

Einfluss von Ozonung oder Aktivkohle-adsorption zur weitergehenden Entfernung organischer Spurenstoffe auf den Energieaufwand und CO₂-Fußabdruck einer Kläranlage

Ökobilanzielle Bewertung von verschiedenen Varianten der Spurenstoffentfernung in einem Gesamtkonzept zur weitergehenden Abwasserreinigung für ein Modellklärwerk

Daniel Mutz, Christian Remy, Ulf Miehe und Alexander Sperlich (Berlin)

Zusammenfassung

Momentan wird die Forderung nach einer Erweiterung von Kläranlagen um eine Stufe zur weitergehenden Elimination organischer Spurenstoffe in der Fachwelt kontrovers diskutiert. Als effiziente Verfahren werden hierfür die Oxidation durch Ozonung und die Adsorption an Aktivkohle betrachtet. Neben der Verbesserung des Gewässer- und Ressourcenschutzes bedarf die Einführung dieser Verfahren zusätzlicher Energie und erzeugt weitere damit verbundene negative Umweltauswirkungen (zum Beispiel Ausstoß von Treibhausgasen). Bei der hier durchgeführten Ökobilanz werden diese möglichen negativen Umweltauswirkungen der Verfahren zur Spurenstoffeliminierung genauer quantifiziert. Dabei werden weitere Ziele einer weitergehenden Abwasserreinigung (weitestgehende Entfernung von Phosphor mit Flockungsfiltration und saisonale UV-Desinfektion) bei allen Varianten mit einbezogen, um auch den Anteil der Spurenstoffelimination an den gesamten Auswirkungen einer zukünftigen weitergehenden Abwasserreinigung zu erfassen. Die Ergebnisse zeigen, dass die Ozonung oder der Einsatz von Pulveraktivkohle bzw. Kornaktivkohleadsorbern je nach geforderter Effizienz der Spurenstoffentfernung einen hohen zusätzlichen Primärenergieaufwand (+ 10–103 %) und auch ein hohes zusätzliches Treibhauspotenzial (+ 8–100 %) im Vergleich zu einer Modellkläranlage der Größenklasse 5 erzeugt. Entscheidend für den zusätzlichen Aufwand sind neben der Qualität des zu behandelnden Klärwerksablaufs (organische Stoffe als DOC) auch die Reinigungsziele für die Spurenstoffelimination und damit die notwendige Dosierung von Ozon oder Aktivkohle. Dieser Aspekt sollte zukünftig in der

Abstract

Influence of Ozoning or Activated Carbon Adsorption for Advanced Removal of Organic Micro-pollutants on the Energy Expenditure and CO₂-Footprint of a Wastewater Treatment Plant
Eco-balancing Assessment of Different Variants of Micro-pollutant Removal in an Overall Concept for Advanced Wastewater Treatment for a Model Wastewater treatment Works

Currently the demand for an extension of wastewater treatment plant by a stage for advanced removal of organic micro-pollutants is being discussed controversially by the specialist world. Oxidation by ozoning and the adsorption on activated carbon are being considered as efficient processes for this. Along with the improvement of the water pollution control and protection of resources, the introduction of these processes requires additional energy and with this creates further associated negative environmental impacts (for example emission of greenhouse gases). With the eco-balance carried out here these possible negative environmental effects of the processes for micro-pollutant removal are quantified more accurately. With this further objectives of an advanced wastewater treatment (most advanced removal of phosphorus using flocculation filtration and seasonal UV disinfection) with all variants are included, in order also to appreciate the share of micro-pollutant removal on the overall effects of a future advanced wastewater treatment. The results show that the ozoning or the employment of powdered activated carbon or grain active carbon adsorbers, depending on the

Diskussion über die Qualitätsziele der weitergehenden Abwasserreinigung berücksichtigt werden.

Schlagwörter: Abwasserreinigung, kommunal, Spurenstoff, anthropogen, Aktivkohle, Ozon, Umweltbilanz, Energiebilanz, Kohlendioxid, Treibhauseffekt-Potenzial

DOI: 10.3242/kae2017.04.003

required efficiency of the micro-pollutant removal, generates a high additional primary energy expenditure (+ 10–103 %) and also a high additional greenhouse potential (+ 8–100 %) in comparison with a model wastewater treatment plant of size class 5. Decisive for the additional expenditure are, in addition to the quality of the wastewater treatment plant discharge (organic substances as DOC), also the treatment objective for the micro-pollutant removal and thus the necessary dosing of ozone or activated carbon. This aspect should be taken into account in the future in the discussion on the quality objectives of the advanced wastewater treatment.

Key words: wastewater treatment, municipal, micro-pollutant, anthropogenic, activated carbon, ozone, environmental balance, energy balance, carbon dioxide, greenhouse effect potential

Hintergrund

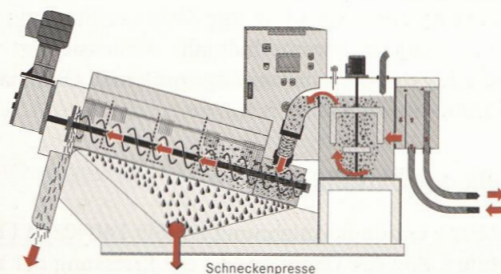
Abwasserbürtige anthropogene organische Spurenstoffe und ihre möglichen negativen Wirkungen auf die Biozönose im Gewässer und – über die Nutzung von Flüssen und Seen als Trinkwasserressourcen – auch auf den Menschen werden in der Fachwelt und auch in der Öffentlichkeit [1] diskutiert und sind Gegenstand aktueller Forschungsprogramme [2]. Eine Elimination dieser organischen Spurenstoffe wie Pharmazeutika, Süßungsmittel oder Kosmetika auf den bestehenden kommunalen Kläranlagen ist bisher für viele Stoffe nur teilweise gegeben, sodass sich eine Vielzahl organischer Spurenstoffe im Kläranlagenablauf nachweisen lässt [3, 4]. Um diese Belastung der Gewässer zu verringern, sind in der Schweiz bereits entsprechende gesetzliche Vorgaben geschaffen worden, um ausgewählte Kläranlagen mit einer weitergehenden Reinigungsstufe zur Elimination organischer Spurenstoffe auszurüsten [5, 6]. Auch in Deutschland sind Kläranlagen in den letzten Jahren mit einer solchen Reinigungsstufe erweitert worden oder befinden sich in der Planungsphase dafür, vor allem in Baden-Württemberg [7] und Nordrhein-Westfalen [8]. Die entsprechenden gesetzlichen Vorgaben sind jedoch in Deutschland noch nicht existent und werden in der Fachwelt kontrovers diskutiert [9–11].

Als verfahrenstechnische Optionen zur weitergehenden Spurenstoffelimination haben sich vor allem zwei Verfahren als geeignet erwiesen: die Oxidation mit Ozon und die Adsorption an Aktivkohle [5, 12]. Beide Verfahren erzeugen einen zusätzlichen Aufwand für die Abwasserreinigung und damit einen erhöhten Energie- und Ressourcenverbrauch. Bei der Ozonung spielt dabei vor allem der Strombedarf für den Ozongenerator und die Bereitstellung von Sauerstoff eine Rolle, bei den Aktivkohleverfahren liegt der hauptsächliche Aufwand in der Herstellung und Entsorgung der Aktivkohle selbst. Beide Verfahren erhöhen so den Primärenergieaufwand der Abwasserreinigung und auch andere damit verbundene negative Umweltauswirkungen wie den Ausstoß von Treibhausgasen (Treibhauseffekt oder CO₂-Fußabdruck). Da auf nationaler und regionaler Ebene politische Ziele zur Senkung von Energieverbrauch und Treibhauseffekt existieren [13, 14], sollten die möglichen Auswirkungen einer weitergehenden Elimination organischer Spurenstoffe auf diese Umweltziele genauer quantifiziert werden.

In der vorliegenden Studie wurde daher untersucht, wie sich die Einführung einer Stufe zur weitergehenden Elimination organischer Spurenstoffe auf den Energieaufwand und Treibhauseffekt einer kommunalen Kläranlage auswirkt. Dabei wurde die Methodik der Ökobilanz nach ISO 14040/44 [15, 16] genutzt, die eine umfassende Erfassung und Bewertung aller direkten und indirekten Umweltwirkungen eines

KUGLER®-Schneckenpressen

Klärschlämme effizient entwässern



Überzeugende Entwässerungsergebnisse.

