



RiSKWa-Leitfaden

Begriffe und Definitionen zu ausgewählten Technologien zur Elimination von Spurenstoffen und Krankheitserregern aus Abwasser

Ergebnisse des Querschnittsthemas „Abwassertechnik“

Johannes Pinnekamp, Marion Letzel und Laurence Palmowski



GEFÖRDERT VOM



Bundesministerium
für Bildung
und Forschung



FONA
Nachhaltiges
Wassermanagement
BMBF

IMPRESSUM

Herausgeber:



DECHEMA e.V.
Theodor-Heuss-Allee 25
60486 Frankfurt am Main

Ansprechpartner für die BMBF-Fördermaßnahme „Risikomanagement von neuen Schadstoffen und Krankheitserregern im Wasserkreislauf“ RiSKWa:

Beim BMBF:

Dr. Helmut Löwe
Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF)
Referat 724 - Ressourcen und Nachhaltigkeit
53170 Bonn
Tel.: +49 (0)228 9957-2110
Fax: +49 (0)228 9957-82110
E-Mail: helmut.loewe@bmbf.bund.de

Beim Projektträger:

Dr. Verena Höcke
Projektträgerschaft Ressourcen und Nachhaltigkeit
Projektträger Karlsruhe, Karlsruher Institut für Technologie
Hermann-von-Helmholtz-Platz 1
76344 Eggenstein-Leopoldshafen
Tel.: +49 (0)721 608-24932
Fax: +49 (0)721 608-924932
E-Mail: verena.hoecke@kit.edu

Editor:

Wissenschaftliches Begleitvorhaben der BMBF-Fördermaßnahme „Risikomanagement von neuen Schadstoffen und Krankheitserregern im Wasserkreislauf“ (RiSKWa)

Verantwortlich im Sinne des Presserecht:

Dr. Thomas Track
DECHEMA e.V.
Tel.: +49 (0)69 7564-427
Fax: +49 (0)69 7564-117
E-Mail: track@dechema.de

Gefördert vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF)
Förderkennzeichen: 02WRS1271

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren des Leitfadens.
Der Leitfaden ist nicht für den gewerblichen Vertrieb bestimmt.

Erschienen im September 2015

1	Veranlassung	2
2	Allgemein (Verfahrensunabhängige Begriffe)	5
2.1	Definitionen von Begrifflichkeiten	5
2.1.1	Elimination	5
2.1.2	Weitere nützliche Begriffe, die zur Beschreibung von Verfahren zur Elimination von Mikroverunreinigungen Anwendung finden können	5
2.1.3	Weitere Definitionen von Begriffen, die zur Beschreibung von Verfahren zur Elimination von Mikroverunreinigungen <u>nicht</u> empfohlen werden	6
2.2	Umgang mit analytischen Ergebnissen / Darstellungsformen	7
2.2.1	Allgemeine Hinweise	7
2.2.2	Bildung des arithmetischen Mittelwerts aus Messwerten	7
3	Ozonung	8
3.1	Verfahren	8
3.2	Begriffe	8
3.2.1	Allgemeine Begriffe	8
3.2.2	Betriebsparameter	9
3.2.3	Bezugsgrößen	10
3.2.4	Wasserqualität	10
3.2.5	Empfohlene Angaben	11
3.3	Beispiel mit Formeln	11
4	Adsorption an Aktivkohle	13
4.1	Verfahren	13
4.2	Begriffe	14
4.3	Daten zur Abwassermatrix	14
4.4	Pulverkohleanwendungen	15
4.4.1	Kenndaten	15
4.4.2	Verfahrenstechnische Besonderheiten	15
4.5	GAK-Anwendungen	16
4.5.1	Kenndaten	16
4.5.2	Verfahrenstechnische Besonderheiten	17
4.5.3	Informationen zur Ergebnisdarstellung	18
4.6	Kennzahlen und Laboruntersuchungen zur Beurteilung der Leistungsfähigkeit von Aktivkohlen	19
4.6.1	Verbreitete Kennzahlen	19
4.6.2	Geeignete Laboruntersuchungen und Schnelltests	20
5	Sonstige Verfahren	21
5.1	Mischwasserbehandlung	21
5.2	Ergänzung der Abwasserreinigung mit Langsandsandfiltern	22
5.3	Oxidative Abwasserbehandlung mittels Advanced Oxidation Processes	23
6	Bewertungskriterien	25
7	Autoren des Leitfadens und Mitarbeiter der Fachgruppe	26
8	Literatur	27

1 Veranlassung

Der Eintrag von anthropogenen Spurenstoffen und Krankheitserregern über das Abwasser in die Gewässer ist vielfach dokumentiert und kann neben einer Bedrohung des aquatischen Lebensraums auch die Qualität von Trinkwasser z.B. bei der Gewinnung von Uferfiltrat beeinträchtigen. Durch den Einsatz von Technologien zur Elimination von Spurenstoffen und Krankheitserregern aus Abwasser können verschiedene Ziele verfolgt werden, u.a.:

- Erfüllung zu erwartender gesetzlicher Vorgaben
- Vorsorge: Schutz von Trinkwasserreserven
- Verminderung ökotoxikologischer Wirkungen im Gewässer
- Verminderung hygienischer Belastungen im Gewässer

Die Errichtung einer Verfahrensstufe zur Elimination von Spurenstoffen und Krankheitserregern kann verschiedene Zielsetzungen verfolgen (s. Tabelle 1).

Zielsetzung bei der Errichtung einer Stufe zur Elimination von Spurenstoffen und Krankheitserregern

Zielsetzung	Besonders sinnvoll bei
Erfüllung zu erwartender gesetzlicher Vorgaben	Bereits vorhandenen baulichen und infrastrukturellen Kapazitäten
Vorsorge: Schutz von Trinkwasserreserven	Stromabwärts liegenden Uferfiltrationsanlagen
Verminderung ökotoxikologischer Wirkungen im Gewässer	Empfindlichem Gewässerökosystem, schlechtem Mischungsverhältnis Abwasser/MQ, Konzentrationen im Gewässer über PNEC
Verminderung hygienischer Belastungen im Gewässer	Stromabwärts liegende Badestellen

Sofern für den Eintrag von Spurenstoffen und Krankheitserregern über die Kläranlage in ein Gewässer ein einzelner Indirekteinleiter überproportional verantwortlich ist, können auch dort adäquate Maßnahmen

ergriffen werden. Dies muss in einer Gesamtbetrachtung fachlich und wirtschaftlich bewertet werden, damit nicht aus rein kommunalpolitischer Interessenslage heraus gehandelt wird.

Die Fachgruppe „Abwassertechnik“ ist ein Zusammenschluss verschiedener Verbundprojekte aus der BMBF-Fördermaßnahme „Risikomanagement von neuen Schadstoffen und Krankheitserregern im Wasserkreislauf (RiSKWa)“, die Technologien zur Elimination von Spurenstoffen und Krankheitserregern aus Abwasser untersuchen. Hauptziel dieser Fachgruppe war die Vereinheitlichung der Begrifflichkeiten und der Auswertungen zwischen den Verbundprojekten, um eine verbundübergreifende Gegenüberstellung zu ermöglichen.

Die Vielfalt der in den Projekten untersuchten Technologien ist Abbildung 1 zu entnehmen. Die Verfahren der Ozonung und der Adsorption an Aktivkohle finden zurzeit eine breitere, großtechnische Anwendung. Dies spiegelt sich in der Häufigkeit der in den Projekten untersuchten Varianten wider. Begriffe und Definitionen zu diesen Verfahren werden in Kapitel 3 und Kapitel 4 detailliert aufgeführt. Über diesen Technologien hinaus

werden weitere Verfahren auf Eignung zur Spurenstoff- und Krankheitserregern in einigen Projekten geprüft und in Kapitel 5 kurz vorgestellt.

Im Anschluss werden mögliche Kriterien zur Bewertung der Verfahren aufgeführt. Da die Gewichtung einzelner Kriterien standortspezifisch ist und einige Abhängigkeiten der Verfahren von der Abwasserbeschaf-

fenheit noch nicht allgemein geklärt sind, wurde auf eine allgültige Empfehlung einer bestimmten Technologie verzichtet und die politischen Randbedingungen außen vor gelassen.

	Oxidation		Adsorption		Vor- und Nach- behandlung			Bestrahlung und AOP		Besondere Verfahren zur Niederschlags- wasserbehandlung			
	Ozonung	Elektro-chemische Verfahren	PAK	GAK	Membranbioreaktor	Biofilter	Mehrschichtfilter	Langsandsandfilter	UV	UV + H ₂ O ₂	Retentionsbodenfilter	Lamellenklärer	Perameisensäure
ASKURIS Projektleitung: TU Berlin www.askuris.tu-berlin.de	✓		✓	✓		✓	✓	✓					
SAUBER + Projektleitung: RWTH Aachen www.sauberplus.de	✓			✓	✓				✓	✓			
RISK-IDENT Projektleitung: Bayerisches Landesamt für Umwelt risk-ident.hswt.de		✓											
Schussen-Aktivplus Projektleitung: Universität Tübingen www.schussenaktivplus.de	✓		✓	✓				✓			✓	✓	
Sichere Ruhr Projektleitung: IWW Rheinisch-Westf. Institut für Wasserforschung www.sichere-ruhr.de	✓								✓		✓	✓	✓
TransRisk Projektleitung: Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz www.transrisk-projekt.de	✓			✓	✓	✓							

Tabelle 1: In den Verbundprojekten untersuchte Verfahren zur Elimination von Spurenstoffen und/oder Krankheitserregern

2 Allgemein (Verfahrensunabhängige Begriffe)

2.1 Definitionen von Begrifflichkeiten

2.1.1 Elimination

Übergreifend für alle Verfahren wird der Begriff „Elimination“ empfohlen.

Elimination

Englisch: elimination or removal

Endgültige Entfernung einer Ausgangssubstanz aus dem jeweils betrachteten System (meistens aus der wässrigen Phase) durch biologische, chemische oder physikalische Prozesse (in Anlehnung an DIN 4049-2)

Anmerkungen:

- Hierbei handelt es sich um die Elimination der Ausgangssubstanz (auch Primärelimination genannt) und nicht um eine Elimination aller Transformationsprodukte¹: Eine vollständige Elimination beschreibt nicht eine vollständige Mineralisierung zu thermodynamisch stabilen anorganischen Produkten (z. B. Kohlenstoffdioxid und Wasser) (s. auch DIN 4049-2). Zur Vereinfachung der Darstellungen wird der Begriff „Elimination“ statt „Primärelimination“ bevorzugt.
- Um Missverständnissen vorzubeugen, ist zu Beginn jeden Berichts erneut die obige Definition des Begriffs „Elimination“ anzugeben.
- Substanzen können in dieser Definition auch Krankheitserreger sein. Der Begriff „Stoff“ oder „Ausgangsstoff“ wird an dieser Stelle nicht empfohlen, da er eingeschränkter ist.

Eliminationsgrad

*Englisch: elimination percentage [%]
or removal percentage [%]*

Eliminierter **Anteil** der Ursprungssubstanz, berechnet aus den gemessenen Konzentrationen im Zu- und Ablauf des betrachteten Systems (in Anlehnung an DIN ISO EN 11733)

Der Eliminationsgrad wird als Prozentwert ausgedrückt.

Eliminationsrate

Englisch: elimination rate or removal rate

Aufgrund von Elimination zustande gekommene Differenz der gemessenen Konzentrationen an Ursprungssubstanz im Zu- und Ablauf des betrachteten Systems **pro Zeiteinheit**.

2.1.2 Weitere nützliche Begriffe, die zur Beschreibung von Verfahren zur Elimination von Mikroverunreinigungen Anwendung finden können

In Abhängigkeit des Verfahrens können zusätzliche Begriffe verwendet werden, um auf spezifische Wirkmechanismen der Elimination differenziert einzugehen (z.B. Adsorption bei Aktivkohleanwendungen, Abbau bei biologischen und oxidativen Verfahren).

