nickel; Titan	Zink; Molybdän; Titan; Blei; Kupfer	Titan	
PBSM n. ges. verb. (OW)	Glyphosat			
Sonst. St. n. ges. verb. (OW)	Diclofenac; Ibuprofen; Iopamidol; 10,11-Dihydro-10,11-dihydroxycarbamazepin; 4-Acetamidoantipyrin; 4-Aminoantipyrin; 4-Formylaminoantipyrin; Amidotrizoesäure; Benzo(ghi)-perylene+Indeno(1,2,3-cd)pyren; Candesartan; Desfenlafaxin Hydrochlorid; Gabapentin; Iomeprol; Metformin; Valsartan; Clarithromycin; Sulfamethoxazol	Diclofenac; Iopamidol; Amidotrizoesäure; Iomeprol; Clarithromycin; Ibuprofen; Pyren	Diclofenac; Ibuprofen; Iomeprol; Clarithromycin; Iopamidol	
Stoffgruppen des chemischen Zustands				
Metalle (Anl. 7 OGEWV) ¹				
PBSM (Anl. 7 OGEWV)				
Sonst. Stoffe (Anl. 7 OGEWV)	Benzo(a)pyren; Fluoranthen	Benzo(ghi)perylene		

Anm.: Zuordnung zu den Monitoringzyklen, siehe Legende F im Kapitel 3.6.3
¹ ohne Quecksilber in Biota ² Geometrie des Wasserkörpers verändert

Abb. 27: Steckbriefe der Planungseinheiten im Teileinzugsgebiet Rhein/Sieg NRW, Steckbriefe für Oberflächengewässerkörper - PE_SIE_1400: Obere Sieg

Um die vorhandene Belastung der Kläranlage und des Vorfluters Sieg mit Mikroschadstoffen im Rahmen der Machbarkeitsstudie genauer bewerten zu können, wurden in Abstimmung mit dem Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW folgende Mikroschadstoffe für eine Analyse empfohlen (Tab. 6).

Tab. 6: Relevante Mikroschadstoffe für die KA Netphen

Nr.	Pharmazeutika	
1	Antibiotika	Ciprofloxazin
2	Antibiotika	Sulfamethoxazol
3	Antibiotika	Clarithromycin
4	Antiepileptikum	Carbamazepin
5	Antirheumatika	Diclofenac
6	Betablocker	Metoprolol
7	Kontrastmittel	Iopamidol
8	Lipidsenker	Bezafibrat
9	Hormon	17- α -Ethinylestradiol
10	Hormon	17- β -Estradiol
Industriechemikalien		
11	Industriechemikalie	1 <i>H</i> -Benzotriazol
12	Industriechemikalie	Tris(2-chlorisopropyl)phosphat (TCPP)
Pflanzenschutzmittel		
13	PSM	Glyphosat
Haushaltsprodukte		
14	Moschusduftstoffe	Galaxolid
15	Süßstoffe	Acesulfam-K

Zudem wurde empfohlen, auch die Konzentrationen der Parameter DOC und Bromid mit zu untersuchen (Tab. 7).

Tab. 7: Zusätzliche Parameter für die KA Netphen

Nr.	Zusätzliche Parameter
16	DOC (gelöster organischer Kohlenstoff)
17	Bromid

Die Messungen und die Auswertung der Daten sollten über ein unabhängiges Labor erfolgen. Die Stadt Netphen hat das „Umweltanalytische Laboratorium des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft - RWTH Aachen (ISA)“ beauftragt, die entsprechende Analysen durchzuführen.

Bis auf die Nr. 10 - 17- β -Estradiol und die Nr. 13 - Glyphosat wurden alle empfohlenen Mikroschadstoffe sowie die zusätzlichen Parameter durch das Labor untersucht und die Liste der Analysestoffe um den Betablocker Sotalol ergänzt. Zur Ermittlung der einzelnen Stoffkonzentrationen wurden folgende Analyseverfahren (Tab. 8) durch das ISA eingesetzt.

Tab. 8: Angewandte Analyseverfahren des ISA

Parameter	Bestimmungsgrenze	Methode
Pharmaka	10 ng/l	LC/MS-Hausmethode ISA-Labor
Benzotriazol	10 ng/l	LC/MS-Hausmethode ISA-Labor
EDC	10 ng/l	LC/MS-Hausmethode ISA-Labor
Röntgenkontrastmittel	10 ng/l	LC/MS-Hausmethode ISA-Labor
Galaxolid	10 ng/l	GC/MS-Hausmethode ISA-Labor
Tris(2-chlorisopropyl)phosphat (TCPP)	10 ng/l	GC/MS-Hausmethode ISA-Labor
Acesulfam	10 ng/l	LC/MS-Hausmethode ISA-Labor
DOC	1 mg/l	DIN EN 1484
Bromid	0,1 mg/l	DIN EN 10304-1

Das Monitoringprogramm (Abb. 28) an der Kläranlage Netphen wurde im Rahmen einer abgestimmten Probenahmekampagne an der Sieg (Kläranlagen Netphen, Kreuztal und Siegen) in zwei verschiedenen Zeiträumen durchgeführt. Einmal vom 28.–29.10.2016 und vom 03.–04.11.2016.

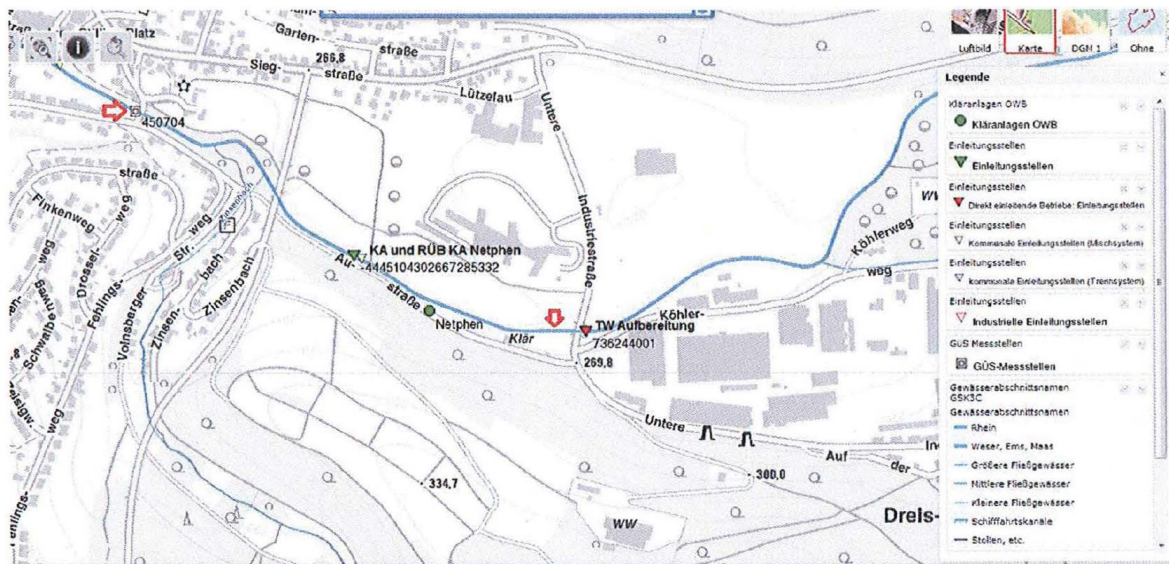


Abb. 28: Probenahmestellen Gewässer Netphen (<http://www.elwasweb.nrw.de/elwas-web/index.jsf>)

Die Analyseergebnisse der Proben sind in der Tab. 9 und der Tab. 10 dargestellt. In beiden Zeiträumen wurden jeweils zeitproportionale 24-h-Mischproben vom Zu- und Ablauf der Kläranlage sowie Stichproben der Sieg gemäß DIN 38402-15 oberhalb und unterhalb der Einleitungsstelle der Kläranlage Netphen entnommen. Nach Auskunft der Stadt Netphen war eine mengenproportionale 24-h-Mischprobenahme nicht möglich. Der Abwasseranteil der Kläranlage Netphen liegt bei ca. 56 % bezogen auf den mittleren Niedrigwasserabfluss (MNQ) der Sieg.

Tab. 9: Analyseergebnisse Messzeitraum 28.-29.10.2016

Probenummer (ISA)		2015-03499	2015-03500	2015-03501	2015-03502
Herkunft		Zulauf KA Netphen	Ablauf KA Netphen	Sieg oberhalb KA Netphen	Sieg unterhalb KA Netphen
Art der Probe		24h- Mischprobe	24h- Mischprobe	Stichprobe	Stichprobe
Datum		28.10.2015- 29.10.2015	28.10.2015- 29.10.2015	29.10.15	29.10.15
Uhrzeit		07:30-07:30	07:30-07:30	11:05	11:20
Acesulfam	ng/l	162	238	48,0	<10
Bezafibrat	ng/l	182	102	22,0	8,60
Carbamazepin	ng/l	1.170	1.340	180	107
Ciprofloxacin	ng/l	79,7	15,3	8,57	50,4
Clarithromycin	ng/l	87,8	71,5	23,0	9,16
Diclofenac	ng/l	2.860	2.880	455	236
Metoprolol	ng/l	4.290	3.100	388	187
Sotalol	ng/l	225	347	50,8	43,8
Sulfamethoxazol	ng/l	828	210	39,2	33,9
Benzotriazol	ng/l	14.400	5.580	658	290
Iopamidol	ng/l	89,9	<10	<10	<10
17-a-Ethinylestradiol	ng/l	<10	<10	<10	<10
Galaxolid (HHCB)	ng/l	952	296	164	190
Tris(2-chlorisopropyl)phosphat (TCPP)	ng/l	659	361	80,6	104
Dissolved Organic Carbon (DOC)	mg/l	59,8	11,4	2,64	3,11
Bromid (Br ⁻)	mg/l	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1

Tab. 10: Analyseergebnisse Messzeitraum 03.-04.11.2016

Probennummer (ISA)		2015-03503	2015-03504	2015-03505	2015-03506
Herkunft		Zulauf KA Netphen	Ablauf KA Netphen	Sieg oberhalb KA Netphen	Sieg unterhalb KA Netphen
Art der Probe		24h- Mischprobe	24h- Mischprobe	Stichprobe	Stichprobe
Datum		03.11.2015- 04.11.2015	03.11.2015- 04.11.2015	04.11.15	04.11.15
Uhrzeit		07:30-07:30	07:30-07:30	9:30	9:45
Acesulfam	ng/l	169	237	<10	51,0
Bezafibrat	ng/l	68,7	165	9,46	28,8
Carbamazepin	ng/l	969	1.220	118	2.070
Ciprofloxacin	ng/l	57,0	34,2	<10	<10
Clarithromycin	ng/l	31,2	65,1	8,58	139
Diclofenac	ng/l	2.570	3.150	291	2.700
Metoprolol	ng/l	4.320	2.760	225	2.390
Sotalol	ng/l	268	235	44,9	<10
Sulfamethoxazol	ng/l	<10	41,6	35,9	494
Benzotriazol	ng/l	10.700	4.650	428	15.200
Iopamidol	ng/l	<10	<10	<10	<10
17-a-Ethinylestradiol	ng/l	<10	<10	<10	<10
Galaxolid (HHCB)	ng/l	826	537	73,2	104
Tris(2-chlorisopropyl)phosphat (TCPP)	ng/l	1.220	588	76,7	97,2
Dissolved Organic Carbon (DOC)	mg/l	49,4	57,1	1,92	2,75
Bromid (Br⁻)	mg/l	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1

Die Auswertung der Daten zeigt, dass in beiden Messzeiträumen folgende Unplausibilitäten aufgetreten sind:

1. Die Konzentration im Ablauf der Kläranlage ist höher als im Zulauf (z. B. für Acesulfam, Bezafibrat, Carbamazepin, Clarithromycin, Diclofenac, Sotalol und Sulfamethoxazol)
2. Die Konzentration in der Sieg unterhalb der Kläranlage ist höher als im Ablauf der Kläranlage, obwohl die Konzentration in der Sieg oberhalb der Kläranlage niedriger ist, als im Ablauf der Kläranlage (z. B. Ciprofloxacin, Clarithromycin, Sulfamethoxazol, Benzotriazol)

3. Die Konzentration in der Sieg unterhalb der Kläranlage ist niedriger als die Konzentration oberhalb der Kläranlage, obwohl die Konzentration im Ablauf der Kläranlage höher ist als die Konzentration oberhalb der Kläranlage (z. B. Acesulfam, Bezafibrat, Carbamazepin, Clarithromycin, Diclofenac, Metoprolol, Sotalol, Sulfamethoxazol, Benzotriazol)

Die Bezirksregierung Arnsberg bat daraufhin das Umweltanalytische Laboratorium des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft - RWTH Aachen (ISA) um eine Stellungnahme, welche die aufgetretenen Unplausibilitäten wie folgt beantwortete:

1. Da keine volumenproportionale Probenahme möglich war, sind die Daten im Zu- und Ablauf der Kläranlage durch stark tagesabhängige Parameter wie z. B. Acesulfam nicht vergleichbar. Der Grund ist, dass es sich bei der Ablaufmessung nicht um das gleiche „Wasserpaket“ handelt wie bei der Zulaufmessung.
2. Im Ablauf der Kläranlage wurden eine Mischprobe und im Gewässer zwei korrespondierende Stichproben entnommen. Es ist erkennbar, dass die Abwassereinleitung der Kläranlage für einige Stoffe zu einer Verdünnung führt und für andere Stoffe eine potentielle Eintragsquelle darstellt. Beispielsweise wird Benzotriazol in großen Mengen mit dem Kläranlagenablauf in die Sieg eingeleitet, jedoch nicht in den frühen Morgenstunden zum Zeitpunkt der Gewässerprobenahme.

Im Ergebnis bleibt festzuhalten, dass eine belastbare Aussage hinsichtlich der vorhandenen Belastung der Kläranlage mit Mikroschadstoffen und deren Eintrag und damit die Auswirkungen auf den Vorfluter Sieg auf Grund der zuvor genannten Gründe nicht getroffen werden kann. Dennoch konnten fast alle relevanten Mikroschadstoffe im Zu- bzw. Ablauf der Kläranlage Netphen gemessen werden.

5.3.2 Vergleich der Ergebnisse mit bereits vorhandenen Daten

Um die ermittelten Messwerte des zuvor beschriebenen Monitorings besser einordnen zu können, werden diese nachfolgend mit bereits vorhandenen Daten verglichen.

Zum einen erfolgt ein Vergleich mit Daten eines, auf einer Simulation basierenden Stoffflussmodells (Mikroschadstoffe aus kommunalem Abwasser – Stoffflussmodellierung, Situationsanalyse und Reduktionspotenziale für Nordrhein-Westfalen des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz NRW, Oktober 2012). Ziel der Stoffflussmodellierung ist die Identifizierung von besonders problematischen Vorflutern zur Priorisierung von Messungen und genaueren Untersuchungen. Das landesweite Stoffflussmodell ist ein Übersichtsmodell und soll als Entscheidungshilfe für das weitere Vorgehen bezüglich der Problematik der Mikroschadstoffe dienen.

Zum anderen werden die Daten des Monitoringprogramms mit Messdaten der „Messstelle: 450704, OH Dreistiefenbach“ im Rahmen des Bewirtschaftungsplans herangezogen. Diese Messdaten dienen der Bewertung des Ist-Zustandes der Sieg.

Die Messwerte des Monitoringprogramms, die simulierten Daten des Stoffflussmodells sowie die Messdaten des Bewirtschaftungsplans werden zudem mit den Orientierungswerten der Oberflächengewässerverordnung (OGewV) verglichen. In der nachfolgenden Abbildung 29 sind diese Daten gegenübergestellt.

Im Ergebnis lässt sich festhalten, dass die Orientierungswerte für die Indikatorsubstanzen Diclofenac und Clarithromycin sowohl im simulierten Modell, als auch bei den Messungen im Rahmen des Bewirtschaftungsplans und des Monitoringprogramms häufig überschritten werden und somit als problematisch eingestuft werden können.

Das Stoffflussmodell ergab neben Diclofenac und Clarithromycin auch für die Indikatorsubstanzen Sotalol und Sulfamethoxazol eine Überschreitung der Orientierungswerte. Diese beiden Stoffe haben sich in der Analytik im Rahmen des Bewirtschaftungsplans als auch im durchgeführten Monitoringprogramms nicht bestätigt. Lediglich am 04.11.2015 wurde eine Überschreitung des Orientierungswertes für Sulfamethoxazol festgestellt.

Für den Stoff Carbamazepin wurde lediglich am 04.11.2015 im Rahmen des Monitoringprogramms eine Überschreitung (4-fach höherer Wert) festgestellt. Weder das Stoffflussmodell, noch die restlichen Analytikdaten weisen hierfür einen aktuellen Handlungsbedarf auf.

Monitoringprogramm						Stoffflussmodell	Bewirtschaftungsplan																	
Indikatormessbereich:	Messbereich	Probenahme					KA-Nummer "3342" - Kläranlage Netphen Vorfluter - Sieg	Messstelle: 450704, OH Dreistiefenbach - 28.02.2011 - 10.12.2015																
Probennummer:		2015-03501	2015-03502	2015-03505	2015-03506			Suchkriterien: von 01.01.2010 bis 23.09.2016																
Herkunft:		Sieg oberhalb KA Netphen	Sieg unterhalb KA Netphen	Sieg oberhalb KA Netphen	Sieg unterhalb KA Netphen		10.12.2015	08.10.2015	06.08.2015	14.04.2015	29.10.2013	30.07.2013	28.05.2013	04.03.2013	27.11.2012	02.07.2012	14.05.2012	19.03.2012	14.11.2011	21.09.2011	28.06.2011	28.02.2011	"OW" - Orientierungswerte	Bemerkung
Art der Probe:		Stichprobe	Stichprobe	Stichprobe	Stichprobe																			
Datum:		29.10.2015	29.10.2015	04.11.2015	04.11.2015																			
Uhrzeit:		11:05	11:20	09:30	09:45																			
Carbamazepin	ng/l	180	107	118	2.070	280	31	150	120	35	< 25	270	< 25	82					270	120	150	56	500	Antiepileptikum
Clarithromycin	ng/l	23	9,16	8,58	139	110	< 25	45	< 25	< 25	< 25	57	< 25	72						n.a.	26		20	Antibiotika
Diclofenac	ng/l	455	236	291	2.700	330	64	300	230	110	32	320	< 25	140						130	190		100	Schmerzmittel
Sotalol	ng/l	50,8	43,8	44,9	< 10	190	< 25	47	39	< 25	< 25	79	< 25	35						44	57		100	Betablocker
Sulfamethoxazol	ng/l	39,2	33,9	35,9	494	240	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	69	< 25	< 25						56	66		150	Antibiotika

Überschreitung des OW

Abb. 29: Gegenüberstellung des Monitorings mit bereits vorhandenen Daten

5.3.3 Eliminationsfähigkeit einzelner Indikatorsubstanzen

Um zukünftig eine Erhöhung der Spurenstoffkonzentration infolge der Einleitung des gereinigten Abwassers in die Sieg zu vermeiden, besteht die Notwendigkeit einer vierten Reinigungsstufe. Im besonderen Maße wird an dieser Stelle auf die bereits genannten Indikatorsubstanzen eingegangen. Wie oben im Text bereits erläutert ist bei dem Vergleich der vorliegenden Daten eine Überschreitung der Orientierungswerte für Diclofenac und Clarithromycin aufgetreten. Aber auch die Stoffe Sulfamethoxazol und Carbamazepin überschreiten die Orientierungswerte punktuell. Durch eine zukünftige Verringerung der Spurenstoffe aufgrund einer vierten Reinigungsstufe, wird auch eine geringere Belastung der Sieg hervorgerufen. Im Folgenden werden für einzelne Indikatorsubstanzen

- Carbamazepin
- Clarithromycin
- Diclofenac
- Sotalol
- Sulfamethoxazol

die folglich beste Möglichkeit der Spurenstoffelimination beziffert.

Wie in Abbildung 30 dargestellt lassen sich die Stoffe Diclofenac, Clarithromycin und Sulfamethoxazol mit einer Ozondosierung weitgehend eliminieren. Während sich Diclofenac und Carbamazepin bereits bei einer Ozondosis von 0,40 g O₃/g DOC nahezu vollständig eliminieren lassen, sind bei gleicher Ozondosis für die Stoffe Clarithromycin und Sulfamethoxazol Eliminationsabbauleistungen im Bereich zwischen 80 – 90 % zu erwarten.

