

19. Energetische Aspekte der Kläranlage der Zukunft

Martin Kaleß, Johannes Pinnekamp, Aachen

1 Einleitung

Die Abwasserreinigung bedarf zum einen des Einsatzes elektrischer Energie, zum anderen ist im Abwasser neben thermischer und potentieller auch chemisch gebundene Energie vorhanden. Letztere kann über den Weg der Faulung und Nutzung des Faulgases in Blockheizkraftwerken in elektrische Energie umgewandelt werden und einen Beitrag zur Deckung des Energiebedarfs von Kläranlagen leisten. Der Energieträger im Abwasser ist das Element Kohlenstoff, welches bei der Umwandlung zu Kohlenstoffdioxid Energie freisetzt. Die im kommunalen Abwasser enthaltenen Kohlenstoffverbindungen resultieren aus menschlichen Ausscheidungen, aus Toilettenpapier, weiteren Hygieneartikeln und Küchenabfällen. Kohlenstoff ist jedoch auch Bestandteil von chemischen Verbindungen, die in sehr geringen Konzentrationen im Abwasser auffindbar sind. Diese Spurenstoffe stammen z.B. aus Haushaltschemikalien oder Medikamentenrückständen. Eine weitgehende Entfernung dieser Spurenstoffe, die in der konventionellen Abwasserreinigung nicht oder nur zum Teil erfolgt, geht infolge des Einsatzes zusätzlicher, weitergehender Abwasserreinigungsverfahren mit einem höheren Energiebedarf einher. Kohlenstoff spielt außerdem in der konventionellen Abwasserreinigung eine bedeutende Rolle, da er zur Stickstoffelimination durch heterotrophe Mikroorganismen benötigt wird.

2 Energie auf Kläranlagen

Ein Großteil des Bedarfs an elektrischer Energie zur Abwasserreinigung entfällt auf den Aufwand zum Eintrag des Sauerstoffs in die biologische Stufe. Pumpen und Rührer sind weitere Strom benötigende Aggregate. Die Nutzung der chemisch gebundenen Energie des Abwassers kann zur Deckung des Energiebedarfs beitragen. Als Maß für die im Abwasser enthaltene chemisch gebundene Energie wird der Summenparameter CSB (chemischer Sauerstoffbedarf) verwendet. Kohlenstoff wird auf konventionellen kommunalen Kläranlagen maßgeblich über den Primär- und Überschussschlamm aus dem Abwasser entfernt. Aus dem Energiegehalt des Schlammes kann über den Weg der Faulung und anschließender Energieumwandlung in Blockheizkraftwerken unter unvermeidbaren Verlusten elektrischer Strom gewonnen werden.

2.1 Energiebedarf – Status quo

Der Energiebedarf der Kläranlagen in Deutschland wird jährlich im Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen der DWA ermittelt (DWA, 2016). Grundsätzlich ist der spezifische Energiebedarf von Kläranlagen abhängig von der Größenklasse (GK). Mit dem Anstieg der GK sinkt der Median der zur Abwasserreinigung benötig-

ten einwohnerspezifischen elektrischen Energie pro Jahr ($\text{kWh}_{\text{el}}/(\text{E}^*\text{a})$). Dieser Skaleneffekt wird in Abb. 1 deutlich.

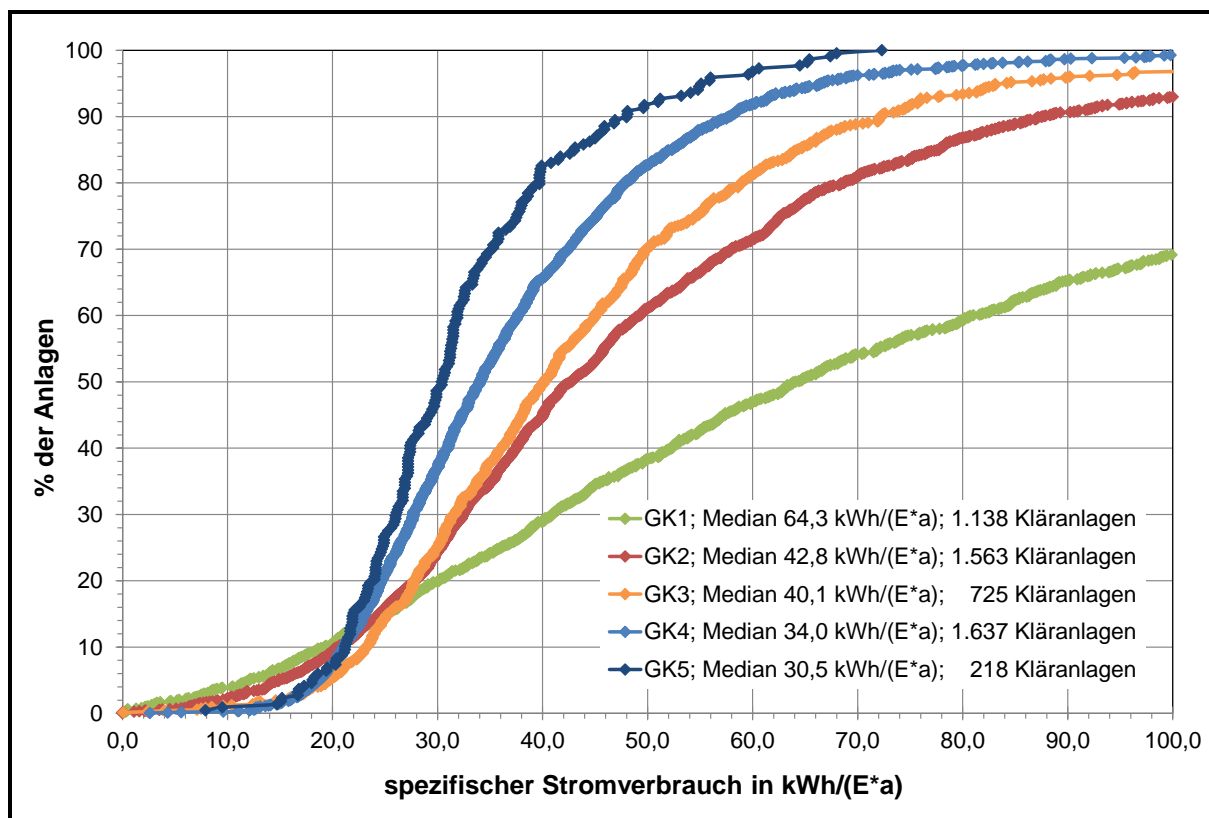


Abb. 1: Unterschreitungshäufigkeit des spezifischen Stromverbrauchs unterteilt nach Größenklasse (DWA, 2016)

Der Energiebedarf für die GK 4 und 5 liegt im Median bei 34,0 bzw. 30,5 $\text{kWh}_{\text{el}}/(\text{E}^*\text{a})$. Das am wenigsten energieintensive Fünftel der Anlagen beider GK benötigt weniger als 25 $\text{kWh}_{\text{el}}/(\text{E}^*\text{a})$.

2.2 zukünftiger Energiebedarf

Durch das allmähliche Austauschen gealterter gegen neue, energetisch effizientere Aggregate auf Kläranlagen ist ein Absinken des spezifischen Energieverbrauchs bei ansonsten identischen Randbedingungen zu erwarten. Werden die Reinigungsanforderungen zukünftig verschärft, die die Einführung einer Reinigungsstufe zur Elimination von Spurenstoffe erfordern, ist hingegen mit einem Anstieg des spezifischen Stromverbrauchs auf Kläranlagen zu rechnen. Die bisherigen Erkenntnisse aus großtechnischen Anlagen zur Spurenstoffelimination lassen einen Anstieg des spezifischen Energiebedarfs verfahrensabhängig zwischen 0,03 und 0,10 $\text{kWh}_{\text{el}}/\text{m}^3$ erwarten (siehe [Abb. 2](#)). Bei der Festlegung der Werte wird unterstellt, dass bei Untersuchungsergebnissen, deren Erkenntnis ein höherer Energiebedarf ist, Optimierungspotential ausgeschöpft werden kann. Unter der Annahme eines zu behandelnden Abwasservolumenstroms je Einwohner und Jahr in Höhe von 50 m^3 (kein Niederschlags- oder Fremdwasser) ergibt sich ein zusätzlicher Energiebedarf zur Spurenstoffelimination in Höhe von 1,5 bis 5 $\text{kWh}_{\text{el}}/(\text{E}^*\text{a})$.