Abbau

Englisch: degradation

Zerlegung einer Ausgangssubstanz in Transformationsprodukte durch physikalische und/oder chemische Einwirkungen (z. B. photolytischer Abbau durch Licht) und/oder biologische Aktivität (z. B. biologischer Abbau durch Destruenten)

(in Anlehnung an DIN EN 1085, DIN 4049-2 und DIN ISO EN 11733)

¹ Alle Substanzen, die durch abiotische oder biotische Transformationsreaktionen der Ausgangssubstanz entstehen inklusive CO₂ und gebundene Rückstände [OECD 307, OECD 308, OECD 316]

Anmerkungen:

- In dieser Definition wird Abbau im Sinne eines Primärabbaus verstanden, durch den die Ausgangssubstanz durch Zerlegung in einfachere Bestandteile bestimmte charakteristische Eigenschaften (Identität, Aktivität) verliert.
- Man unterscheidet diesen Abbau vom Endabbau, der einem vollständigen Abbau (Mineralisierung) zu thermo-dynamisch stabilen anorganischen Produkten (z. B. Kohlenstoffdioxid und Wasser) entspricht.
- Biologischer Abbau: Abbau von Abwasser- oder Schlamminhaltsstoffen durch lebende Organismen (in Anlehnung an DIN EN 1085)
Englisch: *Biodegradation*

Abbaugrad

Englisch: *degradation percentage [%]*

Abgebauter **Anteil** der Ursprungssubstanz, berechnet aus den gemessenen Konzentrationen im Zu- und Ablauf des betrachteten Systems (in Anlehnung an DIN ISO EN 11733)

Der Abbaugrad wird als Prozentwert ausgedrückt.

Abbaurrate

Englisch: *degradation rate*

Aufgrund von Abbau zustande gekommene Differenz der gemessenen Konzentrationen an Ursprungssubstanz im Zu- und Ablauf des betrachteten Systems **pro Zeiteinheit**.

Organische Spurenstoffe / organische Mikroverunreinigungen / organische Mikroschadstoffe

Englisch: *organic micropollutants/ organic contaminants of emerging concern*

Die Begriffe „Anthropogene organische Spurenstoffe“, „organische Mikroverunreinigungen“ und „organische Mikroschadstoffe“ werden in der Literatur verwendet. An dieser Stelle wird keine Empfehlung für oder gegen einen der Begriffe ausgesprochen.

Schadstoffniveau

Wenn nicht auf die Elimination einer einzelnen Substanz sondern eines Gemisches an Mikroverunreinigungen (z. B. in einer Zusammenfassung oder in strategischen Empfehlungen) eingegangen wird, ist der Begriff „Senkung des Schadstoffniveaus bzw. Verunreinigungsniveaus“ empfehlenswert.

2.1.3 Weitere Definitionen von Begriffen, die zur Beschreibung von Verfahren zur Elimination von Mikroverunreinigungen nicht empfohlen werden

Abscheidegrad

Englisch: *degree of separation*

Quotient aus der bei einem Trennvorgang abgeschiedenen und der zugeführten Masse eines Inhaltsstoffes (aus DIN EN 1085)

Ausbeute

Englisch: *recovery*

Quotient aus der bei einem Trennvorgang generierten und der zugeführten Volumina

Rückhalt

Dieser Begriff wird in DIN nur für Stauanlagen verwendet und seine Anwendung wird in dem betrachteten Kontext deswegen nicht empfohlen.

Verminderung

Englisch: *reduction*

Dieser Begriff wird nicht empfohlen, da er als zu „schwach“ empfunden wurde bzw. werden kann.

Entfernung

- Entfernung organischer Stoffe bei der Trinkwasseraufbereitung durch Adsorption an Aktivkohle (DVGW Arbeitsblatt W 239-2011-03)
- Filtrationsverfahren zur Partikelentfernung; Teil 5: Membranfiltration (DVGW Arbeitsblatt W 213-5-2013-10)

Dieser Begriff ist nicht für alle Verfahren anwendbar und wird deshalb nicht empfohlen.

Eliminierung

Das Wort „Eliminierung“ wird nicht empfohlen, stattdessen wird der Begriff „Elimination“ bevorzugt.

2.2 Umgang mit analytischen Ergebnissen / Darstellungsformen

2.2.1 Allgemeine Hinweise

Folgende Hinweise sind zu berücksichtigen:

1. Nachweisgrenze (NG; Englisch: limit of detection LOD) und Bestimmungsgrenze (BG; Englisch: limit of quantification LOQ), Blindwerte sowie das analytische Verfahren sollten immer angegeben werden. Im Folgenden wird von einer unteren BG ausgegangen. Bei Messverfahren, für die eine obere BG gegeben ist, ist sinngemäß auszuwerten.
2. Angaben zur Art der Probenahmen sollten gemacht werden: Stichproben, Mischproben, bezüglich des Zeitpunktes der Entnahme korrespondierende Probenahmen (Zulauf um die mittlere Verweilzeit versetzte Ablaufprobe) u.ä..
3. Absolute Werte sollten immer mitangegeben werden, da prozentuale Eliminationsgrade keine vollständige Betrachtung der Ergebnisse ermöglichen.
4. Für den Fall, dass das Analyseergebnis kleiner als die NG ist, lautet die Ergebnisangabe „nicht nachgewiesen“ („n. n.“, $NG = XX \text{ ng/L}$). Die Angabe „n. n.“ bedeutet, dass die gesuchte Substanz mit dem verwendeten Analyseverfahren in der Probe nicht nachgewiesen werden konnte (in Anlehnung an DIN 38402-1).

5. Für den Fall, dass das Analyseergebnis kleiner als die BG ist, lautet die Ergebnisangabe „< BG, BG = $XX \text{ ng/L}$ “ (in Anlehnung an DIN 38402-1).
6. Es sollte immer angegeben werden, ob die **Elimination aus dem Vergleich**
 - des Ablaufs der 4. Reinigungsstufe, oder
 - des Ablaufs der Nachbehandlung (z.B. nachgeschalteter Sandfilter)
mit
 - dem Zulauf (Rohabwasser) zur Kläranlage (Anmerkung: diese Daten stehen nicht in allen Projekten zur Verfügung), oder
 - dem Ablauf der mechanischen Stufe, oder
 - dem Ablauf der Vorklärung, oder
 - dem Zulauf zur 4. Reinigungsstufe ermittelt wurde.

2.2.2 Bildung des arithmetischen Mittelwerts aus Messwerten

1. Die Anzahl an berücksichtigten Werten sollte immer angegeben werden ($n = XX$).
2. Als Bestimmungshäufigkeit soll immer angegeben werden, wie viele Messwerte anteilig unterhalb der BG liegen. Wenn vorhanden, sollte der Anteil an Messwerten unterhalb der NG als Detektionshäufigkeit ebenfalls angegeben werden.
3. Für den Fall, dass einige Messwerte im Zulauf zum betrachteten Verfahren unterhalb der BG liegen, sollten diese Wertepaare (Zulaufkonzentration korrespondierende Ablaufkonzentration) aus der Mittelwertbildung des Eliminationsgrads herausgenommen werden. Es sollte angegeben werden, wie viele Messwerte im Zulauf unterhalb der BG lagen und in der Mittelwertbildung nicht berücksichtigt wurden.
4. Für den Fall, dass einige Messwerte der Ablaufkonzentrationen unterhalb der BG liegen, wird **nicht empfohlen**, mit der halben BG zu rechnen.

Es sollte für die Mittelwertbildung des Eliminationsgrads folgende Vorgehensweise angewandt werden:

- i. Bestimmung des **konservativen** Eliminationsgrads: Bei allen Ablaufkonzentrationen $< BG$ wird das Analyseergebnis gleich der BG gesetzt. Bei allen Ablaufkonzentrationen $> BG$ wird mit der gemessenen Ablaufkonzentration gerechnet. Der so errechnete mittlere Eliminationsgrad entspricht somit dem minimalen oder konservativen Eliminationsgrad. Im Falle von Zulaufkonzentrationen knapp über der BG würde sich so ein rechnerisch sehr kleiner Eliminationsgrad ergeben.
 - ii. Bestimmung des **optimistischen** Eliminationsgrads: Bei allen Ablaufkonzentrationen $< BG$ wird das Analyseergebnis gleich 0 gesetzt. Bei allen Ablaufkonzentrationen $> BG$ wird mit der gemessenen Ablaufkonzentration gerechnet. Bei dieser Berechnung wird angenommen, dass die betrachtete Ursprungssubstanz bei diesem Messergebnis komplett (zu 100%) eliminiert wurde. Der so errechnete mittlere Eliminationsgrad entspricht somit dem maximalen oder optimistischen Eliminationsgrad (s. Substitutionsverfahren IV im Anhang A der DIN 38402-1).
 - iii. Der mögliche Bereich des Eliminationsgrads kann anschließend aus der Differenz des mittleren optimistischen Eliminationsgrads und des mittleren konservativen Eliminationsgrads optisch dargestellt werden (s. Abbildung 2). Wenn alle Messwerte oberhalb der BG liegen, fallen der optimistische und der konservative Eliminationsgrad zusammen. Eine Punktdarstellung ist ebenfalls möglich.
5. Für den Fall, dass alle Messwerte oberhalb der BG liegen, ist bei Mittelwerten eine Standardabweichung anzugeben, wenn die Anzahl der Messwerte es zulässt. Alternativ kann, wenn genug Messwerte vorhanden sind, ein Boxplot-Diagramm dargestellt werden (s. Abbildung 3).

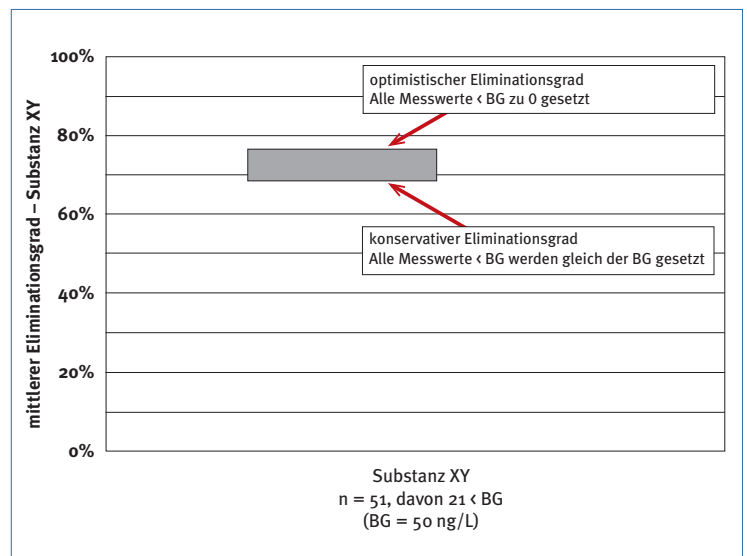


Abbildung 2: Optimistischer und konservativer, mittlerer Eliminationsgrad für die Substanz XY (fiktives Beispiel)

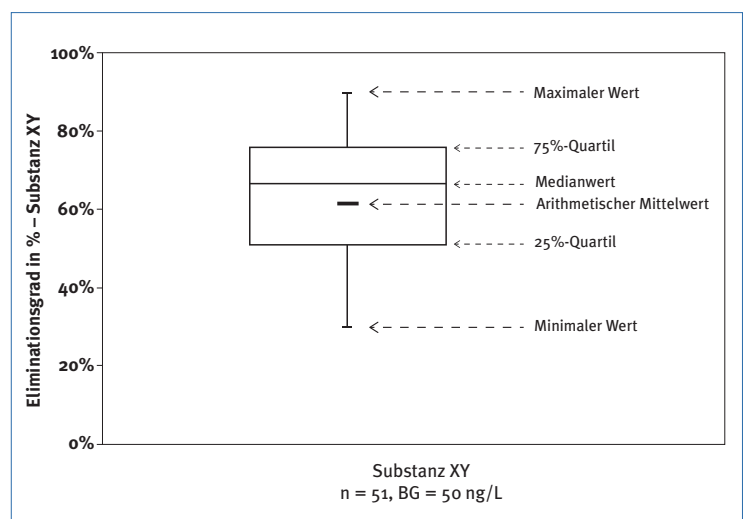


Abbildung 3: Boxplot-Diagramm des Eliminationsgrads für die Substanz XY (fiktives Beispiel)

3 Ozonung

3.1 Verfahren

Ozon ist ein sehr starkes Oxidationsmittel und kann entsprechend die Inhaltsstoffe des Abwassers chemisch oxidieren. Hierbei wird zwischen der selektiven, direkten Reaktion und der unspezifischen, indirekten Reaktion über Bildung von Hydroxyl-Radikalen unterschieden. Neben der Oxidation bewirkt Ozon auch eine Desinfektion und eine Entfärbung des Abwassers.