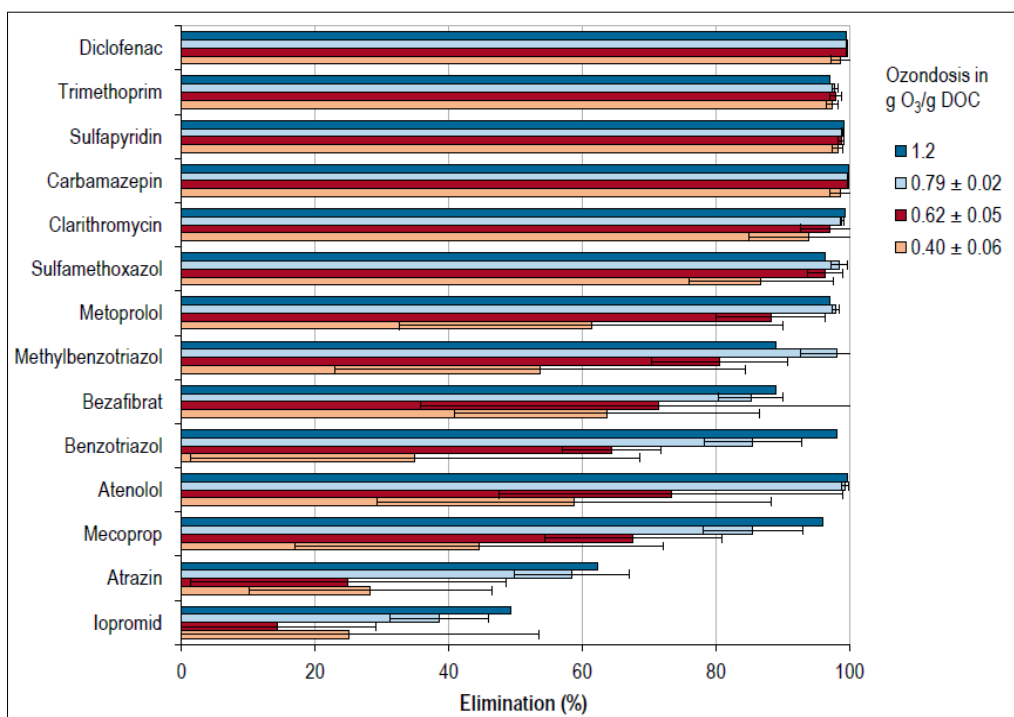


Abb. 30: Abbauleistung bei unterschiedlicher Ozondosierung

In der Abbildung 31 [zitiert in Abegglen et al., 2012] ist der Einfluss der PAK-Dosiermenge und der Rückführung (mit R) der PAK in die Belebungsstufe auf die Eliminationsleistung ausgewählter Mikroverunreinigungen dargestellt. Vergleichend ist auch die Elimination in einer konventionellen Belebung aufgeführt.

Der Prozess der Ozondosierung stellt jedoch hohe Ansprüche an den Betrieb sowie an das Betriebspersonal. Zudem sind die bei der Reaktion mit OH-Radikalen entstehenden Transformationsprodukte als problematisch anzusehen. Durch in Abwasser eingetragenes Ozon kann beispielsweise das Metabolit Bromat entstehen. Der Ausgangsstoff ist Bromid und gelangt z. B. durch Schwimmbäder in die Kläranlagen. Je mehr überschüssiges Ozon vorhanden ist, umso höher ist die Gefährdung der Bromat- Bildung. Aufgrund der kanzerogenen Wirkung in der aquatischen Umwelt ist für diesen Stoff in der Trinkwasserverordnung ein Grenzwert von 10 µg/L festgelegt (Bolle, W., Pinnekamp, J., 2011). Im durchgeführten Monitoringprogramm wurde aus diesem Grund auch Bromid mit in das Messprogramm aufgenommen. Die Messungen ergaben Messwerte im Bereich kleiner 0,1 mg/l und lagen damit unterhalb der Nachweisgrenze. Unter der Annahme, dass eine Konzentration von 0,05 mg/l bzw. 50 µg/l im Abwasser vorhanden ist, liegt ein gewisses Potential einer Bromatbildung vor.

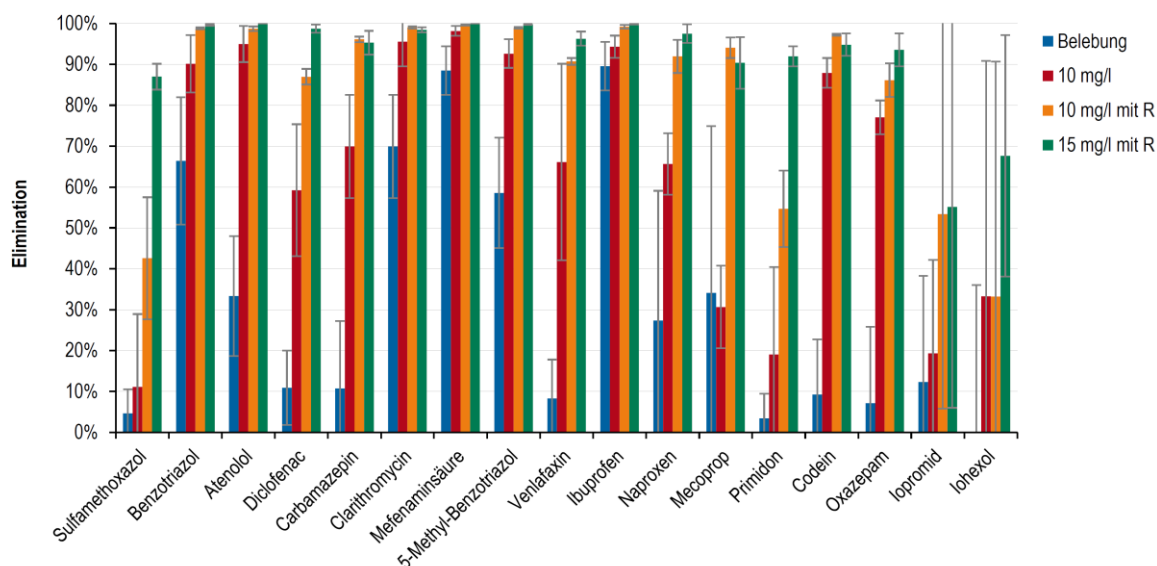


Abb. 31: Einfluss der PAK-Dosiermenge auf die Eliminationsleistung

Es zeigt sich, dass bereits bei einer PAK-Dosiermenge von 10 mg/l mit Rückführung Clarithromycin und Carbamazepin fast vollständig eliminiert werden. Aber auch für Diclofenac wird bei gleicher Dosierung eine Eliminationsleistung zwischen 80 – 90 % erreicht. Lediglich für Sulfamethoxazol tritt erst ab einer PAK-Dosiermenge von 15 mg/l mit Rückführung eine Elimination zwischen 80 – 90 % ein.

Die nachfolgende Tabelle 11 zeigt die Eliminationsleistung einer GAK-Filteranlage für verschiedene Mikroschadstoffe. Demnach können für Diclofenac und Carbamazepin sehr hohe Eliminationsraten erreicht werden. Für Sulfamethoxazol kann eine maximale Eliminationsleistung von 70 % erreicht werden.

Tab. 11: Prognost. Eliminationsleistungen einer GAK-Filteranlage [Merten, 2011]

Parameter	Eliminationsleistung
CSB	20 bis 60 %
TOC	20 bis 60 %
Amidotrizesäure	5 bis 20 %
Benzafibrat	60 bis 80 %
Carbamazepin	70 bis 95 %
Diclofenac	70 bis 90 %
Iomeprol	50 bis 70 %
Iopamidol	30 bis 60 %
Metoprolol	40 bis 80 %
Sulfamethoxazol	20 bis 70 %

Abbildung 32 zeigt beispielhaft die Eliminationsleistung von verschiedenen Pharmazeutika in Abhängigkeit von der Filterstandzeit. Während Carbamazepin erst ab einer Filterstandzeit von ca. 7.000 Bettvolumen (BVT) unter eine Eliminationsleistung von 80 % sinkt, tritt dieser Fall für Sulfamethoxazol bereits ab einer Filterstandzeit von 2.500 BVT ein.

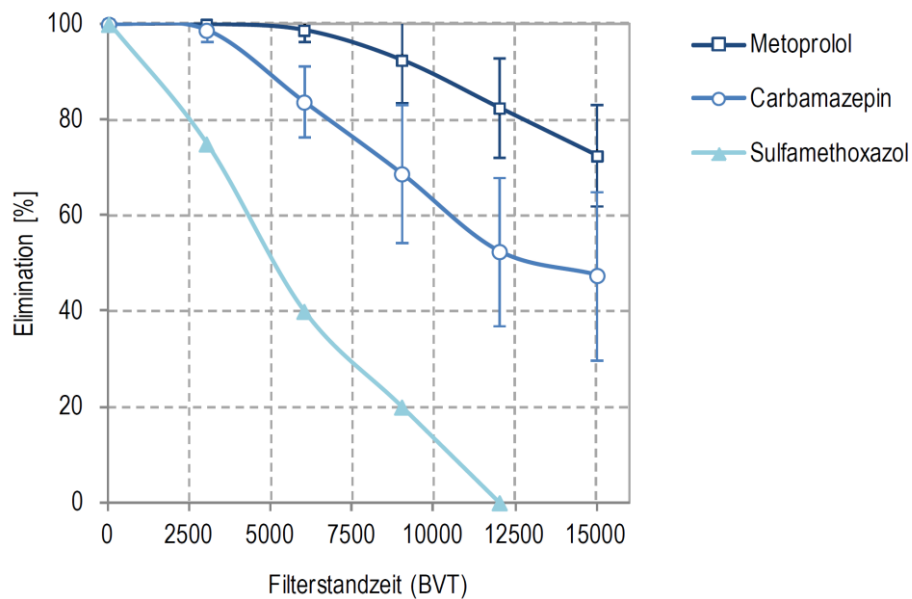


Abb. 32: Eliminationsleistung verschiedener Pharmazeutika an GAK in Abhängigkeit von der BVT

Das bei der Behandlung von Herzrhythmusstörungen einzusetzende Sotalol ist ein Arzneistoff aus der Gruppe der Betablocker und ist tendenziell schlecht abbaubar. Aussagekräftige Vergleichs- bzw. prognostizierte Werte zur Eliminationsleistung gibt es an dieser Stelle nicht.

5.3.4 Charakterisierung verschiedener Spurenstoffeinleiter

Eine Charakterisierung der Spurenstoffeinleiter ist daher sinnvoll, um mögliche Verursacher im Hinblick auf Umweltbelastungen aufmerksam zu machen und ggf. Abwassermengen zu minimieren oder separat aufzufangen und anderweitig zu entsorgen.

Im Einzugsgebiet der Kläranlage Netphen sind neben den kommunalen auch industrielle Einleiter vorhanden. Dabei leiten die Personenhaushalte von Wohnbebauungen überwiegend Abwässer mit Nährstoffanteilen (C, N, P) in geringer Konzentration ein. Punktuell gelangen allerdings auch Arzneimittel wie bspw. Röntgenkontrastmittel, Antiepileptiker etc. oder weiter verbreitet Schmerzmittel wie z. B. Diclofenac in das Abwasser.

Tendenziell kann nicht gesagt werden, dass vor Ort ansässige Arztpraxen (Hausärzte, Zahnärzte etc.) gegenüber Personenhaushalte mehr Arzneimittelrückstände in ihr Abwasser eintragen.

Im Einzugsgebiet der Kläranlage Netphen sind als industrielle Einleiter lediglich zwei fleischverarbeitende Betriebe vorhanden. Die Abwässer dieser Einleiter sind oftmals stark CSB-haltig und weisen sporadisch Rückstände an Antibiotika auf.

Des Weiteren sind mehrere Altenheime im Stadtgebiet Netphen vorhanden. Durch die oftmals höhere Arzneimittelaufnahme gegenüber der jüngeren Bevölkerung, gelangen an dieser Stelle tendenziell auch mehr Spurenstoffe in das Abwasser.

Die in dem Vergleich des Monitoring mit anderen Messreihen aufgezeigten Indikatorsubstanzen weisen ausschließlich pharmazeutische Produkte auf. Der Eintrag und die im Abwasserzulauf und -ablauf gemessenen Spurenstoffkonzentrationen basieren vermutlich überwiegend auf Personenhaushalte. Krankenhäuser sind im Einzugsgebiet der Kläranlage Netphen nicht vorhanden.

Gerade durch den demographischen Wandel und dem zunehmenden Altersdurchschnitt werden tendenziell immer mehr Medikamente benötigt. Demnach gelangen über den Ausscheidungsprozess immer mehr nicht durch den Körper aufgenommene Arzneimittel in das Abwasser und schließlich in den Wasserkreislauf.

6 Mikroschadstoffelimination der Kläranlage Netphen

Für die Kläranlage Netphen soll im Rahmen eines Förderprogrammes eine Machbarkeitsstudie im Hinblick auf eine vierte Reinigungsstufe erstellt werden. Derzeit sind die Kläranlagenbetreiber in Nordrhein-Westfalen noch nicht verpflichtet eine Eliminationsstufe für Mikroschadstoffe umzusetzen. Dennoch wird diese Thematik in naher Zukunft aufgrund der Umweltverträglichkeit immer mehr an Bedeutung gewinnen. Konkrete „Bemessungsvorgaben“ für die verschiedenen Verfahren zur Mikroschadstoffelimination gibt es derzeit noch nicht. Auch in den DWA-Regelwerken finden sich noch keine Vorgaben hinsichtlich der Bemessungsparameter. Für die Anlagenkonzeption wird daher überwiegend auf Praxiserfahrungen und großtechnische Pilotversuche zurückgegriffen. In diesem Kapitel soll eine mögliche Mikroschadstoffelimination der Kläranlage Netphen geplant werden. Dabei sind verschiedene Randbedingungen wie die Kontaktzeit oder die Dosis des für die Elimination einzusetzenden Stoffes von großer Bedeutung. Neben der einzusetzenden Verfahrenstechnik werden die Investitions-, Betriebs- und Jahreskosten in den weiteren Betrachtungen berücksichtigt. Folgende Varianten werden in Abstimmung mit dem Betreiber der Kläranlage Netphen hier näher untersucht.

- Integrative Variante, PAK-Dosierung in das Belebungsbecken,
- Nachgeschaltete PAK-Adsorption mit Sandfiltration,
- Nachgeschaltete GAK-Filtration,
- Nachgeschaltete Ozonung mit Sandfiltration.

Die Bemessung der einzelnen Varianten erfolgt auf Grundlage der zur Verfügung stehenden Freifläche auf der Kläranlage Netphen. Der bestehende Kiesfilter wird aufgrund der geringen diskontinuierlichen Betriebszeiten bei den Variantenbetrachtungen außeracht gelassen. Laut dem Betriebspersonal wird der vorhandene Kiesfilter lediglich 1 – 2 mal im Jahr bei Schlammabtrieb von Hand in Betrieb genommen.

Aufgrund der verschiedenen untersuchten Reinigungstechnologien (Ozon, GAK, PAK, integriert und nachgeschaltet) ist eine absolute Nutzengleichheit bzgl. der Eliminationsleistung zwischen den einzelnen Varianten nicht möglich. Die Unterschiede werden bei der in Kapitel 7.4 durchgeführten Nutzwertanalyse berücksichtigt.

Für die betrachteten nachgeschalteten Varianten ist jeweils ein Sandfilter vorgesehen. Die Erfahrungen bei der Trinkwasseraufbereitung hinsichtlich einer Sandfiltration können überwiegend auf die des Abwassers übertragen werden. Lediglich die Feststoffbelastung ist höher, was ggf. zu häufigeren Spülungen führen kann (Grontmij GmbH, 2014).

Optional könnte an der Stelle des Sandfilters auch eine Tuchfiltration vorgesehen werden. Vorteil an dieser Stelle ist der geringe hydraulische Verlust im Vergleich zur Sandfiltration. Für eine Anlagenbemessung sollte an dieser Stelle ein Hersteller herangezogen werden.

6.1 Festlegung der zu behandelnden Abwassermenge

Wie in Kapitel 5.2 dargestellt, wird das Abwasser zukünftig auf zwei Belebungsstraßen aufgeteilt. Die Aufteilung erfolgt über ein Verteilerbauwerk im Verhältnis 71 % auf die Straße 1 und 29 % auf die Straße 2. Für die Kläranlage Netphen wird bezugnehmend auf eine mögliche Kläranlagenerweiterung eine PAK-Dosierung direkt in das neugeplante Belebungsbecken (Straße 2) vorgenommen. Im bereits bestehenden Belebungsbecken (Straße 1) wird hingegen keine Pulveraktivkohle dosiert. Der Grund liegt u. a. in den hoch abrasiven Eigenschaften der PAK (Metzger, S., 2010). Es müsste die komplette Anlagentechnik wie die Pumpen, die Rührwerke, die Oberflächenbelüfter und die bestehenden Rohrleitungen ausgetauscht oder ggfs. mit einer Beschichtung versehen werden. Zudem würde sich bei einer PAK-Dosierung in das bestehende Belebungsbecken 1, bei konstanter TS-Konzentration, das Schlammalter verringern.

Um eine Vergleichbarkeit der nachfolgend diskutierten Varianten herzustellen, werden bei allen Varianten immer 71 % der Jahresabwassermenge gezielt einer Mikroschadstoff-elimination zugeführt. In der späteren Ausführung kann jedoch die Vorzugsvariante dieser Machbarkeitsstudie so ausgelegt bzw. bemessen werden, um eine abweichende Jahresabwassermenge von beispielsweise 80 % zu behandeln.

6.2 Integrative Variante

6.2.1 Variante 1: PAK-Dosierung in das Belebungsbecken

Wie in Kapitel 6.1 dargestellt, erfolgt die Mikroschadstoffeelimination für 71 % der Jahresabwassermenge. Die anderen 29 %, welche über die vorhandenen Belebungsstraße 1 geführt werden, bleiben unbehandelt. Um gleichbleibende Reinigungsziele zu erzielen, müsste an dieser Stelle nicht eine Aufteilung von 71 % / 29 %, sondern von z. B. 80 % / 20 % erfolgen. Unter Ansatz der zulaufproportionalen PAK-Dosiermenge von 30 mg/l (siehe Kapitel 6.1.1.1) würde sich das Belebungsvolumen der Straße 2 erhöhen, was zu einer weiteren Kostenbelastung führen würde.

Die Berechnungen für die PAK-Dosierung in das Belebungsbecken sind der Anlage 2 zu entnehmen. Im Folgenden wird ein Grundfließbild der Variante 1 dargestellt (Abb. 33):

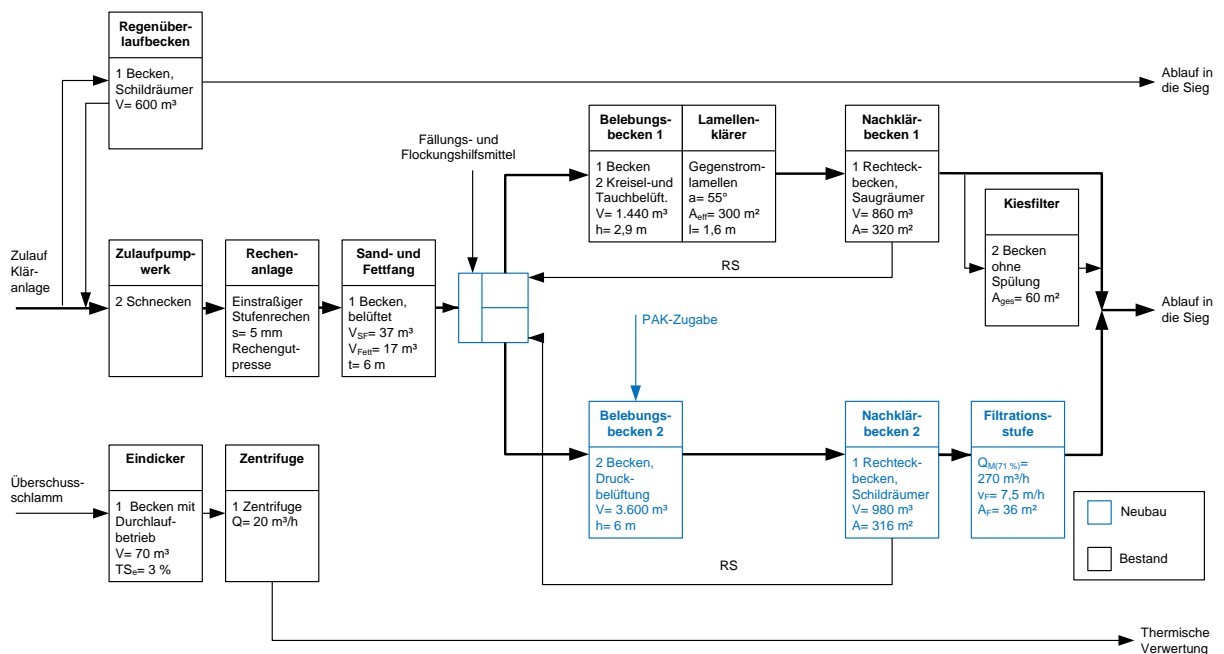


Abb. 33: Grundfließbild der Variante 1

6.2.1.1 Anlagenauslegung

Die Bemessung des neuen Belebungsbeckens erfolgt auf Grundlage einer PAK-Dosiermenge von 30 mg/l. Da der Schlamm im Belebungsbecken der Straße 1 im Ist - Zustand ein Schlammalter (t_{TS}) von rd. 5 Tagen aufweist, ist es das oberste Ziel die zufließende Abwassermenge und somit die Schmutzfracht zu reduzieren (Anonym, 2011-2013). Der verbleibende Abwasservolumenstrom in Straße 1 soll der biologischen Reinigungsstufe der Straße 2 zugeführt werden. Die Aufteilung erfolgt über ein Verteilerbauwerk im Verhältnis (71 % / 29 %). Das Resultat ist ein Schlammalter von 17,1 Tagen in BB 1. Für Belebungsbecken 2 wird ein Schlammalter von 16,5 Tagen berechnet (Berechnung [4]).

