



TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
WIEN
Vienna University of Technology

Institut für Wassergüte
Ressourcenmanagement
und Abfallwirtschaft

Karlsplatz 13/226
1040 Wien



KLARAS

Einsatz von Schlammfaulanlagen auf kleinen und
mittleren kommunalen Kläranlagen – Grenzen der
Wirtschaftlichkeit, Machbarkeitsstudie

THEORETISCHE GRUNDLAGEN



Finanziert durch das
Land Niederösterreich



Klemens Füreder
Markus Reichel
Heidemarie Schaar
Karl Svardal

Wien, September 2012

Impressum

Projekttitel:	Einsatz von Schlammfaulanlagen auf kleinen und mittleren kommunalen Kläranlagen – Grenzen der Wirtschaftlichkeit, Machbarkeitsstudie
Akronym:	KLARAS
Auftraggeber:	AMT DER NIEDERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG Gruppe Wasser - Abteilung Siedlungswasserwirtschaft 3109 St. Pölten, Landhausplatz 1
Auftragnehmer:	Technische Universität Wien Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft (IWAG) Karlsplatz 13/226 A-1040 Wien
SAP-Nummer:	S22601040001
Interne Auftragsnummer:	A02/12
Projektleiter:	Ass.Prof. DI Dr.techn. Karl Svardal
Mitarbeiter/Autoren:	Bakk. techn. Klemens Füreder DI Markus Reichel DI Heidemarie Schaar Ass.Prof. DI Dr.techn. Karl Svardal

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	4
1.1 Hintergrund	4
1.2 Zielsetzung	5
1.3 Aufbau des Berichtes	5
2. Methodik	5
3. Theoretische Grundlagen der Klärschlammstabilisierung	6
3.1 Ziele der Schlammstabilisierung	6
3.2 Verfahren der Schlammstabilisierung	6
3.2.1 Simultane aerobe Schlammstabilisierung	7
3.2.2 Anaerobe Schlammstabilisierung	8
3.3 Auswirkung der Wahl der Schlammstabilisierung	9
3.3.1 Energieverbrauch für die Belüftung	9
3.3.2 Stabilität des Klärschlammes	11
3.3.3 Schlammanfall	12
3.3.4 Entwässerbarkeit und Schlammmentsorgungskosten	13
3.3.5 Faulgasproduktion	13
4. Änderung des Schlammstabilisierungsverfahrens	14
4.1 Ausgangssituation und Randbedingungen	14
4.2 Vor- und Nachteile eines Umstiegs auf Schlammfäulung	15
5. Zusammenfassung und Schlussfolgerungen	16
6. Literaturverzeichnis und verwendete Unterlagen	17

1. Einleitung

1.1 Hintergrund

Der Primärenergiebedarf liegt in Österreich derzeit bei ca. 6 kW pro Einwohner (Kroiss und Svoldal, 2009). Im Vergleich dazu werden für die kommunale Abwasserreinigung ca. 0,04 kW/E verbraucht (Kroiss, 2010).

Daten aus dem österreichischen Abwasserbenchmarking (www.abwasserbenchmarking.at) zeigen, dass der durchschnittliche Anteil der Energiekosten an den Betriebskosten der untersuchten 81 Kläranlagen (Daten der Jahre 2003 bis 2010) 12 % beträgt. Das relative Kosteneinsparungspotenzial durch eine Optimierung des Energiemanagements und den Einsatz effizienter Verfahrenstechnik ist daher zwar gering, absolut gesehen können sich jedoch relevante Einsparungen für Gemeinden ergeben, da es sich bei Kläranlagen meist um die größten kommunalen Energieverbraucher handelt.

Die Stromregulierungsbehörde E-Control prognostiziert für die nächsten Jahre einen Anstieg des Strompreises um 20 bis 25 % (<http://oe1.orf.at/artikel/308157>). Aufgrund dieses Anstiegs und auch staatlicher Förderungen für erneuerbare Energieträger spielt das Thema Energie für die Abwasserreinigung eine immer bedeutendere Rolle (Kroiss und Svoldal, 2009). Zusätzlich zum effizienten Energieeinsatz wird immer mehr Fokus auf die Identifikation von Einsparungspotentialen beim Energiebedarf gesetzt. Dies führt dazu, dass Kläranlagenbetreiber vermehrt unter Druck stehen, diese Energieeinsparungspotenziale zu erheben und dementsprechende Maßnahmen umzusetzen, ungeachtet dessen, dass diese z.T. mit einer langen Amortisationszeit verbunden sind (Svoldal, 2010).