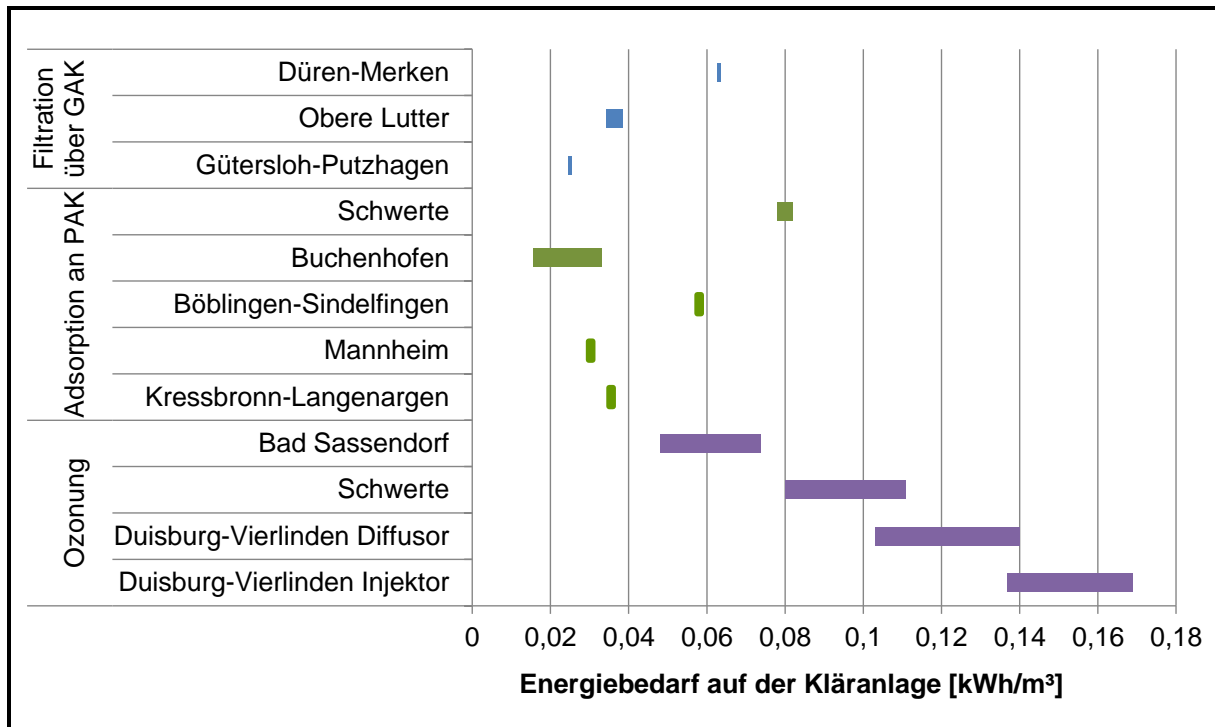


Abb. 2: Energiebedarf unterschiedlicher Verfahren zur Spurenstoffelimination (Pinnekamp et al., 2016)

Den Median des spezifischen Stromverbrauchs aller Anlagen der GK 5 zu Grunde gelegt ($30,5 \text{ kWh}_{el}/(E \cdot a)$), bedeutet die Einführung einer weiteren Reinigungsstufe zur Spurenstoffelimination einen Anstieg des Energiebedarfs um ca. 5 bis 16 %.

2.3 chemisch gebundene Energie im Abwasser

Neben dem zuvor erläuterten Energiebedarf zur Reinigung des Abwassers auf Kläranlagen stellt Rohabwasser chemisch gebundene Energie mit dem Element Kohlenstoff als Energieträger bereit. Aus Sicht einer Optimierung der Energiebilanz von Kläranlagen gilt es, den Kohlenstoff möglichst weitgehend aus dem Abwasser auszuschleusen und in elektrische Energie umzuwandeln, um eine hohe Eigenversorgung zu erreichen. Ob Energieneutralität (bilanziell im Jahresmittel erreichten Energieautarkie) oder sogar eine Energieplus-Kläranlage (bilanzieller Eigenenergieüberschuss im Jahresmittel) möglich sind, geht auch mit der Frage einher, wieviel chemisch gebundene Energie im Abwasser vorhanden ist. Die Quantifizierung kann über den Summenparameter CSB erfolgen. Die einwohnerspezifische CSB Fracht je Tag ist nach diversen Literaturangaben einer Schwankungsbreite unterworfen. Die erwähnten Autoren geben teilweise die durchschnittliche (D) einwohnerspezifische Tagesfracht und teilweise das 85. Perzentil (P) an (siehe Tabelle 1).

Der Summenparameter CSB kann in kWh umgerechnet werden. Dazu finden sich in der Literatur Werte zwischen $3,5$ und $4,0 \text{ kWh}/\text{kg}_{CSB}$ (Mergelmeyer und Kolisch, 2014; Remy et al., 2014; Olsson, 2015; Schaum, 2016).

Tabelle 1: Literaturangaben zur einwohnerspezifischen CSB Fracht

Quelle	Einwohnerspezifische CSB Fracht [$g_{CSB}/(E \cdot d)$]
Almeida et al. (1999)	112 (D)
Andreottola et al. (1994)	116 (D, ländlich) – 120 (D, urban)
Hansen et al. (2011)	120 (D)
Hartwig et al. (2010)	120 (D)
Henze (1997)	130 (D)
Jardin (2012)	120 (D)
Jönsson et al. (2005)	134 (D)
Kroiss und Svardal (2009)	110 (D)
Schmidt et al. (2003)	108 (D) / 143 (P)
Stommel (2011)	130 (D) / 175 (P)

Wird eine einwohnerspezifische CSB Fracht in Höhe von $120 g_{CSB}/(E \cdot d)$ und ein Umrechnungsfaktor von $3,5 kWh/kg_{CSB}$ zu Grunde gelegt, errechnet sich das jährliche Potential chemisch gebundener Energie im Abwasser je Einwohner zu $153 kWh/(E \cdot a)$. Die chemisch gebundene Energie im Abwasser übertrifft somit die für die Reinigung des Abwassers erforderliche elektrische Energie etwa um den Faktor 4 bis 5. Dennoch erfolgt kein energieneutraler Kläranlagenbetrieb, wie die Zahlen aus dem DWA Leistungsvergleich zeigen. Ein Eigenversorgungsgrad mit elektrischer Energie von 100 % wird in den meisten Fällen nicht erreicht, siehe Abb. 3.