In der Straße 2 werden unabhängig vom Zulauf der Kläranlage immer 71 % mit PAK behandelt. Die anderen 29 % werden an dieser Stelle zwar konventionell gereinigt, allerdings wird keine gezielte Mikroschadstoffelimination vorgenommen.

Für Straße 2 wurde ein Belebungsbeckenvolumen von 3.100 m³ ermittelt. Wird für eine in Betracht kommende integrative Variante Pulveraktivkohle dosiert, erhöht sich das benötigte Beckenvolumen.

Die Masse, die an Pulveraktivkohle täglich benötigt wird, ermittelt sich aus der PAK-Dosiermenge sowie dem mittleren Durchfluss. Bei 30 mg PAK/l und einem jährlichen Abwasservolumenstrom von 1.373.000 m³/a werden diesbezüglich **41.200 kg PAK/a** bzw. **110 kg PAK/d** benötigt (Berechnung [7]).

Bezugnehmend auf ein nach ATV-DVWK-A-131 ermitteltes Schlammalter von 16,5 Tagen (Bemessungstemperatur = 12 °C) ergibt sich demnach eine Gesamtmasse an Pulveraktivkohle von **1.820 kg** (Berechnung [8]).

Da die Pulveraktivkohlemasse bei der integrativen Variante mit im Belebungsbecken vorhanden ist, erhöht sich das erforderliche Belebungsbeckenvolumen um 500 m³ auf **3.600 m³** (Berechnung [9]).

Das Belebungsbecken soll als intermittierende Denitrifikation betrieben werden. Dabei erfolgt über ein weiteres Verteilerbauwerk eine Aufteilung des Belebungsbeckenvolumens in zwei gleichgroße Becken. Das Volumen beträgt je 1.800 m³. Die erforderlichen Abmessungen für eine optimale Einbindung auf dem Kläranlagengelände sind wie folgt festgelegt worden: 17,4 m · 17,4 m · 6 m (l · b · t).

Um eine effektive Entfernung der Mikroschadstoffe zu gewährleisten, erfolgt die Dosierung der PAK direkt in das Verteilerbauwerk vor der Belebung. Da die Pulveraktivkohle schon an dieser Stelle mit dem Abwasser gut durchmischt werden soll, wird darin ein horizontal aufgestelltes Rührwerk (4 W/m^3) installiert. Das Verteilerbauwerk hat ein Volumen von rd. $22,5 \text{ m}^3$ auf. Es hat eine quadratische Grundfläche von 9 m^2 sowie eine Kantenlänge von 3 m . Die Tiefe liegt bei $2,5 \text{ m}$. Hieraus ergibt sich eine erforderliche Rührwerksleistung von **90 W** (Berechnung [10]).

Die Durchmischung im intermittierenden Belebungsbecken erfolgt durch horizontal aufgestellte Rührwerke (2 W/m^3). Daher wird ein bestmöglicher Kontakt mit der Pulveraktivkohle ermöglicht.

Das Nachklärbecken wird als längsdurchströmtes Becken geplant. Die Dimensionierung des Beckens erfolgte mit Belebungsexpert auf Grundlage des Arbeitsblattes ATV-DVWK-A-131. Das erforderliche Nachklärbeckenvolumen beträgt rd. 980 m^3 . Bei einer maßgebenden Beckentiefe von $3,1 \text{ m}$ ist eine Beckenoberfläche von 316 m^2 vorhanden. Es sind folgende Abmessungen festgelegt worden: $39,5 \text{ m} \cdot 8 \text{ m}$ ($l \cdot b$) (ATV-DVWK-A 131, 2000).

Das mit PAK gereinigte Abwasser wird über eine Sandfiltration geleitet, um den Vorfluter nicht mit der mit Mikroschadstoffen beladenen PAK zu belasten. Anschließend werden die Abwasserströme der Straße 1 und der Straße 2 zusammengeführt und über einen Ablaufschacht mit IDM in die Sieg geleitet. Die Filtrationsstufe ist nach dem Stand der Technik zu errichten. Für den Bemessungszufluss zur Filtrationsstufe werden dabei 71% von Q_M , was entsprechend $270 \text{ m}^3/\text{h}$ sind, angesetzt. Die max. Filtergeschwindigkeit beträgt $v_F = 7,5 \text{ m/h}$ (ATV-A 203, 1995). Aus den Kennwerten des Durchflusses und der Filtergeschwindigkeit ergibt sich eine erforderliche Filterfläche von **36 m^2** (Berechnung [11]). Der Sandfilter ist als Einschichtfilter mit einer Filterhöhe von $1,0 \text{ m}$ auszuführen. Es werden 6 Filterzellen mit je 6 m^2 Grundfläche vorgesehen (ATV-A 203, 1995).

Das Filtermaterial muss durch regelmäßige Rückspülungen gereinigt werden. Im Mittel werden rd. 6% des max. Mischwasserzuflusses (Q_M) für Rückspülungen benötigt. Die Spülwasserpumpen sollten Spülgeschwindigkeiten von mindestens 55 m/h aufweisen. Bei einer vorhandenen Filterfläche von 6 m^2 sind demnach für regelmäßige und ausreichende Rückspülprozesse rd. $330 \text{ m}^3/\text{h}$ zur Verfügung zu stellen (Betriebliche Erfahrungen, Ingenieurbüro Dr. Born - Dr. Ermel) (ATV-A 203, 1995) (Berechnung [12]).

Für die Bemessung der Nachklärung wurde ein Rücklaufverhältnis von 75 % angesetzt. Hieraus ergibt sich ein Rücklaufschlammvolumenstrom von im Mittel 200 m³/h. Die in Straße 2 zudosierte Pulveraktivkohle wird mit dem Rücklaufschlamm in das Belebungsbecken zurückgeführt. Durch diese Kreislaufführung wird der Pulveraktivkohle eine höhere Beladung ermöglicht. Ein Teil der PAK wird zusammen mit dem Überschussschlamm dem Rücklaufschlammstrom entnommen und der Schlammbehandlung zugeführt.

Pulveraktivkohle hat abrasive Eigenschaften (Metzger, S., 2010), die eine erhöhte Materialbeanspruchung zur Folge hat. Durch die Pulveraktivkohle sind demnach Rührwerke, Pumpen, Armaturen, etc. mit einer entsprechenden Beschichtung zu versehen. Entsprechende Beschichtungsmöglichkeiten sollten mit dem jeweiligen Hersteller abgestimmt werden.

Die Pulveraktivkohle wird in einem Silo gelagert und anschließend mit einer Austragsschnecke in einen Ansetzreaktor gefördert. Im Ansetzreaktor wird die Pulveraktivkohle mit Wasser in Verbindung gebracht, sodass eine Suspension entsteht. Diese wird im Anschluss zulaufproportional in das Verteilerbauwerk und schließlich in das Belebungsbecken dosiert. Die für die Dosierung vorgesehene Bau- und Maschinentchnik wird in unmittelbarer Nähe zum Belebungsbecken errichtet.

Die Erweiterung der biologischen Reinigungsstufe wird durch die Verlegung der Sieg und der dadurch entstehenden Freifläche ermöglicht. Im Folgenden wird anhand von Abb. 27 ein Lageplan im Maßstab von 1:750 für die Variante 1 dargestellt.

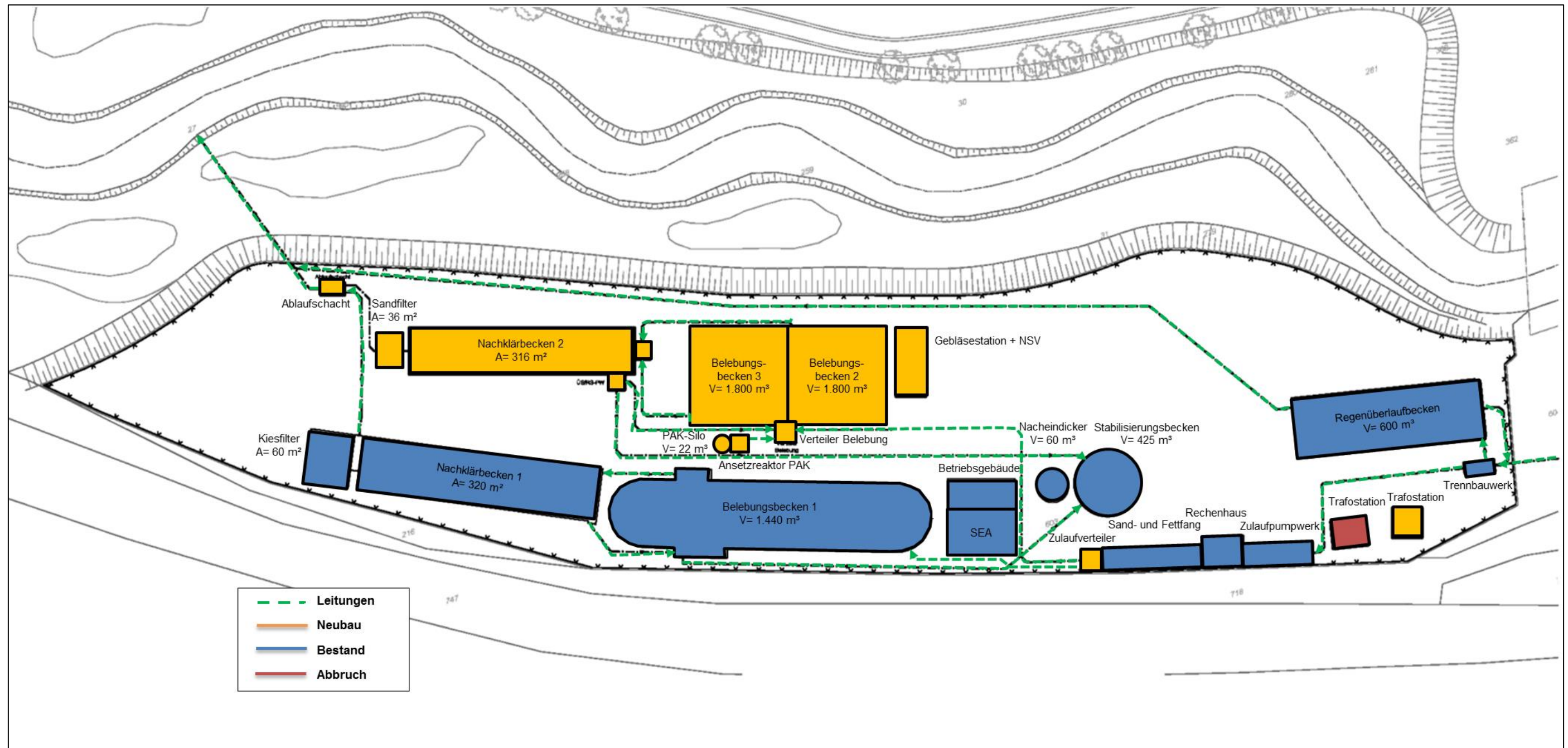


Abb. 34: Lageplan - Variante 1; Maßstab 1:750

6.2.1.2 Mengenermittlung für den Zusatzstoff

Für eine effektive und zielgerichtete Mikroschadstoffelimination ist eine ausreichende Dosierung von Pulveraktivkohle (30 mg PAK/l) unerlässlich. Die erhöhte Einsatzmenge im Vergleich zur nachgeschalteten adsorptiven Reinigungsstufe ist begründet durch die im Belebungsbecken hervorgerufene Hintergrundbelastung (DOC). Für die Mengenermittlung ist neben der täglich benötigten Menge an PAK die Vorhaltezeit von Bedeutung. Die Bemessung erfolgt zudem auf Grundlage des mittleren jährlichen Durchflusses. Bei zulaufproportionaler Dosierung von 30 mg PAK/l werden rd. 110 kg/d an Pulveraktivkohle benötigt. Für eine Vorhaltezeit von 60 Tagen ist ein Silovolumen von **22 m³** erforderlich (Berechnung [13]).

Die wesentlichen verfahrenstechnischen Bemessungsgrößen werden im Folgenden tabellarisch (siehe Tab. 12) zusammengefasst:

Tab. 12: Bemessungsgrundlagen für eine Integrative Variante

Bemessungsgrundlagen	Gewählt	Quelle
Jahresabwassermenge Q_a (71 %) Straße 2 (Belebungsbecken, Nachklärbecken) [m ³ /a]	1.373.000	Eigene Ermittlung
Bemessungszufluss Straße 2 $Q_{\text{Bemessung, (12 °C)}}$ [m ³ /d]	1.860	Eigene Ermittlung
Mischwasserzufluss Q_M (71 %) [m ³ /h]	270	Eigene Ermittlung
Dosierung PAK [mg/l]	30	Abegglen, C., 2012
Oberflächenbeschickung Absetzbecken [m/h]	max. 2,5	Metzger & Kapp, 2008
Rücklaufverhältnis max. RV bei Q_M [%]	75	ATV-DVWK-A 131
Vorhaltezeit: Pulveraktivkohle (PAK), Fällmittel (FM), Flockungshilfsmittel (FHM) [d]	60	Eigene Ermittlung

6.2.1.3 Zusätzliche Schlammengen

Es wird angenommen, dass 1 kg PAK genau 1 kg TS entspricht. Die derzeitige Feststofffracht, die als Überschussschlamm anfällt, beträgt pro Tag im Mittel $B_{d,\text{ÜS}} = 675$ kg TS/d. Die zu entsorgende Klärschlammmenge beträgt mit PAK (110 kg PAK/d) zukünftig 785 kg TS/d. Der zusätzliche Schlammanfall beläuft sich auf rd. 14 % (Berechnung [14]).

6.3 Nachgeschaltete Varianten

Zur Dimensionierung der vierten Reinigungsstufen (nachgeschaltete Varianten) ist die Bestimmung eines Bemessungszuflusses unerlässlich. Die Auslegung einer vierten Reinigungsstufe auf den maximalen Kläranlagenzulauf (Q_M) würde eine sehr groß bemessene Aufbereitungsanlage erfordern. Da bei Mischwasserzufluss die Mikroschadstoffkonzentrationen im Ablauf der Kläranlage durch den Verdünnungseffekt im Vorfluter ohnehin schon niedrig sind, ist eine Behandlung des gesamten Volumenstroms nicht erforderlich. Dennoch soll, um das Gewässer zu schützen, ein möglichst großer Anteil des Abwassers behandelt werden.

Aus bereits bestehenden vierten Reinigungsstufen und daraus resultierenden Praxiserfahrungen zeigt sich, dass diese oftmals zur Behandlung von 70 – 80 % der Jahresabwassermenge ausgelegt werden. Um eine Vergleichbarkeit mit dem Integrativen Verfahren zu ermöglichen, werden auch für die Kläranlage Netphen die verfahrenstechnischen Anlagen der nachgeschalteten Varianten auf 71 % der Jahresabwassermenge ausgelegt.

Die Jahresabwassermenge liegt laut Betriebsaufzeichnungen bei rd. 1.934.000 m³/a. Die jährlich zu behandelnde Abwassermenge entspricht bei einem prozentualen Anteil von 71 % rd. 1.373.000 m³/a. Die anderen 29 % werden nach der konventionellen Abwasserbehandlung im Bypass um die vierte Reinigungsstufe herum in das Gewässer abgeschlagen. Damit werden zwar 71 % der Jahresabwassermenge, aber deutlich mehr als 71 % der Jahresschmutzwassermenge in der vierten Reinigungsstufe behandelt. Mit dieser Abwassermenge werden die Betriebsmittelverbräuche (PAK, GAK, FM, FHM, Ozon) sowie die entstehenden Klärschlammengen ermittelt.

Zur Auslegung der vierten Reinigungsstufe muss ein Zufluss ($Q_{d,m}$) gewählt werden, bei dem 71 % der Abwassermenge in der vierten Reinigungsstufe behandelt werden. Bei höheren Zuflussmengen wird ein Teil des Abwassers ($Q_{ist} - Q_{d,m}$) an der vierten Reinigungsstufe vorbei direkt in den Vorfluter geleitet. Abb. 35 zeigt die aus Betriebsaufzeichnungen entnommenen Zulaufmengen der Kläranlagen im Zeitraum 1.1.2011 bis 31.10.2012. Die Gesamtzulaufmenge in diesem Zeitraum betrug rd. 3,48 Mio. m³. Von diesen sollen 71 %, d. h. rd. 2,44 Mio. m³ in der vierten Reinigungsstufe behandelt werden. Mit Hilfe der Zielwertsuche (Excelbasiertes Iterationstool) wurde ein Auslegungszufluss ($Q_{d,m}$) von rd. 4.100 m³/d ermittelt, bei dem die rd. 2,44 Mio. m³ (entspricht 71 %) erfasst werden (blau markiert in Abb. 35). Die

übrige Wassermenge rd. 1,04 Mio. m³ (rot markiert; entspricht 29 %), die die Anteile des Abwassers bei höheren Zuflüssen (vorwiegend Mischwasser) darstellt, werden in der vierten Reinigungsstufe nicht behandelt.

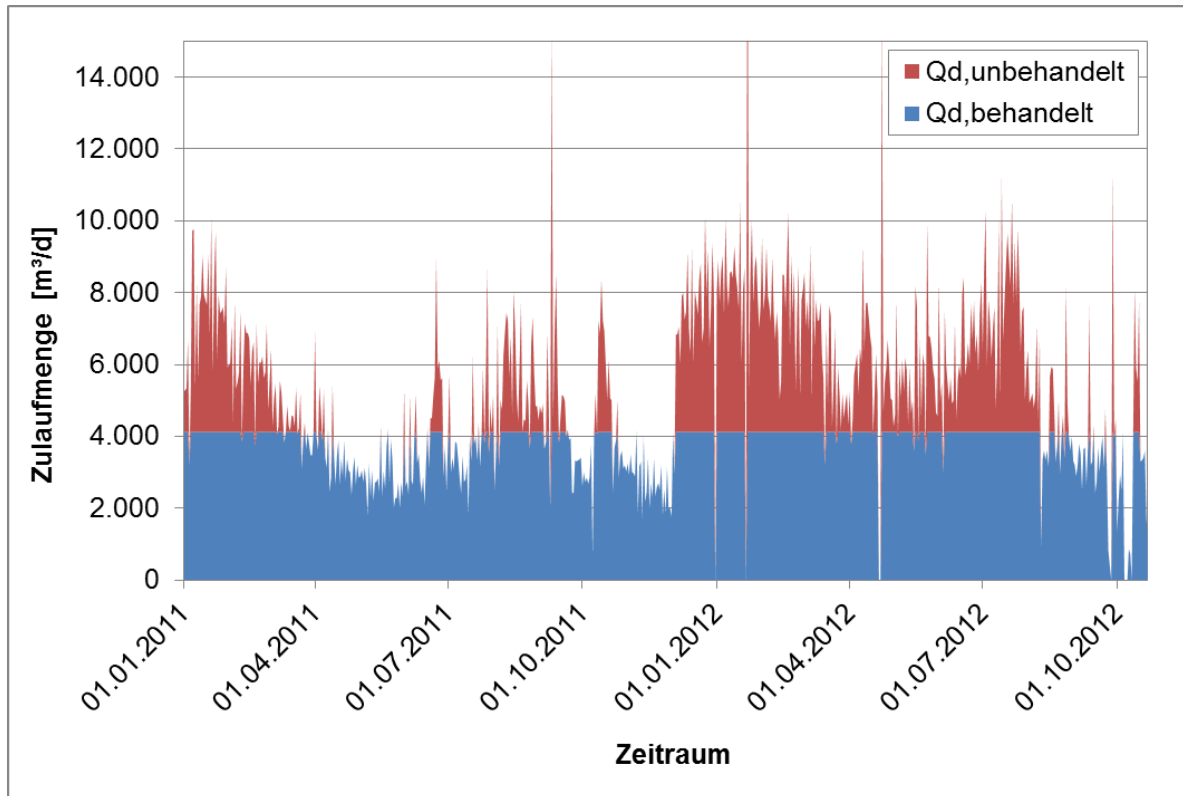


Abb. 35: Darstellung der Zuflüsse

Um die Anlage auf einen stündlichen Spitzenwert $Q_{h,max}$ auszulegen, wird vorerst der mittlere stündliche Abfluss $Q_{h,m}$ ermittelt. Dieser beträgt **172 m³/h** und bezieht sich auf die oben genannten rd. 4.100 m³/d, welche 71 % der Jahresabwassermenge erfassen.