Bei der gezielten Spurenstoffelimination in der Abwasserbehandlung wird eine Anlage zur Ozonung üblicherweise der Nachklärung einer mechanisch-biologischen Anlage nachgeschaltet. Ozon ist ein sehr instabiles Gas und muss entsprechend vor Ort aus gelagertem Sauerstoff oder aus Luft erzeugt werden. Der entstehende ozonhaltige Gasstrom wird anschließend in einem Kontaktreaktor mit dem Abwasser vermischt. Eine ausreichende Reaktionszeit muss durch die hydraulische Verweilzeit im Reaktor gewährleistet werden. Diese hängt u.a. von der Reaktorbauweise (siehe hierzu auch ARGE 2013) ab. Aufgrund der toxischen Wirkung des Ozons bei hohen Konzentrationen sind entsprechende Sicherheitsmaßnahmen durchzuführen. Beispielsweise muss zur Restozonvernichtung eine Abluftreinigung installiert werden.

Mit einer üblicherweise zur Spurenstoffelimination eingesetzten spezifischen, auf der Ozonzehrung basierenden Dosierung von 0,3 bis 1,2 mg O₃/mg DOC (vgl. ARGE, 2013) werden die Inhaltsstoffe des Abwassers nicht vollständig mineralisiert, sondern zu neuen Substanzen umgewandelt. Die bei der Ozonung entstehenden Transformationsprodukte sind meist leichter biologisch abbaubar als die ursprünglichen Spurenstoffe. Zudem sind das Umweltverhalten und die Toxizität der bei der Ozonung entstehenden Transformationsprodukte noch nicht gänzlich geklärt. Deswegen wird eine biologisch aktive Nachbehandlung, wie beispielsweise ein Sandfilter oder ein Schönungsteich, empfohlen. (Abegglen und Siegrist, 2012)

3.2 Begriffe

Die nachfolgenden Definitionen sind an das DVGW – Merkblatt W 225-2002-05 „Ozon in der Wasseraufbereitung“ (DVGW, 2002) angelehnt.

3.2.1 Allgemeine Begriffe

Ozonung

Englisch: ozonation / ozonisation

Unter Ozonung wird die Behandlung eines Wassers mit Ozon verstanden, d.h. das Zusammenbringen von gasförmigem Ozon oder eines an Ozon hochkonzentrierten Teilwasserstroms mit Wasser.

Ozonierung / Ozonisierung

Englisch: ozonation / ozonisation

Unter Ozonierung / Ozonisierung wird die Reaktion von Ozon und/oder seiner reaktiven Folgeprodukte mit Wasserinhaltsstoffen verstanden.

Die Verwendung des deutschen Begriffs Ozonisation wird nicht empfohlen.

Ozonerzeuger

Englisch: ozone generator

Zur Herstellung von Ozon benutzte Geräte werden Ozonerzeuger genannt (vgl. DIN 19627:1993-03; DVGW, 1999).

Ozondosierung

Englisch: ozone dosing

Unter Ozondosierung versteht man den Vorgang der Ozonzugabe.

Ozonkonzentration*Englisch: ozone concentration / dissolved ozone*

Die Ozonkonzentration ist die Ozonmenge pro Volumeneinheit. Für Gase wird sie in g/m^3 unter Normalbedingungen und für Wasser in mg/L oder g/m^3 angegeben.

Restozon*Englisch: residual ozone*

Restozon in der wässrigen Phase ist das im Wasser verbleibende Ozon, das nach einer vorgegebenen Reaktionszeit noch analytisch erfasst werden kann. Restozon in der Gasphase ist das in der Abluft auftretende Ozon.

Restozonentfernung*Englisch: residual ozone destruction / off-gas destruction*

Bei der Restozonentfernung wird Restozon in der Gasphase (oder im Wasser) entfernt.

3.2.2 Betriebsparameter**Ozondosis / Ozoneintrag / Ozonzehrung***Englisch: (applied) ozone dose/ transferred ozone dose/ ozone consumption*

Die Ozondosis D [mgO_3/L bzw. gO_3/m^3] ist die pro Volumeneinheit Wasser zugegebene Ozonmenge. Der Ozoneintrag E [mgO_3/L bzw. gO_3/m^3] ist die Menge an Ozon, die von der Gasphase in die wässrige Phase überführt wird.

Die Ozonzehrung Z [mgO_3/L bzw. gO_3/m^3] ist die Differenz zwischen eingetragener Ozonmenge und Restozonmenge in der Wasserphase.

Zum besseren Vergleich der unterschiedlichen Ozonungsanlagen sollte vorrangig der Ozoneintrag bzw. die Ozonzehrung (falls eine hinreichend genaue Messung der gelösten Ozonkonzentration im Ablauf der

Ozonungsanlage vorhanden ist) verwendet werden. Die Ozondosis ist aufgrund unterschiedlicher Ozoneinbringungsgrade (insbesondere bei Pilotanlagen) für einen Vergleich nicht ausreichend, da die Ozondosis nur die Ozonmenge beschreibt, die potentiell in das Wasser übergehen kann, während für die Ozonisierung das eingetragene Ozon von Bedeutung ist.

Ozoneinbringungsgrad*Englisch: transfer efficiency*

Der Ozoneinbringungsgrad η_{O_3} [%] ist der Quotient aus Ozoneintrag und Ozondosis.

Zum Vergleich der Effizienz der verschiedenen Eintragungssysteme (z.B. Diffusor, Injektor) sollte der Ozoneinbringungsgrad angegeben werden.

Hydraulische Verweilzeit*Englisch: hydraulic retention time*

Unter der hydraulischen Verweilzeit HRT [min] wird die rechnerische Verweilzeit des Wassers im Reaktor verstanden. Die HRT ist abhängig vom aktuellen Zulauf der Ozonungsanlage und dem effektiven Reaktorvolumen.

Zur Beschreibung der hydraulischen Verhältnisse in der Ozonungsanlage und zur Abschätzung der Reaktionszeit des Ozons im Reaktor wird empfohlen die hydraulische Verweilzeit anzugeben. Die Angabe der hydraulischen Verweilzeit kann idealerweise als HRT-Verteilungskurve oder alternativ mit der minimalen, mittleren und maximalen HRT angegeben werden.

Ozonexposition*Englisch: concentration-time concept*

Das Produkt aus der Ozonkonzentration im Wasser ($C_{\text{O}_3,\text{aq}}$) und der Einwirkzeit (t) wird als Ozonexposition $C_{\text{O}_3,\text{aq}} \cdot t$ [$\text{mg} \cdot \text{min}/\text{L}$] bezeichnet.

3.2.3 Bezugsgrößen

Spezifische Ozondosis / spezifischer Ozoneintrag / spezifische Ozonzehrung

Englisch: specific (applied) ozone dose / specific transferred ozone dose / specific ozone consumption

Hierbei wird der entsprechende Parameter (z. B. Ozondosis / Ozoneintrag oder Ozonzehrung) auf einen Wasserqualitätsparameter (z. B. CSB, DOC, SAK₂₅₄) im Zulauf der Ozonungsanlage bezogen.

Spezifische Ozondosis:

$D_{\text{spez.}}$ [z. B. $D_{\text{DOC}} = \text{mgO}_3/\text{mg}_{\text{DOC}}$]

Spezifischer Ozoneintrag:

$E_{\text{spez.}}$ [z. B. $E_{\text{DOC}} = \text{mgO}_3/\text{mg}_{\text{DOC}}$]

Spezifische Ozonzehrung:

$Z_{\text{spez.}}$ [z. B. $Z_{\text{DOC}} = \text{mgO}_3/\text{mg}_{\text{DOC}}$]

Als etablierte Bezugsgröße ist die DOC-spezifische Ozonzehrung Z_{DOC} bzw. der DOC-spezifische Ozoneintrag E_{DOC} [$\text{mgO}_3/\text{mg}_{\text{DOC}}$] anzugeben.

Sollte im Zulauf der Ozonungsanlage regelmäßig Nitrit auftreten ($> 0,1 \text{ mg NO}_2\text{-N/L}$), so ist anzuraten, die zusätzliche Ozonzehrung des Nitrits bei der Berechnung mit zu berücksichtigen. Die Berechnung dieser „Nitrit-korrigierten“ spezifischen Ozonzehrung $Z_{\text{DOC,korr}}$ bzw. des entsprechenden Ozoneintrags $E_{\text{DOC,korr}}$ ist im Abschnitt 3.3 näher beschrieben.

3.2.4 Wasserqualität

DOC – dissolved organic carbon [mg/L]

Der Summenparameter DOC ist ein wichtiger Parameter für die Charakterisierung des zu behandelnden Abwassers und sollte auf jeden Fall im Zulauf der Ozonungsanlage gemessen werden. Da bei der normalerweise eingesetzten spezifischen Ozondosis ($< 1 \text{ mgO}_3/\text{mg}_{\text{DOC}}$) keine oder nur eine geringe Mineralisierung des DOC zu erwarten ist (Bahr et al., 2007), muss der DOC im Ablauf der Ozonungsanlage nicht unbedingt gemessen werden.

Aufgrund der hohen Variabilität der suspendierten Stoffe im Ablauf des Klärwerks ist der DOC dem TOC (total organic carbon) vorzuziehen.

SAK₂₅₄ [1/m]

Der spektrale Absorptionskoeffizient bei 254 nm (SAK₂₅₄) kann als Maß für den Gehalt an aromatischen Verbindungen und Huminstoffen verwendet werden. In mehreren Arbeiten (z. B. Bahr et al., 2007; Wert et al., 2009) wurde ein Zusammenhang zwischen dem Eliminationsgrad verschiedener Spurenstoffe durch Ozonung und der Verringerung des SAK₂₅₄ festgestellt.

Daher wird empfohlen, den SAK₂₅₄ sowohl im Zulauf als auch im Ablauf der Ozonungsanlage zu messen und anzugeben.

Nitrit [mg N/L]

Nitrit reagiert sehr schnell mit Ozon und bildet dabei Nitrat:



Aus dem stöchiometrischen Verhältnis ergibt sich eine zusätzliche Ozonzehrung durch Nitrit von $3,43 \text{ gO}_3 / \text{g}_{\text{Nitrit-N}}$. Sollten beispielsweise $0,3 \text{ mg NO}_2\text{-N} / \text{L}$ im Zulauf der Ozonungsanlage vorliegen und komplett oxidiert werden, so ist dafür eine Ozonmenge von

ca. $1 \text{ mgO}_3 / \text{L}$ nötig. Diese Ozonmenge steht dann nicht mehr für die Oxidation der übrigen Wasserinhaltsstoffe zur Verfügung und beeinträchtigt die Eliminationsleistung der Ozonungsanlage, falls die zusätzliche Ozonzehrung nicht durch Steuerungs- oder Regelungsmaßnahmen ausgeglichen wird.

Da selbst bei einer funktionierenden Nitrifikation des Klärwerks geringe Mengen an Nitrit im Klärwerksablauf auftreten können, wird eine Nitritmessung im Zulauf der Ozonungsanlage empfohlen, um die zusätzliche Ozonzehrung durch Nitrit abschätzen zu können. Sollte ein unvollständiger Umsatz von Nitrit zu erwarten sein (hohe Nitritkonzentrationen im Zulauf der Ozonungsanlage in Kombination mit geringen Ozondosen), so wird auch eine Messung von Nitrit im Ablauf der Ozonungsanlage als sinnvoll erachtet.