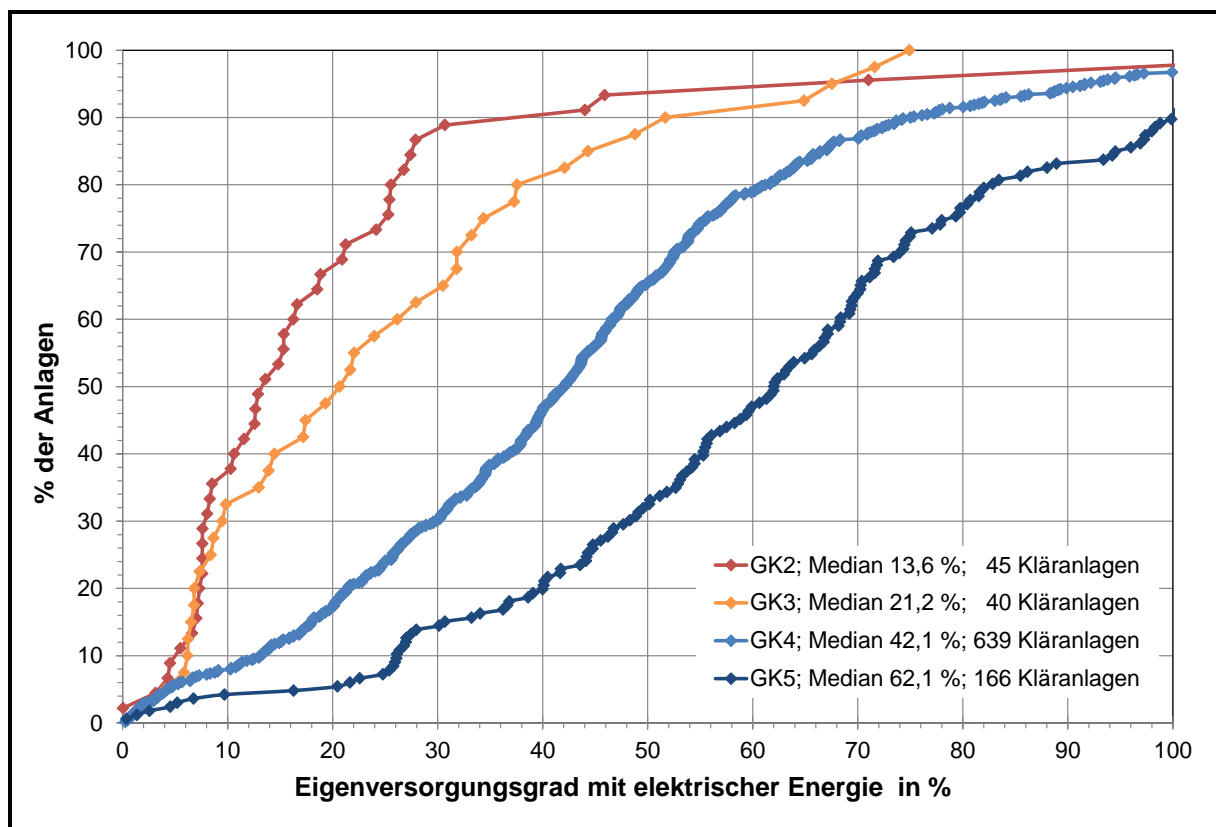


Abb. 3: Unterschreitungshäufigkeit des Eigenversorgungsgrads mit elektrischer Energie unterteilt nach Größenklassen (DWA, 2016)

2.4 Verbleib der chemisch gebundenen Energie sowie Berechnung der Umwandlung in elektrische Energie

Bei der Betrachtung des Verbleibs des CSB während des konventionellen Abwasserreinigungsprozesses wird deutlich, warum ein energieneutraler Kläranlagenbetrieb auf den meisten Kläranlagen nicht gelingt. Zum einen findet sich ein Teil des CSB im Ablauf der Kläranlage wieder, zum anderen wird ein großer Anteil des CSB in der biologischen Stufe in Kohlenstoffdioxid (und Wärme) umgewandelt. Diese beiden Anteile stehen der energetischen Nutzung nicht zur Verfügung. Der restliche CSB findet sich im Rohschlamm wieder, der aus dem Primär- und Überschussschlamm stammt. Lediglich ein Teil der chemisch gebundenen Energie des Rohschlammes lässt sich in der Faulung in Faulgas umsetzen; die nicht ins Faulgas transferierte Energie findet sich im ausgefaulten Schlamm wieder. Weitere Verluste bei der Umwandlung der chemisch gebundenen in elektrische Energie ergeben sich bei der Verbrennung des Faulgases in Blockheizkraftwerken. Abb. 4 zeigt den Verbleib des CSB als Sankey-Diagramm. Svardal beziffert die Werte für konventionelle Kläranlagen aus einer CSB Bilanz für eine einstufige konventionelle Kläranlage mit Vorklä- rung und Schlammfäulung. Die Annahme für die Umwandlung von Faulgas in Strom und Wärme (1:2) trafen die Autoren dieses Beitrags. Die in der Abb. 4 verwendeten Kurzbezeichnungen (B1-B3; P1-P4) werden an späterer Stelle relevant und erläutert.

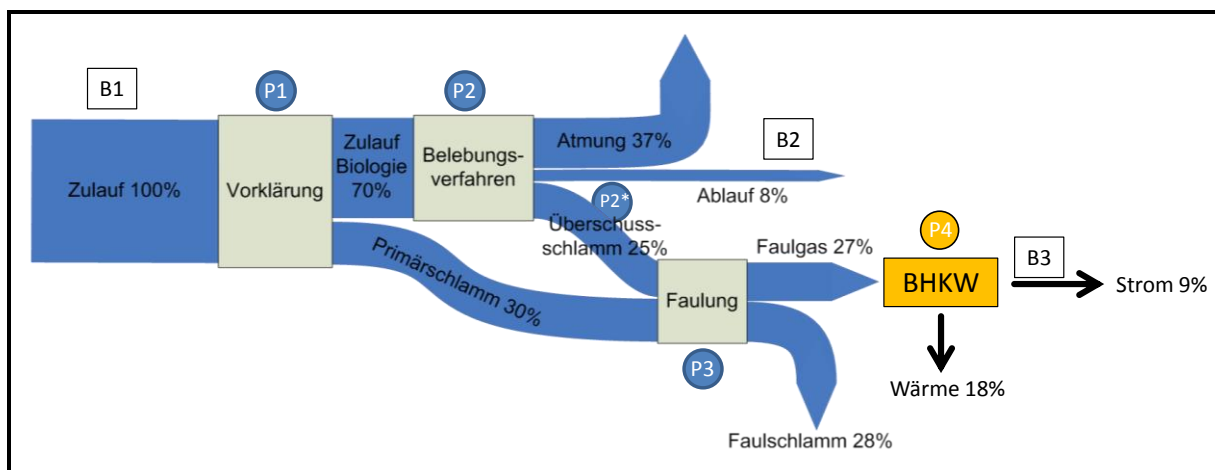


Abb. 4: Verbleib des CSB während des konventionellen Abwasserrei- nigungsprozesses (nach Svardal, 2014; ergänzt um eigene Angaben)

Lediglich etwas mehr als ein Viertel der im Zulauf der Kläranlage aufzufindenden chemisch gebundenen Energie findet sich im Faulgas wieder, welches unter Um- wandlungsverlusten zur Bereitstellung von elektrischem Strom genutzt werden kann. Am Ende der Prozesskette können 9 % der chemisch gebundenen Energie als elek- trische Energie rückgewonnen werden können. Von den erwähnten 153 kWh/(E*a) chemisch gebundene Energie im Zulauf lassen sich demnach annähernd 14 kWh_{el}/(E*a) in elektrische Energie umwandeln.

Das oben aufgeführte Beispiel legt konstante Werte zu Grunde. Bei der theoretischen Berechnung der Umwandlung chemischer in elektrische Energie ist zu beach- ten, dass die Umwandlung in mehreren Prozessschritten erfolgt. Diese gehen mit

Verlusten bzw. Wirkungsgraden hinsichtlich der CSB Ausschleusung einher, welche kläranlagenspezifisch variieren. Tabelle 2 benennt die Prozesse, die den Verbleib der chemisch gebundenen Energie im Laufe des Abwasserreinigungsprozesses beeinflussen. Die Abkürzungen (P1-P3) beziehen sich dabei auf das Sankey-Diagramm aus Abb. 4. Für eine theoretische Berechnung der Umwandlung von chemischer Energie in elektrische Energie müssen des Weiteren Bandbreiten (B1-B3) festgelegt werden, wie zum Beispiel die Annahme für die Höhe der ins Abwasser eingetragenen chemisch gebundenen Energie je Einwohner und Tag. Tabelle 1 zeigt, dass dieser Ausgangswert einer Schwankungsbreite unterlegen ist.