Faulschlamm: von 0,2 bis 20 m³/h (max. 8 kW)
Dünnschlamm: von 0,1 bis 100 m³/h (max. 8 kW)

KUGLER®

Konzepte für die Fest-Flüssig-Trennung

KUGLER Behälter- und Anlagenbau GmbH

Am Eisberg 8 · D-72202 Nagold · Tel.: 07452 821916
www.kugler-gmbh.de · Mail: info@kugler-gmbh.de

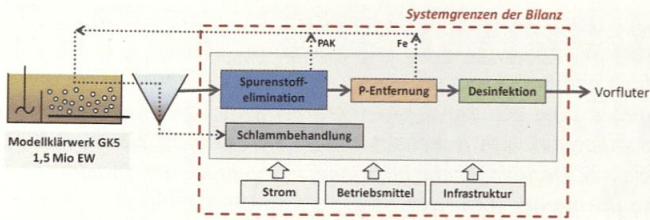
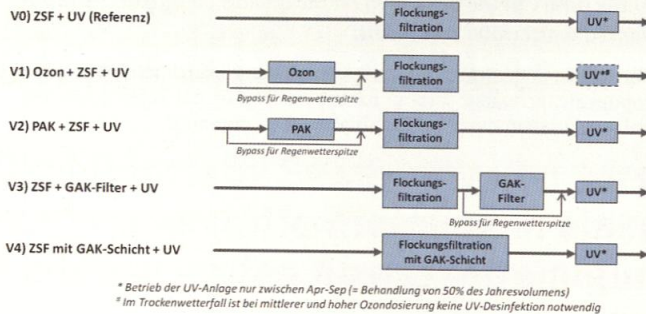


Abb. 1: Systemgrenzen der Ökobilanz

Betrachtete Varianten der weitergehenden Abwasserreinigung



* Betrieb der UV-Anlage nur zwischen Apr-Sep (= Behandlung von 50% des Jahresvolumens)
 * Im Trockenwetterfall ist bei mittlerer und hoher Ozondosierung keine UV-Desinfektion notwendig

Abb. 2: Betrachtete Verfahrenskombinationen der weitergehenden Abwasserreinigung in dieser Ökobilanz (ZSF: Zweischichtfilter, PAK: Pulveraktivkohle, GAK: granulierte Aktivkohle, Qa: Jahresvolumenstrom)

technischen Systems ermöglicht. Als Fallbeispiel wurde eine Modellkläranlage der Größenklasse 5 gewählt (1,5 Millionen Einwohnerwerte) und anhand von typischen Betriebsbedingungen in Berlin abgebildet. Für diese Modellkläranlage werden verschiedene mögliche Varianten einer zusätzlichen Stufe zur weitergehenden Abwasserreinigung betrachtet. Da neben der Spurenstoffelimination durch die Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie auch weitere Ziele für eine weitergehende Abwasserreinigung in Berlin relevant werden können [17], sind in allen Varianten auch die weitestgehende Phosphorentfernung (Gesamtphosphor $< 100 \mu\text{g l}^{-1}$ TP) über eine Flockungsfiltration und eine saisonale Desinfektion über UV-Bestrahlung zur Erreichung der Ziele der EU-Badegewässerrichtlinie [18] im Sommerhalbjahr berücksichtigt. Dafür wurden die Ergebnisse einer vorangegangenen Ökobilanzstudie [19] mit einbezogen.

Methodik der Ökobilanz

Die Ökobilanz wurde in Anlehnung an ISO 14040/44 [15, 16] durchgeführt. Ziel der Ökobilanz ist die Erfassung der zusätzlichen Umweltwirkungen einer weitergehenden Abwasserreinigung für eine Modellkläranlage der Größenklasse 5 mit dem Fokus auf Energieaufwand und Treibhauseffekt. Dabei wurden für alle betrachteten Varianten die Aufwendungen für Bau und Betrieb der weitergehenden Abwasserreinigung erfasst und über ein Stoffstrommodell in der Ökobilanz-Software Umberto NXT LCA v7.1.8 [20] bilanziert. Die Systemgrenzen der Bilanz umfassen neben der eigentlichen weitergehenden Abwasserreinigung auch die Behandlung des zusätzlich anfallenden Schlammes (zum Beispiel aus der Eisenfällung oder der Dosierung von Pulveraktivkohle), der mit einer vereinfachten Prozesskette von Eindickung, Faulung, Entwässerung und Monoverbrennung abgebildet wird (Abbildung 1). Die hydraulische Zusatzbelastung der weitergehenden Abwasserreinigung durch

Parameter	Abkürzung	Wert
Jahresvolumen	Q_a	$87\,600\,000 \text{ m}^3 \text{ a}^{-1}$
Trockenwetterspitze	Q_{tw}	$4,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$
Regenwetterspitze	Q_{rw}	$7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$
Suspendierte Stoffe	SS	$5,3 \text{ mg l}^{-1}$
gelöster organischer Kohlenstoff	DOC	$12,8 \text{ mg l}^{-1}$
Nitrit-Stickstoff	$\text{NO}_2\text{-N}$	$0,3 \text{ mg l}^{-1}$
Transmission bei 254 nm (1-cm-Küvette)	T	45 %

Tabelle 1: Auslegungsparameter für die Verfahren zur Spurenstoffelimination (Jahresdurchschnitt) im Ablauf der Nachklärung der Modellkläranlage GK 5

die Rückführung der Filterspülwässer in den Hauptstrom der Kläranlage wird dabei berücksichtigt. Andere mögliche Auswirkungen der weitergehenden Abwasserreinigung auf den Hauptprozess der Kläranlage werden hier nicht betrachtet. Die Aufwendungen für die zusätzliche Infrastruktur der weitergehenden Abwasserreinigung (Materialaufwand) sind in der Ökobilanz ebenfalls einbezogen.

Alle betrachteten Varianten der weitergehenden Abwasserreinigung enthalten per Definition bereits eine Flockungsfiltration (Zweischichtfilter mit vorgeschalteter Dosierung von Eisenchlorid (FeCl_3) als Flockungsmittel) zur weitestgehenden Phosphorentfernung (Zielwert für Gesamtphosphor: $100 \mu\text{g l}^{-1}$ TP) und eine saisonale Desinfektion über UV-Bestrahlung zur Erreichung der guten Badegewässerqualität im Ablauf der Kläranlage in den Monaten April bis September [21]. Mögliche Synergieeffekte zwischen Spurenstoffentfernung und anderen Stufen der weitergehenden Abwasserreinigung (zum Beispiel Verbesserung der Transmission und daher geringere benötigte UV-Dosis für die Desinfektion, zusätzliche Desinfektionswirkung von Ozon) werden in dieser Studie berücksichtigt.

Die betrachteten Varianten zur weitergehenden Abwasserreinigung sind in Abbildung 2 dargestellt. Neben der Referenzvariante einer weitergehenden Abwasserreinigung ohne Spurenstoffentfernung (V0) werden Varianten mit Ozonung (V1), Direkt dosierung von Pulveraktivkohle (PAK) vor den Flockungsfilter (V2), eine Filtration über granulierte Aktivkohle (GAK) nach dem Flockungsfilter (V3) oder eine Flockungsfiltration mit einer GAK-Schicht (V4) bilanziert. Flockungsfiltration und Desinfektion werden dabei von der Behandlungskapazität auf den Volumenstrom der Regenwetterspitze (Q_{rw}) ausgelegt. Für die Varianten 1–3 erfolgt die Auslegung der Spurenstoffentfernung aus Gründen der Wirtschaftlichkeit auf die Trockenwetterspitze (Q_{tw}), sodass für die Regenwetterspitze ein Teil des Kläranlagenablaufs (2,7 % des Jahresvolumenstroms Q_a) im Bypass geführt wird. Die UV-Desinfektionsstufe wird nur für die Sommermonate April bis September betrieben, wobei der zugehörige Volumenstrom vereinfacht mit 50 % von Q_a angenommen wird.

Als Basis für einen Vergleich der Szenarien wurde die Bezugsgröße (= funktionelle Einheit) als „weitergehende Behandlung eines Kubikmeters Klarlauf aus der Nachklärung einer GK 5 Modellkläranlage [m^3 Ablauf] $^{-1}$ “ definiert. Dabei wird der Klärwerksablauf über typische Qualitätsparameter der Berliner Klärwerke definiert (Tabelle 1), die aufgrund der hohen Konzentration im Rohabwasser einen relativ hohen Anteil an

Parameter	Einheit	Minimum	Mittel	Maximum
DOC	[mg l ⁻¹]		12,8	
Ozondosierung	[g O ₃ (g DOC) ⁻¹]	0,4	0,7	1,0
PAK-Dosierung	[g PAK (g DOC) ⁻¹]	1,0	2,5	4,0
GAK-Standzeit	[BV]	50 000	20 000	8000

Tabelle 2: Spezifische minimale, mittlere und maximale Dosierung von Ozon, PAK und GAK in den betrachteten Szenarien

gelösten organischen Verbindungen (DOC = 12,8 mg l⁻¹) aufweisen. Geringe Mengen an Nitrit-Stickstoff im Ablauf (NO₂-N = 0,3 mg l⁻¹) können die Ozonung beeinflussen und werden hier mit berücksichtigt.