Neben einem optimierten Kläranlagenbetrieb hat auch die Verfahrenskonzeption der Klärschlammbehandlung bzw. -stabilisierung einen wesentlichen Einfluss auf den Energieverbrauch von Kläranlagen. Kläranlagen mit aerober Schlammstabilisierung verbrauchen verfahrensbedingt mehr Energie als Anlagen mit anaerober Schlammstabilisierung (Schlammfäulung).

Die Tatsache, dass bei zahlreichen kleinen bis mittleren Kläranlagen (< 40.000 EW) eine meist mit einem Neu-/Umbau verbundene Anpassung an den Stand der Technik erforderlich ist und die Diskussion, dass die Grenzen für einen wirtschaftlichen Einsatz einer Faulung sinken (Schmitt *et al.*, 2010; 2011), führen zu der Überlegung, ob im Zuge der Anpassung ein Umstieg von aerober auf anaerobe Schlammstabilisierung/der Bau einer Faulung erfolgen soll. Diese Entscheidung kann nur basierend auf nachvollziehbaren Entscheidungsgrundlagen gefällt werden.

1.2 Zielsetzung

Das Projektziel von KLARAS (Kleine Abwasserreinigungsanlagen und anaerobe Schlammstabilisierung) ist eine Machbarkeitsstudie zur Prüfung der Sinnhaftigkeit und Wirtschaftlichkeit des Einsatzes von Schlammfaulungsanlagen auf kleinen und mittleren kommunalen Kläranlagen. Im Fokus der Überlegungen stehen Kläranlagen mit einer Ausbaugröße zwischen 2.000 und < 40.000 EW.

1.3 Aufbau des Berichtes

Dieser Bericht behandelt die theoretischen Grundlagen für die Bearbeitung des Projektes/der Machbarkeitsstudie. Er gliedert sich in die Kapitel Methodik, theoretische Grundlagen der Schlammstabilisierung, Änderung des Schlammstabilisierungsverfahrens sowie Zusammenfassung und Schlussfolgerungen.

Das zur Überprüfung der Sinnhaftigkeit und Wirtschaftlichkeit maßgebliche Berechnungsmodell *AKF* (Amortisationszeit kleiner Faulanlagen) stellt einen eigenständigen Teil in Form eines Excel-Tools mit zugehörigem Benutzerhandbuch dar.

2. Methodik

Die zur Zielerreichung angewendeten Methoden umfassen Literaturrecherche, Datenauswertung und die Entwicklung eines Excel-Tools/Berechnungsmodells als Entscheidungshilfe für den Umstieg.

In der Literaturrecherche wurden die theoretischen Grundlagen für die zwei hauptsächlich angewendeten Verfahren zur Klärschlammstabilisierung sowie ihr Einfluss auf relevante Parameter erhoben.

Um die theoretischen Grundlagen mit praktischen Zahlen zu untermauern, wurden Daten repräsentativer Kläranlagen (< 40.000 EW) des österreichischen Abwasserbenchmarkings (www.abwasserbenchmarking.at) ausgewertet. Wenn Daten einer Kläranlage über mehrere Jahre vorlagen, wurde ein Mittelwert gebildet. Es wurden jeweils sieben Kläranlagen mit simultaner aerober Schlammstabilisierung und sieben mit anaerober Schlammstabilisierung gewählt und verglichen. Die Auslastung der Kläranlagen schwankte zwischen 7.000 und 18.000 EW (aerobe Schlammstabilisierung) bzw. 14.000 und 39.000 EW (Faulung).

Weiters wurden Daten aus der unveröffentlichten KAN-Erhebung zur Klärschlammmentwässerung ausgewertet.