Tabelle 2: Bandbreiten (B) / Prozessschritte (P) bei der theoretischen Berechnung der Umwandlung chemischer in elektrische Energie

Bandbreite (B) / Prozessschritt (P)	Beschreibung	gewählte untere und obere Grenzen der Bandbreiten bzw. Wirkungsgrade
B1	Bandbreite der chemisch gebundenen einwohnerspezifischen Energie im Zulauf zur Kläranlage	110 g/(E*d) bis 120 g/(E*d)
B2	Bandbreite des prozentualen Anteils des CSB im Zulauf zur Kläranlage, der sich im Ablauf der Kläranlage wiederfindet	5 % bis 10 %
B3	Bandbreite für den Umrechnungsfaktor von chemisch gebundener in elektrische Energie	3,5 kWh/kg _{CSB} bis 4,0 kWh/kg _{CSB}
P1	Teilüberführung des CSB im Zulauf zur Kläranlage in den Primärschlamm (z.B. abhängig von der Aufenthaltszeit des Abwassers im Vorklärbecken)	30 % bis 35 %
P2	Umwandlung des CSB in Kohlenstoffdioxid durch mikrobielle Aktivität (z.B. abhängig vom Schlammalter)	50 % bis 60 %
P2*	CSB im Überschussschlamm; Berechnung aus Bilanz um das Belebungsverfahren	-
P3	Umwandlung des CSB des Primär- und Überschussschlammes in Faulgas (z.B. abhängig von der Verweilzeit im Faulbehälter, Faultemperatur, Verfahren etc.)	45 % bis 55 %
P4	Umwandlung der chemisch gebundenen Energie des Faulgases in Strom und Wärme	28 % bis 40 %

Die resultierende, errechnete spezifische Stromerzeugung je Szenario ist in Klassen mit dem Abstand 0,2 kWh/(E*a) zwischen dem minimalen und dem maximalen Rechenergebnis zusammengefasst und als Häufigkeitsverteilung in Abb. 5 dargestellt. Neben den berechneten Daten sind auch die Daten der real auf Kläranlagen der Größenklassen 4 und 5 erzeugten spezifischen Strommengen in der Abbildung ersichtlich. Diese Daten stammen aus dem Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen für das Jahr 2015 (DWA, 2016). Der Übersicht halber sind die Daten für die GK 1-3 ausgeblendet.

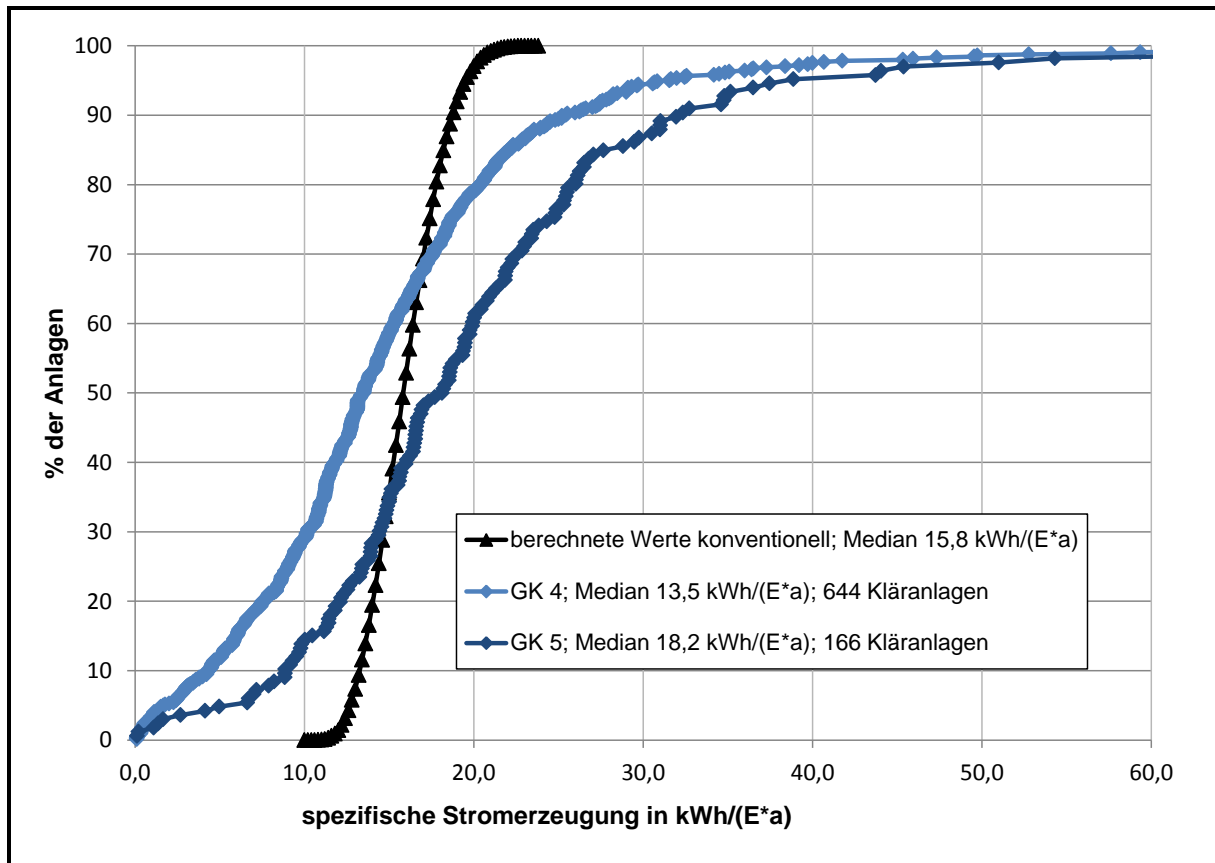


Abb. 5: Berechnete und erhobene Unterschreitungshäufigkeit der spezifische Stromerzeugung (eigene Berechnungen und (DWA, 2016))

Es zeigt sich, dass die theoretische Herangehensweise zu Ergebnissen führt, die in dieser Größenordnung auch auf realen Kläranlagen ermittelt werden. Es zeigt sich weiterhin, dass bei Kläranlagen der GK 5 im Median eine höhere spezifische Stromerzeugung als bei Kläranlagen aus der GK 4 vorzufinden ist. Die spezifische Stromerzeugung der beiden dargestellten Größenklassen weist eine größere Spannweite auf als die berechneten Werte. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass neben der chemisch gebundenen Energie weitere Energiequellen auf Kläranlagen genutzt werden können, die die spezifische Stromerzeugung erhöhen (Fremdschlämme, Co-Substrate, Photovoltaik) und bei der theoretischen Betrachtung nicht berücksichtigt werden. Einige Kläranlagen aus dem DWA Leistungsvergleich weisen eine geringere spezifische Stromproduktion auf als rechnerisch sogar unter ungünstigen Berechnungsergebnissen zu erwarten ist. Es muss jedoch beachtet werden, dass die Verfahren zur Ausschleusung partikulär vorliegender CSB verbreitet zur Verfügung stehen (Sedimentation, Siebung, Flotation). Gelöst vorliegender CSB lässt sich über die Inkorporation in Biomasse, welche Verluste der chemisch gebundenen Energie mit sich bringt, und über Adsorption aus dem Abwasser, in den Schlamm überführen. Kläranlagen mit einem hohen Anteil an gelösten CSB bieten ungünstigere Voraussetzungen für einen energieeffizienten Kläranlagenbetrieb, da es grundsätzlich einfacher ist, partikulären CSB in den Schlamm zu überführen. Es ist zu erwähnen, dass beim DWA Leistungsvergleich das Verhältnis zwischen gelösten und partikulären CSB nicht bekannt ist.