Die Auslegungsdaten der verschiedenen Szenarien der weitergehenden Abwasserreinigung und damit die Eingangsdaten der Bilanzierung werden im nächsten Abschnitt genauer beschrieben. Alle Bilanzdaten beziehen sich auf Ergebnisse von Pilotversuchen [12, 19] und darauf basierenden Planungsdaten der Berliner Wasserbetriebe.

Die Bewertung der Szenarien hinsichtlich Energieaufwand und CO₂-Fußabdruck erfolgt über die Indikatoren „kumulierter Energieaufwand fossiler und nuklearer Ressourcen (KEA)“ nach VDI-Richtlinie 4600 [22] und über das Treibhauspotenzial (THP) über 100 Jahre nach IPCC 2007 [23]. Weitere Umweltindikatoren zur Bewertung sind im Abschlussbericht des Forschungsprojekts IST4R beschrieben [12], werden in diesem Artikel aber nicht weiter berücksichtigt.

Für den KEA und das THP sind insbesondere die indirekten Emissionen und Ressourcenverbräuche durch die betrachteten Verfahren relevant. Hierzu zählen der zusätzliche bauliche Aufwand für die Infrastruktur sowie der zusätzliche Bedarf an Strom und Betriebsmitteln (unter anderem Fällungsschmelkalken, Polymere, Aktivkohle, Flüssigsauerstoff). In der Schlammbehandlung und -entsorgung sind der zusätzliche Strom- und Polymerverbrauch sowie der Transport zur Monoverbrennung und die thermische Behandlung berücksichtigt. Für die Abbildung der Umweltwirkungen bei der Bereitstellung dieser Basismaterialien (Strom, Betriebsmitteln, Baustoffen, Transport etc.) wurde auf die Ökobilanz-Datenbank ecoinvent v3.1 [24] zurückgegriffen. Die Produktion und Reaktivierung von Aktivkohle wurde gesondert bilanziert und ist nachfolgend im Detail beschrieben.

Dosierungsstrategie für die Spurenstoffelimination

Zielwerte für die Ablaufqualität oder anderweitige gesetzliche Vorgaben für eine Spurenstoffelimination im Kläranlagenablauf liegen aktuell noch nicht vor. Daher sind in dieser Studie für alle Szenarien definierte Dosierungsspannen für Ozon und Pulverkohle bzw. Standzeiten von GAK-Adsorbern betrachtet worden, um damit einen möglichen Bereich der geforderten Effizienz der Spurenstoffelimination abzubilden. Es wird jeweils mit einer niedrigen, mittleren und hohen Dosierung für jedes Szenario gerechnet (Tabelle 2), wobei die Erfahrungen der Pilotversuche einbezogen wurden und eine Obergrenze aus wirtschaftlicher und betrieblicher Sicht definiert wurde. Die Dosierung erfolgt für Ozon und Pulveraktivkohle jeweils spezifisch, bezogen auf den Gehalt an organischem Kohlenstoff (per g DOC), da die Wirkung dieser Verfahren durch die organische Matrix im Klärwerksablauf bestimmt wird [25]. Für die GAK-Adsorber werden bestimmte Standzeiten angenommen, die

über die behandelten Bettvolumina (BV = m³ Ablauf/m³ GAK) bis zum Austausch der GAK definiert sind.

Auslegung und Eingangsdaten der Varianten

Variante 0 (ZSF + UV)

Nach einer Hebung des Kläranlagenablaufs ($\Delta H = 6 \text{ m}$, 30 Wh m⁻³) wird zur Fällung des Phosphors in einer Rohrflockung Eisen(III)chlorid (4 mg Fe l⁻¹) dosiert. Der nachfolgende ZSF hat eine maximale Filtergeschwindigkeit von $v_{f,TW} = 10 \text{ m h}^{-1}$ bei Q_{TW} und $v_{f,RW} = 15 \text{ m h}^{-1}$ bei Q_{RW} . Die Rückspülung der Filter erfolgt einmal täglich bei 5 bar, was einem Spülwasseranfall von 4 % des Zulaufs entspricht. Für Rückspülung und sonstige Verbraucher wird ein Stromverbrauch von 12 Wh m⁻³ Zulauf angenommen. Die UV-Desinfektion ist auf 700 J/m² ausgelegt und benötigt 35 Wh m⁻³ [19]. Für die vereinfachte Schlammbehandlung wird ein Stromverbrauch von 10 kWh m⁻³ Schlamm für Eindickung, Faulung und Entwässerung angenommen sowie ein Polymerverbrauch für Eindickung und Entwässerung von 13 g kg⁻¹ Trockensubstanz (TS) abgeschätzt [26]. Der entwässerte Schlamm (28 % TS) wird über 35 km per LKW zur Klärschlammmonoverbrennungsanlage (KSPA) transportiert, dort verbrannt und die Asche deponiert. Die Verbrennung in der KSPA wurde wie in [26] modelliert, wobei die erforderliche Stützfeuerung über Heizöl für den anorganischen Schlamm der Flockungsfiltration über eine vereinfachte Heizwertberechnung ermittelt wurde.

Variante 1 (Ozon + ZSF + UV)

Die Dosierung von Ozon erfolgt in einer separaten Ozonstufe über ein Begasungssystem mit anschließendem Reaktor, der ei-



Regelungen auf Kläranlagen

- Konzepte - Software - Ausrüstung -

Nitrifikation
Denitrifikation
Phosphorelimination
Schlammbehandlung
Energiemanagement
Sonderanwendungen

AQUADATA
Abwassertechnik GmbH
Spatzenstieg 1a
38118 Braunschweig
Tel.: +49 (0) 5 31 / 886 9042-0
Fax: +49 (0) 5 31 / 50 09 07
E-Mail: info@aquadata.de
Internet: www.aquadata.de

Parameter		niedrige Dosierung	mittlere Dosierung	hohe Dosierung
spezifischer Ozoneintrag	$\text{g O}_3 \text{ (g DOC)}^{-1}$	0,4	0,7	1,0
erforderliche O_3 -Dosis	$\text{mg O}_3 \text{ l}^{-1}$	5,1	9,0	12,8
effektive O_3 -Dosis (mit Nitritkorrektur)	$\text{mg O}_3 \text{ l}^{-1}$	6,1	10,0	13,8
Stromverbrauch der UV-Desinfektion (Q_{tw})	Wh m^{-3}	10	0	0
Stromverbrauch der UV-Desinfektion ($>Q_{\text{tw}}$)	Wh m^{-3}	16	12	12

Tabelle 3: Spezifischer Ozoneintrag und daraus resultierende Ozondosierung sowie Stromverbrauch der nachfolgenden UV-Desinfektion

ne minimale Verweilzeit von 16–22 min in Abhängigkeit von der Ozondosis aufweist (Tabelle 3). Neben der spezifischen Ozondosis (Tabelle 2) muss die Nitrit-Konzentration ($0,3 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_2\text{-N}$) beim Ozoneintrag berücksichtigt werden, da die effektiv wirksame Ozondosis aufgrund der hohen Reaktivität von Ozon mit Nitrit zusätzlich gezehrt wird. Zur Kompensation dieses Effekts ist die Erhöhung der Ozondosis um $3,43 \text{ mg O}_3 \text{ pro mg NO}_2\text{-N}$ bzw. $1 \text{ mg O}_3 \text{ l}^{-1}$ nötig. Der Verbrauch der Betriebsmittel wurde mit $10 \text{ kg Flüssigsauerstoff}$ sowie $13 \text{ kWh Strom pro kg}$ eingetragenem Ozon abgeschätzt [27], wobei die Ozonproduktion einschließlich Kühlung, der Ozoneintrag und die Restozonzerstörung berücksichtigt sind. Aufgrund der Verbesserung der Transmission und der keimreduzierenden Wirkung von Ozon kann die spezifische Lampenleistung für die nachfolgende UV-Desinfektion erheblich reduziert werden [12] (Tabelle 3). Bei mittlerer und hoher Ozondosis ist im Trockenwetterfall keine nachfolgende UV-Desinfektion mehr notwendig, um die Vorgaben der EU-Badegewässerrichtlinie sicher zu erreichen.