Ein weiterer, von diesem Bericht unabhängiger Teil der Machbarkeitsstudie umfasst die Entwicklung eines Berechnungsmodells als Entscheidungsgrundlage für einen Umstieg auf Faulung. Das Excel-Tool *AKF* (Amortisationszeit kleiner Faulanlagen) basiert auf der Eingabe einfacher, kläranlagenspezifischer Daten und Investitionskosten. Letztere werden

entweder von einem Planer zur Verfügung gestellt oder vom Betreiber abgeschätzt. Details zur Dateneingabe werden im zugehörigen Benutzerhandbuch erläutert.

3. Theoretische Grundlagen der Klärschlammstabilisierung

In diesem Kapitel werden die theoretischen Grundlagen der Klärschlammstabilisierung dargestellt. Der Fokus liegt dabei auf den in der Praxis hauptsächlich angewendeten Verfahren.

3.1 Ziele der Schlammstabilisierung

Lt. DWA-Merkblatt-M 368 (2003) werden unter dem Begriff „Stabilisierung“ Verfahren der Schlammbehandlung zur weitgehenden Verringerung von geruchsbildenden Inhaltsstoffen und der organischen Schlammfeststoffe verstanden. Die Stabilisierung von Klärschlamm ist somit eine zentrale Grundoperation der Klärschlammbehandlung und hat die Überführung von Klärschlamm in einen fäulnisunfähigen Zustand zum Hauptziel.

Zusätzlich zur Verringerung von geruchsbildenden Inhaltsstoffen werden im DWA-Merkblatt-M 368 die folgenden Nebenziele der Schlammstabilisierung genannt:

- Verringerung der Schlamm-/Feststoffmenge
- Verbesserung der Entwässerbarkeit des Schlammes
- Verminderung von Krankheitserregern
- Gewinnung von Biogas (nur bei anaerober Stabilisierung)

Für nähere Ausführungen zum Hauptziel und den Nebenzielen mit Ausnahme der Verminderung von Krankheitserregern, siehe Kapitel 3.3.

3.2 Verfahren der Schlammstabilisierung

Im Wesentlichen werden in der Praxis hauptsächlich zwei Verfahren der biologischen Klärschlammstabilisierung angewendet. Die Ausführungen dieses Berichtes beziehen sich in weiterer Folge nur auf diese Verfahren:

- Simultane aerobe Schlammstabilisierung
- Anaerobe Schlammstabilisierung (mesophile Schlammfäulung)

Abbildung 1 zeigt die empfohlenen Einsatzbereiche für die simultane (gleichzeitige/gemeinsame) aerobe Stabilisierung und die mesophile Fäulung. Es wird deutlich, dass beide Verfahren unterschiedliche Einsatzbereiche haben, Überschneidungsbereiche jedoch auftreten. Gemäß dem Stand der Fachdiskussion (DWA-M 368) ist für Kläranlagen mit der Ausbaugröße von weniger als ca. 10.000 EW die simultane aerobe Stabilisierung und für Anlagen mit mehr als 50.000 EW die Schlammfäulung das

Verfahren der Wahl. Im Bereich zwischen ca. 10.000 und 50.000 EW erscheint es notwendig, einen differenzierten, projektbezogenen Vergleich durchzuführen.

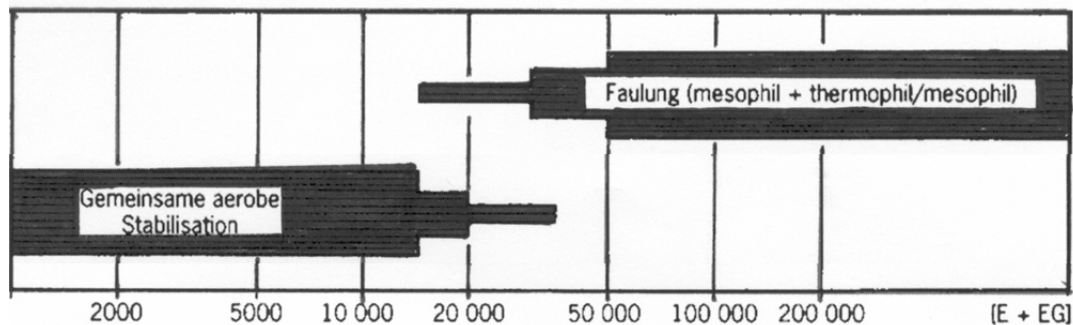


Abbildung 1 Empfohlene Einsatzbereiche für biologische Verfahren der Klärschlammstabilisierung in Abhängigkeit der Ausbaugröße (modifiziert nach DWA-M 368). E+EG = EW.