Als Teilfazit ist zu ziehen, dass die spezifische Stromerzeugung auf konventionellen Kläranlagen den spezifischen Energiebedarf im Median unterschreitet. Die Optimierung der Wirkungsgrade der einzelnen Schritte bei der Umwandlung der chemisch gebundenen Energie in elektrische Energie, welche eine vermehrte Kohlenstoffausschleusung mit einbezieht, führen zu einer höheren Stromerzeugung auf Kläranlagen.

3 Versuche zur Kohlenstoffausschleusung

Im Rahmen des durch das BMBF geförderten Projekts E-Klär (Förderkennzeichen 02WER1319, www.e-klaer.de) wurden Versuche zur Kohlenstoffausschleusung durchgeführt. Großtechnische Versuche wurden mit einer Rechengutwaschpresse sowie mit einem Sieb durchgeführt. Beide Versuchsanlagen wurden von dem Projektpartner Huber SE, Berching, zur Verfügung gestellt und auf drei Kläranlagen des Ruhrverbands getestet (Brilon, Iserlohn-Letmathe und Sundern). Halbtechnische Versuche wurden zu dem zweistufigen Verfahren auf der Halbtechnischen Kläranlage (HtK) Neuss, labortechnische Untersuchungen zur Unterstützung der Sedimentation durch den Zusatz chemischer Additive mit Abwasser der Kläranlage Aachen-Soers durchgeführt. Ziel aller Versuche ist es, eine hohe Kohlenstoffausschleusung zu erreichen und zu quantifizieren. Im Folgenden werden die Versuchsgrundlagen sowie die Ergebnisse der Abwassersiebung sowie der chemisch unterstützten Sedimentation vorgestellt.

Feldfunk

3.1 Abwassersiebung

Die Firma Huber SE entwickelte ein großtechnisches Trommelsieb mit einer Maschenweite von 0,3 mm und einer maximalen Durchsatzleistung von 220 m³/h. Das Wasser im Zulauf des Siebs wurde auf allen drei Standorten des Ruhrverbands mechanisch durch einen Rechen mit einer Stabweite von 6 mm sowie durch einen Sand/Fettfang vorbehandelt. Das Wasser zur Beschickung des Siebs wurde aus dem Zulauf zum Vorklärbecken entnommen. Das zu siebende Abwasser strömte von innen durch die Siebtrommel nach außen. Zurückgehaltene Feststoffe bewirkten aufgrund der Bildung einer Siebgutschicht auf dem Maschengewebe einen Anstieg des Wasserspiegels in der Trommel, die nach Erreichen eines festgelegten Wasser-niveaus in Rotation versetzt wurde. Am Scheitel der Trommel wurden die Feststoffe durch Wasser abgereinigt. Das vom Maschengewebe entfernte Siebgut fiel in einen in der Drehachse der Trommel befindlichen Trichter und wurde im Freigefälle einer Siebgutbehandlung zugeführt. Das dem Sieb zulaufende Abwasser sowie das gesiebte Abwasser wurden hinsichtlich der Parameter CSB (homogenisiert) und abfiltrierbare Stoffe (AFS) analysiert. Dazu wurden zwölf 2-h-Mischproben und eine 24-h-Mischprobe des Zu- und Ablaufs je Versuchstag untersucht. Für die beiden 24-h-Mischproben des Zu- und Ablaufs erfolgte zusätzlich eine Analyse des Parameters CSB filtrierte. Versuchstage starteten sonntags um 8:00, endeten donnerstags um 8:00 und fanden sowohl zu Trocken- als auch zu Regenwetterbedingungen statt. Je Versuchstag wurde der Durchfluss konstant gewählt. Es wurden je Standort mög-

lichst fünf Durchflüsse 15, 20, 25, 30 und 35 l/s untersucht (Zeiß, 2016). Der Schwerpunkt wurde nicht auf die Maximierung des Durchflusses, sondern auf eine hohe CSB Ausschleusung gelegt, für die ein geringer Durchfluss als günstig erachtet wurde. Aufgrund einer nicht vorhandenen Regelung des Zulaufvolumenstroms stellten sich Durchflüsse ein, die nicht exakt den Sollwerten entsprachen.

Zum Zeitpunkt der Erstellung dieses Textbeitrags waren die Ergebnisse von zwei der drei Standorte ausgewertet. Tabelle 3 zeigt die Elimination definiert zu:

$$\eta_{\text{Siebung}} = \frac{\text{CSB Konzentration im Zulauf} - \text{CSB Konzentration im Ablauf}}{\text{CSB Konzentration im Zulauf}} * 100 \%$$

für die Kläranlagenstandorte Brilon und Iserlohn-Letmathe. Die tatsächlich gemessenen Durchflüsse wurden den in Tabelle 3 genannten Flüssen zugeordnet (Wert $\pm 1,25$ l/s). Aufgeführt sind der jeweilige Mittelwert der Elimination η_{Siebung} für den Parameters CSB homogenisiert aller Mischproben sowie die Anzahl (n) der dem genannten Fluss inklusive des Toleranzbereiches zuordenbaren 2-h-Mischproben.

Tabelle 3: Eliminationsleistung des Siebes

Standort	Mittelwert Elimination η_{Siebung} [%] beim Durchfluss von... [l/s] ($\pm 1,25$ l/s)									
	12,5	15	17,5	20	22,5	25	27,5	30	32,5	35
Brilon	62 (5)	55 (11)	52 (10)	52 (17)	47 (4)	50 (11)	45 (3)	40 (1)	64 (1)	_*
Iserlohn-Letmathe	39 (4)	_*_*	38 (16)	43 (11)	51 (5)	52 (7)	46 (4)	50 (8)	37 (4)	46 (15)

* der Volumenstrom von 35 l/s wurde auf der Kläranlage Brilon aufgrund teilweise zu geringen Zuflusses nicht realisiert
 ** kein plausibles Analyseergebnis aufgrund Anfahbedingungen

Bei den meisten untersuchten Durchflüssen übersteigt die Elimination des CSB durch das verwendete Sieb die Abscheidung durch konventionelle Vorklärbecken deutlich (30 % nach 0,75 bis 1 h und 35 % nach 1,5 bis 2 h (DWA, 2016a)).

Erwartungsgemäß zeigte sich keine Veränderung der Konzentration des Parameters CSB gelöst, der für die 24 h Mischproben analysiert wurde, im Zu- und Ablauf des Siebes (Werte nicht angegeben). Im Mittel aller 24 h Mischproben des Zulaufs zum Sieb betrug der Anteil des gelösten CSB am CSB homogenisiert für den Kläranlagenstandort Brilon 23 % und für den Standort Iserlohn-Letmathe 31 %.

Der Energiebedarf für den Betrieb des Siebs (Trommelrotation sowie Abreinigung) betrug 5 Wh/m³. Bei einer spezifisch zu behandelnden Abwassermenge von 100 m³/(E*a) müssten bei Dauerbetrieb 0,5 kWh/(E*a) aufgewendet werden.

Über den gesamten Versuchszeitraum wurde eine frachtbezogene Elimination für den Parameter CSB in Höhe von 51 % für den Standort Brilon und 47 % für den Standort Iserlohn-Letmathe erzielt. Diese Werte werden für die theoretischen Über-

legungen für Kläranlagen mit weitergehender Kohlenstoffausschleusung herangezogen.