3.2.5 Empfohlene Angaben

Wasserqualität:

Empfohlene Messungen im Zu- und Ablauf der Ozonungsanlage:

Zulauf: DOC, SAK_{254} , Nitrit

Ablauf: SAK_{254} , (Nitrit)

Betriebsparameter:

Empfohlene Parameterangaben:

HRT, η_{O_3} , E bzw. Z

Bezugsgrößen:

Empfohlene Bezugsgrößenangaben:

E_{DOC} oder Z_{DOC} bzw. $E_{\text{DOC,korr}}$ oder $Z_{\text{DOC,korr}}$

3.3 Beispiel mit Formeln

Zum besseren Verständnis der einzelnen Parameter und Bezugsgrößen werden in diesem Abschnitt die Berechnungsformeln anhand einer beispielhaften Ozonungsanlage dargestellt (Abbildung 4). Dabei wird hier die Annahme getroffen, dass der Zufluss gleich dem Abfluss ist ($Q_{\text{aq,zu}} = Q_{\text{aq,ab}} = Q_{\text{aq}}$).

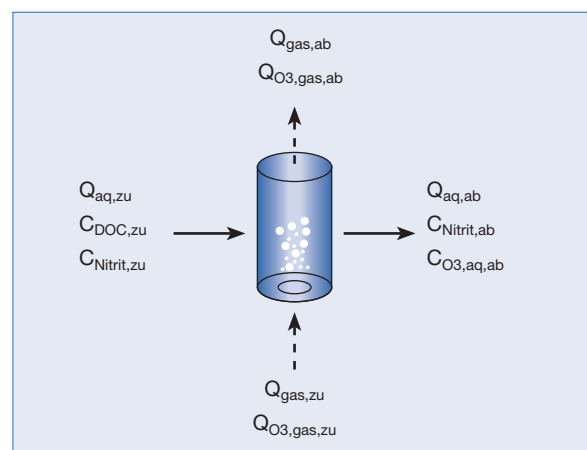


Abbildung 4: Beispielreaktor

Begriffe:

$Q_{\text{aq,zu/ab}}$	Zu- und Abfluss des Reaktors [m^3/h]
$Q_{\text{gas,zu}}$	In den Reaktor eingeleiteter Gasvolumenstrom des Produktgases des Ozonerzeugers [m^3/h , Normalbedingung]
$Q_{\text{gas,ab}}$	Der den Reaktor verlassende Gasvolumenstrom mit nicht eingetragenen Ozon [m^3/h , Normalbedingung]
$C_{\text{O}_3,\text{gas,zu/ab}}$	Ozonkonzentration im Produktgas bzw. in der Abluft [gO_3/m^3]
$C_{\text{O}_3,\text{aq,ab}}$	Konzentration an gelöstem Ozon im Ablauf des Reaktors [mgO_3/L]
$C_{\text{DOC,zu}}$	DOC – Konzentration im Zulauf des Reaktors [mg/L]
$C_{\text{Nitrit,zu/ab}}$	Nitrit – Konzentration im Zu- und Ablauf des Reaktors [$\text{mg-N}/\text{L}$]

Berechnungen

Ozondosis:
$$E = \frac{Q_{gas,zu} \cdot C_{O3,gas,zu} - Q_{gas,ab} \cdot C_{O3,gas,ab}}{Q_{aq,zu}} \left[\frac{gO_3}{m^3} \right] \text{ bzw. } \left[\frac{mgO_3}{L} \right]$$

Ozonzehrung:
$$Z = E - C_{O3,aq,ab} \left[\frac{gO_3}{m^3} \right] \text{ bzw. } \left[\frac{mgO_3}{L} \right]$$

Ozoneinbringungsgrad:
$$\eta_{O_3} = \frac{E}{D} = 1 - \frac{Q_{gas,ab} \cdot C_{O3,gas,ab}}{Q_{gas,zu} \cdot C_{O3,gas,zu}} [-]$$

DOC-spezifischer Ozoneintrag:
$$E_{DOC} = \frac{E}{C_{DOC,zu}} \left[\frac{mgOzon}{mgDOC} \right]$$

DOC-spezifische Ozonzehrung:
$$Z_{DOC} = \frac{Z}{C_{DOC,zu}} \left[\frac{mgOzon}{mgDOC} \right]$$

Nitrit-korrigierter DOC-spezifischer Ozoneintrag:
$$E_{DOC,korr} = E_{DOC} - 3,43 * \left(\frac{C_{Nitrit-N,zu} - C_{Nitrit-N,ab}}{C_{DOC,zu}} \right) \left[\frac{mgOzon}{mgDOC} \right]$$

Nitrit-korrigierte DOC-spezifische Ozonzehrung:
$$Z_{DOC,korr} = Z_{DOC} - 3,43 * \left(\frac{C_{Nitrit-N,zu} - C_{Nitrit-N,ab}}{C_{DOC,zu}} \right) \left[\frac{mgOzon}{mgDOC} \right]$$

4.1 Verfahren

Der Einsatz von Aktivkohle zur Elimination von organischen Mikroverunreinigungen erfolgt entweder als pulverförmige Aktivkohle im Einrührverfahren oder in Form von granulierter körniger Aktivkohle in durchströmten Filtern.

Verfahren auf Grundlage von Pulveraktivkohle

Pulveraktivkohle (PAK) wird dem Abwasser als konzentrierte Suspension (Englisch: slurry) zudosiert. Im sogenannten *Kontaktverfahren* wird PAK in einem separaten, ggf. kaskadierten Becken (Kontaktbecken) mit biologisch gereinigtem Abwasser vermischt, und anschließend vom behandelten Abwasser getrennt. Die Trennung erfolgt i.d.R. über die Sedimentation unter Zuhilfenahme von Fällungs- und Flockungshilfsmitteln. Andere Trennverfahren (Tuchfilter, Membranen etc.) sind möglich. Um feinste PAK-Partikel zurückzuhalten, erfolgt nach der Sedimentation eine Filtration über einen Sandfilter. Die sedimentierte PAK kann zur besseren Ausnutzung der Beladungskapazität als sogenannte Rücklaufkohle in den Kontaktreaktor zurückgeführt werden. Die beladene „Überschusskohle“ kann dem Belebungsbecken zugeführt und mit dem Überschussschlamm aus dem System entnommen werden. Zur Elimination einer breiten Palette an organischen Mikroverunreinigungen haben sich PAK-Dosen von 10-20 g/m³, hydraulische Verweilzeiten im Kontaktreaktor von 30 min und PAK-Verweilzeiten von bis zu 9 d als optimal erwiesen.

Verfahren auf Grundlage von Kornaktivkohle

Granulierte Aktivkohle (GAK) wird als Schüttung in Filtern eingesetzt, durch die das biologisch vorgereinigte Abwasser gefördert wird. Aktivkohlefilter können parallel und in Reihe betrieben werden. Die Ausführung kann in geschlossener und offener Bauweise erfolgen, wobei in geschlossenen Druckfiltern höhere Filtergeschwindigkeiten erzielt werden können. Übliche Fil-

tergeschwindigkeiten und Leerbettverweilzeiten (Englisch: Empty Bed Contact Time, kurz EBCT) liegen in der Größenordnung von 5-10 m/h resp. 10-30 min (vgl. Sontheimer et al., 1985; Metcalf und Eddy Inc., 2004).

In der Aktivkohleschüttung bilden sich für die spezifische Abwasserzusammensetzung und die gewählten Verfahrensparameter ein charakteristisches, stoffspezifisches Konzentrations- und Beladungsprofil aus. Die örtliche Lage dieser Profile im Filter verändert sich mit der Laufzeit. Entsprechend des durchgesetzten Abwasservolumens resp. zugeführten Adsorptivmenge (organische Mikroverunreinigungen) nimmt die substanzspezifische Elimination durch den Aktivkohlefilter sukzessive ab. Ist die Abscheideleistung nicht mehr ausreichend, muss die GAK ausgetauscht werden. Die Kornaktivkohle kann im Unterschied zur Pulveraktivkohle thermisch reaktiviert und anschließend wiederverwendet werden. Durch Transport, Handling und Reaktivierung treten Aktivkohleverluste von 5-10 Vol.-% (Bathen und Breitbach, 2001) auf.

Je nach Feststoffgehalt im Filterzulauf sind Aktivkohlefilter gelegentlich rückzuspülen, um abfiltrierte Feststoffe auszutragen. Zur störungsfreien Ausbildung des Konzentrationsprofils ist die Rückspülhäufigkeit zu minimieren. Durch eine Vorfiltration kann die Rückspülhäufigkeit reduziert werden. Martin und Iwugo (1982) leiten aus ihren Untersuchungen keinen Einfluss von suspendierten Feststoffen in Kläranlagenabläufen auf den Adsorptionsprozess ab. Neben der adsorptiven Wirkung finden auch biologische Abbauvorgänge in Aktivkohlefiltern statt (Sontheimer et al., 1985).

4.2 Begriffe

Adsorbens

Feststoff, mit dem die zu adsorbierenden Komponenten wechselwirken (Hier: Aktivkohle)

Adsorptiv

Die mit dem Adsorbens wechselwirkenden Komponenten (Hier: organische Mikroverunreinigungen, organische Substanzen der Abwassermatrix gemessen als DOC, CSB, BSB₅ oder SAK)

Adsorptionsgleichgewicht

Stationärer Zustand zwischen Adsorptions- und Desorptionsvorgängen für ein Adsorbens-Adsorptiv-System. Das Adsorptionsgleichgewicht eines jeweiligen Systems kann durch Adsorptionsisotherme ermittelt werden. Die Lage des Adsorptionsgleichgewichtes kann durch die Thermodynamik beschrieben werden (Sontheimer et al., 1985; Bathen und Breitbach, 2001; Worch, 2012).

Adsorptionskinetik

Zeitlicher Ablauf des Adsorptionsvorgangs bis zum Einstellen des Adsorptionsgleichgewichtes. Die Adsorptionskinetik umfasst den Stofftransport an die äußere Oberfläche des Adsorbens und den Stofftransport im Adsorbenskorn (Sontheimer et al., 1985; Bathen und Breitbach, 2001; Worch, 2012).

4.3 Daten zur Abwassermatrix

Die Zusammensetzung des Abwassers beeinflusst die Adsorption organischer Mikroverunreinigungen: Die Angabe wesentlicher Analysenparameter ist daher zum Vergleich von Ergebnissen notwendig. Folgende Parameter sind wichtig:

Konzentration der organischen Substanzen in der Abwassermatrix [mg/L, 1/m]

Der relative Eliminationsgrad der organischen Mikroverunreinigungen wird stark durch die Abwassermatrix beeinflusst (Sterkele et al., 2009). Daher ist neben der Konzentration der organischen Mikroverunreinigungen die Konzentration der organischen Substanzen der Abwassermatrix anzugeben (Ausgangs- und Endkonzentration). Hierzu eignen sich die Parameter DOC, CSB und SAK₂₅₄ (siehe unten).

Spektraler Absorptionskoeffizient bei 254 nm (SAK₂₅₄) [1/m]

Der SAK bei 254 nm dient als Maß für organische Substanzen aromatischer Natur. Studien zeigten, dass der Eliminationsgrad des SAK₂₅₄ zur Vorhersage der Elimination vieler organischer Mikroverunreinigungen geeignet ist (vgl. Zietzschmann et al., 2014; Altmann et al., 2014).

Abfiltrierbare Stoffe [mg/L]

Suspendierte Feststoffe sind bei der Anwendung von *Aktivkohlefiltern* von besonderer Bedeutung (vgl. Abschnitt 4.1). Eine signifikante Verringerung der Adsorptionsleistung konnte in vergleichenden Untersuchungen nicht nachgewiesen werden (vgl. Corwin et al., 2011; Benstöm et al., 2014).

4.4 Pulverkohleanwendungen

4.4.1 Kenndaten

Korngröße der Pulveraktivkohle / Korngrößenverteilung [μm]

Orientiert an DIN EN 12903 ist der Partikeldurchmesser anzugeben, den 95 % der PAK-Masse unterschreiten. Alternativ kann d_{50} angegeben werden, die sog. Halbwerts Korngröße (50 % der Masse sind kleiner bzw. größer als dieser Durchmesser).