Da in den Betriebsaufzeichnungen keine stündlichen Spitzenwerte vorhanden sind, wird $Q_{h,max}$ mit einem Spitzenfaktor von 1,5 bezogen auf $Q_{h,m}$ abgeschätzt. Der Faktor wurde gewählt, um die vorhandenen Tagesschwankungen hinsichtlich des Durchflusses auszugleichen. Somit ergibt sich ein für die Bemessung der nachgeschalteten vierten Reinigungsstufen erforderlicher Bemessungszufluss von **rd. 260 m³/h**. Dieser Durchfluss ist maßgebend für die Dimensionierungen der Kontaktreaktoren, der Absetzbecken sowie der Filtrationsstufen.

Aufgrund der vorhandenen Höhenverhältnisse des Auslaufes an der Nachklärung ist es nicht möglich, die nachgeschalteten Verfahrensstufen der vierten Reinigungsstufe im

Freigefälle zu durchfließen. Daher muss das Abwasser an dem Punkt erneut angehoben werden.

6.3.1 Variante 2: Nachgeschaltete PAK-Adsorption mit Sandfiltration

In Variante 2 wird die Dimensionierung einer verfahrenstechnischen Anlage zur Pulveraktivkohledosierung in einem nachgeschalteten Kontaktbecken beschrieben. Dazu wird das aus dem Ablauf der Nachklärungen abfließende Abwasser über ein Drosselbauwerk geleitet und mit einem Pumpwerk angehoben, sodass das Abwasser im freien Gefälle durch die vierte Reinigungsstufe fließen kann. Bei erhöhtem Zufluss ($Q_{S,h,max} > 260 \text{ m}^3/\text{h}$) erfolgt ein Abschlag in das Gewässer.

Die Behandlungsanlage besteht aus einem Kontaktreaktor und einem Absetzbecken. Um die im Klarwasserablauf vorhandene Restfracht an fein suspendierter Pulveraktivkohle abzuscheiden, wird hinter dem Absetzbecken eine Filtrationsstufe angeordnet.

Um Variante 2 optimal in den Kläranlagenprozess zu integrieren, ist auf der vorhandenen Freifläche ein Bauwerk als nachgeschaltete adsorptive Reinigungsstufe zu erstellen. Dabei sind ein Kontaktreaktor mit zwei Straßen sowie ein Absetzbecken als nachgeschaltete Bauwerke vorgesehen.

Das Absetzbecken hat eine geneigte Sohle. Mit einem Längsräumer wird der Kohleschlamm zu einem dafür vorgesehenen Trichter geschoben und durch Pumpen abgezogen. Um die Beladungskapazität der PAK weiter auszunutzen, erfolgt eine Rückführung des Kohleschlammes in das Kontaktbecken.

Die PAK-Dosiermengen liegen bei vergleichbaren verfahrenstechnischen Anlagen zwischen 5 mg PAK/l und 20 mg PAK/l. Um eine ausreichende Eliminationsleistung zu erzielen, wird bei Variante 2 eine PAK-Dosiermenge von 10 mg/l angesetzt. Die Dosierung erfolgt kontinuierlich und proportional zum Zulauf in den Kontaktreaktor.

Die für die Dosierung benötigte Pulveraktivkohle wird in einem Silo gelagert. Vorzugsweise erfolgt die Aufstellung der PAK-Dosierstation sowie der Fäll- und Flockungsmitteldosierstation in unmittelbarer Nähe zur vierten Reinigungsstufe.

Die Berechnungen dieser Variante sind der Anlage 3 zu entnehmen. Nachfolgend ist für Variante 2 eine Darstellung im Grundfließbild aufgeführt (Abb. 36):

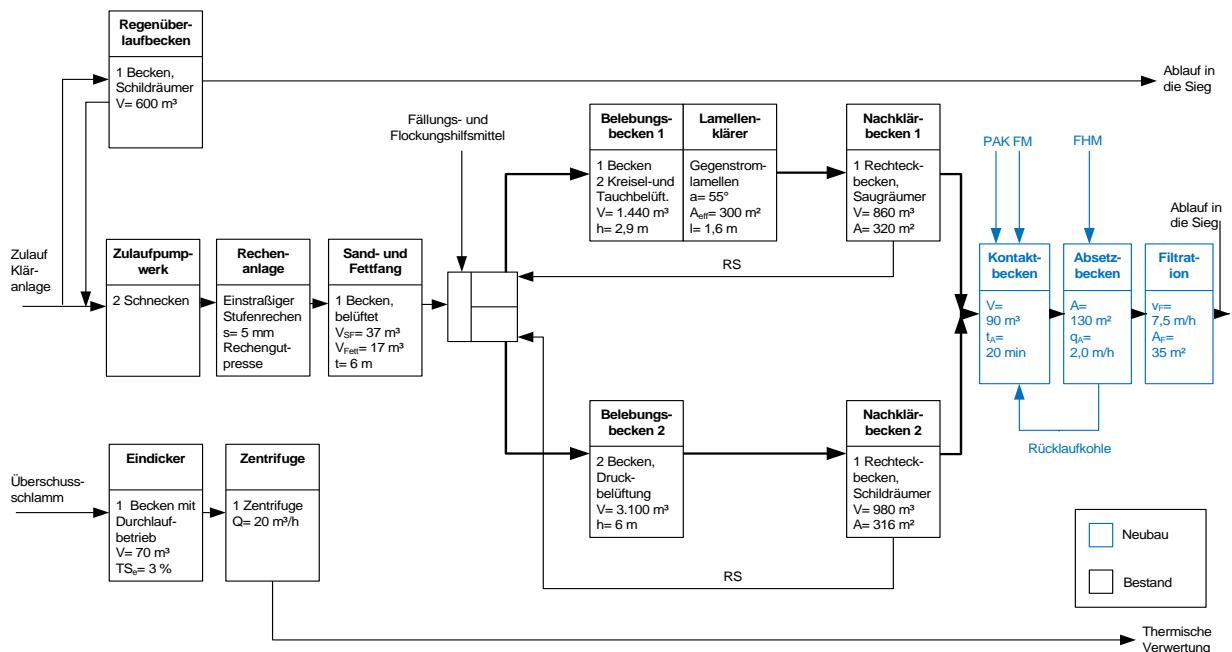


Abb. 36: Grundfließbild der Variante 2

6.3.1.1 Anlagenauslegung

Für das Kontaktbecken wird eine Aufenthaltszeit von 20 min angesetzt (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012). Durch den ermittelten stündlichen Spitzenabfluss von $260 \text{ m}^3/\text{h}$ ergibt sich ein Beckenvolumen von **rd. 90 m^3** (Berechnung [15]).

Pro Straße werden 45 m^3 an Beckenvolumen benötigt. Die Abmessungen betragen $l = 6 \text{ m}$, $b = 3 \text{ m}$ sowie $t = 2,5 \text{ m}$ je Kaskade. Um eine dauerhafte Durchmischung sicherzustellen, ist eine Ausstattung mit horizontal aufgestellten Rührwerken ($2 \text{ W}/\text{m}^3$) vorgesehen. Neben der PAK wird zusätzlich Fällmittel in den Zulauf des Kontaktbeckens dosiert. Das Fällmittel dient an dieser Stelle zu einer Verbesserung der Absetzeigenschaften der PAK. Um eine Agglomeration der PAK zu ermöglichen, wird zudem ein Flockungshilfsmittel in den Zulauf zum Absetzbecken dosiert.

Das Absetzbecken wird als längsdurchströmtes Rechteckbecken konstruiert. Um eine empfohlene Aufenthaltszeit von 120 min zu erreichen, wird ein Beckenvolumen von **520 m^3** benötigt (Berechnung [16]).

Es wird für das Nachklärbecken eine Tiefe von 4 m angesetzt. Daraus resultiert eine spezifische Oberfläche von **130 m^2** (Berechnung [17]).

Aus diesen Angaben ergibt sich eine Oberflächenbeschickung von **2,0 m/h** (Berechnung [18]). Die Oberflächenbeschickung sollte laut Praxiserfahrungen $< 2,5$ m/h liegen (Metzger, S., Kapp, H., 2008). Das Absetzbecken wird mit einer Länge von **26 m** sowie einer Breite von 5 m gewählt (Berechnung [19]). Der Ablauf des Absetzbeckens erfolgt über eine Überfallkante. Aus der Literatur wurden keine Ansätze für die Überfallkantenbeschickung mit PAK ersichtlich. Die Absetzeigenschaften bei PAK sind allerdings besser als bei Belebtschlamm. Somit sollte die Überfallkantenbeschickung mit $5 \text{ m}^3/(\text{m} \cdot \text{h})$ so gewählt werden wie bei einem konventionellen Längs-Nachklärbecken (Bischof, W., 1993).

Beispielhaft wird bei einem Durchfluss von max. $260 \text{ m}^3/\text{h}$ und einer Überfallkantenlänge von 60 m eine Kantenbeschickung von $4,3 \text{ m}^3/(\text{h} \cdot \text{m})$ erzielt (Berechnung [20]). Das behandelte Abwasser aus dem Absetzbecken fließt anschließend zur Filtrationsstufe.

Für die Bemessung der Filtrationsstufe ist die Filterfläche ein wesentliches Kriterium. Diese ergibt sich aus dem stündlichen Spitzenabfluss (71 %) $Q_{S,h,max} = 260 \text{ m}^3/\text{h}$ sowie einer max. Filtergeschwindigkeit von $v_F = 7,5 \text{ m/h}$ (ATV-A 203, 1995). Aus diesen Kennwerten ergibt sich eine erforderliche Filterfläche von **35 m^2** (Berechnung [21]). Der Sandfilter ist als Einschichtfilter mit einer Filterhöhe von 1,0 m auszuführen (ATV-A 203, 1995).

Das Filtermaterial muss durch regelmäßige Rückspülungen gereinigt werden. Im Mittel werden rd. 6 % des max. Mischwasserzuflusses (Q_M) für Rückspülungen benötigt. Die Spülwasserpumpen sollten Spülgeschwindigkeiten von mindestens 55 m/h aufweisen. Bei einer vorhandenen Filterfläche von rd. 6 m^2 sind demnach für regelmäßige und ausreichende Rückspülprozesse rd. $330 \text{ m}^3/\text{h}$ zur Verfügung zu stellen (Betriebliche Erfahrungen, Ingenieurbüro Dr. Born - Dr. Ermel) (ATV-A 203, 1995) (Berechnung [22]).

Die PAK-Konzentration sollte für eine hinreichende Mikroschadstoffelimination im Kontaktreaktor bei rd. 3 g/l liegen (Metzger, S., 2010). Es wird angenommen, dass das zuvor bemessene Absetzbecken einen mittleren Feststoffrückhalt an PAK von 99,7 % hat (Betriebliche Erfahrungen, Ingenieurbüro Dr. Born – Dr. Ermel). Demnach gelangen, wie aus Abb. 30 ersichtlich, rd. 9 mg/l an Feststoffen (PAK) zu der Filtrationsstufe.

Bei einem max. Spitzenzufluss von $260 \text{ m}^3/\text{h}$, einem Filterbettvolumen von 35 m^3 ($A_{\text{Filter}} = 35 \text{ m}^2$; $h_{\text{Filterbett}} = 1 \text{ m}$) und einer max. einzuhaltenden Feststoffbelastung von

2 kg/m³ ergibt sich für den Sandfilter ein einzuhaltendes Spülintervall von **rd. 30 h**
(Berechnung [21]) (Pinnekamp, J., Bornemann, C., 2012).

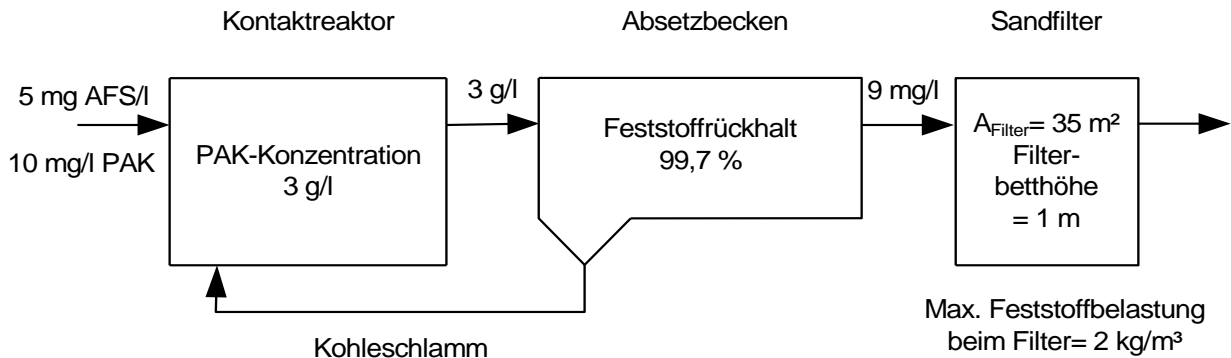


Abb. 37: Bestimmung der Rückspülintervalle

Um eine effiziente Beladung der Pulveraktivkohle zu erzielen, wird die Kohle aus dem Absetzbecken in den Kontaktreaktor zurückgeführt. Das Rücklaufverhältnis (RV) wird mit 75 % angesetzt. Somit stellt sich ein max. Volumenstrom von **200 m³/h** ein (Berechnung [23]).

6.3.1.2 Mengenermittlung für die Zusatzstoffe

Neben der Pulveraktivkohle wird ein Fäll- und Flockungshilfsmittel zur Behandlung des Abwassers eingesetzt. Dabei sind für die Dimensionierung der Vorlagebehälter, die Vorhaltezeit sowie die Massenströme der einzusetzenden Stoffe von großer Bedeutung. Die Mengenermittlung erfolgt in Anlehnung an 71 % der behandelten Jahresabwassermenge (1.373.000 m³/a). Im Anschluss werden die einzelnen Stoffmengen ermittelt.

Pulveraktivkohle (PAK):

Aus (Berechnung [25]) wird deutlich, dass für die Variante 2 eine Masse an Pulveraktivkohle von **37,6 kg PAK/d** notwendig ist. Auf ein laufendes Jahr gesehen werden rd. 13.730 kg PAK erforderlich.

Für die Dimensionierung eines Pulveraktivkohlesilos ist eine Mengenermittlung unumgänglich. Zudem ist die Vorhaltezeit der Pulveraktivkohle entscheidend. Die Dichte von Aktivkohle liegt im Mittel bei 200 kg/m³ bis 600 kg/m³. Für die Bemessung des Silos wird eine Dichte von 300 kg/m³ angesetzt. Bei einer Vorhaltezeit von 60 Tagen ergibt sich,

mit Einbezug der täglich benötigten Masse, ein Pulveraktivkohlevolumen von **rd. 7,5 m³** (Berechnung [26]).

Um eine regelmäßige Anlieferung zu ermöglichen und Restmengen der noch im Silo vorhandenen Pulveraktivkohle zu berücksichtigen, wird ein Silovolumen von rd. 10 m³ als realistisch eingeschätzt.

Die Pulveraktivkohle wird durch Einmischen in einen Wasserstrahl in das Kontaktbecken eingetragen. Durch das im Kontaktbecken vorhandene Rührwerk (10 W/m³ ≈ 0,9 kW) werden ausreichende Strömungsverhältnisse sichergestellt.

Neben der eingesetzten Pulveraktivkohle, ist eine Dosierung von Fäll- und Flockungshilfsmittel (FM, FHM) vorgesehen. Im Folgenden werden die für die Variante 2 erforderlichen Mengen berechnet.

Fällmittel (FM):

Bei einer Fällmitteldosierung (FM) von 4 g/m³ werden täglich **15 kg** und jährlich rd. 5.500 kg an Eisen(III)chlorid benötigt (Berechnung [27]).

Das Fällmittel hat eine Wirksubstanz von rd. 1,38 kg Fe / kg WS sowie eine Dichte von rd. 1.420 kg/m³. Durch diese Grundlage ergibt sich ein Vorhaltevolumen von **4,6 m³** (Berechnung [28]) (Kronos ecochem, 2001). Es wird ein Vorhaltevolumen von 6 m³ empfohlen.

Flockungshilfsmittel (FHM):

Bei einer Flockungshilfsmitteldosierung (FHM) von 0,3 g/m³ ergibt sich eine täglich einzusetzende Masse von **1,1 kg** (Berechnung [29]).

Es gibt verschiedene Arten von Flockungshilfsmitteln. Die Dichte liegt üblicherweise zwischen 1030 kg/m³ bis 1200 kg/m³. Hinsichtlich der Bemessung wird eine Dichte von 1100 kg/m³ angesetzt. Um das einzusetzende Flockungshilfsmittel (FHM) ordnungsgemäß zu lagern, muss auf der Kläranlage Netphen ein neuer Behälter aufgestellt werden. Es ergibt sich bei einer Vorhaltezeit von 60 Tagen für diesen Behälter ein erforderliches Volumen von **60 l** (Berechnung [30]).

I. d. R. werden die Pulveraktivkohlesuspension und das Fällmittel (FeCl₃) gleichzeitig in den Kontaktreaktor gegeben. Um die gewünschte Eliminationsleistung zu erzielen, wird

eine vollständige Durchmischung vorausgesetzt. Die Dosierung des Flockungshilfsmittels erfolgt in den Zulauf des Absetzbeckens.

Dabei ist es wünschenswert eine Koagulation der Pulveraktivkohle zu erreichen, um bessere Sedimentationsbedingungen zu schaffen.

Die wesentlichen verfahrenstechnischen Bemessungsgrößen werden im Folgenden tabellarisch (siehe Tab. 13) zusammengefasst:

Tab. 13: Bemessungsgrundlagen für eine adsorptive Reinigungsstufe

Bemessungsgrundlagen	Gewählt	Quelle
Bemessungszufluss (Kontaktreaktor, Absetzbecken) [m ³ /h]	260	Eigene Ermittlung
Jahresabwassermenge (Behälterabmessungen) [m ³ /a]	1.373.000	Eigene Ermittlung
Dosierung PAK [mg/l]	10	Abegglen. C, 2012
Dosierung Fällmittel [mg/l]	max. 4	Köhler, D., 2013
Dosierung FHM [mg/l]	0,3	Köhler, D., 2013
Aufenthaltszeit Kontaktbecken [min]	20	Abegglen. C, 2012
Aufenthaltszeit Absetzbecken [min]	120	Metzger & Kapp, 2008
Oberflächenbeschickung Absetzbecken [m/h]	max. 2,5	Metzger & Kapp, 2008
Vorhaltezeit: Pulveraktivkohle (PAK), Fällmittel (FM), Flockungshilfsmittel (FHM) [d]	60	Eigene Ermittlung

6.3.1.3 Zusätzliche Schlammengen

Da bei Variante 2 keine Rückführung der Pulveraktivkohle in das Belebungsbecken erfolgt, besteht die Möglichkeit den PAK-Schlamm separat zu behandeln. Eine landwirtschaftliche Klärschlammverwertung wäre aus diesem Grund theoretisch möglich. Für die Kläranlage Netphen spielt diese Betrachtung allerdings keine Rolle, da der Überschussschlamm auch jetzt schon der thermischen Verwertung zugeführt wird. Daher kann die Zugabe des PAK-Schlammes in die konventionelle Schlammbehandlung erfolgen.

Bei einem Einsatz von 10 mg PAK/l werden rd. 37,6 kg PAK/d benötigt. Somit ergibt sich eine jährliche Menge von **13.730 kg TS/a** (Berechnung [31]).