Die wesentlichen Merkmale dieser zwei Verfahren werden im Folgenden beschrieben.

3.2.1 Simultane aerobe Schlammstabilisierung

Die aerobe Schlammstabilisierung wird hauptsächlich auf kleinen bis mittleren Kläranlagen angewendet. Für Kläranlagen mit aerober Schlammstabilisierung inkl. Stickstoffentfernung wird im DWA-A 131 (Regelwerk für die Bemessung einstufiger Belebungsanlagen) eine Zulaufkraft zum Belebungsbecken von bis zu 1.200 kg BSB₅/d vorgegeben. Bei einer einwohnerspezifischen BSB-Fracht von 60 g/EW/d entspricht dies 20.000 EW.

Bei der simultanen aeroben Schlammstabilisierung wird der Klärschlamm im Zuge der biologischen Abwasserreinigung im Belebungsbecken stabilisiert, weshalb i.d.R. kein Vorklärbecken vorhanden ist. Da die Stabilisierung simultan zur biologischen Abwasserreinigung erfolgt, müssen die Voraussetzungen für beide Prozesse (Abwasserreinigung und Schlammstabilisierung) gegeben sein. Ein wesentlicher Betriebsparameter hierfür ist das Schlammalter. Für die gesetzlich vorgeschriebene Reinigungsleistung von Kläranlagen > 5.000 EW (Kohlenstoff- und Stickstoffentfernung) ist lt. DWA-A 131 ein Schlammalter von bis zu 20 Tagen ($V_D/V_{BB} = 0,5$; $T = 10^\circ\text{C}$; $B_{d,BSB,Z} = 1.200 \text{ kg/d}$) notwendig. Der Prozess der simultanen Schlammstabilisierung erfordert zusätzliches Schlammalter, um das organische Substrat (CSB) im Klärschlamm abzubauen.

Der CSB-Abbau (η CSB) erfolgt über zwei Pfade; zum einen wird CSB in den Überschussschlamm eingebaut (CSB-ÜS) und zum anderen wird er unter Sauerstoffverbrauch abgebaut, d.h. veratmet (OVC, Sauerstoffverbrauch für Kohlenstoffabbau). Diese beiden Pfade laufen parallel ab und die Verteilung wird maßgeblich durch das Schlammalter geprägt, s. Abbildung 2.

Umso höher das Schlammalter ist, desto geringer ist die Überschussschlammproduktion (CSB-ÜS) und desto mehr CSB wird veratmet. Da die Schlammstabilisierung durch Veratmung der organischen Substanz (OVC) erfolgt, ist sie untrennbar mit Energiebedarf für die Belüftung verbunden. Da es sich um einen aeroben Prozess handelt, ist das aerobe

Schlammalter und nicht das gesamte Schlammalter maßgeblich für den Grad der Stabilisierung, s. Kap. 3.3.2.