Variante 2 (PAK + ZSF + UV)

Im Zulauf zum ZSF wird PAK mittels Treibstrahlpumpen ($2,5 \text{ Wh m}^{-3}$ nach [28, 29]) direkt dosiert, sodass die Adsorption im Überstau des ZSF und im Filterbett selbst ablaufen kann. Die Spülintervalle des ZSF verkürzen sich aufgrund der höheren Feststoffbeladung auf 18 h (niedrige PAK-Dosis) bzw. 12 h (mittlere und hohe PAK-Dosis), wie Pilotversuche zeigen [30]. Damit ergeben sich höhere Mengen an Spülwasser (6% bzw. 8% Q_a) und auch ein höherer Stromverbrauch für die Rückspülung (15 bzw. 22 Wh m^{-3}). Durch die PAK-Dosierung wird die Transmission des Abwassers erhöht, sodass die nachfolgende UV-Desinfektion mit geringerer Leistung und damit niedrigerem Stromverbrauch ($16\text{--}30 \text{ Wh m}^{-3}$ bei Q_{tw} , $23\text{--}33 \text{ Wh m}^{-3}$ bei Q_{rw}) betrieben werden kann [12]. Der zusätzliche PAK-Schlamm führt bei der Schlammverbrennung durch den hohen Heizwert der Aktivkohle ($H_U = 31,4 \text{ MJ kg}^{-1}$ [24]) zu einer anteiligen Einsparung der Stützfeuerung in der KSVA.

Variante 3 (ZSF + GAK-Filter + UV)

Nach dem ZSF wird eine abwärtsdurchströmte GAK-Adsorptionsstufe vorgesehen, die eine minimale Leerbettverweilzeit (EBCT) von 20 min gewährleistet und somit eine Filterhöhe von $h_f = 2 \text{ m}$ aufweist. Die maximale Filtergeschwindigkeit liegt bei $v_{f,\text{TW}} = 6 \text{ m h}^{-1}$. Durch die zweite Filtrationsstufe muss das Abwasser um weitere $\Delta H = 2 \text{ m}$ (10 Wh m^{-3}) angehoben werden. Aufgrund der geringen Feststoffbelastung der GAK-Stufe nach dem ZSF ($< 1 \text{ mg SS l}^{-1}$) muss der GAK-Filter nur einmal pro Woche rückgespült werden. Der Stromverbrauch

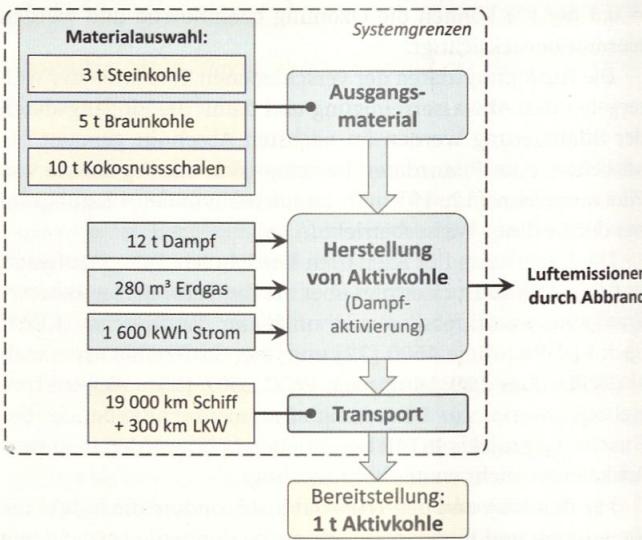


Abb. 3: Systemgrenzen für die Ökobilanz zur Aktivkohleherstellung mit Verbrauch an Betriebsmitteln und Transportweg zur Kläranlage (eigene Modellierung [12])

für die Rückspülung ist entsprechend gering ($3,5 \text{ Wh m}^{-3}$), der Spülwasseranfall beträgt $0,6 \%$ Q_a . Je nach Standzeit des Filters ist eine Regeneration der GAK nach 8000 bis 50000 BV vorgesehen. Durch die erhöhte Transmission nach der GAK-Stufe verringern sich die notwendige UV-Dosis und der Stromverbrauch der nachfolgenden Desinfektion auf $17\text{--}27 \text{ Wh m}^{-3}$ (Q_{tw}) bzw. $24\text{--}31 \text{ Wh m}^{-3}$ (Q_{rw}) je nach maximaler Standzeit der Filter.

Variante 4 (ZSF mit GAK-Schicht + UV)

Hier findet die Spurenstoffeliminierung über eine GAK-Schicht im ZSF statt, indem die obere Anthrazitschicht ($1,2 \text{ m}$) und ein Teil der Sandschicht ($0,2 \text{ m}$) des ZSF durch GAK ausgetauscht werden. Neben der Spurenstoffadsorption hat die Kornaktivkohle auch die Funktion einer Filterschicht zur Abscheidung der suspendierten Feststoffe und des gefällten Phosphors. Pilotversuche zeigen das Potenzial dieser Lösung [31]. Die Schichthöhe der GAK beträgt $h_{f,\text{GAK}} = 1,4 \text{ m}$, die verbleibende Stützschicht aus Sand beträgt $h_{f,\text{Sand}} = 0,6 \text{ m}$. Durch die geringere Höhe der Filterschicht im Vergleich zu Variante 3 ergeben sich hier kürzere Leerbettverweilzeiten. Bei einem mittleren Volumenstrom von $Q_m = 2,8 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ liegt die mittlere EBCT bei $14,4 \text{ min}$ bei einer mittleren Filtergeschwindigkeit bei $5,8 \text{ m h}^{-1}$. Für die Trockenwetterspitze reduziert sich die EBCT auf $8,6 \text{ min}$. Durch den Einbau einer GAK-Schicht ergeben sich keine Änderungen im Betrieb des ZSF (Spülintervalle, Schlammfall) und in der Filtrationswirkung. Die Transmission im Filterablauf

erhöht sich durch die GAK, sodass der Stromverbrauch der UV-Desinfektion analog zu Variante 3 sinkt.

Die erforderliche Infrastruktur für alle Varianten wurde ebenfalls in die Bilanz aufgenommen und ist detailliert in [12] aufgeführt, ebenso die bilanzierten Materialien und verwendeten Datensätze aus ecoinvent v3.1. Für die Stromproduktion wurde der deutsche Strommix 2012 angesetzt.

Herstellung von Aktivkohle und Reaktivierung von GAK

Die energieintensive Herstellung und Reaktivierung von Aktivkohle liefert einen wesentlichen Beitrag zu KEA und THP der Varianten mit PAK oder GAK-Einsatz. Prinzipiell zu unterscheiden sind hierbei PAK (nicht reaktivierbar) und GAK, bei der für die erste Beladung frische Aktivkohle genutzt und diese in weiteren Austauschzyklen reaktiviert wird. Aktivkohle wird im industriellen Maßstab überwiegend über Dampfaktivierung im Drehrohrofen hergestellt [32]. Für eine Dampfaktivierung werden Dampf, Erdgas, Strom und das Ausgangsmaterial benötigt, wobei neben fossilen Rohstoffen wie Stein- und Braunkohle auch regenerative Materialien wie Kokosnussschalen zum Einsatz kommen. In dieser Studie wird die Herstellung der Aktivkohle aus Steinkohle angenommen, wobei die Auswirkungen der Verwendung anderer Materialien (Braunkohle, Kokosnussschalen) auf KEA und THP in einer Sensitivitätsanalyse geprüft werden.

Für die Herstellung von Aktivkohle existieren in der Literatur nur wenige Bilanzdaten. Diese Studie stützt sich für die Herstellung von PAK weitgehend auf die Angaben in [33], wo 12 t Dampf, 280 m³ Erdgas und 1600 kWh Strom pro t Aktivkohle angerechnet werden (Abbildung 3). Als Ausgangsmaterial werden 3 t Steinkohle pro t Aktivkohle (AK) benötigt [34], wobei durch selektiven Abbrand des Materials bei der Aktivierung erhebliche Mengen fossilen CO₂ freigesetzt werden. Alternative Rohstoffe sind Braunkohle (5 t/t_{AK}) sowie Kokosnussschalen (10 t/t_{AK}) [35–37]. Die Kokosnussschalen müssen vor dem Aktivierungsprozess zu sogenanntem „Biochar“ verkocht werden, wobei zwar nur klimaneutrales („biogenes“) CO₂ erzeugt wird, aber geringe Mengen des klimawirksamen Methans entstehen. Die Herstellung von Aktivkohle findet vorwiegend in Südostasien statt [38, 39], sodass hier ein Transportweg von 19000 km per Schiff und 300 km per LKW angenommen wurden.