PAK-Dosis [mg AK/L]

Angabe der zugeführten Aktivkohlemasse je Volumen zu behandelndes Abwasser

Spezifische PAK-Dosis [mg AK/mg DOC]

Ähnlich wie bei der Dosierung von Ozon sind bei der Dosierung von Pulveraktivkohle Abhängigkeiten der Elimination von organischen Mikroverunreinigungen bei der DOC-spezifischen Dosierung zu erkennen (Altmann et al., 2014). Daher wird die Angabe der spezifischen PAK-Dosis als sinnvoll erachtet.

Hydraulische Verweilzeit [min]

Verweilzeit des zu behandelnden Abwasserstromes im Kontaktreaktor, ermittelt aus dem Quotienten des Gesamtvolumens des Kontaktreaktors und dem zugeführten Abwasservolumenstrom. In Anlehnung an den englischen Sprachgebrauch wird die Abkürzung HRT (Hydraulic Retention Time) empfohlen.

Systemische PAK-Verweilzeit (PAK-Schlammalter) [d]

Aufenthaltszeit der Pulveraktivkohle im Abwasserbehandlungssystem, ermittelt aus dem Quotienten der im System vorhandenen Aktivkohlemasse und der täglich ausgeschleusten Aktivkohlemasse.

Fällmittel und Flockungshilfsmittel [g FM/g AK bzw. g FHM/g AK]

Es ist anzugeben, ob und in welchen Konzentrationen im Prozess Fäll- und/oder Flockungshilfsmittel dosiert werden. Wenn möglich sollte in diesem Zusammenhang die Elimination von organischen Mikroverunreinigungen sowie vom DOC bzw. SAK_{254} durch den Fällungs-/Flockungsprozess angegeben werden.

Nur wenn eine ausreichend große Menge DOC entfernt wird, kann sich die Zusammensetzung des DOC ändern, wodurch sich das Adsorptionsverhalten ändert (Sontheimer et al., 1985). Die Flockung entfernt hauptsächlich schlecht adsorbierbare Anteile des DOC, deshalb ist keine Änderung des Konkurrenzverhaltens mit organischen Mikroverunreinigungen gegeben (Zoschke et al., 2011).

4.4.2 Verfahrenstechnische Besonderheiten

Zur Darstellung des Prozesses wird ein Verfahrensschema als obligatorisch erachtet. Des Weiteren sind folgende Angaben sinnvoll:

- Dosierart der PAK: Einstufig / zweistufig; Gegenstrom/Gleichstrom
- Dosiertechnik: gravimetrische Dosierung, Zellrad-schleuse mit/ohne photometrischer Messung, als Suspension (Englisch: slurry)
- PAK-Rückführung: Vorhanden / nicht vorhanden
- PAK-Trennverfahren (sofern keine Sedimentation)
- Angabe der Art und Menge Flockungsmittel
- Angaben zum Sandfilter: Betriebsparameter, Spülwassermengen, Trennwirkung

4.5 GAK-Anwendungen

4.5.1 Kenndaten

Korngröße der granulierten/körnigen Aktivkohle [mm]

Orientiert an DIN EN 12915-1 kann GAK als verbliebener Massenanteil in Höhe von 90 % auf einem 180 µm-Prüfsieb definiert werden. Abweichend hiervon kann die Korngröße gemäß DIN EN 12901 entsprechend der Nennweite der Prüfsieböffnung, durch die das Korn unter definierten Bedingungen hindurchgeht, ermittelt werden. Es sind entsprechende Bedingungen anzugeben.

Korngrößenverteilung

I.d.R. liegt ein GAK-Korngrößenspektrum vor, sodass – orientiert an DIN EN 12915-1 für unregelmäßige Produkte (gebrochene GAK) – entweder

- die effektive Korngröße (d_{10})
- der Ungleichförmigkeitsgrad (U) und
- die minimale Korngröße (d_1)

oder

- der Überkornanteil [%] und
- der Unterkornanteil [%]

angeben werden sollten. Für geformte GAK sollte der Massenanteil nach Siebung mit einem Prüfsieb mit einer 0,75-fachen Nennweite der Nennkorngröße angegeben werden. Sofern keine Sieblinien vorhanden sind, ist zumindest die mittlere Korngröße (d_{50}) anzugeben.

Filterschüttdichte (ρ_F) [kg/m³]

Angabe der eingesetzten Aktivkohlemasse bezogen auf das eingenommene Aktivkohlevolumen nach dem Rückspülen des Aktivkohlefilters (Sontheimer et al., 1985). Die Filterschüttdichte weicht durch die Stratifikation der Korngrößen von anderen Dichteangaben wie z. B. der Rüttel- oder Schüttdichte ab. Sie kann z. B. in der Praxis bei bekannter Masse der GAK und der Höhe des Filterbetts ermittelt werden. Alternativ kann sie durch empirische Zusammenhänge aus der zuvor im Labor ermittelten Rütteldichte abgeleitet werden (NORIT, 2000).

Zwischenkornvolumenanteil im Filter (ε_F) [-]

Anteil des freien Volumens im Filterbett, ermittelt über

$$\varepsilon_F = 1 - \frac{\rho_F}{\rho_P}$$

mit ρ_P für die Partikeldichte, definiert als Trockenmasse des Aktivkohlekorns bezogen auf das eingenommene Volumen desselben und der Filterschüttdichte ρ_F (vgl. Sontheimer et al., 1985; Worch, 2012).

Filtergeschwindigkeit [m/h]

Die Filtergeschwindigkeit (v_F) wird aus dem Quotienten des zugeführten Volumenstroms und Filterquerschnittsfläche gebildet.

Leerbettverweilzeit [min]

Quotient aus Bettvolumen und Volumenstrom; theoretische Verweilzeit des Wassers in dem als leer angenommenen Bettvolumen (engl. Empty Bed Contact Time, kurz EBCT) (DVGW W 239 (A)).

Filterlaufzeit [d]

Betriebszeit bis zum Austausch bzw. bis zur Reaktivierung der Aktivkohle (DVGW W 239 (A)). Der Bezug der Ergebnisse sollte für die bessere Vergleichbarkeit auf die Netto-Betriebszeit (exkl. Dauer der Rückspülung / Stillstandzeit) dargestellt werden. Für eine betriebliche Bewertung kann die Bruttobetriebszeit sinnvoll sein

Filterdurchbruch (kurz Durchbruch)

Als Filterdurchbruch wird der Zustand verstanden, bei dem die Ablaufkonzentration ein gesetztes Reinigungsziel erreicht hat (vgl. Metcalf und Eddy Inc., 2004). Dieses Reinigungsziel kann eine Elimination von bspw. 80 % für eine Komponente i , entsprechend einer dimensionslosen Ablaufkonzentration von 20 % ($c_i/c_{0,i} = 0,2$) oder eine absolute Konzentration von bspw. $0,1 \mu\text{g/L}$ sein.

Spezifischer Durchsatz bis zum Durchbruch [BV, m^3/m^3 , m^3/kg]

Angabe des behandelten Abwasservolumens bis zum Durchbruch (siehe Abschnitt 4.5.1) einer Komponente i in Bezug zum Volumen des als leer angenommenen Bettvolumens [BV oder m^3/m^3] bzw. in Bezug auf die Masse der eingesetzten GAK [m^3/kg].

Alternativ, insbesondere für den Vergleich mit PAK-Anwendungen geeignet: Angabe der GAK-Masse im Filter in Bezug auf das während der Laufzeit behandelte Abwasservolumen. Diese sogenannte äquivalente Dosis (Englisch: carbon usage rate (kurz CUR in kg/m^3)) verhält sich reziprok zum spezifischen Durchsatz.

Für den Vergleich von GAK-Filterlaufzeiten bietet sich die Angabe des spezifischen Durchsatzes an.

Durchbruchskurve

Als Durchbruchskurve wird die Auftragung der Filterablaufkonzentration eines Stoffes über die Zeit bezeichnet. Statt der Konzentration wird häufig auch die auf die Zulaufkonzentration bezogene, dimensionslose Konzentration (c/c_0) gewählt; statt der Zeit der auf das Bettvolumen des Filters bezogene Durchsatz.

Rückspülintervalle

Angabe, ob, in welchen Zeitabständen und unter welchen Bedingungen (Spülprogramm) der GAK-Filter rückgespült wurde.

4.5.2 Verfahrenstechnische Besonderheiten

Zur Darstellung des Prozesses wird ein Verfahrensschema als obligatorisch erachtet. Je nach Betriebsweise der Aktivkohlefilter sind weitere Angaben sinnvoll:

GAK-Wechselintervalle für parallelgeschaltete Filter (vgl. Filterlaufzeit) [h resp. d]

Bei der Parallelschaltung von GAK-Filtern ergibt sich die Ablaufkonzentration einer Komponente i aus der Mischung der n parallel geschalteten GAK-Filter. Aufgrund dessen können die erforderlichen Wechselintervalle der GAK im erheblichen Maß ausgedehnt werden, indem man immer den am höchsten beladenen GAK-Filter austauscht und so unter Einhaltung eines Austauschkriteriums (Ablaufkonzentration Komponente i) eine höhere Beladung der einzelnen Filter erzielt. Für Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen im großtechnischen Maßstab sollten die für die Parallelschaltung berechneten Wechselintervalle herangezogen werden, da diese eine realistischere Betrachtung ermöglichen können (vgl. Benstöm et al., 2014).

4.5.3 Informationen zur Ergebnisdarstellung

Insbesondere für die Ergebnisdarstellung von GAK-Filtern existiert eine Reihe von Darstellungsmöglichkeiten, die im Folgenden kurz dargestellt und diskutiert werden.

Durchbruchskurven

Durchbruchskurven sollten für die organischen Mikroverunreinigungen (resp. ausgewählter Indikatorsubstanzen), den DOC und den SAK₂₅₄ erfasst werden. Mit Hilfe der kumulativen Durchbruchkurven (zugeführte bzw. abgeführte Masse einer Komponente *i*) ist ein Vergleich mit Pulveraktivkohle möglich.

■ Relative Ablaufkonzentration über spezifischem Durchsatz (c/c_0 vs. BV)

Diese gebräuchliche Darstellung ermöglicht keine Aussage über die Beladung der Aktivkohle. Fehlaussagen sind bei kleinen Zulaufkonzentrationen möglich.

Bei geringer Zulaufkonzentration resp. hoher Elimination wird die Ablaufkonzentration zunächst die

Bestimmungsgrenze (BG) unterschreiten. Bei konservativer Darstellung (Ablaufkonzentration = BG, vgl. Kapitel 2.2.2) wird c/c_0 umso größer, je näher die Zulaufkonzentration an der BG liegt. (Abb. 5)

■ Darstellung von Zulauf- und Ablaufkonzentration über spezifischem Durchsatz (c und c_0 in mg/L vs. BV)

Diese Darstellung der Durchbruchskurve ermöglicht Aussagen über die Beaufschlagung und den Ablaufwert. Insbesondere schwankende Zulaufkonzentrationen sind sichtbar. (Abb. 6)

■ Darstellung der kumulativen Masse über spezifischem Durchsatz (kumulative Fracht vs. BV)

Diese Darstellung gibt einen Überblick über die Gesamtbeaufschlagung, den Gesamtablauf und die Gesamtelimination jeweils in g bis zum jeweiligen BV. Dies ist eine wesentliche Kenngröße, da sie für die Beurteilung der Aktivkohlemenge pro L wichtig ist. (Abb. 7)

Der auf der x-Achse aufgetragene spezifische Durchsatz in BV kann auch jeweils in m³/kg Aktivkohle angegeben werden. Entsprechend Abschnitt 2.2.2 kann

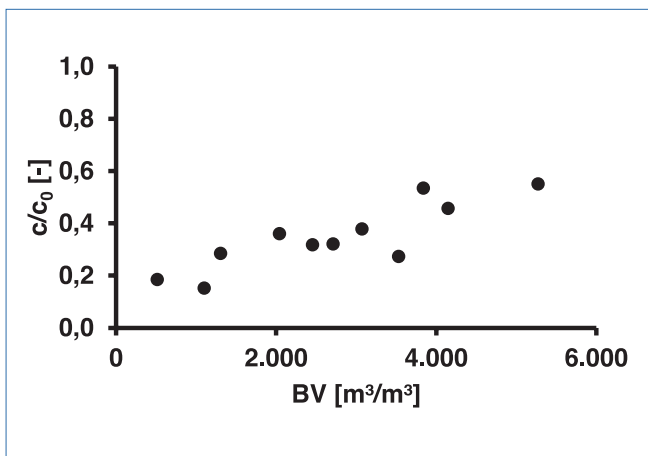


Abbildung 5: Durchbruchkurve in Form der relativen Ablaufkonzentration

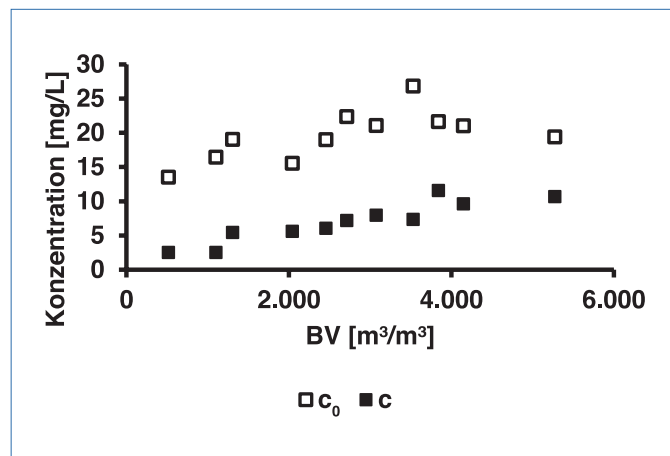


Abbildung 6: Durchbruchkurve in Form der Zu- und Ablaufkonzentrationen

eine kumulative Durchbruchkurve ermittelt werden (konservative Betrachtung der BG, schwarz und eine optimistische Betrachtung der BG = 0, rot).