Zudem erhöht sich der Schlammanfall durch den Einsatz des Fällmittels. Es wird aus (Berechnung [32]) eine Klärschlammmenge von **23 kg TS/d** ermittelt. Insgesamt ergibt sich eine zusätzliche Feststofffracht von 61 kg TS/d (Christ, O., Mitsdoerffer, R., 2013).

Aus dem Betriebstagebuch wurde eine mittlere tägliche Überschussschlammmenge von 675 kg TS/d ersichtlich. Bei einer zusätzlichen Feststofffracht von 61 kg PAK/d fällt eine mittlere Tagesmenge von 736 kg TS/d an. Das entspricht einem zusätzlichen Schlammanfall von **8,3 %** (Berechnung [33]).

Abb. 31 zeigt einen Lageplan zur Übersicht der vierten Reinigungsstufe im Maßstab von 1:750.

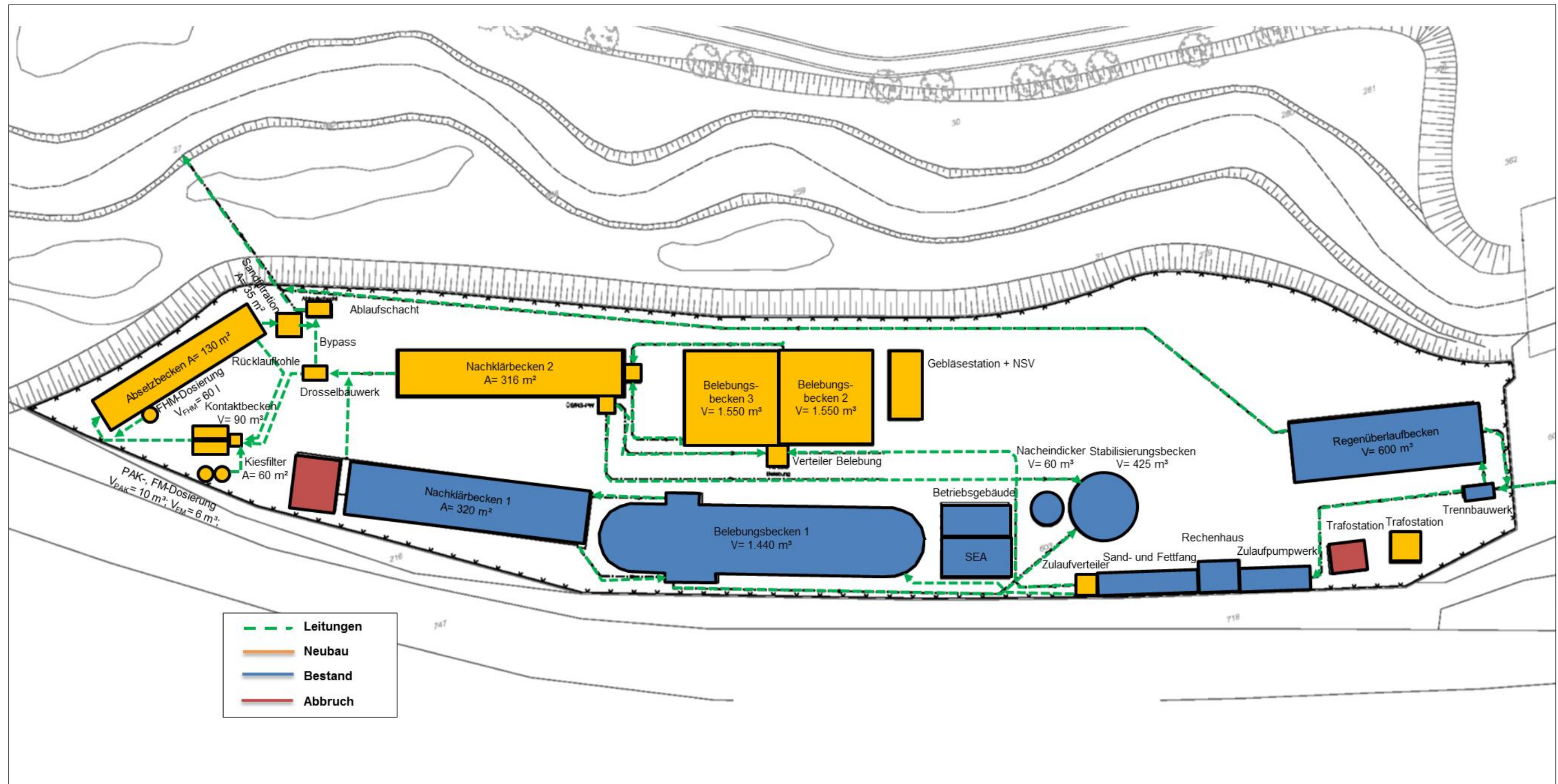


Abb. 38: Lageplan - Variante 2; Maßstab 1:750

6.3.2 Variante 3: Nachgeschaltete GAK-Filtration

GAK-Filter werden der biologischen Reinigungsstufe einer konventionellen Kläranlage nachgeschaltet. Das zu behandelnde Abwasser wird nach den Nachklärbecken von Straße 1 und Straße 2 zusammengeführt und über ein Drosselbauwerk ($Q_{S,h,max} = 260 \text{ m}^3/\text{h}$) und ein Pumpwerk einer Sandfiltration zugeführt.

Nach der Sandfiltration erfolgt die Überführung zur abwärtsdurchströmten GAK-Filtration. Dort wird das Abwasser über einen Überlauf auf dem GAK-Filter verteilt. Nach entsprechender Kontaktzeit in der Filtrationsstufe wird das behandelte Abwasser aus dem Ablauf der vierten Reinigungsstufe über einen Abgabeschacht in den Vorfluter gegeben. Ausführliche Berechnungen sind in der Anlage 4 aufgeführt. Die Darstellung im Grundfließbild ist der Abb. 39 zu entnehmen.

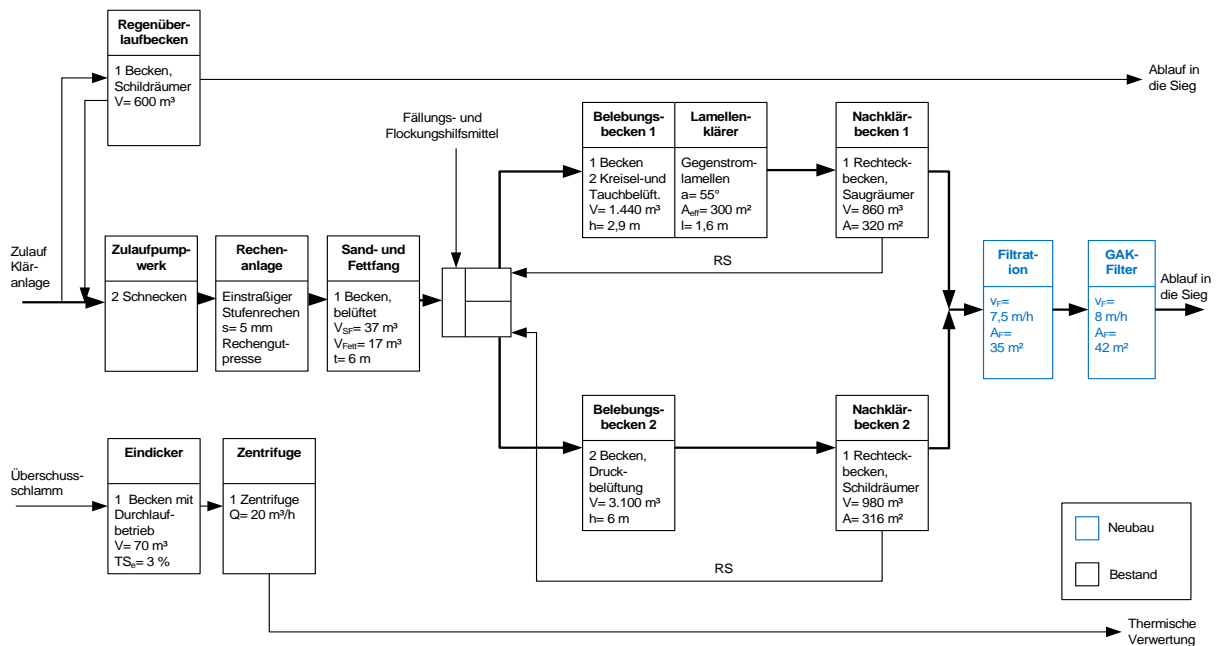


Abb. 39: Grundfließbild der Variante 3

6.3.2.1 Anlagenauslegung

Bevor eine effektive Mikroschadstoffelimination an GAK erfolgen kann, wird eine Suspensaentnahme anhand einer Sandfiltration durchgeführt. Diese wird mit einer Filtergeschwindigkeit von $v_F = 7,5$ m/h bemessen. Bei einem stündlichen Spitzenzufluss von 260 m³/h wird demnach eine Filterfläche von **rd. 35 m²** benötigt (Berechnung [34]). Der Sandfilter ist als Einschichtfilter mit einer Filterhöhe von $1,0$ m auszuführen (ATV-A 203, 1995). Zudem sind Rückspülpumpen zum Reinigen des Filtermaterials anzuordnen. An dieser Stelle wird eine Bemessungsspülwassermenge von 330 m³/h angesetzt (Berechnung [35]) (ATV-A 203, 1995).

Die GAK-Filtration ist laut Praxiserfahrungen mit einer Filtergeschwindigkeit von 8 m/h zu bemessen. Bei einem max. stündlichen Spitzenabfluss von 260 m³/h ergibt sich eine Filterfläche von **rd. 35 m²** (Berechnung [36]). Die benötigte Fläche wird auf 5 Filter aufgeteilt. Es wird eine Filterfläche von 7 m² je Filter benötigt. Laut Praxiserfahrungen wird die Behandlungsanlage i. d. R. mit $n + 1$ Filter ausgestattet. Daher werden 6 Filter mit insgesamt 42 m² benötigt.

Bei einer für gewöhnlich angenommenen Filterbetthöhe von $2,5$ m ergibt sich ein Filterbettvolumen von **105 m³** (Berechnung [37]).

Die für die Anlagenauslegung relevante Kontaktzeit wird anhand des max. stündlichen Spitzenabflusses von 260 m³/h ermittelt. Bei einem Filtervolumen von 105 m³ werden dementsprechend **20 min** erreicht (Berechnung [38]). Diese Kontaktzeit ist ausreichend, um die Mikroschadstoffe weitgehend an die GAK zu adsorbieren (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012).

Die Hintergrundbelastung, die durch den DOC gekennzeichnet ist, hat wesentlichen Einfluss auf die Mikroschadstoffelimination. Je höher die DOC-Konzentration vom zu behandelnden Abwasser ist, desto weniger Mikroschadstoffe können durch die GAK-Filter adsorbiert werden.

Ausgehend von der Hintergrundbelastung (DOC) wurde bezugnehmend auf die Literatur folgendes festgestellt um eine mittlere Schadstoffelimination von 70% – 80% zu erreichen (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012):

Spitalabwässer (Hintergrundbelastung 10 mg/l) → 7.500 BVT

Trinkwasser (Hintergrundbelastung 2 mg/l) → 30.000 BVT

Die für die Kläranlage Netphen mittlere CSB-Ablaufkonzentration liegt bei 19 mg/l. Um auf eine theoretische DOC-Konzentration schließen zu können, wird eine Verhältnismäßigkeit von 3 / 1 (CSB/DOC) angenommen (Betriebliche Erfahrungen, Ingenieurbüro Dr. Born - Dr. Ermel).

Für die weiteren Betrachtungen werden daher rd. 6,3 mg DOC/l angesetzt. Durch lineare Interpolation der Bettvolumen und der verschiedenen Hintergrundbelastungen beim Spitalabwasser und Trinkwasser, kann das benötigte Bettvolumen für die GAK-Filtration auf der Kläranlage Netphen ermittelt werden.

Es wurden 18.000 Bettvolumen (BVT) ermittelt. Unter Berücksichtigung eines gewählten Sicherheitsfaktors von 1,5 ergeben sich demnach **12.000 BVT** (Berechnung [39]). Ausgehend von $12.000 \text{ m}^3_{\text{Abwasser}} / \text{m}^3_{\text{GAK}}$ und einem Filtervolumen von 105 m^3 stellt sich eine behandelbare Abwassermenge von **1.260.000 m³/a** ein (Berechnung [40]).

Bei einem jährlichen zu behandelnden Abwasserdurchfluss von $1.373.000 \text{ m}^3/\text{a}$ (71 % der Jahresabwassermenge) wird in Folge dessen eine Filterstandzeit von **rd. 335 Tagen** ermittelt (Berechnung [41]). Demnach muss theoretisch betrachtet alle 335 Tage bzw. alle 11 Monate die GAK ausgetauscht werden.

Das Filtermaterial (GAK) muss durch regelmäßige Rückspülungen gereinigt werden. Im Mittel werden rd. 6 % des max. Mischwasserzuflusses (Q_M) für Rückspülungen benötigt. Die Spülwasserpumpen sollten Spülgeschwindigkeiten von mindestens 55 m/h aufweisen. Bei einer vorhandenen Filterfläche von rd. 6 m^2 sind demnach für regelmäßige und ausreichende Rückspülprozesse rd. $385 \text{ m}^3/\text{h}$ zur Verfügung zu stellen (Betriebliche Erfahrungen, Ingenieurbüro Dr. Born - Dr. Ermel) (ATV-A 203, 1995) (Berechnung [42]).

6.3.2.2 Mengenermittlung

Aus den Berechnungen wird ersichtlich, dass das Filtrationsvolumen von rd. 112 m³ ausreichend ist. Bei einer Dichte von 300 kg GAK/m³ ergibt sich für die Befüllung eines Filterbettes eine Masse von **34.600 kg GAK** (11 Monate) (Berechnung [43]). Um die gesamte jährliche Masse zu bestimmen (12 Monate), wird eine Menge von **37.800 kg GAK/a** erforderlich (Berechnung [44]). Unter Einbezug einer jährlich zu behandelnden Abwassermenge von 1.373.000 m³/a wird also ein spezifischer Verbrauch von **rd. 27 mg GAK/l** benötigt (Berechnung [45]).

Die wesentlichen verfahrenstechnischen Bemessungsgrößen für Variante 3 werden in Tab. 14 dargestellt:

Tab. 14: Bemessungsgrundlagen für eine GAK-Filtration

Bemessungsgrundlagen	Gewählt	Quelle
Bemessungszufluss (Kontaktreaktor, Absetzbecken) [m ³ /h]	260	Eigene Ermittlung
Jahresabwassermenge (71 %) [m ³ /a]	1.373.000	Eigene Ermittlung
Filtergeschwindigkeit GAK-Filter [m/h]	8	Abegglen, C., 2012
Filtergeschwindigkeit Sandfilter [m/h]	7,5	ATV-A 203, 1995
Filterbetthöhe [m]	2,5	Abegglen, C., 2012
DOC-Konzentration [mg/l]	6,3	Eigene Ermittlung
Schüttdichte GAK → Hydraffin A 8x30 [kg/m ³]	330	Donau Carbon

In Abb. 33 wird der Lageplan mit den bautechnischen Einrichtungen zur Variante 3 im Maßstab 1:750 dargestellt.

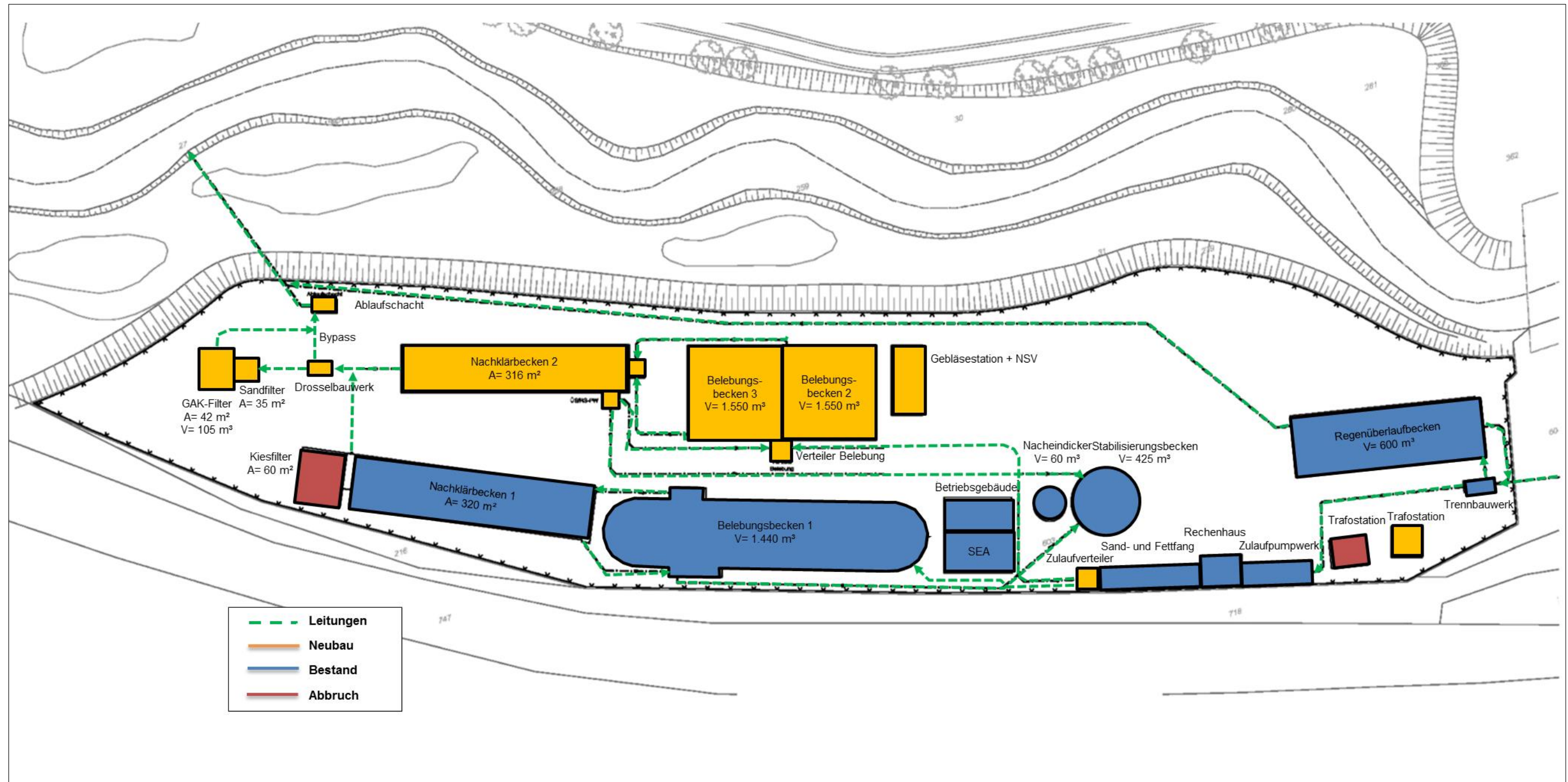


Abb. 40: Lageplan - Variante 3; Maßstab 1:750

6.3.3.1 Anlagenauslegung

Die Bemessung des Kontaktreaktors kann unabhängig von der erforderlichen Ozonmenge durchgeführt werden. Die Aufenthaltszeit des Abwassers im Kontaktreaktor wird mit 20 min angesetzt. Demnach ergibt sich bei einem stündlichen Spitzenabfluss von 260 m³/h ein erforderliches Reaktionsvolumen von **90 m³** (Berechnung [46]).

Um eine gesicherte Mikroschadstoffelimination zu gewährleisten, wird der Kontaktreaktor redundant ausgeführt. Daher werden zwei Reaktionsräume von je 45 m³ erforderlich. Die Abmessungen der Kontaktreaktoren werden mit einer Höhe von 5 m und einem Durchmesser von 3,4 m gewählt.

Die Ozondosierung erfolgt laut Praxiserfahrungen auf Grundlage der CSB / DOC Verhältnismäßigkeit. Diese wird mit 3 / 1 angenommen. Die Auswertung des Betriebstagebuches ergab eine mittlere CSB-Ablaufkonzentration von 19 mg/l. Daher stellt sich bei der entsprechenden Verhältnismäßigkeit eine DOC-Konzentration von 6,3 mg/l ein. Laut Literaturangaben ist eine Ozondosis von 0,7 – 1,0 mg O₃/mg DOC erforderlich (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012).

Als Grundlage für die Berechnung wird ein Mittelwert von 0,85 mg O₃/g DOC zugrunde gelegt. Daher ergibt sich eine theoretisch einzutragende Ozonkonzentration von **5,35 mg O₃/l** (Berechnung [47]). Zur Sicherheit wird **7,00 mg O₃/l** gewählt.