Für die Reaktivierung von GAK wird der gleiche energetische Aufwand (Dampf, Erdgas, Strom) wie bei der Aktivierung berücksichtigt. Es entstehen ca. 10 % Verluste durch Abbrand [33], die durch frische Aktivkohle ersetzt werden müssen. Weitere Details zum hier verwendeten Bilanzmodell der Aktivkohleherstellung sind in [12] enthalten. Insgesamt ist die Datenlage zur Bilanzierung der Aktivkohleherstellung noch lückenhaft und repräsentiert gegebenenfalls nicht mehr den heutigen Stand der Technik. Aktuellere Bilanzdaten sind von den Herstellern momentan jedoch noch nicht öffentlich verfügbar.

Ergebnisse

Die Indikatoren KEA und THP stellen die zusätzlichen Umweltauswirkungen der weitergehenden Abwasserreinigung dar, die vor allem über den zusätzlichen Verbrauch an Strom und Hilfs-

Strömungstechnische Optimierung nach DWA-A 131.



Optimierte Ablaufwerte durch Verhinderung von Schlammabtrieb:

Mit Peters-Einlaufsystemen und Ablaufrinnen an der Wand werden die Vorgaben der DWA-A 131 optimal umgesetzt.

Die Kombination mit der einfach zu bedienenden Peters-Rinnenabdeckung gewährleistet zusätzlich den **Unfallschutz nach UVV** und **verhindert Algenwachstum**.



Fordern Sie unsere Fachberatung an:
Tel. 06474-88240-0
info@petersgmbh.de



KOMPONENTEN FÜR DEN ANLAGENBAU

www.petersgmbh.de

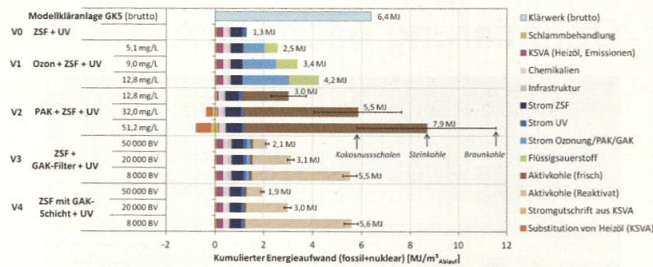


Abb. 4: Kumulierter Energieaufwand (fossil + nuklear) der betrachteten Varianten im Vergleich zu einer Modellkläranlage

stoffen entstehen. Zum Vergleich ist hier auch KEA und THP eines Modellklärwerks der GK 5 [40, 41] dargestellt, um den zusätzlichen Beitrag der weitergehenden Abwasserreinigung zu ermitteln. Zu beachten ist dabei, dass hier die Bruttowerte des Klärwerks dargestellt sind, das heißt KEA und THP ohne Berücksichtigung einer möglichen Energierückgewinnung über eine Faulgasnutzung. Wenn aus dem Faulgas zum Beispiel Strom gewonnen wird, würden sich KEA und THP des Klärwerks verringern (netto) und somit der relative Beitrag der weitergehenden Abwasserreinigung nochmals ansteigen.

Kumulierter Energieaufwand (KEA)

Durch die weitergehende P-Entfernung und Desinfektion erhöht sich der KEA des Klärwerks ($6,4 \text{ MJ m}^{-3}$) in der Variante 0 um $1,3 \text{ MJ m}^{-3}$ bzw. um + 20 % (Abbildung 4). Davon resultieren 17 % aus der Flockungsfiltration über Strom, Flockungsmittel und Schlammbehandlung und 3 % aus dem Strom für die UV-Desinfektion. Bei Einführung einer Ozonung (Variante 1) erhöht sich der KEA um weitere 1,2 bis $2,9 \text{ MJ m}^{-3}$ (+ 19 bis + 45 %) je nach geforderter Dosierung durch den benötigten Strom und den Flüssigsauerstoff. Einsparungen ergeben sich hier aufgrund der geringeren benötigten UV-Dosis zur Desinfektion.

Durch die Dosierung von PAK (Variante 2) steigt der KEA netto um 1,7 bis $6,6 \text{ MJ m}^{-3}$ (+ 27 bis + 103 %) je nach geforderter Dosierung, vor allem durch den hohen Energieverbrauch der Aktivkohleherstellung. Einsparungen ergeben sich durch die Verbrennung der PAK in der KSVA, wo zusätzlich noch signifikant Heizöl eingespart werden kann. Der hohe zusätzliche KEA entsteht durch die Herstellung der Aktivkohle. Bei der Verwendung von Aktivkohle auf Braunkohlebasis steigt der zusätzliche KEA noch weiter an, während die Aktivkohle auf Basis von Kokosnussschalen einen geringeren zusätzlichen KEA erzeugt. Dennoch ist auch die Verwendung dieser Aktivkohle aus regenerativen Rohstoffen nicht energetisch neutral, da sie ebenfalls mit hohem Energieaufwand aktiviert werden muss.

Für den nachgeschalteten GAK-Adsorber (Variante 3) ergibt sich ein zusätzlicher KEA von 0,8 bis $4,2 \text{ MJ m}^{-3}$ (+ 13 bis + 66 %) je nach möglicher Standzeit der Adsorber. Hier ist vor allem der Energiebedarf zur Reaktivierung von Bedeutung, da bei jedem Austausch jeweils nur 10 % frische Aktivkohle benötigt wird. Daher hat die Auswahl des Rohmaterials für die Aktivkohle bei der GAK eine viel geringere Bedeutung für den KEA. Zusätzlich kommen beim GAK-Adsorber noch der Stromverbrauch für Wasserhebung und Spülung des zweiten Filters hinzu.

Am günstigsten ist der Einsatz einer Filterschicht aus GAK in den ZSF (Variante 4), die den KEA um 0,6 bis $4,3 \text{ MJ m}^{-3}$ (+ 9 bis + 67 %) je nach Standzeit der GAK erhöht. Hier fällt

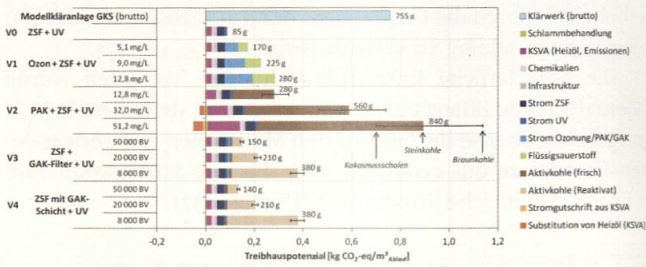


Abb. 5: Treibhauspotenzial der betrachteten Varianten im Vergleich zu einer Modellkläranlage

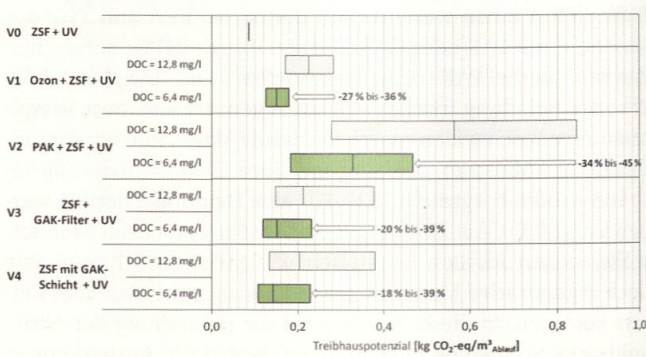


Abb. 6: Sensitivitätsanalyse zum Treibhauspotenzial bei geringen Konzentrationen an gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) im Kläranlagenablauf (Bandbreiten zeigen niedrige/mittlere/hohes Dosierung)

der Stromverbrauch und Spülwasseranfall für den zweiten Filter weg, dafür erhöhen sich die erforderlichen Aktivkohlemengen leicht, weil in dieser Variante der gesamte Volumenstrom Q_a über GAK behandelt wird. Zu beachten ist bei dieser Variante die geringere Leerbettverweilzeit, die gegebenenfalls einen negativen Einfluss auf die Effizienz der Spurenstoffentfernung in dieser Variante haben kann.