4.6 Kennzahlen und Laboruntersuchungen zur Beurteilung der Leistungsfähigkeit von Aktivkohlen

4.6.1 Verbreitete Kennzahlen

Die folgenden Kennzahlen sind häufig u.a. von Aktivkohleherstellern zur Abschätzung der Adsorptionskapazität angegeben. Allerdings konnten neuere Laboruntersuchungen zeigen, dass kein Zusammenhang zwischen *BET-Oberfläche*, *Iodzahl* sowie *Nitrobenzolzahl* und der Elimination von organischen Mikroverunreinigungen mittels Pulveraktivkohle besteht (Zietzschmann et al., 2014). Die Definition der Parameter ist der Vollständigkeit halber aufgeführt. Eine Angabe zum Vergleich von Versuchsergebnissen ist aber nicht zwingend notwendig.

Innere Oberfläche (BET- Oberfläche) [m²/g]

Innere Oberfläche eines porösen Feststoffes, nach der Messmethode von Brunauer, Emmett und Teller (DIN 66131; DVGW W 239 (A))

Iodzahl [mg/g]

Nach DIN EN 12902 ist die Iodzahl „[...] die Masse an Iod, die in wässriger Lösung von 1 g Aktivkohle adsorbiert wird, wenn die Iodkonzentration im Filtrat $c(I_2)$ 0,01 mol/l beträgt“. Die Iodzahl in mg Iod pro g Aktivkohle entspricht im Zahlenwert in etwa der Größe der BET-Oberfläche in m²/g (DVGW W 239 (A); Sontheimer et al., 1985; Worch, 2012).

Nitrobenzolzahl [mg/L]

Erforderliche Aktivkohlemenge, um unter standardisierten Bedingungen 90 % der vorgegebenen Nitrobenzolkonzentration zu eliminieren. Die Nitrobenzolzahl gilt als Maß für die Adsorptionskapazität einer guten adsorbierbaren Substanz (DVGW W 239 (A)).

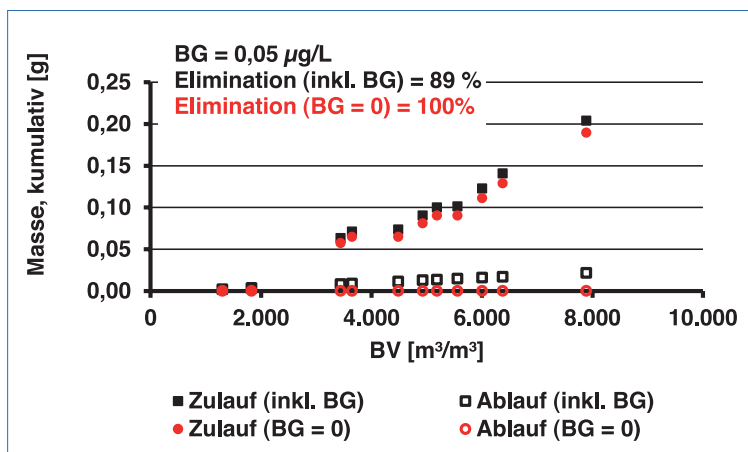


Abbildung 7: Durchbruchkurve in Form der kumulierten Massen in Zu- und Ablauf eines Aktivkohlefilters

Methylenblauwert

Der Methylenblauwert gibt einen Hinweis auf die Adsorptionskapazität einer Aktivkohle für Moleküle, die eine ähnliche Größe wie Methylenblau ($M(C_{16}H_{18}ClN_3S) = 319,86 \text{ g/mol}$) besitzen. Methylenblau ist aufgrund seiner aromatischen Struktur ein gut adsorbierbares Molekül. Definiert ist der Methylenblauwert als das Volumen in ml einer Methylenblaustandardlösung, das durch 0,1 g Aktivkohle entfärbt werden kann (Sontheimer et al., 1985; CEFIC, 1986).

4.6.2 Geeignete Laboruntersuchungen und Schnelltests

Zur Einschätzung der Adsorptionskapazität verschiedener Aktivkohlen oder ihrer Leistungen in verschiedenen Abwässern (z.B. zur Übertragung eines Verfahrens auf einen anderen Standort) bieten sich Laboruntersuchungen an.

Batch-Versuche für Pulveraktivkohle – Adsorptionsisothermen

Sogenannte Beladungskurven werden durch Variation der dosierten Pulveraktivkohlemenge bei einer fixen Adsorptionszeit ermittelt. Wird die Adsorptionszeit bis zur Einstellung des Adsorptionsgleichgewichts ausgedehnt, werden die Beladungskurven auch Adsorptionsisothermen genannt. Die Adsorptionszeit beträgt gemäß DVGW-Merkblatt 239 (A) 72 h, allerdings erfolgt in der Regel der Großteil der adsorptiven Entfernung innerhalb von deutlich kürzeren Kontaktzeiten. Deshalb sind im Rahmen eines Schnelltests auch Kontaktzeiten im Bereich von 30 Minuten bis 2 Stunden in der Regel ausreichend, um die Adsorptionskapazität von Pulveraktivkohlen (z. B. zum Vergleich von Aktivkohlechargen und zur Auswahl von Aktivkohlesorten) mit hinreichender Sicherheit abzuschätzen (Sperlich et al., 2014). Durch Adsorptionsisothermen lassen sich für das gegebene Abwasser-Aktivkohle-

Paar Aussagen über die Eignung resp. Dosierung der PAK zum Erreichen des notwendigen Reinigungsziels treffen. Die Bestimmung von Adsorptionsisothermen ist im DVGW-Merkblatt W 239 (A) beschrieben.

Kleinfiltertests zur Einschätzung der Adsorptionsdynamik im Festbett (GAK-Filter)

Insbesondere für Kornaktivkohlen können auch Kleinfiltertests durchgeführt werden. Zur Skalierung dieser Kleinfilter wurde in der Vergangenheit das RSSCT-Konzept (Englisch: rapid small-scale column test) entwickelt (Worch, 2012). Durch die Verwendung von kleinen, definierten Korngrößenfraktionen kann das Durchbruchverhalten von realen Filtern mit (im Mittel) größeren Korngrößen simuliert werden. Im Vergleich zu Pilotuntersuchungen werden dazu jedoch nur ein Bruchteil der nötigen Zeit und des nötigen Wasservolumens (bis 500 L) eingesetzt. Damit sind vergleichsweise schnelle und günstige Vorhersagen über den dynamischen Durchbruch von GAK-Filtern möglich.

5.1 Mischwasserbehandlung

Die Mischwasserbehandlung beruht vornehmlich auf dem Rückhalt partikulärer Stoffe. Die Elimination durch die vorhandenen Regenüberlaufbecken kann nur sichergestellt werden, wenn diese bestimmungsgemäß betrieben werden. Voraussetzung dafür sind funktionsfähige Mess-, Steuer- und Regelungseinrichtungen, die regelmäßig überprüft und deren Messdaten Einzugsgebiet bezogen einer fortwährenden Plausibilitätskontrolle unterzogen werden müssen. Wenn diese erfolgt und bei Abweichungen entsprechende Konsequenzen betrieblicher oder auch bautechnischer Art gezogen werden, kann in der Praxis durch den sich einstellenden Feststoffrückhalt eine Minderung der Gewässerbelastung erreicht werden.

Bezogen auf die Spurenstoffe kann durch einen insgesamt verbesserten Feststoffrückhalt bei der Behandlung des Mischwassers nur die Entnahme von partikulär vorliegenden Spurenstoffen verbessert werden. Die folgende Abbildung stellt am Beispiel des Projekts

SchussenAktivplus verschiedene Möglichkeiten zur Elimination von Spurenstoffen und Krankheitserregern dar, unter anderem die Mischwasserbehandlung mittels Lamellenklärer oder Retentionsbodenfilter.

Lamellenklärer

Die Wirkung der auf Sedimentation beruhenden Abscheidung von Feststoffen in Regenüberlaufbecken kann erhöht werden, indem die hydraulische Flächenbeschickung vermindert wird. Als Ergänzung in bestehenden Bauwerken (Regenüberlaufbecken - RÜB) oder als eigenständige neu zu erstellende Einheit können Lamellenklärer eingebaut werden, bei denen durch Lamellen die wirksame Oberfläche vergrößert wird. Es folgt eine Verminderung der vorliegenden hydraulischen Oberflächenbeschickung auf Werte, wie sie bei sehr guten Vorklärbecken vorliegen. Betriebliche Randbedingungen müssen beachtet werden (Belegung der Lamellen, Reinigungsmöglichkeiten). Hinweise hierzu sind in DWA-M 176 (2013) beschrieben.

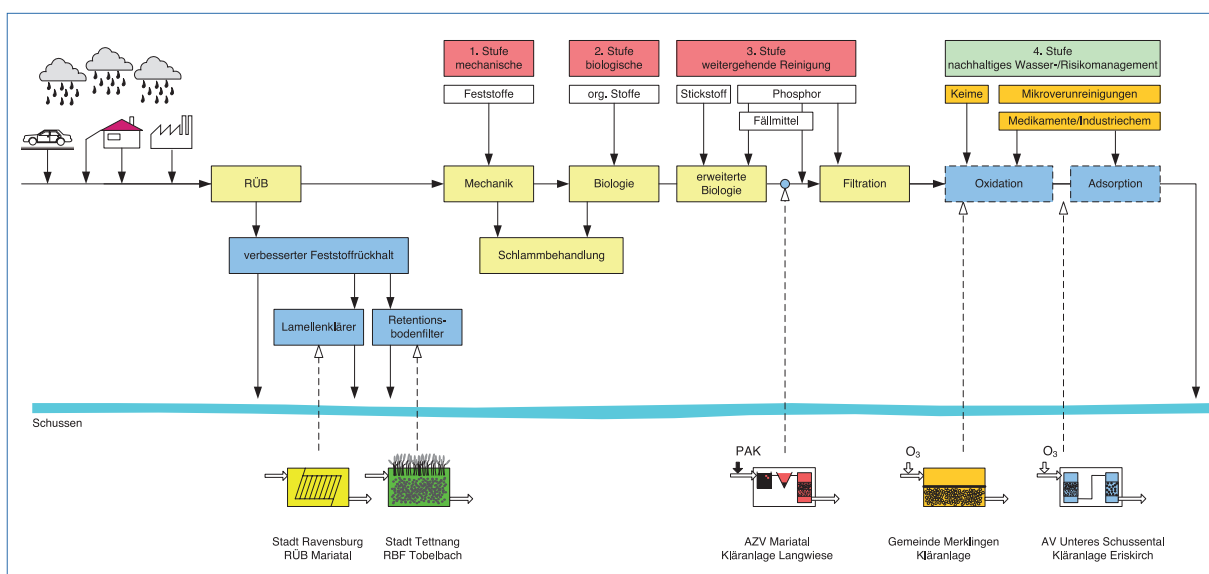


Abbildung 8: Verschiedene Möglichkeiten zur Elimination von Spurenstoffen und Krankheitserregern am Beispiel des Projekts SchussenAktivplus

Retentionsbodenfilter

Eine weitere Möglichkeit zur Verminderung der Feststoffe besteht darin, dass der Ablauf aus Regenüberlaufbecken oder Stauraumkanälen weiter behandelt wird. Ist genügend Fläche vorhanden, kann eine verbesserte Reinigung durch den Einsatz eines Retentionsbodenfilters erreicht werden.