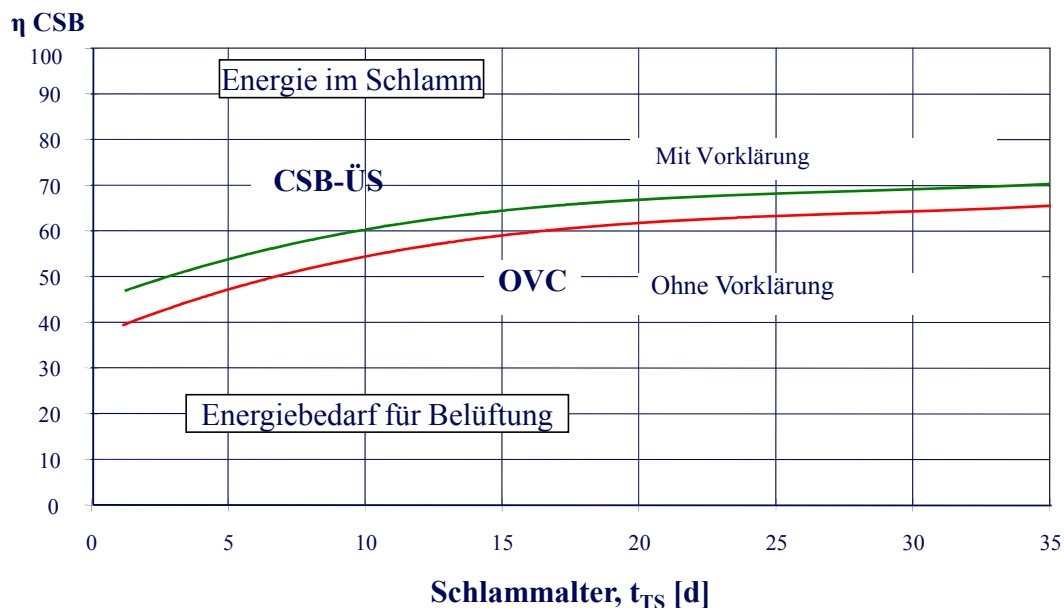


Abbildung 2 Einfluss des Schlammalters auf die CSB-Bilanz (Nowak und Svardal, 1989). ÜS: Überschussschlamm, OVC: Sauerstoffverbrauch für Kohlenstoffabbau.

3.2.2 Anaerobe Schlammstabilisierung

In der Praxis wird das Verfahren der anaeroben Klärschlammstabilisierung (Schlammfäulung) bislang erst ab einer bestimmten Ausbaugröße (ca. 40.000 EW, DWA-M 368) betrieben. Die organischen Inhaltsstoffe des Klärschlammes werden im Faulbehälter bei ca. 35 °C abgebaut. Die theoretisch notwendige Faulzeit (Schlammalter) liegt bei 15 Tagen, während in der Praxis > 20 Tage empfohlen werden um eine bessere Stabilisierung zu erreichen. Das Schlammalter im Belebungsbecken ist im Vergleich zur aeroben Stabilisierung niedriger, da die Stabilisierung im Faulbehälter erfolgt.

Der CSB, der während der biologischen Abwasserreinigung im Überschussschlamm gespeichert wurde (CSB-ÜS; Abbildung 2), wird beim anaeroben CSB-Abbau in Faulgas umgewandelt, das zu etwa zwei Drittel aus Methan und einem Drittel aus CO₂ besteht. Wird dieses Faulgas genutzt, kann elektrische und thermische Energie gewonnen werden. Dies zeigt den maßgebenden Unterschied zwischen aerober Schlammstabilisierung, wo Energie für die Belüftung benötigt wird, und anaerober Stabilisierung, wo Energie gewonnen werden kann.

Es ist zu beachten, dass die Bemessungsgröße für die Abwasserreinigung und die Schlammbehandlung nicht unbedingt übereinstimmen müssen, d.h. für die Abwasserreinigung ist unter Umständen ein anderer Bemessungswert als für die Schlammbehandlungsanlage sinnvoll. Dies kann z.B. in Weinbaugebieten der Fall sein, wo kurzzeitige Stoßbelastungen für

die Abwasserreinigung kleiner Kläranlagen zwar relevant, für die Auslegung der Schlammbehandlung jedoch nicht unbedingt maßgeblich sind.

3.3 Auswirkung der Wahl der Schlammstabilisierung

In diesem Kapitel werden die Auswirkungen des Stabilisierungsverfahrens (aerob vs. anaerob) auf verschiedene Prozesse, Prozessergebnisse und –ressourcen dargestellt:

- Energieverbrauch für die Belüftung
- Stabilität des Klärschlammes
- Schlammanfall
- Entwässerbarkeit und Schlammentsorgungskosten
- Faulgasproduktion

3.3.1 Energieverbrauch für die Belüftung

Lt. Daten des österreichischen Abwasserbenchmarking liegt der durchschnittliche Anteil der Energiekosten an den Gesamtbetriebskosten bei 16 % und schwankt je nach Kläranlagengröße zwischen 8 und 20 % (Lindtner und Haslinger, 2012).