3.2 Unterstützung der Sedimentation durch Zugabe chemischer Additive

Die Unterstützung der Sedimentation (engl.: chemically enhanced primary treatment, CEPT) durch den Zusatz von Chemikalien wird angewandt, um die Elimination von Feststoffen aus Abwasser zu verbessern. In Laborversuchen wurde durch die Zugabe von chemischen Additiven der Sedimentationsfortschritt durch die Analyse des CSB im Überstand untersucht. Dazu wurde bei Trockenwetterbedingungen zu Beginn eines Versuchstages Abwasser der Kläranlage Aachen-Soers aus dem Zulauf zum Vorklärbecken entnommen. Als Zusatz zum Rohabwasser wurden eins von drei Fällmitteln (40 %ige Eisen(III)Chloridlösung, sowie zwei Fällmittel auf Aluminiumbasis: Natriumaluminatlösung N7 und Steinfloc PAC 060) und ggf. eines von sieben kationische Polymere der BASF aus der Produktreihe Zetag® verwendet. Die Chemikalien wurden in Standzylindern bzw. Bechergläsern mit einem Inhalt von einem Liter eingerührt. In Vorversuchen wurden die Fällmittel und Polymere in ihren Konzentrationen und Kombinationen variiert, um eine Vorauswahl zur Reduktion der Vielfalt an möglichen Kombinationen zu treffen. Die Einschätzung der Vorversuche erfolgte durch eine optische Beurteilung des Überstands und der Flockenstruktur im Sediment. Es wurde Wert auf das Einbeziehen niedriger zu dosierender Konzentrationen gelegt, um bei einer großtechnischen Anwendung einen unnötigen Anstieg der Betriebskosten für die Beschaffung der Chemikalien vorzubeugen. Die eingegrenzten Kombinationen aus Konzentrationen von Fällmitteln und Polymeren wurde anschließend in weiteren Versuchen detaillierter untersucht. Der Überstand je Versuch wurde hinsichtlich des Parameters CSB nach verschiedenen Zeiten analysiert. Aus den daraus gewonnenen Erkenntnissen wurde als beste Kombination für das untersuchte Rohabwasser Eisen(III)Chlorid mit einer Konzentration von 30 mg_{Fe}/l und einer Polymerzugabe (Zetag® 8180) mit einer Konzentration von 5 ppm hinsichtlich des Sedimentationsfortschrittes untersucht. Die Ergebnisse, die aus diesem Versuch resultierten, werden im Folgenden dargestellt (s. Abb. 6). Die Elimination des homogenisierten CSB wurde wie folgt ermittelt:

$$\eta_{\text{CEPT}} = \left(1 - \frac{c_t}{c_0}\right) * 100 \%,$$

wobei c_0 die CSB Konzentration des unbehandelten Rohwassers und c_t die CSB Konzentration zum Zeitpunkt t des gesamten Volumens des Überstands meinen.

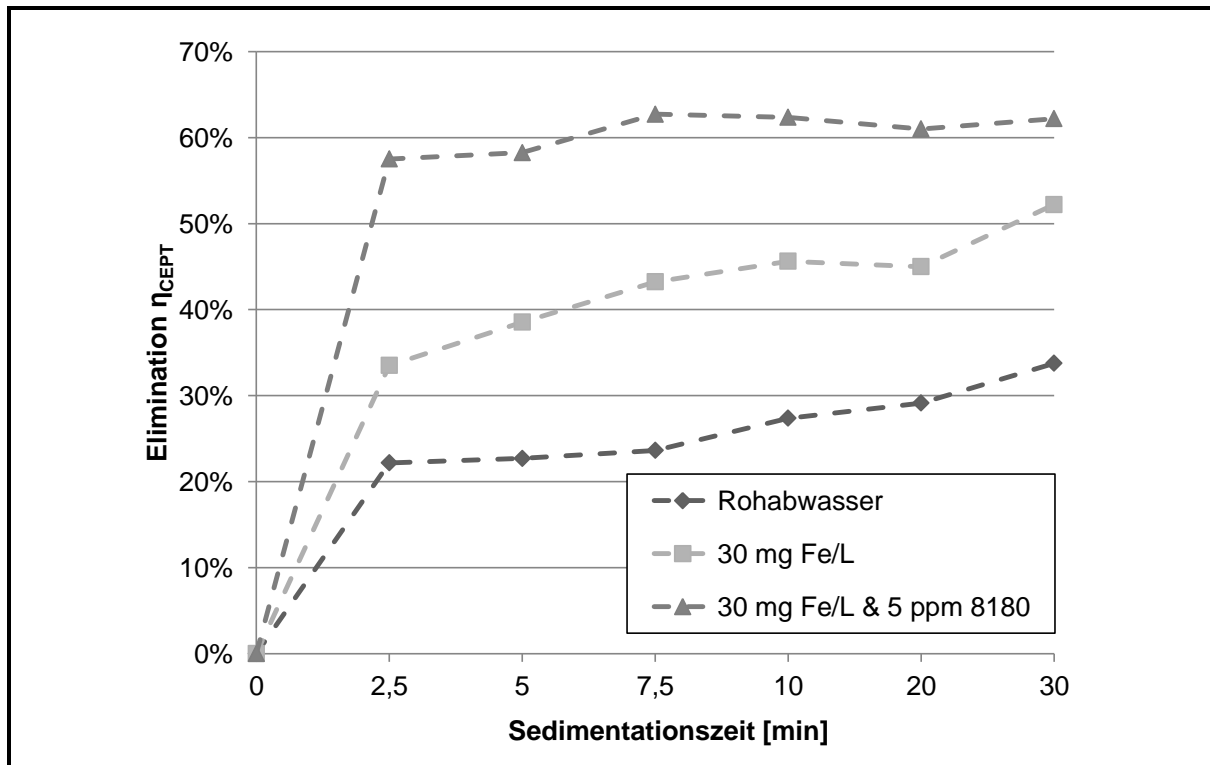


Abb. 6: Sedimentationsfortschritt in Abhängigkeit der Zeit bei Variation der Chemikaliengabe inklusive Verzicht auf Chemikalien (Benning, 2016)

Der untere Kurvenverlauf in Abb. 6 zeigt den Sedimentationsfortschritt ohne die Zugabe von chemischen Additiven und bildet den Verlauf der Sedimentation in konventionellen Vorklärbecken ab. Es zeigt sich nach 30 Minuten eine CSB Elimination in Höhe von 34 %. Dieser Wert übersteigt geringfügig den Wert aus der Literatur (30 % nach 0,75 bis 1 h (DWA, 2016a)). Die alleinige Zugabe von Fällmittel, hier Eisen(III)Chlorid, erhöht die Elimination deutlich und führt zu einem schnelleren Sedimentationsfortschritt als ohne Dosierung von Fällmitteln. Dies ist mit der Bildung von kleinen Flocken zu begründen, deren Gewicht durch das Eisen zunimmt, was eine Steigerung der Sedimentationsgeschwindigkeit bewirkt. Die Zugabe des kationischen Polymers Zetag® 8180 führt zur Bildung größerer Flocken resultierend in einem noch besseren Sedimentationsfortschritt – sowohl bezogen auf die Zeit als auch auf die Elimination. In den dargestellten Ergebnissen dieses Laborversuchs konnte nach 2,5 Minuten Sedimentation bereits eine Elimination des CSB homogenisiert in Höhe von 58 % erreicht werden. Eine signifikante Erhöhung der Elimination (ermittelter Maximalwert 63 % nach 7,5 Minuten) konnte in der Folgezeit nicht beobachtet werden, was für einen raschen Abschluss des Sedimentationsvorgangs spricht.

Die erzielte Elimination in einer Bandbreite von 58 bis 63 % wird für die Erweiterung der theoretischen Überlegungen zu Grunde gelegt.

4 Berechnung der Umwandlung der chemisch gebundenen Energie zu elektrischer Energie unter Berücksichtigung weitergehender Kohlenstoffausschleusung

Die in Kapitel 2.4 erläuterte Vorgehensweise zur rechnerischen Ermittlung der einwohnerspezifischen Stromerzeugung aus der chemisch gebundenen Energie im Zulauf der Kläranlage wird an dieser Stelle wiederholt mit dem Unterschied, dass statt der CSB Ausschleusung in der Vorklärung (P1, siehe Abb.4) die experimentell ermittelte Eliminationsbandbreiten für das Sieb (47-51 %) und die chemische Unterstützung der Sedimentation (58-63 %) angesetzt werden. Alle weiteren Prozesswirkungsgrade und Bandbreiten werden nicht verändert. Die so gewonnenen Ergebnisse, die erneut aus je 50.000 Szenarienbetrachtungen erzielt wurden, werden wieder in Klassen eingeteilt und grafisch in Abb. 7 als Häufigkeitsverteilung, zusätzlich zu den schon vorgestellten Daten, dargestellt.