Der Retentionsbodenfilter muss bezüglich Schichtaufbau, Bepflanzung und Pflege den Anforderungen genügen. Eine stoßweise und massive Beschickung des Filters mit Feststoffen ist zu vermeiden. Die Anforderungen an Planung, Konstruktion und Betrieb können dem Merkblatt DWA-M 178 (2005) (derzeit in Überarbeitung) oder zusätzlichen Richtlinien einiger Bundesländer entnommen werden. Aus den gewählten Randbedingungen und Reinigungszielen ergibt sich die resultierende Filtergeschwindigkeit.

Der Ablauf des Retentionsbodenfilters ist praktisch feststofffrei. Stoffrückhalt und Abbau finden überwiegend auf und im Filtersand statt (Dittmer, 2006; Uhl und Schmitt, 2007; Waldhoff, 2008). Dabei werden die abfiltrierbaren Stoffe fast vollständig zurückgehalten. Durch den Aufbau einer Biozönose im Filtersand entstehen zusätzliche Sorptionskapazitäten. Dadurch können u.a. sauerstoffzehrende Verbindungen, insbesondere Ammonium, bei der Filterpassage bis zum Erreichen der Filterkapazität adsorbiert und während der Trockenphase bis zur nächsten Beschickungsphase umgesetzt werden (Dittmer, 2006). Krankheitserreger werden ebenfalls minimiert, wobei Bakterien wie *Escherichia coli* im Mittel um etwa eine Log-Stufe reduziert werden (Waldhoff, 2008).

Einige Spurenstoffe können zurückgehalten und teilweise biologisch abgebaut werden, wobei bislang noch keine ausreichende Datengrundlage für die je nach Stoffgruppe zum Tragen kommenden Prozesse vorliegt. Der langfristige Verbleib von nicht unter den Bedingungen des Filtermilieus biologisch abbaubaren

Verbindungen ist ebenfalls noch nicht geklärt (Tondera et al., 2013).

5.2 Ergänzung der Abwasserreinigung mit Langsandsandfiltern

In kleinen und mittleren Kläranlagen kommt in einigen Fällen zur Nachreinigung des mechanisch – biologisch – chemisch behandelten Abwassers auch eine Langsandsandfiltration zur Anwendung. Steht genügend Fläche zur Verfügung, wurde die Filtration nicht als klassische Schnellsandfiltration mit Filtergeschwindigkeiten von 5–15 m/h ausgeführt, sondern in Form eines Filters mit deutlich geringeren Filtergeschwindigkeiten im Bereich von 0,1–0,2 m/h. Die Filter sind früher bei der Trinkwasseraufbereitung als Langsamfilter eingesetzt worden.

Sie zeichnen sich durch einen geringen Betriebsaufwand aus: Sie werden in der Regel nur einmal jährlich gereinigt, indem die oberste Filterschicht (5–10 cm) mechanisch abgeschält wird. Der entstehende Sandverlust wird bei der nicht mehr als 1 m mächtigen Filterschicht bei Bedarf ergänzt (alle zwei Jahre).

Die Filter können mit annähernd konstantem Überstand betrieben werden. Dann muss von Zeit zu Zeit der sich im Filter einstellende Druckverlust durch eine Anpassung des Ablaufwehres ausgeglichen werden. Ist kein Ablaufwehr vorhanden, steigt der Wasserspiegel über dem Filter an und gleicht dadurch den ansteigenden Druckverlust aus. In diesem Fall wäre über dem Filter ein variables Volumen vorhanden.

Im Wasserüberstand wie im Filterkörper selbst finden Prozesse (wie Sonneneinstrahlung, UV Wirkung, biologischer Abbau, Adsorption) statt, die dazu führen, dass nicht nur partikulär vorliegende Spurenstoffe eliminiert werden, sondern auch gelöst vorliegende Verbindungen.

Wird der Zulauf zum Langsandsfilter mit Ozon behandelt, entspricht dies einer oxidativen Spurenstoffelimination mit Nachreinigung des ozonisierten Abwassers in einem biologisch aktiven Filter.

5.3 Oxidative Abwasserbehandlung mittels Advanced Oxidation Processes

Verfahrenstechnologien

Advanced oxidation processes (AOP) bezeichnen eine Reihe von Verfahren zur chemischen Aufbereitung im Wesentlichen organischer und in Einzelfällen auch anorganischer Stoffe in der Abwasserbehandlung oder Wasseraufbereitung durch Oxidation mit Hydroxyl-Radikalen. Hydroxyl-Radikale sind eins der stärksten im Wasser vorkommenden Oxidationsmittel und dadurch in der Lage, nahezu alle organischen Moleküle zu mineralisieren. Allen AOP gemeinsam ist die Bildung der Hydroxyl-Radikale aus einem Oxidationsmittel (Ozon, Wasserstoffperoxid, Sauerstoff oder Wassermolekül) mit zusätzlichem Energieeintrag (UV-Strahlung oder Elektrolyse) oder Katalysatoren (Titanoxid oder

Eisen(II)-Ionen). Einmal gebildet, reagieren Hydroxylradikale in der Regel diffusionskontrolliert sehr schnell und unspezifisch mit oxidierbaren Stoffen. Dabei werden organische Moleküle sehr schnell fragmentiert und bei Bedarf anschließend auch mineralisiert.

Beschreibung der Prozesse

UV / H₂O₂

Homolytische Spaltung des Wasserstoffperoxid-Moleküls in 2 Hydroxylradikale. Aufgrund der UV Aktivierung ist eine hohe Transmission der Lösung im UV-Bereich erforderlich. Die Dosierung des Wasserstoffperoxids ist der DOC-Konzentration anzupassen.

UV / O₃

Ozonspaltung durch UV Strahlung in ein Sauerstoffmolekül und ein Hydroxyl-Radikal. Stabile Verbindungen können durch das Hydroxyl-Radikal und entstehende Fragmente durch Ozon im Gesamtvolumen oxidiert werden. Das Verfahren erfordert ebenfalls eine hohe Transmission im UV-Bereich und die Ozonkonzentration ist dem DOC anzupassen.

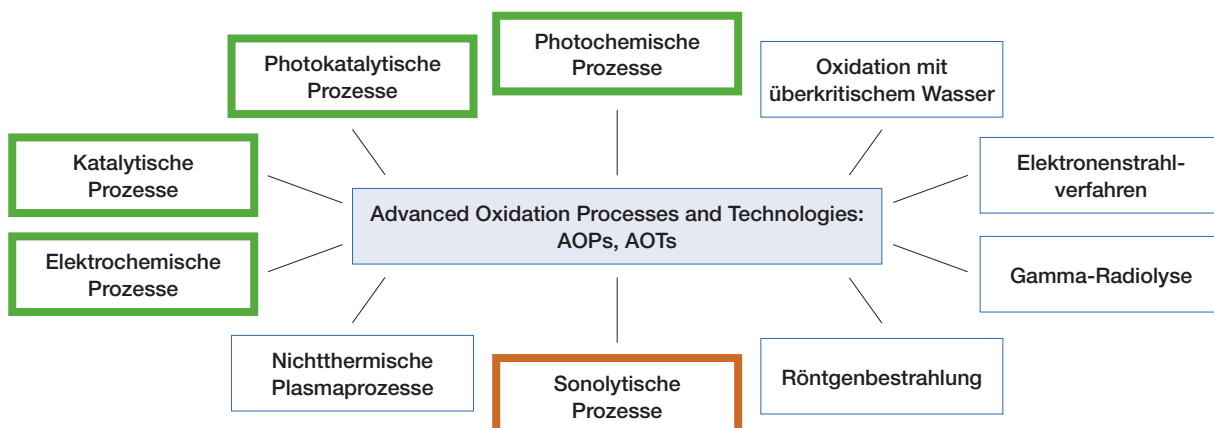


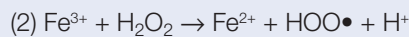
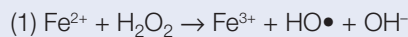
Abbildung 9: Übersicht der Advanced Oxidation Processes (Quelle: Condias)

Photokatalyse mit Titandioxid

Hydroxyl-Radikalbildung durch photokatalytische Wasserspaltung an Titandioxid. Die Bildungsrate der Hydroxyl-Radikale wird durch die Strahlungsintensität bestimmt. In der Regel werden aufgrund der geringen Eindringtiefe des Lichts große Reaktionsflächen benötigt.

Fenton Prozess

Bei dem Fenton Prozess handelt es sich um eine Disproportionierung des Wasserstoffperoxids entsprechend folgender Gleichungen:



Wesentliche Voraussetzung für einen effizienten Prozess ist die homogene Mischung des Eisen(II)-Katalysators mit dem Wasserstoffperoxid.

Elektrochemischer AOP

Der EAOP elektrolysiert das Wassermolekül an Diamantelektroden unter Bildung eines Hydroxyl-Radikals und Wasserstoff-Moleküls. Ein weiterer Zusatz von Chemikalien ist nicht erforderlich. Durch Regulierung der Stromdichte kann der EAOP der jeweiligen DOC-Konzentration in situ angepasst werden.

Hinweise zu Einflussfaktoren und zu beachtenden Randbedingungen

Die Hydroxylradikale oxidieren aufgrund des sehr hohen Oxidationspotentials von 2,8eV unspezifisch, so dass eine selektive Oxidation von stabilen oder toxischen Verbindungen nicht möglich ist.

Die AOP unterliegen in der Regel einer Diffusionskontrolle der zu oxidierenden Spezies, sodass hydrodynamischen Aspekten eine besondere Bedeutung zukommt.

Die schnelle Fragmentierung komplexer organischer Moleküle kann zur Bildung von Nebenprodukten führen, was in der Prozessführung zu berücksichtigen bzw. zu unterdrücken ist.

Aufgrund des hohen Oxidationspotentials können organische und anorganische Substanzen in ihre höchste Oxidationsstufe überführt werden, sodass anorganische Nebenprodukte, wie Halogenate oder Perhalogenate, in der Prozessführung zu berücksichtigen bzw. zu unterdrücken sind.

Vorteile der AOP sind:

- Organische Verunreinigungen können direkt in der Wasserphase entfernt werden, ohne dass weiter zu entsorgende Abfälle entstehen.
- Nahezu alle organischen Verbindungen können durch Hydroxyl-Radikale oxidiert werden.
- Mikrobiologische Kontaminationen können ebenfalls durch Hydroxyl-Radikale effizient reduziert werden.

Nachteile sind:

- Die Kosten durch die Kombination von Energieeintrag und Chemikaliendosierung können vergleichsweise hoch sein, so dass in der Regel eine Verfahrenskombination sinnvoll ist.
- In manchen Wassermatrizes müssen Vorbehandlungen durchgeführt werden, um beispielsweise Radikalfänger zu eliminieren.

Bewertungskriterien 6

Für eine bestimmte Anwendung hängt die Auswahl des geeigneten Verfahrens von vielen Faktoren ab und kann mithilfe eines Bewertungsalgorithmus getroffen werden (siehe u.a. Rödel et al., 2014). Im Folgenden wird eine Liste von Bewertungskriterien vorgeschlagen, die entsprechend der definierten Zielsetzung für jeden Standort gewichtet werden können.