Abbildung 3 zeigt den spezifischen Energieverbrauch von 76 Kläranlagen (Daten der Jahre 2003 bis 2010 des österreichischen Abwasserbenchmarking), unterteilt in Kläranlagen (ARAs) mit aerober und anaerober Stabilisierung (Faulung). Der Median der Anlagen mit Faulung liegt mit 29 kWh/EW/a deutlich unter jenem für aerobe Stabilisierung (44 kWh/EW/a), was auf den verfahrensbedingt höheren Energieverbrauch für die Belüftung zur aeroben Stabilisierung zurückzuführen ist.

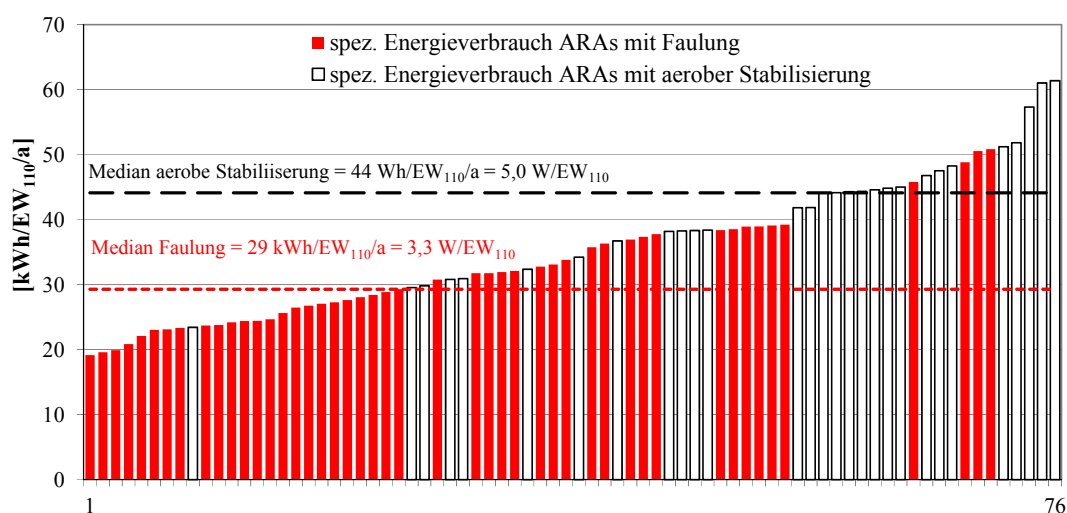


Abbildung 3 Spezifischer Energieverbrauch österreichischer Kläranlagen (Lindtner und Haslinger, 2012). Datenbasis: 76 Kläranlagen aus der Benchmarkingperiode 2003 bis 2010 (Mittelwerte bei Anlagen, die mehrfach teilgenommen haben; Basis: 110 g CSB/EW/d)

Der spezifische Energieverbrauch gruppiert nach Kläranlagengröße und Art der Stabilisierung ist in Abbildung 4 dargestellt. Die Grafik zeigt sowohl den Unterschied zwischen aerober und

anaerober Klärschlammstabilisierung als auch die degressive Entwicklung des Energieverbrauchs mit zunehmender Kläranlagengröße. Diese Entwicklung ist dadurch bedingt, dass größere Anlagen effizienter betrieben werden können. Große Kläranlagen (> 50.000 EW) mit Faulung weisen den geringsten Energieverbrauch auf.