Für die Bemessung der Filtrationsstufe ist die Filterfläche ein wesentliches Kriterium. Diese ergibt sich aus dem stündlichen Spitzenabfluss (71 %) $Q_{S,h,max} = 260 \text{ m}^3/\text{h}$ und einer max. Filtergeschwindigkeit von $v_F = 7,5 \text{ m/h}$ (ATV-A 203, 1995).

Aus diesen Kennwerten ergibt sich eine erforderliche Filterfläche von **35 m²** (Berechnung [48]). Der Sandfilter ist als Einschichtfilter mit einer Filterhöhe von 1,0 m auszuführen (ATV-A 203, 1995).

Das Filtermaterial muss durch regelmäßige Rückspülungen gereinigt werden. Im Mittel werden rd. 6 % des max. Mischwasserzuflusses (Q_M) für Rückspülungen benötigt. Die Spülwasserpumpen sollten Spülgeschwindigkeiten von mindestens 55 m/h aufweisen. Bei einer vorhandenen Filterfläche von rd. 6 m² sind demnach für regelmäßige und ausreichende Rückspülprozesse rd. 330 m³/h zur Verfügung zu stellen (Betriebliche Erfahrungen, Ingenieurbüro Dr. Born - Dr. Ermel) (ATV-A 203, 1995) (Berechnung [49]). Die benötigte Energie in Bezug auf die Ozonungsanlage beläuft sich laut Literaturangaben auf 0,03 kWh/m³ – 0,1 kWh/m³ (Abegglen, C., Siegrist, H., 2012). Das Ozon soll über

einen Ozongenerator aus Reinsauerstoff hergestellt werden. Der Energiebedarf für die nachgeschaltete Ozonungsanlage wurde mit 0,1 kWh/m³ angesetzt.

6.3.3.2 Mengenermittlung

Die realistischen Mengenannahmen für den jährlichen Ozonbedarf wurden auf Grundlage der Jahresabwassermenge von 1.373.000 m³/a getroffen. Es ist bei einem Ozoneintrag von 7,00 g O₃/m³ eine stündliche Menge von 1,1 kg O₃/h, eine tägliche Menge von 26 kg O₃/d sowie eine jährliche Menge von **9.600 kg O₃/a** erforderlich (Berechnung [50]).

Die wesentlichen verfahrenstechnischen Bemessungsgrößen für Variante 4 werden im Folgenden anhand von Tab. 15 dargestellt:

Tab. 15: Bemessungsgrundlagen für eine Ozonung

Bemessungsgrundlagen	Gewählt	Quelle
Bemessungszufluss (Kontaktreaktor, Absetzbecken) [m ³ /h]	260	Eigene Ermittlung
Jahresabwassermenge (71 %) [m ³ /a]	1.373.000	Eigene Ermittlung
Aufenthaltszeit [min]	20	Abegglen, C., 2012
DOC-Konzentration [mg/l]	6,3	Eigene Ermittlung
Ozondosis [mg O ₃ /mg DOC]	0,85	Abegglen, C., 2012
Filtergeschwindigkeit Sandfiltration [m/h]	7,5	ATV-A 203, 1995
Spülwassermenge [%]	6	Betriebserfahrungen

Anhand von Abb. 35 wird ein Lageplan für die nachgeschaltete Ozonung zur Mikroschadstoffelimination im Maßstab von 1:750 dargestellt.

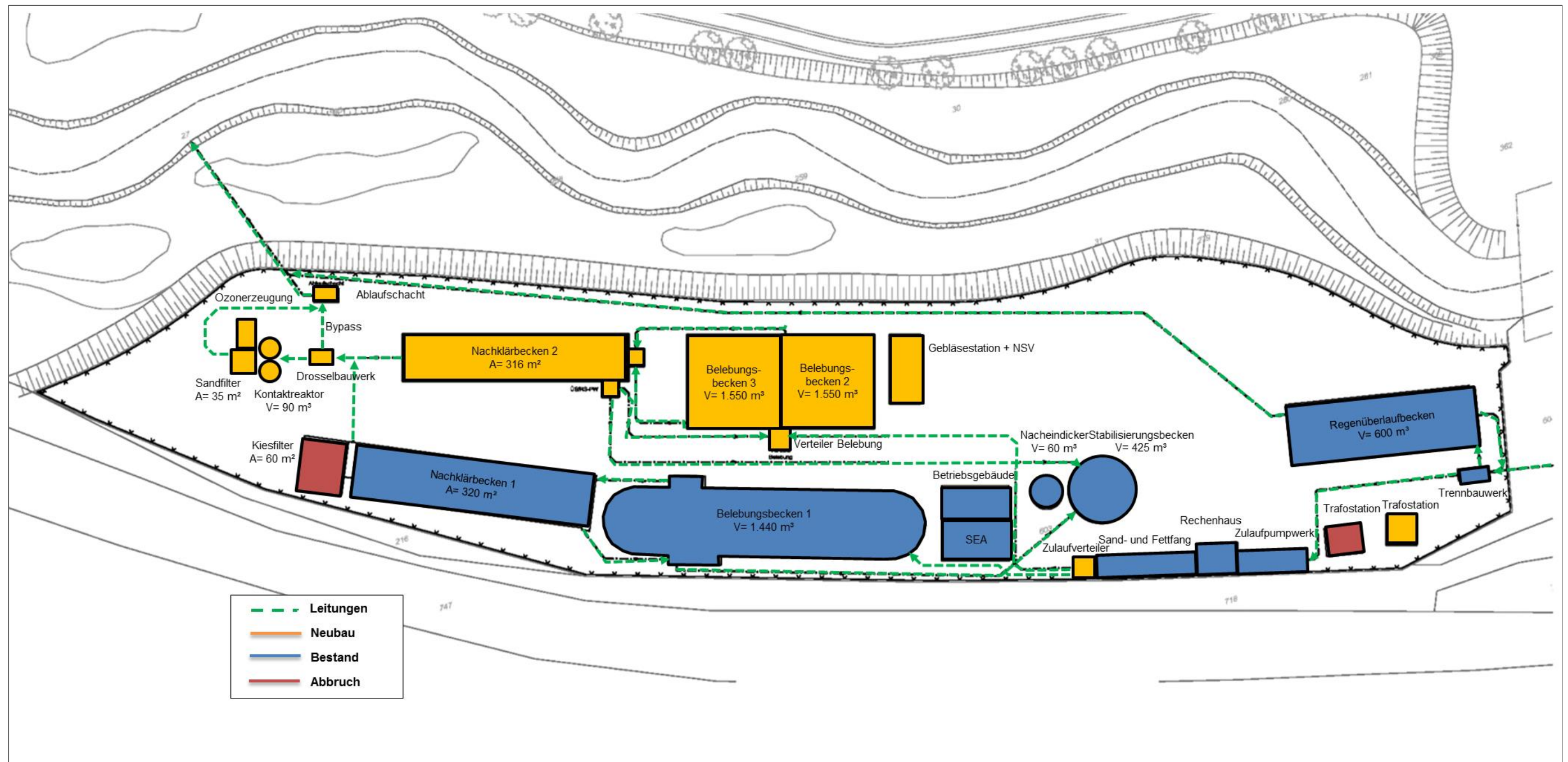


Abb. 42: Lageplan - Variante 4; Maßstab 1:750

7 Wirtschaftlichkeitsbetrachtung der verschiedenen Varianten

7.1 Grundlagen der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung

In diesem Kapitel soll eine Wirtschaftlichkeitsbetrachtung anhand dynamischer Kostenvergleichsrechnungen der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) für die Erweiterung der biologischen Reinigungsstufe sowie für die vier vorgestellten Varianten zur Elimination von Mikroschadstoffen durchgeführt werden. Die LAWA Leitlinien empfehlen bei Kostenvergleichsrechnungen eine Realkostenberechnung durchzuführen, bei der die Kaufkraftverhältnisse auf ein Basisjahr (heute) bezogen werden.

Dabei wird zur Ermittlung der Kapitalkosten ein Zinssatz von real 3 % p. a. zu Grunde gelegt. Dieser Zinssatz wird bei langfristigen Investitionen unter Berücksichtigung der allgemeinen Inflation (real) angesetzt. Bei einer momentanen Inflationsrate von rd. 2 % entspricht ein Realzinssatz von 3 % p. a. einen Nominalzinssatz von rd. 5 % p. a.

Für die laufenden Kosten werden gemäß der LAWA- Leitlinien zur Ermittlung der Kapitalkosten ebenfalls reale Kosten, d. h. ohne Berücksichtigung der allgemeinen Preissteigerungen (Inflation) angesetzt.

Insofern entspricht die Kapitalkosten- und Wirtschaftlichkeitsberechnung keiner finanzmathematischen Berechnung, sondern einer Kostenbewertung einer wasserwirtschaftlichen Maßnahme im Rahmen einer langfristigen Investitionsentscheidung.

Im Folgenden sind die Nutzungsdauern und die jeweiligen Kapitalwiedergewinnungsfaktoren (KFAKR) zur Ermittlung der realen Jahreskosten zusammenfassend dargestellt:

Bautechnik,	n =30 a:	KFAKR (3 %, 30 a) = 0,0510
Maschinentechnik	n =15 a:	KFAKR (3 %, 15 a) = 0,0838
EMSR-Technik	n =10 a:	KFAKR (3 %, 10 a) = 0,1172

Unter gleichzeitiger Berücksichtigung der Kapital- und Betriebskosten können die Jahreskosten ermittelt werden. Diese dienen zur Ermittlung der wirtschaftlichsten Variante. Für alle beschriebenen Varianten wird eine weitestgehende Nutzungsgleichheit angestrebt.

7.2 Vergleich der Investitions- und Jahresvergleichskosten nach LAWA

7.2.1 Ermittlung der Investitionskosten

Die Ergebnisse der Investitionskosten sind in Tab. 16 zusammenfassend dargestellt. Eine detaillierte Auswertung der Investitionskosten ist für die verschiedenen Varianten in der Anlage 6 aufgeführt.

Für die Erweiterung der biologischen Reinigungsstufe fallen „Sowieso-Kosten“ an, die für jede Variantenbetrachtung mit einbezogen werden müssen. Die Investitionskosten betragen an dieser Stelle 3.980.000 €. Zudem fallen die in der Tab. 10 aufgeführten Investitionskosten für die einzelnen Varianten an.

Tab. 16: Vergleich der Investitionskosten nach LAWA für die vier Varianten

Kostenkenngröße	Einheit	Variante 1	Variante 2	Variante 3	Variante 4
Investitionen Varianten (brutto):					
Bautechnik	€	440.000,-	1.140.000,-	650.000,-	680.000,-
Maschinentechnik	€	290.000,-	530.000,-	230.000,-	570.000,-
EMSR-Technik	€	150.000,-	160.000,-	130.000,-	140.000,-
Zwischensumme 2	€	880.000,-	1.830.000,-	1.010.000,-	1.390.000,-
Summe	€	880.000,-	1.830.000,-	1.010.000,-	1.390.000,-
	%	100	208	115	158

Beim Vergleich der einzelnen Verfahren zur Mikroschadstoffelimination wird deutlich, dass Variante 1 „PAK-Dosierung in das Belebungsbecken der Straße 2“ in den Investitionskosten sichtlich monetäre Vorteile aufweist. Die Begründung liegt in dem geringen bau- und verfahrenstechnischen Aufwand gegenüber den nachgeschalteten Varianten 2 - 4.

Für die Variante 1 wird neben der neugeplanten biologischen Reinigungsstufe lediglich eine PAK-Dosierstation mit Silo, eine Austragsschnecke, eine Zelleradschleuse, ein

Ansatzreaktor sowie eine Filtrationsstufe mit Pumpwerk benötigt. Die Kosten belaufen sich an dieser Stelle für die Bau-, Maschinen- und EMSR-Technik auf rd. 880.000 € brutto.

Für die nachgeschalteten Varianten 2 – 4 sind aufgrund der erweiterten Anlagentechnik höhere Investitionskosten zu erwarten. Variante 2 ist wegen der aufwendigen bau- und maschinentechnischen Ausrüstung mit rd. 1.830.000 € brutto um das doppelte teurer als Variante 1. Das kostengünstigste nachgeschaltete Verfahren ist Variante 3 „GAK-Filtration“. An dieser Stelle werden als Investitionskosten für die Mikroschadstoffelimination rd. 1.010.000 € brutto veranschlagt. Im Folgenden werden die Investitionskosten für die Mikroschadstoffelimination anhand eines Diagrammes (Abb. 36) dargestellt.

Die Investitionskosten der einzelnen Varianten haben eine Schwankungsbreite von max. 208 % zur günstigsten Variante (siehe Tab. 10).

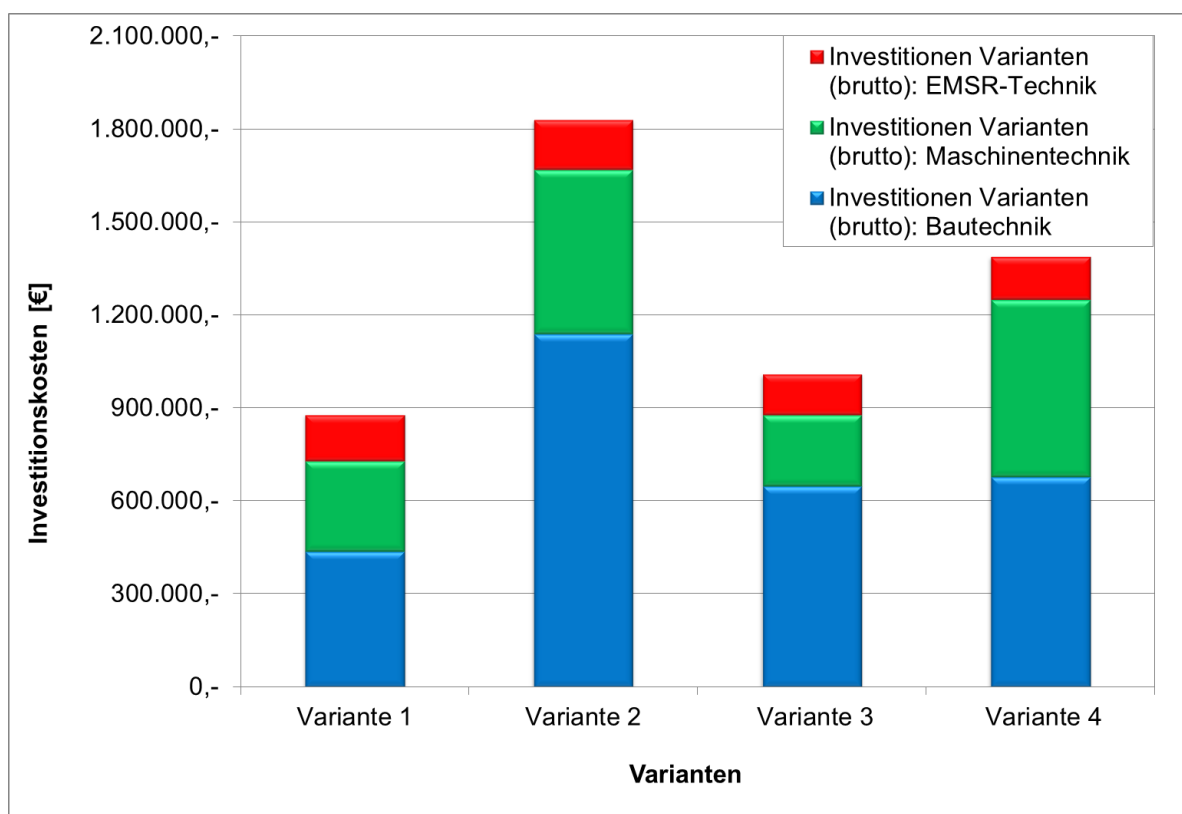


Abb. 43: Investitionskosten für die vier Varianten

7.2.2 Ermittlung der Jahresvergleichskosten nach LAWA

Die Jahresvergleichskosten beinhalten neben den laufenden Betriebskosten auch die Kapitalkosten, die anhand einer Kostenvergleichsrechnung nach LAWA ermittelt wurden. Tab. 11 zeigt zusammenfassend eine Übersicht der Jahresvergleichskosten. Eine detaillierte Übersicht über die Betriebs- und Kapitalkosten für die im Einzelnen betrachteten Varianten ist der Anlage 6 zu entnehmen.

Für die Erweiterung der biologischen Reinigungsstufe fallen „Sowieso-Kosten“ an, die für jede Variantenbetrachtung mit einbezogen werden müssen. Die Jahresvergleichskosten betragen an dieser Stelle rd. 704.000 €. Zudem fallen die in der Tab. 11 aufgeführten Jahresvergleichskosten für die einzelnen Varianten an.

Tab. 17: Jahresvergleichskosten für die vier Varianten

Kostenkenngröße	Einheit	Variante 1	Variante 2	Variante 3	Variante 4
Jahresvergleichskosten Varianten (brutto):					
Kapitalkosten	€/a	64.327,-	121.318,-	67.670,-	98.855,-
Instandhaltungskosten	€/a	9.219,-	16.338,-	8.980,-	14.246,-
Betriebsmittelkosten	€/a	84.460,-	35.587,-	66.150,-	28.800,-
Personalkosten	€/a	65.000,-	65.000,-	65.000,-	65.000,-
Energiekosten	€/a	7.416,-	12.366,-	7.416,-	24.714,-
Klärschlamm-sorgungs-kosten	€/a	13.068,-	7.187,-	Keine	Keine
Summe	€/a	243.000,-	258.000,-	215.000,-	232.000,-
	%	113	120	100	108

Bei den Jahresvergleichskosten wird deutlich, dass Variante 3 „Nachgeschaltete GAK-Filtration“ monetäre Vorteile gegenüber den anderen Varianten aufweist. Die Jahresvergleichskosten liegen hierbei bei rd. 215.000 € brutto. Einer der größten Kostenverursacher bei dieser Variante sind die Betriebsmittelkosten die durch die zu verwendende Aktivkohle anfallen. Für diese Variante betragen die Aktivkohlekosten rd. 66.150 € brutto. Die Kapital- und Instandhaltungskosten liegen aufgrund der geringen Investitionskosten im Vergleich zu den anderen Varianten 2 – 4 relativ niedrig. Zusätzlicher Klärschlamm fällt bei dieser Variante nicht an, sodass an dieser Stelle auch keine zusätzlichen Klärschlamm-sorgungs-kosten entstehen.

Variante 2 weist bezüglich der aufwendigen Bau-, Maschinen und EMSR-Technik vergleichsweise die höchsten Kapital- und Instandhaltungskosten auf. Die

Betriebsmittelkosten liegen aufgrund des geringeren PAK-Einsatzes gegenüber Variante 1 deutlich niedriger.

Die nachgeschaltete Ozonungsanlage, die die Variante 4 beschreibt, verbraucht mit 137.300 kWh/a rd. doppelt so viel elektrische Energie wie beispielsweise die Variante 1. Die Jahresvergleichskosten der vier Varianten schwanken max. um eine Spannbreite von 20 % (Tab. 11).

In Abb. 37 werden die Jahresvergleichskosten anhand eines Diagrammes dargestellt.