1. Bewertungskriterien zur Ökonomie
Investitionskosten
Jahreskosten
Betriebskosten (Strom, Personal, Wartung, etc.)
Nutzungsdauer der Systemkomponenten
Kostenveränderungen – Kosteneffizienz (Abwasserabgabefreiheit)
Energiebilanzänderung
2. Bewertungskriterien zu Aufwand – Technik – Betrieb
Bautechnischer Aufwand (Neubau oder Nutzung von vorhandenen Kapazitäten)
Auslastungsgrad der vierten Reinigungsstufe
Personeller Einsatz – Inbetriebnahme – Betriebsüberwachung
Wartung, Reparaturen und Instandhaltung
Monitoring und Überwachung
Aufwand für Steuerung – Regelung – Messung
Betriebssicherheit, Redundanzen
3. Bewertungskriterien zur Ökologie
Elimination von Mikroverunreinigungen
Elimination von Krankheitserregern – Desinfektion
Reststoffanfall – Entsorgung
Auswirkung auf die Luftemissionen
Auswirkung auf die Gewässer – Transformationsprodukte
Auswirkung auf Flora und Fauna – Toxikologie
Auswirkung auf die Landschaft (Veränderung)
Belastungsdauer (kontinuierlich, diskontinuierlich, temporär)
4. Bewertungskriterien zum Ressourcenverbrauch
Energiebedarf
Erforderliche Grundfläche und Baumaterial für die technischen Anlagen
Roh- und Trinkwasserbedarf für die technischen Anlagen
Betriebsmittelbedarf für die Reinigungsstufe (z. B. FM/FHM)
Ressourcenverbrauch für Betriebsmittelherstellung (z. B. PAK, GAK oder Sauerstoff)
5. Bewertungskriterien zu arbeitstechnischen Aspekten
Bedienungskomfort
Eigenverantwortung
Systemumstellung
Planungssicherheit, Referenzen
Technischer Entwicklungsstand/ Forschungsbedarf – Stand des Wissens

7 Autoren des Leitfadens und Mitarbeiter der Fachgruppe

Frank Benstöm	RWTH Aachen, Institut für Siedlungswasserwirtschaft
Prof. Peter Cornel	TU Darmstadt, IWAR
Prof. Jörg Drewes	TU München, Siedlungswasserwirtschaft
Dr. Matthias Fryda	Condias GmbH, Itzehoe
Nikolaus Geiler	RegioWASSER e.V., Freiburg
Dr. Klaus Jedele	Dr.-Ing. Jedele und Partner GmbH, Stuttgart
Christopher Keyzers	RWTH Aachen, Institut für Siedlungswasserwirtschaft
Gregor Knopp	TU Darmstadt, IWAR
Dr. Marion Letzel	Bayerisches Landesamt für Umwelt, Wielenbach
Danièle Mousel	RWTH Aachen, Institut für Siedlungswasserwirtschaft
Dr. Laurence Palmowski	RWTH Aachen, Institut für Siedlungswasserwirtschaft
Prof. Johannes Pinnekamp	RWTH Aachen, Institut für Siedlungswasserwirtschaft
Dr. Alexander Sperlich	Berliner Wasserbetriebe
Michael Stapf	KompetenzZentrum Wasser Berlin gGmbH
Dr. Sandra Scheele	Carbon Service & Consulting GmbH & Co. KG
Katharina Tondera	RWTH Aachen, Institut für Siedlungswasserwirtschaft
Hans-Joachim Vogel	Regierungspräsidium Tübingen
Frederik Zietzschmann	TU Berlin, Institut für technischen Umweltschutz

- Abegglen, C., Siegrist, H. (2012). Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen. Bericht vom Bundesamt für Umwelt, Bern
- Altmann, J., Ruhl, A.S., Zietzschmann, F., Jekel, M. (2014). Direct comparison of ozonation and adsorption onto powdered activated carbon for micropollutant removal in advanced wastewater treatment, *Water Research* 55, 185-193
- ARGE (2013). Elimination von Arzneimittelrückständen in kommunalen Kläranlagen. Schlussbericht Phase II der „Arbeitsgemeinschaft Spurenstoffe NRW, Teilprojekt 6“ (Arge), gerichtet an das das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV) (<http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/abwasser.htm>)
- Bahr, C., Ernst, M., Jekel, M. (2007). Pilotox – Pilotuntersuchungen zur kombinierten oxidativ-biologischen Behandlung von Klärwerksabläufen für die Entfernung von organischen Spuren- und Wirkstoffen und zur Desinfektion, Schriftenreihe Kompetenzzentrum Wasser Berlin, Berlin
- Bahten, D., Breitbach, M. (2001). Adsorptionstechnik, Springer, Berlin
- Benstöm, F., Stepkes, H., Rolfs, T., Montag, D., Pinnekamp, J. (2014). Untersuchung einer bestehenden Filterstufe mit dem Einsatz von Aktivkohle zur Entfernung organischer Restverschmutzung auf der Kläranlage Düren-Merken, Abschlussbericht, gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV)
- CEFIC, Conseil Européen des Fédérations de l'Industrie Chimique (1986): Testmethoden für Aktivkohlen
- Corwin, C.J., Summers, R.S. (2011). Adsorption and desorption of trace organic contaminants from granular activated carbon adsorbers after intermittent loading and throughout backwash cycles. *Water Research* 45, 417-426
- DIN 19627 (1993-03). Ozonerzeugungsanlagen zur Wasseraufbereitung.
- DIN 38402-1 (2011). Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung – Allgemeine Angaben (Gruppe A) – Teil 1: Angabe von Analyseergebnissen (A 1)
- DIN 4049 – 2 (1990). Hydrologie – Begriffe der Gewässerbeschaffenheit
- DIN 66131 (1973). Bestimmung der spezifischen Oberfläche von Feststoffen durch Gasadsorption nach Brunauer, Emmett und Teller (BET) – Grundlagen
- DIN EN 1085 (2007). Abwasserbehandlung – Wörterbuch; Dreisprachige Fassung EN 1085:2007
- DIN EN 12901 (1999). Produkte zur Aufbereitung von Wasser für den menschlichen Gebrauch – Anorganische Filterhilfs- und Filtermaterialien – Definitionen
- DIN EN 12902 (2004). Produkte zur Aufbereitung von Wasser für den menschlichen Gebrauch - Anorganische Filterhilfs und Filtermaterialien – Prüfverfahren
- DIN EN 12903 (2009). Produkte zur Aufbereitung von Wasser für den menschlichen Gebrauch – Pulver-Aktivkohle
- DIN EN 12915-1 (2009). Produkte zur Aufbereitung von Wasser für den menschlichen Gebrauch - Granulierte Aktivkohle – Teil 1: Frische granulierte Aktivkohle
- DIN ISO EN 11733 (2004). Wasserbeschaffenheit – Bestimmung der Elimination und der biologischen Abbaubarkeit organischer Verbindungen in einem wässrigen Medium – Belebtschlamm-Simulationstest (ISO 11733:2004); Deutsche Fassung EN ISO 11733:2004
- Dittmer, U. (2006). Prozesse des Rückhaltes und Umsatzes von Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen in Retentionsbodenfiltern zur Mischwasserbehandlung. Dissertation, Kaiserslautern
- DVGW Arbeitsblatt W 213-5-2013-10 (2013). Filtrationsverfahren zur Partikelentfernung; Teil 5: Membranfiltration
- DVGW Arbeitsblatt W 239-2011-03 (2011). Entfernung organischer Stoffe bei der Trinkwasseraufbereitung durch Adsorption an Aktivkohle
- DVGW Arbeitsblatt W 625-1999-03 (1999). Anlagen zur Erzeugung und Dosierung von Ozon

- DVGW Merkblatt W 225-2002-05 (2002). Ozon in der Wasseraufbereitung
- DWA-M 176 (2013). Hinweise zur konstruktiven Gestaltung und Ausrüstung von Bauwerken der zentralen Regenwasserbehandlung (November 2013). Merkblatt DWA-M 176, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA), Hennef
- DWA-M 178 (2005). Empfehlungen für Planung, Bau und Betrieb von Retentionsbodenfiltern zur weitergehenden Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem. Merkblatt DWA-M 178, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef
- Martin, R. J., Iwugo, K. O. (1982). The Effects of pH and Suspended Solids in the Removal of Organics from Waters and Wastewaters by the Activated Carbon Adsorption Process, *Water Research* 16, 73-82
- Metcalf und Eddy Inc. (2004). *Wastewater Engineering – Treatment and Reuse*, McGraw-Hill, New York
- NORIT (2000). Determination of the bedexpansion, hydrodynamic pressure drop and backwashed and drained density, NSTM 4.05, Amersfoort
- OECD 307 (2002). OECD guidelines for the testing of chemicals, Section 3 Degradation and Accumulation – Aerobic and Anaerobic Transformation in Soil
- OECD 308 (2002). OECD guidelines for the testing of chemicals, Section 3 Degradation and Accumulation- Aerobic and Anaerobic Transformation in Aquatic Sediment Systems
- OECD 316 (2002). OECD guidelines for the testing of chemicals, Section 3 Degradation and Accumulation – Phototransformation of Chemicals in Water – Direct Photolysis
- Rödel, S., Günthert, F. W., Bleisteiner, S. (2014). Technologien für die Elimination anthropogener Spurenstoffe auf kommunalen Kläranlagen – Strategie für Bayern. *Gwf-Wasser/Abwasser*, Mai 2014, 648-658
- Sontheimer, H., Frick, B.R., Fettig, J., Hörner, G., Hubele, C., Zimmer, G. (1985). *Adsorptionsverfahren zur Wasserreinigung*, Karlsruhe
- Sperlich, A., Altmann, J., Zietzschmann, F., Meinel, F., Ruhl, A.S., Gnirss, R., Jekel, M. (2014). Schnelle und kostengünstige Testverfahren für Aktivkohle zur Kontrolle der Spurenstoffelimination in der Praxis, *KA Abwasser/Abfall*, Heft 11, 989-997
- Sterkele, B., Gujer, W. (2009). Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus dem Abwasser, Dübendorf (http://www.eawag.ch/forschung/eng/projects/Projects_Wastewater/strategie_micropol/pak_eawag/zwischenbericht2_bafu.pdf)
- Tondera, K., Koenen, S., Pinnekamp, J. (2013). Survey monitoring results on the reduction of micropollutants, bacteria, bacteriophages and TSS in retention soil filters. *Water Science and Technology*, 68 (5), 1004-1012
- Uhl, M., Schmitt, G. (2007). Erstellung eines Eignungsnachweises für Filtersubstrate für Retentionsbodenfilter. Schlussbericht zur Vor- und Hauptstudie, Ministerium für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Az IV-9-042 261
- von Gunten, U. (2003). Ozonation of drinking water: Part I. Oxidation, *Water Research* 37, 1443–1467
- Waldhoff, A. (2008). Hygienisierung von Mischwasser in Retentionsbodenfiltern (RBF). Dissertation, <https://kluedo.ub.uni-kl.de/frontdoor/index/index/docId/1825>, Kassel
- Wert, E., Rosario-Ortiz, F., Snyder, S. (2009). Using Ultraviolet Absorbance and Color To Assess Pharmaceutical Oxidation during Ozonation of Wastewater. *Environmental Science and Technologie* 43 (13), 4858-4863
- Worch, E. (2012). *Adsorption Technology in Water Treatment*, Walter de Gruyter GmbH & Co., Berlin/Boston
- Zietzschmann, F., Altmann, J., Dünnebier, U., Dommisch, I., Ruhl, A.-S., Sperlich, A., Meinel, F., Jekel, M. (2014). Estimating organic micro-pollutant reduction potential of activated carbons using UV absorption and carbon characteristics, *Water Research* 56, 48-55
- Zoschke, K., Engel, C., Börnick, H., Worch, E. (2011). Adsorption of geosmin and 2-methylisoborneol onto powdered activated carbon at non-equilibrium conditions: Influence of NOM and process modelling, *Water Research* 45 (15), 4544–4550