Treibhauspotenzial (THP)

Das Brutto-THP der Modellkläranlage liegt bei $755 \text{ g CO}_2\text{-eq m}^{-3}$, wobei auch direkte Lachgasemissionen aus der Nitrifikation/Denitrifikation mit einem konstanten Emissionsfaktor (0,6 % des Stickstoffs im Zulauf der Belebung) eingerechnet sind [40, 41]. Durch die Einführung der weitergehenden P-Elimination und Desinfektion (Variante 0) erhöht sich das THP der Kläranlage um $85 \text{ g CO}_2\text{-eq m}^{-3}$ bzw. + 11 % (Abbildung 5). Analog zum KEA erhöhen auch hier die Varianten 1–4 das THP der weitergehenden Abwasserreinigung erheblich: Die Ozonung (Variante 1) erzeugt zusätzlich ein THP von $85 \text{ bis } 195 \text{ g m}^{-3}$ (+ 11 bis + 26 %) je nach Dosierung. Deutlich höher im THP liegt die Dosierung von PAK (Variante 2), die $195 \text{ bis } 755 \text{ g CO}_2\text{-eq m}^{-3}$ (+ 26 bis + 100 %) zusätzlich verursacht. Hier spielt neben dem Energieverbrauch der Aktivierung auch der Abbrand des Rohmaterials eine Rolle, bei dem zusätzlich fossiles CO_2 emittiert wird. Wie beim KEA beeinflusst damit die Auswahl der Aktivkohle je nach Rohstoff das THP deutlich nach unten (Kokosnussschalen) bzw. nach oben (Braunkohle). Die Verbrennung der PAK in der KSVA erzeugt zusätzlich fossiles CO_2 bei PAK aus Stein- bzw. Braunkohle, sodass die Schlammbehandlung trotz der Substitution von Heizöl insgesamt ein zusätzliches THP hat.

geforderte Effizienz der Spurenstoffentfernung ^{*)}	kumulierter Energieaufwand (fossil + nuklear)			CO ₂ -Fußabdruck (Treibhauspotenzial 100 a)		
	niedrig	mittel	hoch	niedrig	mittel	hoch
Variante						
Zweischichtfilter (ZSF) + UV	+ 20 %			+ 11 %		
Ozon + ZSF + UV	+ 39 %	+ 53 %	+ 66 %	+ 23 %	+ 30 %	+ 37 %
PAK + ZSF + UV	+ 47 %	+ 86 %	+ 123 %	+ 37 %	+ 74 %	+ 111 %
ZSF + GAK-Filter + UV	+ 33 %	+ 48 %	+ 86 %	+ 20 %	+ 28 %	+ 50 %
ZSF mit GAK-Schicht + UV	+ 30 %	+ 47 %	+ 88 %	+ 19 %	+ 28 %	+ 50 %

^{*)} Dosierung niedrig/mittel/hoch: Ozon mit 0,4/0,7/1,0 g O₃ (g DOC)⁻¹, PAK mit 1,0/2,5/4,0 g PAK (g DOC)⁻¹, GAK mit 50 000/20 000/8000 Bettvolumina bis zum Austausch

Tabelle 4: Zusätzlicher Energieaufwand und CO₂-Fußabdruck (Treibhauspotenzial) von verschiedenen Varianten zur weitergehenden Abwasserreinigung, bezogen auf den Bruttowert einer Modellkläranlage der Größenklasse 5 in Berlin (PAK: Pulveraktivkohle, GAK: Granulierte Aktivkohle, Ablaufqualität: 12,8 mg l⁻¹ DOC)

Die Varianten 3 und 4 mit GAK-Adsorber bzw. GAK-Schicht im Filter erhöhen das THP um 55 bis 295 g CO₂-eq m⁻³ (+ 7 bis + 39 %) je nach Standzeit der GAK. Analog zum KEA liefert hier die Regeneration der Aktivkohle den höchsten Beitrag, sodass die Auswahl des Aktivkohlerohmaterials nur geringere Bedeutung hat.

Sensitivitätsanalyse

Neben der Auswahl der Rohmaterialien für die Aktivkohle können auch andere Modellannahmen das Ergebnis dieser Bilanzierung beeinflussen. Bei Kläranlagen mit weniger konzentriertem Abwasser und damit geringerem Gehalt an organischen Stoffen (DOC) im Klärwerksablauf verringert sich der Aufwand entsprechend, da alle Verfahren durch die Konkurrenzreaktion von Spurenstoffen und organischer Matrix beeinflusst werden [25]. Bei niedrigerem DOC wird durch die spezifische Dosierung von Ozon bzw. PAK die benötigte Menge an Ozon bzw. Aktivkohle deutlich geringer, beim GAK-Adsorber verlängert sich die mögliche Standzeit der Filter bis zum Austausch. Wenn der DOC im Kläranlagenablauf in diesem Modell auf 6,4 mg/L halbiert würde, ergeben sich deutlich geringere Beiträge der Spurenstoffentfernung zum KEA bzw. zum THP (Abbildung 6). Dies ist bei der Übertragung

der Ergebnisse dieser Studie auf andere Klärwerksstandorte unbedingt zu beachten.

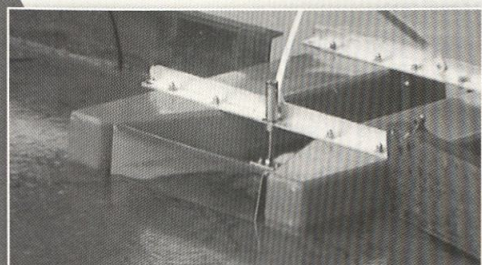
Durch den hohen Stromverbrauch der Ozonung ist für diese Variante auch der angenommene Strommix für die Bewertung über KEA und THP von Bedeutung. Zukünftig wird erwartet, dass durch die Energiewende in Deutschland vermehrt regenerative Energiequellen genutzt werden, sodass der spezifische KEA und THP des Stroms sinken wird. Setzt man hier den erwarteten Strommix 2050 an [42], so sinkt für die Ozonung der zusätzliche KEA um 27 % bzw. das zusätzliche THP um 25 %. Die Varianten mit Aktivkohle sind durch den veränderten Strommix nur gering betroffen, da nur ein geringer Stromverbrauch für den Betrieb notwendig ist.

Fazit

Die vorliegende Studie schätzt anhand eines Modellklärwerks den zu erwartenden zusätzlichen Energieaufwand und den CO₂-Fußabdruck für verschiedene Varianten der weitergehenden Abwasserreinigung ein. Die Studie legt hierfür typische Bedingungen für die Ablaufqualität einer Großkläranlage in Berlin zugrunde. Dabei werden neben der weitestgehenden Phosphorentfernung und saisonalen Desinfektion verschiedene Varianten zur erhöhten Elimination organischer Spurenstoffe

Schott Schwimm- und Lackschlamm-sauger

Zum Abzug schwimmender Medien wie: ✓ Schlamm ✓ Schaum ✓ Öle ✓ Fette



Das Original. Seit 1981.

Schott GmbH
Pumpen und Elektrotechnik
Tel. +49 (0) 7152 / 44 701
Fax +49 (0) 7152 / 44 961
info@schott-pumpen.com
www.schott-pumpen.com



analysiert. Es zeigt sich, dass der zusätzliche Energieaufwand und auch das eng damit verknüpfte Treibhauspotenzial der weitergehenden Abwasserreinigung durch die Integration einer Spurenstoffentfernung signifikant erhöht werden. In Abhängigkeit vom gewählten Verfahren (Ozon, Pulveraktivkohle, Aktivkohlefilter) und vom geforderten Grad der Spurenstoffelimination ergeben sich zusätzliche Beiträge von + 19 bis + 103 % im Energieaufwand und + 8 bis + 100 % im Treibhauspotenzial (Tabelle 4). Für die betrachtete Modellkläranlage mit 1,5 Millionen Einwohnerwerten entspricht dieser zusätzliche CO₂-Fußabdruck etwa 4800 bis 66 000 t CO₂-eq pro Jahr.

Der zusätzliche Aufwand entsteht vor allem über den Verbrauch an Strom und Flüssigsauerstoff (Ozonung) bzw. über die erforderliche Herstellung und Reaktivierung von Aktivkohle. Durch die Verwendung von Aktivkohle auf Basis regenerativer Rohstoffe (Kokosnussschalen) lässt sich der Aufwand für die Verfahren mit Aktivkohle deutlich verringern, besonders für die Dosierung von Pulveraktivkohle mit entsprechend hohem Bedarf an frischer Aktivkohle. Die verwendeten Bilanzierungsdaten für die Aktivkohleherstellung sollten durch aktuelle Herstellerangaben ergänzt und validiert werden. Dennoch ist durch den hohen Energieaufwand für die Aktivierung und Reaktivierung der Aktivkohle der Einsatz von Pulveraktivkohle tendenziell aufwendiger als die Ozonung und die Verwendung von Aktivkohleabsorbentien. Wenn zukünftig mehr regenerative Energiequellen für die Stromerzeugung genutzt werden, verringern sich vor allem der Energieaufwand und CO₂-Fußabdruck der Ozonung nochmals deutlich.

Für die Übertragbarkeit der Ergebnisse dieser Studie auf andere Standorte ist die jeweilige Ablaufqualität der jeweiligen Kläranlage mit einzubeziehen. Der Gesamtgehalt an gelösten organischen Stoffen im Kläranlagenablauf beeinflusst direkt die Effizienz der Verfahren und damit die erforderliche Dosis von Ozon bzw. Aktivkohle für ein gefordertes Qualitätsziel hinsichtlich der organischen Spurenstoffe.