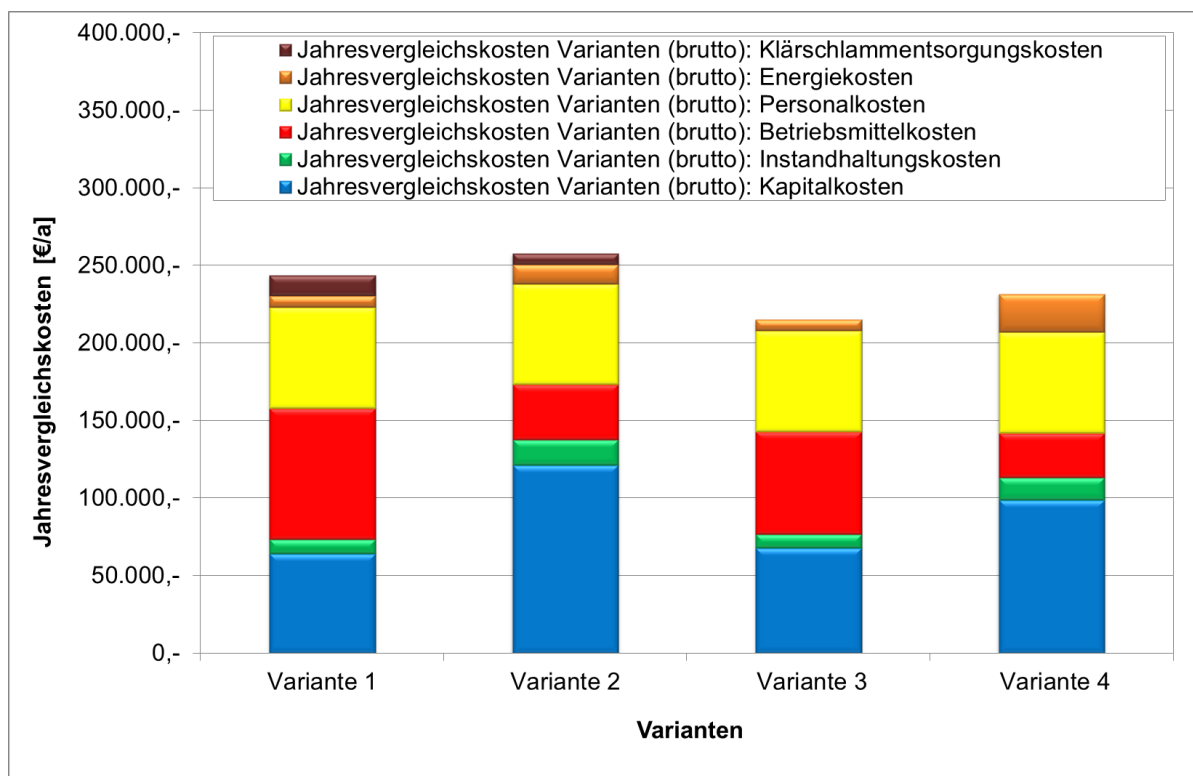


Abb. 44: Jahresvergleichskosten für die vier Varianten

Die Kosten für PAK (Variante 1 und Variante 2) und GAK (Variante 3) wurden anhand eines Richtpreisangebotes von der Firma Donau Carbon angefragt. Die Kosten für PAK (Carbopal AP) belaufen sich inkl. Mehrwertsteuer und Fracht auf 2.050 €/t brutto. Für die GAK (Hydraffin A 8x30) sind Kosten von 1.750 €/t brutto anzusetzen (Donau Carbon, 2014).

7.3 Sensitivitätsanalyse

Um eine weitere Entscheidungshilfe hinsichtlich einer möglichen vierten Reinigungsstufe zu bekommen, wurde eine Sensitivitätsanalyse für die Steigerung der Betriebsmittelkosten von 0 - 5 %/a vorgenommen. Das Ergebnis ist in Abb. 38 grafisch dargestellt.

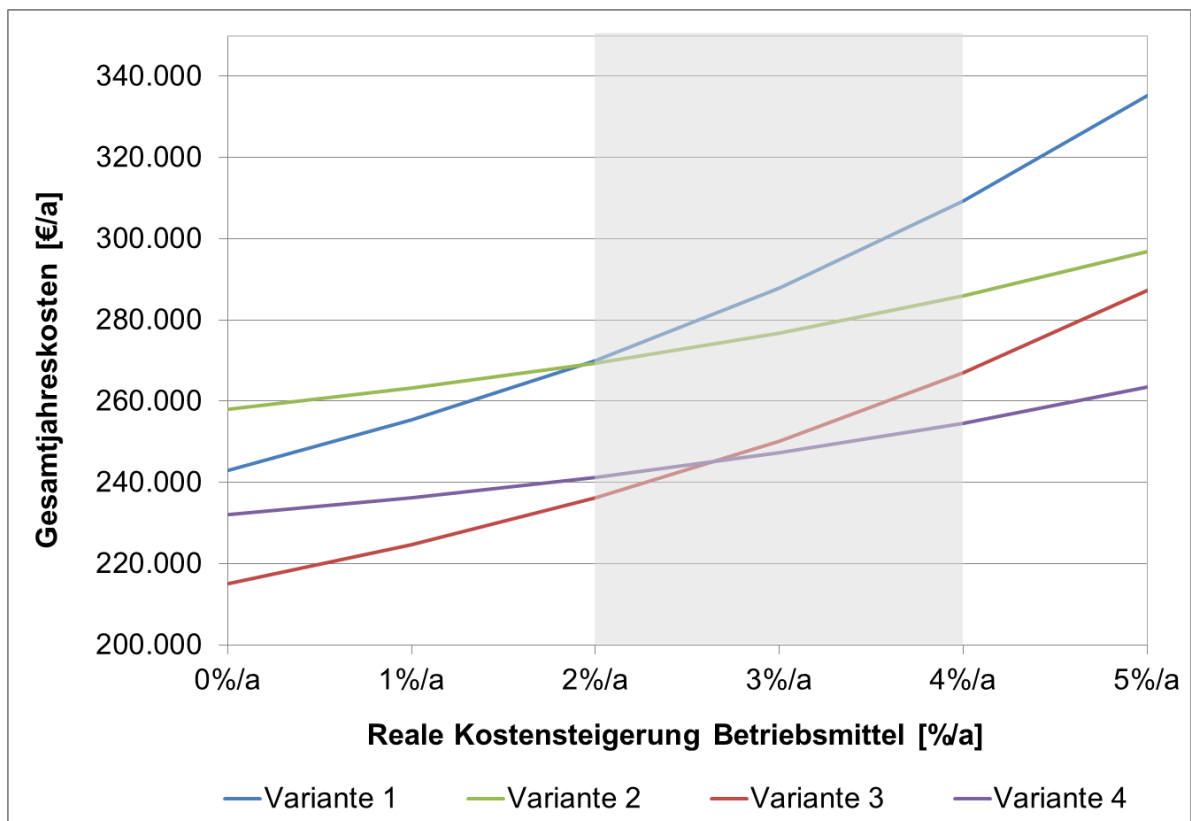


Abb. 45: Sensitivitätsanalyse bezüglich einer Steigerung der Energiekosten

Aus Abb. 38 wird ersichtlich, dass bei steigenden Betriebsmittelkosten die Gesamtjahreskosten für die Variante 1 „PAK-Dosierung in das Belebungsbecken der Straße 2“ aufgrund des erhöhten PAK-Einsatzes deutlich ansteigen.

Gleiches ist bei Variante 3 „Nachgeschaltete GAK-Filtration“ zu beobachten. Auch an dieser Stelle werden erhöhte Aktivkohlemengen benötigt. Aus dem Diagramm wird ersichtlich, dass die nachgeschaltete Ozonierung ab einer realen Kostensteigerung von rd. 2,5 % monetäre Vorteile gegenüber der Variante 3 aufweist.

Ein realistisches Szenario hinsichtlich der realen Kostensteigerung liegt aufgrund der Inflationsrate bei rd. 2 %/a - 4 %/a (siehe grau schraffierte Fläche).

7.4 Nutzwertanalyse

Bei der Auswahl einer Vorzugsvariante können nicht alle Entscheidungen auf Grundlage der Jahreskosten getroffen werden. Daher sollten im Zuge einer Entscheidung unterschiedliche Bewertungskriterien berücksichtigt werden.

Für eine hinreichende Bewertung der verschiedensten Kriterien und Varianten ist die Nutzwertanalyse von großer Bedeutung. Im Rahmen dieser Analyse werden die Bewertungskriterien in Haupt- und diese wiederum in Einzelkriterien unterteilt. Für jede der betrachteten Varianten werden Punkte vergeben und somit die Zielerfüllung (ZE) eines Einzelkriteriums ermittelt. Die Spannbreite der Punktevergabe liegt zwischen 1,0 Punkten und 0,0 Punkten. Dabei hat die Punktegewichtung folgende Bedeutung:

- 1,0 Punkte → Ziel optimal erfüllt,
- 0,0 Punkte → Ziel nicht erfüllt.

Des Weiteren werden die Bewertungskriterien prozentual gewichtet, wobei sich die Gewichtung der Einzelkriterien nach ihrer Entscheidungsrelevanz richtet.

Nach Multiplikation der prozentualen Gewichtung mit der Zielerfüllung wird ein Teilnutzen (TN) eines Einzelkriteriums ermittelt. Dabei bedeutet eine hohe Punktzahl einen guten Teilnutzen und wiederum eine niedrige Punktzahl einen schlechten Teilnutzen. Eine Summenbildung der Teilnutzen ist ein Maß für die Zielerfüllung des Hauptkriteriums.

Bei der Gesamtbewertung werden die Hauptkriterien untereinander gewichtet. Diese Gewichtung, multipliziert mit der Summe der Teilnutzen und aufaddiert ergibt für jede Variante eine Punktesumme. Diese ist ein Bewertungsmaßstab für die Varianten untereinander. Je höher die Punktzahl, desto besser werden die Ziele der Kriterien erfüllt.

Grundlage der Bewertung der einzelnen Kriterien bei der Nutzwertanalyse sind die folgenden nichtmonetären und monetären Hauptbewertungskriterien:

- Betriebliche Kriterien
- Verfahrenstechnische Kriterien
- Wirtschaftliche Kriterien

Im Folgenden wird anhand tabellarischer Zusammenstellungen die Nutzwertanalyse durchgeführt (siehe Tab. 12 und Tab. 13).

Tab. 18: Nutzwertanalyse der vier Varianten zur Mikroschadstoffelimination

Kriterium		Variante 1 PAK-Dosierung in das Belebungsbecken der Straße 2	Variante 2 Nachgeschaltete PAK-Adsorption mit Sandfiltration	Variante 3 Nachgeschaltete GAK-Filtration	Variante 4 Nachgeschaltete Ozonierung mit Sandfiltration
Betriebliche Aspekte	Betriebssicherheit	Einfluss von PAK-Dosierung auf Reinigungsleistung der Kläranlage, Dosieranlage kann verstopfen Wertung: 0,5	Störanfälligkeit der PAK-Dosieranlage Wertung: 0,6	Anlagenbetrieb "relativ" einfach, aber anspruchsvoller Ein- und Ausbau der Kohle Wertung: 0,8	Sicherer Betrieb abhängig von der Abwasserzusammensetzung Wertung: 0,6
	Betrieblicher Aufwand; Übersichtlichkeit der Prozessführung	Keine neuen Anlagenteile, fehlende Trennung zwischen Spurenstoffelimination und Nährstoffelimination Wertung: 0,6	Relativ hoher Aufwand, da die meiste Bau- und Maschinentchnik erforderlich ist. Übersichtliche Verfahrensführung Wertung: 0,6	Verfahren der nachgeschalteten GAK-Filtration einfach händelbar und nachvollziehbar Wertung: 0,9	Hoher verfahrenstechnischer Aufwand im Hinblick auf Mikroschadstoffelimination, Ozonerzeugung und Restozonvernichtung Wertung: 0,6
Verfahrenstechnische Kriterien	Bildung von Transformationsprodukten	Keine Bildung von Transformationsprodukten Wertung: 1,0	Keine Bildung von Transformationsprodukten Wertung: 1,0	Keine Bildung von Transformationsprodukten Wertung: 1,0	Durch Oxidation bilden sich Transformationsprodukte Wertung: 0,4
	Ressourcenverbrauch	Einsatz von 41,2 t/a. PAK kann nicht wieder verwertet werden → Thermische Entsorgung Wertung: 0,4	Einsatz von 13,7 t/a. PAK kann nicht wieder verwertet werden → Thermische Entsorgung Wertung: 0,7	GAK (34,4 t/a) kann regeneriert werden Wertung: 0,9	Erhöhter Stromverbrauch (137.300 kWh/a) im Vergleich zu Variante 1, 2, 3 Wertung: 0,6
	Eliminationsleistung	Eliminationsleistung der Mikroschadstoffe liegt bei 70 - 80 %, es wird nur 71 % des Schmutzwassers behandelt Wertung: 0,5	Eliminationsleistung der Mikroschadstoffe liegt bei 70 - 80 %, es wird der überwiegende Teil des Schmutzwassers behandelt Wertung: 0,7	Eliminationsleistungen liegen bei 70 - 80 %, es wird der überwiegende Teil des Schmutzwassers behandelt Wertung: 0,7	Eliminationsleistung der Mikroschadstoffe liegt bei 70 - 80 %, es wird der überwiegende Teil des Schmutzwassers behandelt Wertung: 0,7
Wirtschaftliche Kriterien	Jahresvergleichskosten	Hohe Betriebsmittelkosten für PAK, allerdings geringe Kapital- und Instandhaltungskosten Wertung: 0,87	Betriebsmittelkosten für PAK sind niedrig, hohe Kapital- und Instandhaltungskosten in Vergleich zu den anderen Varianten Wertung: 0,80	Hohe Betriebsmittelkosten für GAK, allerdings geringe Kapital- und Instandhaltungskosten Wertung: 1,00	Jahresvergleichskosten liegen "relativ" hoch Wertung: 0,92
	Einfluss steigender Kosten für Aktivkohle	hoher Einfluss → hoher Verbrauch Wertung: 0,4	mittlerer Einfluss → da im Vergleich zu V1 und V3 niedriger Verbrauch Wertung: 0,8	hoher Einfluss → hoher Verbrauch Wertung: 0,4	kein Einfluss, da kein Kohleverbrauch Wertung: 1,0
	Einfluss steigender Kosten für den Strombezug	Steigende Energiekosten verschlechtern die Wirtschaftlichkeit Ansatz Energieverbrauch: 0,03 kWh/m ³ → 41.200 kWh/a Wertung: 0,8	Steigende Energiekosten verschlechtern die Wirtschaftlichkeit Ansatz Energieverbrauch: 0,05 kWh/m ³ → 68.700 kWh/a Wertung: 0,6	Steigende Energiekosten verschlechtern die Wirtschaftlichkeit Ansatz Energieverbrauch: 0,03 kWh/m ³ → 41.200 kWh/a Wertung: 0,8	Steigende Energiekosten verschlechtern die Wirtschaftlichkeit Ansatz Energieverbrauch: 0,1 kWh/m ³ → 137.300 kWh/a Wertung: 0,3

Tab. 19: Bewertungsmatrix zur Nutzwertanalyse

Kriterium / Variante	Gewichtung	Variante 1 PAK-Dosierung in das Belebungsbecken der Straße 2		Variante 2 Nachgeschaltete PAK- Adsorption mit Sandfiltration		Variante 3 Nachgeschaltete GAK- Filtration		Variante 4 Nachgeschaltete Ozonierung mit Sandfiltration			
		ZE	TN	ZE	TN	ZE	TN	ZE	TN		
Betriebliche Kriterien											
Betriebssicherheit	50%	0,5	25,0	0,6	30,0	0,8	40,0	0,6	30,0		
Betrieblicher Aufwand; Übersichtlichkeit der Prozessführung	50%	0,6	30,0	0,6	30,0	0,9	45,0	0,6	30,0		
Summe Teilnutzen (TN)	100%	55,0		60,0		85,0		60,0			
Verfahrenstechnische Kriterien											
Bildung von Transformationsprodukten	20%	1,0	20,0	1,0	20,0	1,0	20,0	0,4	8,0		
Ressourcenverbrauch	30%	0,4	12,0	0,7	21,0	0,9	27,0	0,6	18,0		
Eliminationsleistung	50%	0,5	25,0	0,7	35,0	0,7	35,0	0,7	35,0		
Summe Teilnutzen (TN)	100%	57,0		76,0		82,0		61,0			
Wirtschaftliche Kriterien											
Jahresvergleichskosten	50%	0,87	43,5	0,80	40,0	1,00	50,0	0,92	46,0		
Einfluss steigender Kosten für Aktivkohle	30%	0,4	12,0	0,8	24,0	0,4	12,0	1,0	30,0		
Einfluss steigender Kosten für den Strombezug	20%	0,8	16,0	0,6	12,0	0,8	16,0	0,3	6,0		
Summe Teilnutzen (TN)	100%	71,5		76,0		78,0		82,0			
Gesamtbewertung (Grenzbetrachtung)											
Nichtmonetäre Kriterien	Betrieb	50%	25%	55,0	13,8	60,0	15,0	85,0	21,3	60,0	15,0
	Verfahren		25%	57,0	14,3	76,0	19,0	82,0	20,5	61,0	15,3
Wirtschaftliche Kriterien		50%	50%	71,5	35,8	76,0	38,0	78,0	39,0	82,0	41,0
Summe Punkte		100%	63,8		72,0		80,8		71,3		

Bei den betrieblichen Kriterien welche u. a. die Betriebssicherheit und den betrieblichen Aufwand der Varianten beschreiben, schneidet die nachgeschaltete GAK-Filtration in den Teilnutzen (TN) am besten ab.

Im Hinblick auf die verfahrenstechnischen Kriterien, die die Bildung von Transformationsprodukten, den Ressourcenverbrauch sowie die Eliminationsleistung beinhaltet wird deutlich, dass auch an dieser Stelle die GAK-Filtration im Vordergrund steht.

Die wirtschaftlichen Kriterien beinhalten die Jahresvergleichskosten, die Aktivkohlekosten und die Strombezugskosten. Hierbei wird deutlich, dass Variante 4 positiv abschneidet.

Die nichtmonetären Kriterien, die die betrieblichen und verfahrenstechnischen Aspekte beinhalten, gehen in der Gesamtbewertung mit einer Gewichtung von 50 % ein. Gleiches gilt für die wirtschaftlichen Kriterien. Auch an dieser Stelle liegt die Gewichtung bei 50 %. Durch Auswertung der in Tab. 12 dargelegten und beschriebenen Kriterien lässt sich anhand der Punktevergabe die Vorzugsvariante ermitteln. Wie aus Tab. 13 ersichtlich hat die nachgeschaltete GAK-Filtration bei der Nutzwertanalyse mit 80,8 Punkten den höchsten Stellenwert.

7.5 Vergleichsrechnung am Beispiel von Diclofenac

Um die zusätzlichen Kosten für eine vierte Reinigungsstufe zu veranschaulichen, wird anhand einer Beispielrechnung gezeigt, wie hoch die spezifischen Kosten für die Elimination von 1 g Diclofenac sind. Bei diesem Ansatz sollen andere Spurenstoffe außer Acht gelassen werden. Derzeit steht Diclofenac auf der Beobachtungsliste (siehe Kapitel 3). Wird dieser Mikroschadstoff zukünftig auf die Liste der prioritären Stoffe gesetzt, kann es sein, dass eine vierte Reinigungsstufe zur Elimination dieses Stoffes errichtet werden muss. Ob dieser Ansatz wirklich zutrifft ist unklar. Interessehalber wird eine Beispielrechnung anhand der ermittelten Jahresvergleichskosten dargelegt. Die Berechnungen sind in Anlage 7 aufgeführt.

Da die Beispielrechnung für Nordrhein-Westfalen durchgeführt werden soll, werden für die Ermittlung der jährlich zu behandelnden Diclofenac-Menge Angaben wie z. B. die Einwohnerzahl von NRW benötigt. Diese liegt bei rd. 17,5 Mio. Einwohnern (Destatis I, 2012). Die Verbrauchsmenge für Diclofenac lag im Jahr 2012 in NRW bei 19.873 kg. Diese Angabe beziffert den reinen Wirkstoff (Götz, C., et al., 2012).

Aus diesen Angaben ergibt sich ein Diclofenac-Verbrauch von $1,12 \text{ g}/(\text{E} \cdot \text{a})$ (Berechnung [51]).

Bei Einnahme von Diclofenac wird nur ein Teil des Wirkstoffes (Durchschnittlich 84 %) im Körper verarbeitet. Der andere Teil (Durchschnittlich 16 %) wird nicht im Körper metabolisiert und gelangt somit über die Ausscheidung in die Kanalisation und schließlich zur Kläranlage. In der Abwasserreinigungsanlage erfolgt ohne gezielte Mikroschadstoffelimination ein Abbau von 34 % des Diclofenacs, indem z. B. durch Adsorptionsprozesse an die Schlammflocke dieser Stoff aus dem Abwasser teileliminiert wird. Im Mittel gelangen dennoch 66 % unverändert in das einzuleitende Gewässer (Götz, C., et al., 2012).

Unter Einbezug dieser Kenngrößen gelangen daher theoretisch noch $0,118 \text{ g}/(\text{E} \cdot \text{a})$ an Diclofenac in den Vorfluter (Berechnung [52]).

Derzeit ist eine Einwohnerzahl von rd. 9.725 EZ an die Kläranlage Netphen angeschlossen. Daher ergibt sich für die vierte Reinigungsstufe eine zu behandelnde Diclofenac-Menge von 1.148 g/a (Berechnung [53]).