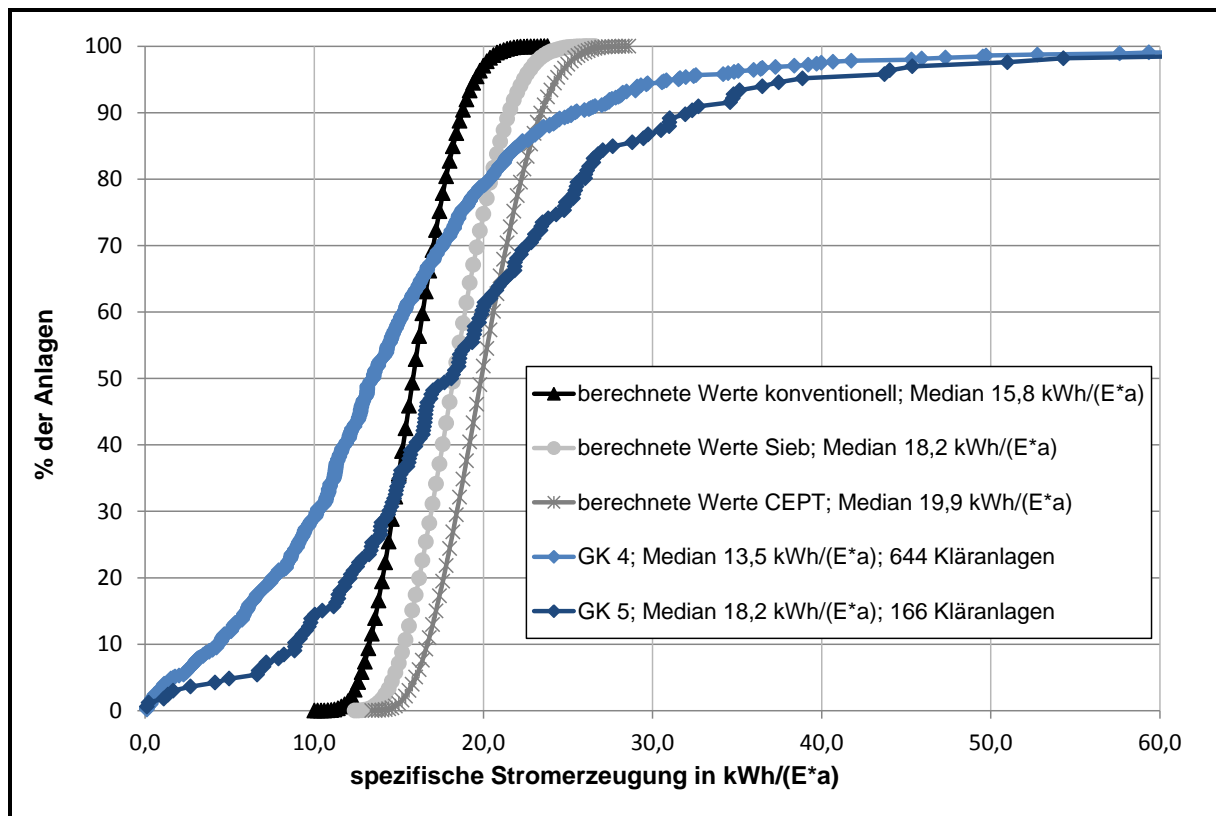


Abb. 7: Unterschreitungshäufigkeit der Stromerzeugung unter Berücksichtigung der weitergehenden Kohlenstoffausschleusung

Wie zu erwarten, geht mit steigender Kohlenstoffausschleusung ein Anstieg der spezifischen Stromerzeugung im Median einher. Bei der Anwendung des getesteten Siebs ist mit einer Steigerung von 15,8 auf 18,2 kWh/(E*a) im Median für die Stromerzeugung zu rechnen. Dieser Wert steigt im Falle der Unterstützung der Sedimentation durch chemische Additive auf nahezu 20 kWh/(E*a).

5 Fazit und Ausblick

Dieser Beitrag umfasst Aspekte hinsichtlich der Höhe und Umwandlung chemisch gebundener Energie in elektrische Energie und des Bedarfs elektrischer Energie kommunaler Kläranlagen. Es wurden Versuche zu den Verfahren Abwassersiebung (großtechnisch) und Unterstützung der Sedimentation (labortechnisch) zur Kohlenstoffausschleusung aus kommunalem Abwasser vorgestellt und Versuchsergebnisse präsentiert. Weitere Untersuchungen zur Kohlenstoffausschleusung mit einer großtechnischen Rechengutwaschpresse und in der ersten Stufe zweistufiger Verfahren fanden im Rahmen des Projekts E-Klär statt.

Die Abwassersiebung zeigte sich im großtechnischen Versuchsbetrieb als zuverlässiges Verfahren zur Kohlenstoffausschleusung mit einem im Mittel erreichten CSB Rückhalt in Höhe von rund 50 % in Bezug auf den Kläranlagenzulauf. Der Rückhalt von gelöstem CSB fand erwartungsgemäß nicht statt. Eine Steigerung der CSB Elimination ist bei Verringerung der Maschenweite, die bei den Versuchsphasen konstant 0,3 mm betrug, zu erwarten. Der Energiebedarf der Siebanlage beschränkte sich auf die Rotation der Trommel sowie das Pumpen des Spülwassers. Im Versuchsbetrieb stellte sich ein Bedarf an elektrischer Energie zur Rotation der Trommel und zur Abreinigung in Höhe von 5 Wh/m³ behandelten Abwassers ein. Dieser Energiebedarf akkumuliert sich bei der Annahme von 100 m³/(E*a) zu maximal 0,5 kWh/(E*a), was im Vergleich zum gesamten Energiebedarf einer Kläranlage (34 - 30,5 kWh(E*a), GK 4 bzw. GK 5) eine untergeordnete Rolle spielt.

Die Unterstützung der Sedimentation (CEPT) durch Zugabe der chemischen Additive Eisen(III)Chlorid und Zetag® 8180 zeigte in Laborversuchen im Vergleich zur Abwassersiebung eine höhere Elimination (bis zu 63 %) hinsichtlich des Parameters CSB homogenisiert. Es bleibt bei der Zugabe von chemischen Additiven, insbesondere Polymeren, jedoch die Frage zu klären, wie sich die Zugabe auf die Schlammbehandlung und -entsorgung auswirkt. Außerdem fallen höhere betriebliche Kosten aufgrund der Chemikalienbeschaffung an, die dem zusätzlichen Energiegewinn gegenüber gestellt werden müssen.

Die einwohnerspezifische Stromerzeugung aus der chemisch gebundenen Energie des Abwassers wurde rechnerisch ermittelt. Um die vielfältigen kläranlagenspezifischen Gegebenheiten theoretisch abzubilden, wurden Bandbreiten für die im Abwasser enthaltene chemisch gebundene Energie sowie für den Umrechnungsfaktor kWh/kg_{CSB} anhand von Literaturdaten berücksichtigt sowie untere und obere Grenzen für CSB-Ausschleuse- und Umwandlungsprozesse festgelegt. Unter Zuhilfenahme einer Zufallsverteilung innerhalb der festgelegten Bandbreiten und Grenzen wurden 50.000 Szenarien berechnet. Die Ergebnisse zur Kalkulation der Umwandlung chemisch gebundener in elektrische Energie zeigen eine gute Annäherung an die Daten zur spezifischen Energieerzeugung realer Kläranlagen, die aus dem Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen stammen (Median Berechnung 15,8; Median GK 4 13,5 respektive 18,2 kWh/(E*a) für GK 5). Diese Vorgehensweise wurde für die Betrachtung künftiger Kläranlagen mit weitergehender Kohlenstoffausschleusung wiederholt, um eine Steigerung der Umwandlung der chemisch gebundenen in elekt-

rische Energie durch den Einsatz von Verfahren zur weitergehenden Kohlenstoffausschleusung abschätzen zu können.