Bisher gibt es in Deutschland noch keine Vorgaben für eine weitergehende Entfernung organischer Spurenstoffe aus Kläranlagenabläufen. Bei der zukünftigen Diskussion über Qualitätsziele und mögliche legislative Vorgaben im Bereich der organischen Spurenstoffe sollten neben den zusätzlichen Kosten auch die nicht unerheblichen zusätzlichen Umweltauswirkungen im Energieaufwand und dem eng damit verknüpften CO₂-Fußabdruck berücksichtigt werden. Auch die Wasserwirtschaft verfolgt das Ziel, ihren Energieaufwand und auch das Treibhauspotenzial der Abwasserreinigung langfristig zu senken. Hier sollte eine sorgfältige Abwägung zwischen lokalen Zielen des Gewässerschutzes und regionalen bzw. nationalen Zielen in Energieeffizienz und Klimaschutz erfolgen.

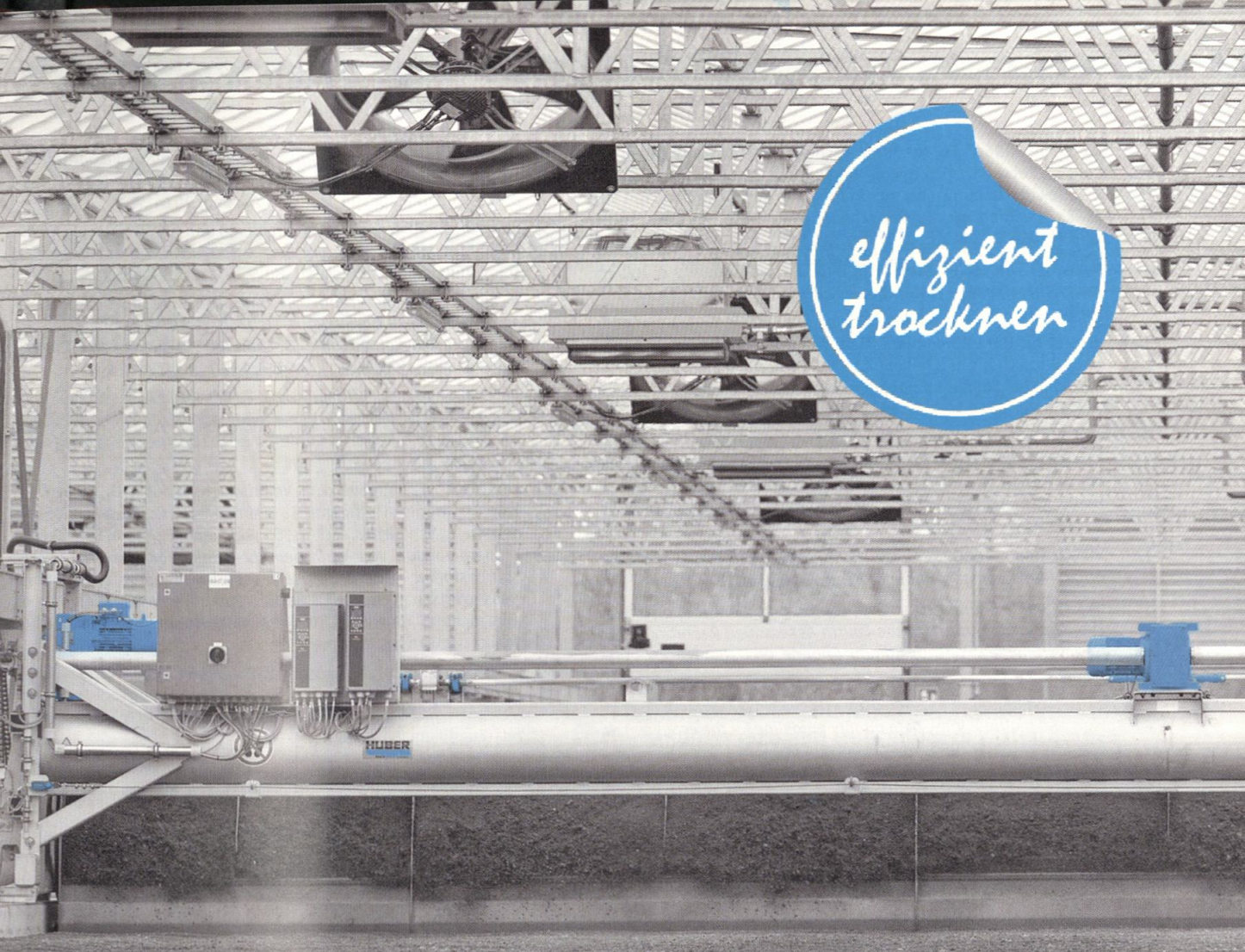
Dank

Diese Ökobilanz wurde im Rahmen des Forschungsprojekts IST4R („Vergleich verschiedener Verfahrensvarianten der weitergehenden Abwasserreinigung zur Entlastung der Berliner Gewässer – Integration der Spurenstoffentfernung in Technologieansätze der 4. Reinigungsstufe bei Klärwerken“) erstellt. IST4R wurde von der Berliner Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt im Rahmen des Umweltentlastungsprogramms II (UEPII) gefördert und von der Europäischen Union (Europäischer Fonds für regionale Entwicklung EFRE) kofinanz-

ziert. Der Dank der Autoren geht an die beteiligten Projektpartner der Berliner Wasserbetriebe sowie der TU Berlin für die sehr gute Zusammenarbeit.

Literatur

- [1] Sunderer, G., Götz, K., Storch, K.: Was die Medien über anthropogene Spurenstoffe im Wasserkreislauf schreiben, *Korrespondenz Abwasser, Abfall* 2013, 60 (10), 826 – 828
- [2] BMBF: Fördermaßnahme RiSKWa „Risikomanagement von neuen Schadstoffen und Krankheitserregern im Wasserkreislauf“, 2012, www.bmbf.riskwa.de
- [3] Mieke, U.: *Wirksamkeit technischer Barrieren zur Entfernung von anthropogenen Spurenstoffen – Kläranlagen und Raumfilter*, Dissertation, TU Berlin, 2010
- [4] Ternes, T. A., Joss, A.: *Human Pharmaceuticals, Hormones and Fragrances – The Challenge of Micropollutants in Urban Water Management*, IWA Publishing, London, 2006
- [5] Abegglen, C., Rosenstiel, R., Ort, C., Schärer, M.: Weitergehende Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen bei kommunalen Abwasserreinigungsanlagen, *Korrespondenz Abwasser, Abfall* 2009, 56 (6), 584–592
- [6] Schärer, M.: Elimination von Spurenstoffen in der Schweiz, 47. Essener Tagung, Essen, 2014, 55/51–55/59
- [7] Metzger, S., Rössler, A.: Spurenstoffelimination in Kläranlagen – Erfahrungen aus Baden-Württemberg, 47. Essener Tagung, Essen, 2014, 57/1–57/19
- [8] Mertsch, V.: Mikroverunreinigungen in Gewässern: Strategie des Landes NRW, Essener Tagung, Essen, 2014, 53/51–53/51
- [9] Bode, H.: Wohl und Wehe der 4. Reinigungsstufe, *Korrespondenz Abwasser, Abfall* 2014, 61 (12), 1088–1089
- [10] Metzger, S., Hein, A., Schwentner, G., Hiller, G., Kapp, H.: Vierte Reinigungsstufe jetzt – Pro und Contra, *Korrespondenz Abwasser, Abfall* 2015, 62 (5), 407–409
- [11] Bode, H.: Vierte Reinigungsstufe jetzt – Pro und Contra: Replik, *Korrespondenz Abwasser, Abfall* 2015, 62 (5), 410–412
- [12] Jekel, M., Altmann, J., Ruhl, A. S., Sperlich, A., Schaller, J., Gnirss, R., Mieke, U., Stapf, M., Remy, C., Mutz, D.: *Abschlussbericht IST4R (11325UEPII/2): Vergleich verschiedener Verfahrensvarianten der weitergehenden Abwasserreinigung zur Entlastung der Berliner Gewässer – Integration der Spurenstoffentfernung in Technologieansätze der 4. Reinigungsstufe bei Klärwerken*, <https://dx.doi.org/10.14279/depositonce-4942>, TU Berlin, 2015
- [13] Bundeswirtschaftsministerium/Bundesumweltministerium: *Integriertes Energie- und Klimaschutzprogramm der Bundesregierung bis 2020*, Berlin, 2007
- [14] Hirschl, B., Reusswig, F., Weiß, J., Bölling, L., Bost, M., Flecken, U., Haag, L., Heiduk, P., Klemm, P., Lange, C., Lass, W., Richter, P.-M., Rupp, J., Salecki, S., Schwarz, U., Weyer, G., Voigt, R.: *Entwurf für ein Berliner Energie- und Klimaschutzprogramm (BEK), Endbericht*, November 2015, im Auftrag des Landes Berlin, Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt, www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/klimaschutz/bek_berlin
- [15] ISO 14040: *Environmental management – Life Cycle Assessment – Principles and framework*, International Standardisation Organisation, Genf, 2006
- [16] ISO 14044: *Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines*, International Standardisation Organisation, Genf, 2006
- [17] Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz Berlin, Ministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg: *Reduzierung der Nährstoffbelastungen von Dahme, Spree und Havel in Berlin sowie der Unteren Havel in Brandenburg – Gemeinsames Handlungskonzept der Wasserwirtschaftsverwaltungen der Bundesländer Berlin und Brandenburg. Teil 1: Ableitung der länderübergreifenden Bewirtschaftungsziele*, Berlin/Potsdam, 2011