Werden die Jahresvergleichskosten der vier Varianten durch eine jährlich zu behandelnde Masse an Diclofenac dividiert, ergeben sich die in Tab. 14 aufgeführten Eliminationskosten (Berechnung [54]):

Tab. 20: Spezifische Kosten für die Mikroschadstoffelimination von Diclofenac

Varianten	Zu behandelnde Diclofenac-Menge	Jahresvergleichskosten	Kosten für die Elimination
[V1-V4]	[g/a]	[€/a]	[€/g]
Variante 1	1.148	243.000,-	212,-
Variante 2	1.148	258.000,-	225,-
Variante 3	1.148	215.000,-	187,-
Variante 4	1.148	232.000,-	202,-

Für die Jahresvergleichskosten werden an dieser Stelle nur die Kosten für die 4. Reinigungsstufe, d. h. ohne die „Sowieso-Kosten“ angesetzt.

Es wird deutlich, dass für die gezielte Elimination von Diclofenac in einer 4. Reinigungsstufe zwischen 187 €/g und 225 €/g aufgewendet werden müssen.

8 Empfehlung einer Vorzugsvariante

Die Beurteilung und schließlich die Ermittlung der Vorzugsvariante zur Mikroschadstoffelimination erfolgt auf Grundlage der in Kapitel 7 ermittelten Kosten sowie der Nutzwertanalyse.

Die Wirtschaftlichkeitsbetrachtung hinsichtlich der Investitionskosten hat ergeben, dass die Integrative Variante 1 „PAK-Dosierung in das Belebungsbecken der Straße 2“ monetäre Vorteile gegenüber den nachgeschalteten Varianten 2 – 4 aufweist. Die Investitionskosten liegen an dieser Stelle bei rd. 880.000 € und somit lediglich rd. 130.000 € unter der günstigsten nachgeschalteten Variante.

Bei den Jahresvergleichskosten liegt die nachgeschaltete GAK-Filtration vorne. Bei den nachgeschalteten Varianten weichen die Jahresvergleichskosten um nur max. 20 % zur integrativen Variante ab.

Variante 1 behandelt im Mittel nur 71 % der Zulaufwassermenge. Die anderen 29 % des Zulaufvolumenstromes werden über das Verteilerbauwerk in Straße 1 geleitet und entsprechend

gereinigt. Im Zuge einer Kläranlagenerweiterung wird eine PAK-Dosierung lediglich in das Belebungsbecken der Straße 2 vorgesehen. Durch die PAK-Zugabe können durchschnittlich 70 % – 80 % der Mikroschadstoffe eliminiert werden. Da 29 % des Durchflusses nicht mit PAK versetzt werden, kann demnach für diese Abwassermenge auch keine gezielte Mikroschadstoffelimination vorgenommen werden.

Bei den nachgeschalteten Varianten schneidet wie aus der Nutzwertanalyse ersichtlich die GAK-Filtration am besten ab. Die Vorteile dieses Verfahrens liegen in dem relativ einfach händel- und nachvollziehbaren Anlagenbetrieb. Zudem werden im Hinblick auf eine Spurenstoffelimination keine Transformationsprodukte gebildet. Die Eliminationsleistung ist zwar abhängig von der Filterstandzeit, dennoch liegt diese im Mittel bei rd. 70 % – 80 %. Der energetische Ansatz liegt bei 0,03 kWh/m³ und hat demnach einen deutlich geringeren Energieverbrauch als beispielsweise eine Ozonungsanlage.

Werden die Investitions- und Jahresvergleichskosten betrachtet, so zeigt sich, dass die GAK-Filtration von den nachgeschalteten Varianten am besten abschneidet. Diesbezüglich liegen die Investitionskosten bei 1.010.000 €. Die Jahresvergleichskosten betragen 215.000 €.

Die nachgeschaltete Variante 2 hat gegenüber den anderen Verfahren einen deutlich höheren bau- und maschinentechnischen Aufwand. Dies zeigt sich insbesondere an den Investitionskosten, die bei rd. 1.830.000 € liegen. Die Jahresvergleichskosten weisen eine Summe von 258.000 € auf und liegen mit 7 % über den der integrativen Variante.

Die geplante Ozonungsanlage, die die Variante 4 beschreibt, hat den Nachteil, dass Transformationsprodukte gebildet werden können. Zudem liegt der Stromverbrauch beispielsweise doppelt so hoch wie bei der nachgeschalteten PAK-Adsorption mit Sandfiltration.

Durch die beschriebenen Vorteile bei dem Betrieb einer nachgeschalteten GAK-Filtration sowie die vergleichsweise geringen Investition- und Jahresvergleichskosten, wird eine Empfehlung für diese Variante zur Mikroschadstoffelimination gegeben.

9 Zusammenfassung

Mikroschadstoffe sind anthropogene, meist organische Stoffe, die im Wasser in sehr niedrigen Konzentrationen vorkommen. Derzeit gibt es rd. 30.000 dieser Mikroschadstoffe, die fast alle nach ihrem Gebrauch über punktuelle und diffuse Einträge in den natürlichen Wasserkreislauf gelangen. Mikroschadstoffe können u. a. durch Arzneimittel, Pflanzenschutzmittel und Pflegeprodukte, aber auch durch Industriechemikalien in das Wasser überführt werden.

Arzneimittel werden überwiegend gleichmäßig auf das Jahr gesehen verwendet, sodass ein kontinuierlicher punktueller Eintrag über die Kläranlagen in das Gewässer erfolgt. Jahreszeitliche Schwankungen treten z. B. bei Sonnencremes im Sommer oder Medikamenten gegen Grippe im Winter auf. Bei diffusen Quellen ist i. d. R. eine deutlich komplexere Eintragsdynamik in den Wasserkreislauf zu beobachten. Gerade bei Starkregenereignissen werden von z. B. landwirtschaftlichen Nutzflächen, Pflanzenschutzmittel in Oberflächengewässer abgeschwemmt.

Im Zuge einer Verbesserung der Wasserqualität wird angestrebt, zukünftig die Kläranlagen mit einer sogenannten vierten Reinigungsstufe auszustatten. Diese Art der Abwasserreinigung umfasst eine gezielte Mikroschadstoffelimination.

Nordrhein-Westfalen hat im Hinblick auf eine vierte Reinigungsstufe noch keine gesetzlichen Anforderungen festgelegt. Dennoch hat sich dieses Bundesland das politische Ziel gesetzt, eine hinreichende Verbesserung der Wasserqualität zu erzielen. Das Ziel der WRRL ist es, bis 2015 alle Gewässer in einen ökologisch und chemisch guten Zustand zu überführen. Bei Betrachtung der Gewässer in Nordrhein-Westfalen wird deutlich, dass rd. 90 % diese Charaktere nicht aufweisen.

Um eine gezielte Schadstoffelimination durchführen zu können, gibt es verschiedene Varianten, die sich in adsorptive, oxidative und physikalische Verfahren unterscheiden. Diese Varianten werden überwiegend als nachgeschaltete Verfahrensstufen hinter der konventionellen Abwasserreinigung angeordnet. Lediglich eine Art der adsorptiven Verfahren lässt sich auch integrativ mit der biologischen Reinigungsstufe kombinieren.

Jede Möglichkeit Mikroschadstoffe aus dem Abwasser zu eliminieren, weist seine Vor- und Nachteile auf. In der Praxis haben sich dennoch einige Verfahren bewährt, die bereits großtechnisch umgesetzt wurden.

Die Stadt Netphen, die die Kläranlage Netphen betreibt, wurde von der Bezirksregierung Arnsberg aufgefordert, zeitnah ein Konzept zum weiteren Ausbau der Kläranlage vorzulegen, dass auch eine Behandlungsstufe für Mikroschadstoffe beinhaltet. Die aktuell vorliegende Genehmigung für den Betrieb der Kläranlage Netphen läuft im Jahr 2015 aus.

Im Zuge dessen wurde dem Ingenieurbüro Dr. Born – Dr. Ermel GmbH der Auftrag erteilt, eine Machbarkeitsstudie über eine Kläranlagenerweiterung inkl. Mikroschadstoffelimination anzufertigen.

Die Kläranlage Netphen hat derzeit einen Anschlussgrad von 12.000 EW und wurde im Jahr 1988 errichtet. Neben der mechanischen Reinigungsstufe, die aus dem Zulaufpumpwerk, Rechen- und belüftete Sandfanganlage besteht, gibt es eine biologische Reinigungsstufe mit Nitri- und Denitrifikation. Nach dem Ablauf aus der Nachklärung ist ein Kiesfilter angeordnet, der die abfiltrierbaren Stoffe (AFS) zurückhalten soll. Bei einem Bemessungslastfall ($T = 12\text{ °C}$) und einem durch das vorhandene Belebungsbeckenvolumen von 1.440 m^3 ermittelte Schlammalter von $t_{TS} = 5\text{ d}$, besteht die Gefahr, dass die Ablaufgrenzwerte nicht eingehalten werden können. Aus diesem Grund ist eine Erweiterung der biologischen Reinigungsstufe unumgänglich.

Für die Kläranlagenerweiterung sind die Abwassermengen der zwei Kleinkläranlagen Sohlbach und Afholderbach zukünftig mit einzubeziehen, da diese außer Betrieb genommen werden sollen. Im Zuge einer Kläranlagenerweiterung werden zwei zusätzliche intermittierende Belebungsbecken angeordnet. Zudem soll ein neues Nachklärbecken errichtet werden. Ziel der Erweiterung der biologischen Stufe ist die Aufteilung der Abwasserströme im Verhältnis von (71 % = Straße 2 und 29 % = Straße 1). Durch diese Aufteilung wird das Schlammalter in beiden Belebungsbecken erhöht und eine gesicherte Stickstoffelimination gewährleistet.

Für die Mikroschadstoffelimination, die als weiterer Punkt betrachtet werden sollte, wurden die folgenden vier Varianten entsprechend bemessen und verfahrenstechnisch beschrieben.

- Variante 1: PAK-Dosierung in das Belebungsbecken der Straße 2
- Variante 2: Nachgeschaltete PAK-Adsorption mit Sandfiltration
- Variante 3: Nachgeschaltete GAK-Filtration
- Variante 4: Nachgeschaltete Ozonung mit Sandfiltration

Bei der Untersuchung der vier Verfahren wurde deutlich, dass Variante 1 hinsichtlich der Investitionskosten das bestmögliche Kostenverhältnis aufweist. Die Investitionskosten liegen an dieser Stelle bei rd. 880.000 € brutto. Bei diesem Verfahren sind allerdings die hohen Betriebsmittelkosten, die durch den Einsatz von PAK hervorgerufen werden, zu nennen.

Im Zuge der Ermittlung einer Vorzugsvariante, können nicht nur wirtschaftliche Kriterien bewertet werden, auch betriebliche und verfahrenstechnische Betrachtungspunkte sollten mit einbezogen werden. Vor diesem Hintergrund wurde eine Nutzwertanalyse durchgeführt, wobei eine Darlegung verschiedener Kriterien mit unterschiedlichen Gewichtungen erfolgte. Bei Betrachtung der vier Varianten wurde deutlich, dass Variante 3 „Nachgeschaltete GAK-Filtration“ mit 80,8 Punkten weitestgehend optimale verfahrenstechnische und betriebliche Kriterien erfüllt. Die Vorteile dieser Variante liegen in der einfachen und nachvollziehbaren Anlagentechnik und der Ressourcen schonenden Nutzung der GAK. Zudem werden keine Transformationsprodukte gebildet. Die Energiekosten sind vergleichsweise gering. Als ein weiteres wichtiges Kriterium sind die guten Eliminationsleistungen der Mikroschadstoffe zu nennen, die im Mittel bei rd. 70 % – 80 % liegen.

Aufgrund der beschriebenen Vorteile wird als Vorzugsvariante die nachgeschaltete GAK-Filtration empfohlen.

10 Literaturverzeichnis

Abegglen, C., Siegrist, H. (2012): Mikroverunreinigungen aus kommunalen Abwasser, Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen, Bundesamt für Umwelt, (BAFU), Bern, Umwelt-Wissen Nr. 1214

Abegglen, C. (2010): Mikroverunreinigungen in Kläranlagen; Gas, Wasser, Abwasser 7/2010.

Anonym, (2011-2013): Betriebstagebuch der Kläranlage Netphen, Kläranlage Netphen

ATV-A 203 (1995): ATV-Regelwerk, Abwasserfiltration durch Raumfilter nach biologischer Reinigung, Hennef, Carl Weyler KG, Bonn.

ATV-DVWK-A 131 (2000): Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen, DWA. Ausgabe 05. ISBN: 978-3-3933707-41-3.

ATV-DVWK-M 368 (2003): Biologische Stabilisierung von Klärschlamm, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef, ISBN: 3-924063-52-4.

Benstöm, F. (2012): Übersicht über die Anwendung von Aktivkohle auf kommunalen Kläranlagen, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen, Aachen, Band 16. ISBN: 978-3-938996-09-6.

Bergmann, A. (2011): Organische Spurenstoffe im Wasserkreislauf, acatech Materialien Nr. 12. Mülheim, Laserline, Berlin, Fraunhofer Institut für Intelligente Analyse Informationssysteme IAIS. ISBN:978-3-942044-26-4.

Biebersdorf, N. (2014): Kosteneinschätzung zu Verfahren der Spurenstoffelimination auf kommunalen Kläranlagen, Bochum, DWA.

Bischof, W. (1993): Abwassertechnik. Stuttgart, 10. neubearbeitete und erweiterte B. G. Teubner. Bd. 10. neubearbeitete und erweiterte Auflage, ISBN 3-519-05247-4.

Bolle, W., Pinnekamp, J. (2011): Energiebedarf von Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen - Phase 1, Abschlussbericht, Aktenzeichen IV-7-042 600 003 J, Aachen

Brendel, G., Edenhofner, M., Gaschler, H., Köhler, K.H., Preininger, E., Weigelt, R. (2002): Taschenbuch der Wasserversorgung, Braunschweig / Wiesbaden, 13., vollständig überarbeitete Auflage, Friedr. Vieweg & Sohn Verlagsgesellschaft mbH, ISBN: 3-528-22554-8.

Christ, O., Mitsdoerffer, R., (2013): Weitergehende Reduzierung von Mikroverunreinigungen auf der Kläranlage Espelkamp, München, GFM - Beratende Ingenieure.

Dahlem (2013): Studie zur Spurenstoffelimination auf dem Gruppenklärwerk Paderborn-Sande. [Onlinequelle] [Zitat vom: 20. August 2014.]

http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussbericht_Paderborn.pdf

Destatis I (2012): Statistisches Bundesamt. [Onlinequelle] [Zitat vom: 5. August 2014.]

URL:<https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/LaenderRegionen/Regionales/Gemeindeverzeichnis/Gemeindeverzeichnis.html>.

Destatis II (2010): Statistisches Bundesamt, [Onlinequelle] [Zitat vom: 6. August 2014.]

URL:https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/UmweltstatistischeErhebungen/Wasserwirtschaft/Wasserwirtschaft2190213109004.pdf?__blob=publicationFile.

Donau Carbon (2014): Kenndatenblatt für PAK und GAK, Donau Carbon GmbH & Co. KG, Frankfurt.

DWA (2008): Anthropogene Spurenstoffe im Wasserkreislauf - Arzneistoffe, Themenband.

DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef, 5/2008, ISBN 978-3-940173-74-4.

Eilers, L. (2001): Verfahrenskombination von Nanofiltration und Adsorption an Pulverkohle zur kontinuierlichen Abwasserreinigung. Aachen : RWTH Aachen. Dissertation.

Europäisches Parlament (2013): [Onlinequelle] [Zitat vom: 8. August 2014.]

<http://www.europarl.europa.eu/sides/getDoc.do?pubRef=-//EP//TEXT+TA+P7-TA-2013-0298+0+DOC+XML+V0//DE>.

Firk, W. (2011): Anthropogene Spurenstoffe im Wasserkreislauf - Stand der fachlichen Diskussion. [Onlinequelle] [Zitat vom: 13. Oktober 2014.]

<http://www.dbu.de/media/1310110337540m7t.pdf>.

Götz, C., Kase, R., Ort, C., Singer, H., Bergmann, S. (2012): Abschlussbericht - Mikroschadstoffe aus kommunalen Abwasser, NRW - Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (MKULNV).

Grontmij GmbH (2014): Einbindung einer Anlage zur Spurenstoffelimination mittels Aktivkohle in die Abwasserfiltration der Kläranlage Neuss Ost. Köln.

Hollender J., Zimmermann, S., Koepke, S., Krauss, M., McArdell, C., Ort, C., Singer, H., von Gunten, U., Siegrist, H. (2009): Elimination of organic micropollutants in a municipal wastewater treatment plant upgraded with a full-scale post-ozonation followed by sand filtration, Environmental Science and Technology 43(20).

Joss A., Alder, A., Huber, M., Göbel, A., von Gunten, U., Keller, E., McArdell, C., Ternes, T (2004): Abbau von Mikroverunreinigungen in der kommunalen Abwasserreinigung, VSA-Fortbildungskurs.

Katsoyiannis I., Canonica, S., von Gunten, K. (2011): Efficiency and energy requirements for the transformations of organic micropollutants by ozone, O₃/H₂O₂ and UV-H₂O₂, Wat.Res 45(13).

Kessens (2014): Außensilo GFK mit Tragring, [Onlinequelle] [Zitat vom: 17. September 2014.] <http://212.162.12.14/fileadmin/media/public/files/Prospekte/Deutsch/tragringsilo.pdf>.

Köhler, D. (2013): Möglichkeiten der Nachrüstung von Kläranlagen zur Reduzierung von Mikroverunreinigungen. Darmstadt.

Kompetenzzentrum Spurenstoffe (2014): Geeignete Verfahren zur Mikroschadstoffelimination, [Onlinequelle] [Zitat vom: 15. August 2014.] <http://www.komsbw.de>.

Kronos ecochem (2001): Ferrifloc - Eisen(III)chlorid lsg. [Onlinequelle] [Zitat vom: 2. September 2014.] www.pwthielemann.de/de/.../datenblaetter.html?...c-eisen-iii-chlorid-lsg.

Mertsch, V., Herbst, H., Alt, K., Pinnekamp, J. (2013): Kosten der Elimination von Spurenstoffen auf kommunalen Kläranlagen, Aachen, 46. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, 13.03. - 15.03.2013.

Metzger, S., Kapp, H. (2008): Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen. [Onlinequelle] [Zitat vom: 8. Oktober 2014.] VSA–Fachtagung vom 28. Oktober 2008, http://www.vsa.ch/fileadmin/user_upload/Redaktion/Verbandsberichte/2008_577-588/586_05_Metzger.pdf.

Metzger, S. (2010): Einsatz von Pulveraktivkohle zur weitergehenden Reinigung von kommunalen Abwasser, 1. Auflage 2010, München, Oldenbourg Industrieverlag GmbH. B.O.S.S Druck und Medien GmbH, Goch. ISBN-13: 978-3-8356-3231-8.

MKULNV (2011): Elimination von Arzneimittelrückständen in kommunalen Kläranlagen, Essen, Schlussbericht Phase 1, Vergabenummer 08-058/1, Bezug: IV-7-042 600 001F..

MKULNV (2012): Anthropogene Spurenstoffe in Gewässern - Spurenstoffbericht Baden Württemberg, Stuttgart, Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft.

Pinnekamp, J., Bornemann, C. (2012): Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben; Projekt Nr. 5: Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen, insbesondere kommunaler Flockungsfiltrationsanlagen durch den Einsatz von Aktivkohle (MIKROFlock). Aachen : Arge "Forschung Spurenstoffe NRW" - MIKROFlock.

Richtlinie 2013/39/EU (2013): Amtsblatt der Europäischen Union. Brüssel.

Schrader C., Kampe, J., Rott, U., Kuch, B., Metzger J.W. (2006): Abschlussbericht Modul 3 u. 4, Untersuchung und Optimierung der Abwasserreinigung zur Eliminierung von organischen

Spurenstoffen unter verfahrenstechnischen und ökonomischen Aspekten. Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte und Abfallwirtschaft. Universität Stuttgart.

Städte und Gemeindebund NRW (2013): Neue EU-Richtlinie zu Mikroschadstoffen. [Onlinequelle] [Zitat vom: 21. August 2014.] <http://www.kommunen-in-nrw.de/mitgliederbereich/mitteilungen/detailansicht/dokument/neue-eu-richtlinie-zu-mikroschadstoffen.html?cHash=aa70bb63a323e7b15054deede1a8143>. Az.: II/2 24-30 qu-qu.

Tuttahs & Meyer I (2014): Kläranlage Höxter - 4. Reinigungsstufe zur Elimination von Mikroschadstoffen - Machbarkeitsstudie. Bochum.

Tuttahs & Meyer II (2014): Kläranlage Wesel - 4. Reinigungsstufe zur Elimination von Mikroschadstoffen - Machbarkeitsstudie. Bochum.