Die spezifische Stromerzeugung auf Kläranlagen kann durch weitergehende Kohlenstoffausschleusung erhöht werden. Bei der theoretischen Berechnung ist ein energieneutraler Kläranlagenbetrieb im Median (!) nicht möglich, da zwischen den etwa 20 kWh/(E*a) spezifischer Stromerzeugung, die nach Kohlenstoffausschleusung mittels Unterstützung der Sedimentation im Median erreichbar wären, und dem Strombedarf in Höhe von 34,0 bzw. 30,5 kWh/(E*a) (Median GK 4 bzw. GK 5, siehe Abb. 1) eine Differenz besteht. Wird nicht der Median, sondern das energieeffizienteste Fünftel aller Kläranlagen der GK 4 und 5 berücksichtigt, welches 25 kWh/(E*a) Strom und weniger benötigt, kann ein energieneutraler Kläranlagenbetrieb unter sehr günstigen Voraussetzungen (hohe Kohlenstoffausschleusung und geringe Umwandlungsverluste) erfolgen. Bei der vorgestellten Herangehensweise wird die Energieeinsparung nicht berücksichtigt, die mit der Entfrachtung der biologischen Stufe aufgrund verringerten Sauerstoffbedarfs einhergeht.

Mögliche zukünftige Anforderungen an die Abwasserreinigung (Spurenstoffelimination) führen zu einem zusätzlichen Energiebedarf. Abschließend sei erwähnt, dass die Kohlenstoffausschleusung nicht über ein Maß hinaus erfolgen sollte, welches für die konventionelle Denitrifikation nötig ist, solange keine autotrophen Verfahren, wie z.B. die Deammonifikation, zur Stickstoffelimination eingesetzt werden.

Die Autoren danken dem Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) für die Förderung des Projekts E-Klär sowie der DWA-Arbeitsgruppe BIZ-1.1 „Kläranlagen-Nachbarschaften“ für die Bereitstellung der Rohdaten zum 28. Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen 2015.

Literatur

- Almeida, M. C.; Butler, D.; Friedler, E. (1999): At-source domestic wastewater quality. *Urban Water*, 1(1), 49-55
- Andreottola, G.; Bonomo, L.; Poggiali, L. (1994): A methodology for the estimation of unit nutrient and organic loads from domestic and non-domestic sources. *European water pollution control*, 4(6), 13-19
- Benning, A. (2016): Kohlenstoffausschleusung aus kommunalem Abwasser durch Unterstützung der Sedimentation mittels chemischer Additive. Masterarbeit am Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Siedlungsabfallwirtschaft der RWTH Aachen, Dezember 2016
- DWA (2016): 28. Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen. Korrespondenz Abwasser Ausgabe Oktober 2016, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V, Hennef
- DWA (2016a): Arbeitsblatt DWA-A 131 Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V, Hennef
- Hansen, J.; Gretschel, O.; Jakob, J.; Siekmann, K. (2011): Betriebliche und energetische Aspekte von Schlammfäulung und -stabilisierung. Vortrag im Rahmen der Fachtagung: Schlammfäulung statt aerober Stabilisierung – Trend der Zukunft? Kaiserslautern
- Hartwig, P.; Gerdas, D.; Schrewe, N. (2010): Energieautarker Kläranlagenbetrieb. Vortrag im Rahmen des 14. Erfahrungsaustauschs der Obleute norddeutscher Kläranlagennachbarschaften, Lüneburg

- Henze, M. (1997): Waste design for households with respect to water, organics and nutrients. *Water Science and Technology*, 35 (9), 113-120
- Jardin, N. (2012): Energieautarkie durch die Deammonifikation von Schlammwasser aus der Entwässerung? In: Pinnekamp, J. (Hrsg.): *Gewässerschutz, Wasser, Abwasser (GWA) Band 230 zur 45. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft*, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen, ISBN 978-3-938996-36-2
- Jönsson, H.; Baky, A.; Jeppson, U.; Hellström, D.; Kärrman, E. (2005): *Composition of urine, feces, greywater and biowaste. Urban Water Report*, Chalmers University of Technology, Göteborg
- Kroiss, H.; Svardal, K. (2009): *Energiebedarf von Abwasserreinigungsanlagen*. <http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs00506-009-0134-0#page-1>; abgerufen am 11.01.2017
- Mergelmeyer, M.; Kolisch, G. (2014): Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben Energie und Klimaschutz. Projekt Nr. 2: Verbesserung der Klärgasnutzung, Steigerung der Energieausbeute auf kommunalen Kläranlagen. AZ IV-7-042 600 003B Vergabenummer 08/058.3 Projektbezeichnung: „Optimierung der Energieertrages kommunaler Kläranlagen durch prozess- und standortbezogene Verbundstrategie“; gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
- Olsson, G. (2015): *Water and Energy – Threats and Opportunities*. 2nd edition. IWA Publishing, London, UK
- Pinnekamp, J.; Palmowski, L.; Mousel, D. (2016): Auswirkungen einer 4. Reinigungsstufe auf die energetische Situation von Kläranlagen. Vortrag auf dem DWA – EnergieTag, 12. 9. 2016, Augsburg
- Remy, C.; Boulestreau, M.; Lesjean, B. (2014): Technischer Nachweis eines innovativen Konzepts für ein energie-positives Klärwerk. In: Pinnekamp, J. (Hrsg.): *Gewässerschutz, Wasser, Abwasser (GWA) Band 234 zur 47. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft*, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen, ISBN 978-3-938996-40-9
- Schaum, C. (2016): *Abwasserbehandlung der Zukunft: Gesundheits-, Gewässer- und Ressourcenschutz*. Habilitation, Schriftenreihe IWAR 233, Darmstadt
- Schmidt, F.; Evers, P.; Thöle, D. (2003): Belastungssituation kommunaler Kläranlagen. In: Dohmann, M. (Hrsg.): *Gewässerschutz, Wasser, Abwasser (GWA) Band 190 zur 36. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft*, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen, ISBN 3-932590-83-X
- Stommel, M. 2011 Evaluierung der Zulauffrachten von Kläranlagen des Lippeverbandes und Nachbemessung ausgewählter Anlagen. Masterprojekt Universität Duisburg-Essen, 2011. Zitiert in: Teichgräber, B.; Hetschel, M.; Born, W. (2014): Bemessung von Belebungsanlagen: Grundzüge des neuen DWA Arbeitsblattes A 131. In: Pinnekamp, J. (Hrsg.): *Aachener Schriften zur Stadtentwässerung*, Band 18, 15. Kölner Kanal und Kläranlagen Kolloquium 2014, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen, ISBN 978-3-938996-74-4
- Svardal, K. (2014): Schlammfäulung mit dem Ziel der Energieautarkie der Kläranlage. In: Pinnekamp, J. (Hrsg.): *Gewässerschutz, Wasser, Abwasser (GWA) Band 234 zur 47. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft*, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen, ISBN 978-3-938996-40-9
- Zeiß, C. (2016): Kohlenstoffausschleusung aus kommunalem Abwasser mittels Abwassersiebung. Masterarbeit am Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Siedlungsabfallwirtschaft der RWTH Aachen, Oktober 2016

Anschrift der Verfasser:

Dipl.-Ing. Dipl.-Wirt.Ing. Martin Kaleß
Univ.-Prof. Dr.-Ing. Johannes Pinnekamp
Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen
Mies-van-der-Rohe-Str. 1
52074 Aachen
E-Mail: Kaless@isa.rwth-aachen.de