effizient
trocknen

 www.huber.de

Kundenspezifische Lösungen zur Klärschlamm-trocknung

Unsere **Bandrockner** und **Solartrockner** bieten unseren Kunden folgende Vorteile:

- ▶ hohe Energieeffizienz und optimale Verwendung von Abwärme
- ▶ bedienungs- und wartungsfreundliches Anlagenkonzept
- ▶ vielfältig verwendbares, staubarmes Granulat als Endprodukt
- ▶ hoher Automatisierungsgrad und hohe Betriebssicherheit

HUBER SE

Industriepark Erasbach A1, D-92334 Berching
Tel: +49 8462 210-0, info@huber.de

HUBER
TECHNOLOGY
WASTE WATER Solutions

- [18] Richtlinie 2006/7/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Februar 2006 über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung und zur Aufhebung der Richtlinie 76/160/EWG, *Amtsblatt der Europäischen Union*, 2006, 4. März 2006, L 64/37–64
- [19] Remy, C.: *Life Cycle Assessment and Life Cycle Costing of tertiary treatment schemes – Final report OXERAM*, Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH, 2013, www.kompetenz-wasser.de
- [20] Institut für Umweltinformatik GmbH und Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH: *Umberto – Software für das betriebliche Stoffstrommanagement, Version Umberto NXT LCA*, Heidelberg, 2014
- [21] *Oxeram 2: Optimization of flocculation for tertiary filtration processes and evaluation of sustainability of tertiary wastewater treatment. Research project 2010–2013*, Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH, Berlin, 2013, www.kompetenzwasser.de/Final-Reports-of-OXERAM-Project.572.0.html
- [22] VDI-Richtlinie 4600: 2012-01: *Kumulierter Energieaufwand – Begriffe, Berechnungsmethoden*, Beuth, Berlin, 2012
- [23] IPCC: *Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, IPCC, Genf, 2007
- [24] Weidema, B., Bauer, C., Hischier, R., Mutel, C., Nemecek, T., Reinhard, J., Vadenbo, V. O., Wernet, G.: *The ecoinvent database: Overview and methodology, Data quality guideline for the ecoinvent database version 3*, 2013, www.ecoinvent.org
- [25] Altmann, J., Ruhl, A. S., Zietzschmann, F., Jekel, M.: Direct comparison of ozonation and adsorption onto powdered activated carbon for micropollutant removal in advanced wastewater treatment, *Water Research* 2014, 55, 185–193
- [26] Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH: *LCA study of sludge treatment line in WWTP Berlin-Waßmannsdorf*, Berlin, 2012
- [27] Ried, A., Mielcke, J., Wieland, A.: The Potenzial Use of Ozone in Municipal Wastewater, *Ozone: Science & Engineering* 2009, 31 (6), 415–421
- [28] Schwentner, G.: Erste Betriebserfahrungen mit einer AktivkohleadSORPTIONSanlage zur Entfernung von Spurenstoffen auf der Kläranlage Böblingen-Sindelfingen, 26. Karlsruher Flockungstage Karlsruhe, 2012
- [29] Alt, K., Heuner, F., Barnscheidt, I.: Energetische und wirtschaftliche Betrachtung der Spurenstoffelimination, *wasserwirtschaft wasser-technik wwt*, 2015 (3), 8–15
- [30] Altmann, J., Sperlich, A., Jekel, M.: Integrating organic micropollutant removal into tertiary filtration: Combining PAC adsorption with advanced phosphorus removal, *Water Research* 2015, 84, 58–65
- [31] Altmann, J., Rehfeld, D., Träder, K., Sperlich, A., Jekel, M.: Combination of granular activated carbon adsorption and deep-bed filtration as a single advanced wastewater treatment step for organic micropollutant and phosphorus removal, *Water Research* 2016, 92, 131–139
- [32] Henning, K.-D., von Kienle, H.: Carbon, 5. Activated Carbon, *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry*, Wiley-VCH, Weinheim, 2000
- [33] Bayer, P., Heuer, E., Karl, U., Finkel, M.: Economical and ecological comparison of granular activated carbon (GAC) adsorber refill strategies, *Water Research* 2005, 39 (9), 1719–1728
- [34] Oberschelp, C.: *Sustainability assessment of micropollutant sequestration from pre-treated wastewater via hybrid ceramic membrane processing*, Master Thesis, RWTH Aachen, 2014
- [35] Platz, S.: *Charakterisierung, Abtrennung und Nachweis von Pulveraktivkohle in der Abwasserreinigung*, Dissertation, Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Bd. 228, Universität Stuttgart, 2015
- [36] Meyer, B.: *Herstellung von Aktivkohle auf Basis von Braunkohle und Abfallprodukte (Bioprodukte) – Bedeutung der Rohstoffeigenschaften für die Aktivkohlequalität*, Technische Forschung Kohle, Europäische Kommission, EUR 17149 DE, 1999
- [37] Noijuntiraand, I.-s., Kittisupakorn, P.: Life Cycle Assessment for the Activated Carbon Production by Coconut Shells and Palm-Oil Shells, 2nd RMUTP International Conference 2010 Green Technology and Productivity, Bangkok, Thailand
- [38] Pinnekamp, J., Palmowski, L., Veltmann, K., Mousel, D., Bolle, F.-W., Riße, H., Gredigk-Hoffmann, S., Zimmermann, G., Maurer, C., Simsheuser, C., Schmitz, U., Eckers, S., Jagemann, P., Thöle, D.: *ENVELOSO – Energiebedarf von Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen – Phase I, Abschlussbericht*, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen im Auftrag von Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Aachen, 2011
- [39] Esser-Schmittmann, W., Schmitz, S.: *Vergleichende Ökobilanzen für Adsorbentien zur Abgasreinigung*, www.forschungsboerse.de/uploads/userfile/dca8c637de2b8618d36d5c0b33ff1c8f513dee23.pdf (Zugriff am 27. Oktober 2014)
- [40] Mutz, D.: *Vergleichende Ökobilanz zu weitergehenden Stickstoffeliminierungsmaßnahmen in Großkläranlagen*, Master-Thesis, Institut für Technischen Umweltschutz, TU Berlin, 2013
- [41] BTU Cottbus-Senftenberg, Lehrstuhl Gewässerschutz: *NITROLIMIT – Stickstoffelimination in Binnengewässern: Ist Stickstoffreduktion ökologisch sinnvoll und wirtschaftlich vertretbar?* Abschlussbericht des BMBF-Verbundprojekts NITROLIMIT I, www.nitrolimit.de, Bad Saarow, 2014
- [42] Schlesinger, M., Hofer, P., Kemmler, A., Kirchner, A., Strassburg, S., Lindenberger, D., Fürsch, M., Nagl, S., Paulus, M., Richter, J., Trüby, J., Lutz, C., Khorushun, O., Lehr, U., Thobe, I.: *Energieszenarien für ein Energiekonzept der Bundesregierung*, Prognos AG, EWI Energiewirtschaftliches Institut an der Universität zu Köln, GWS Gesellschaft für wirtschaftliche Strukturforchung. Basel, Köln, Osnabrück, 2010

Autoren

Daniel Mutz, M. Sc.

Dr.-Ing. Christian Remy

Dr.-Ing. Ulf Miehe

Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH

Cicerostraße 24, 10709 Berlin

Dr.-Ing. Alexander Sperlich

Berliner Wasserbetriebe AöR

Neue Jüdenstraße 1, 10179 Berlin

E-Mail: christian.remy@kompetenz-wasser.de