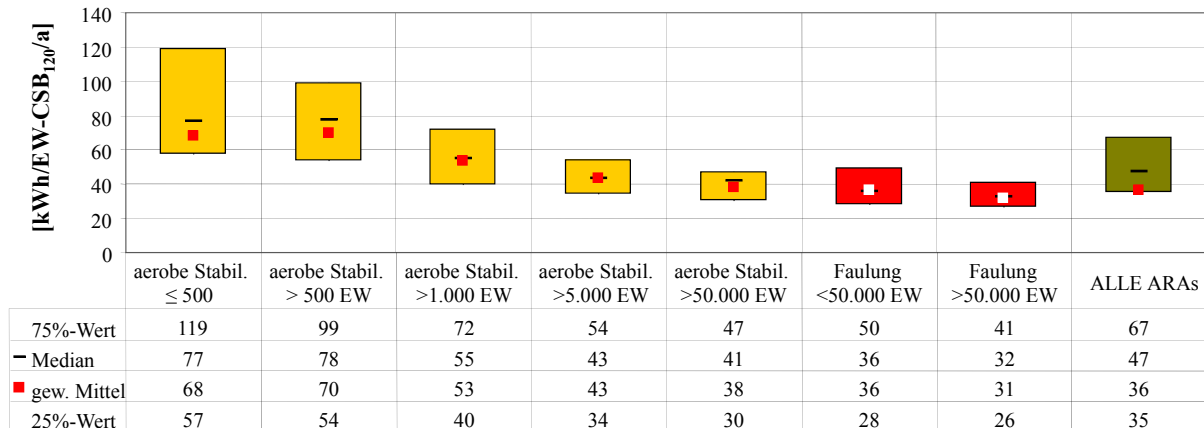


Abbildung 4 Energieverbrauch österreichischer Kläranlagen in Abhängigkeit der Ausbaugröße und der Art der Stabilisierung (Lindtner, 2012)

Betrachtet man den Energieverbrauch einer Kläranlage auf Prozessebene, entfallen ca. 60-70 % des Energieverbrauchs auf die mechanisch-biologische Abwasserreinigung (Belebungsbecken, Vor- und Nachklärung; Belüftung, Rührwerke, Pumpen), wobei der Energiebedarf für die Belüftung dominiert (Lindtner, 2008).

In Abbildung 5 ist der spezifische Energieverbrauch von jeweils sieben Kläranlagen mit aerober und anaerober Schlammstabilisierung dargestellt (Daten aus dem österreichischen Abwasserbenchmarking).

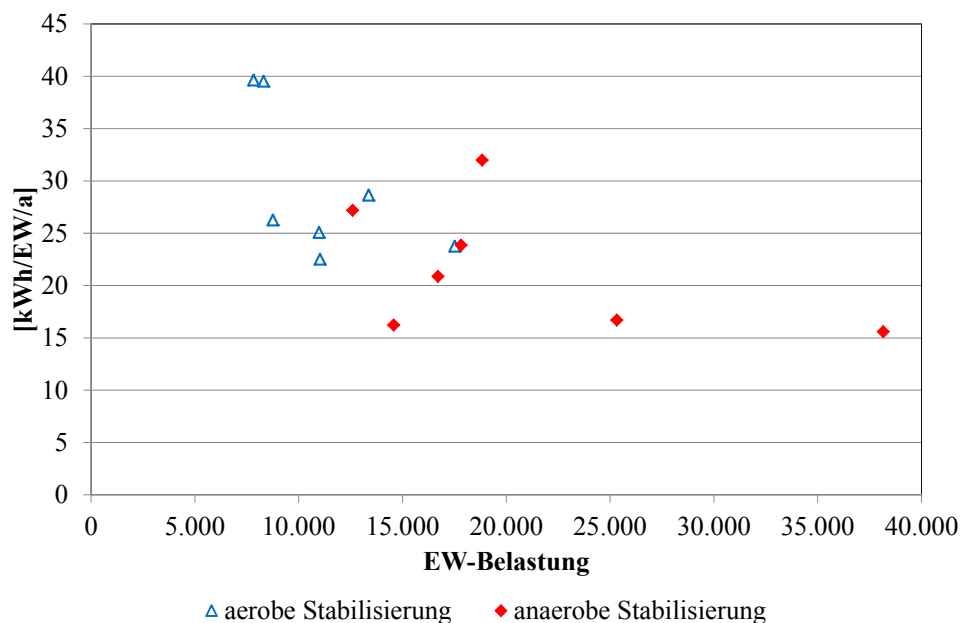


Abbildung 5 Spezifischer Energieverbrauch der mechanisch-biologischen Abwasserreinigung aerob und anaerob stabilisierender Kläranlagen

Ein Unterschied der beiden Stabilisierungsverfahren ist erkennbar; aerob stabilisierende Kläranlagen verbrauchen tendenziell mehr Energie als Kläranlagen mit Schlammfäulung. Die Streuung der Werte innerhalb der Gruppe ist jedoch hoch und die Unterschiede zwischen den beiden Verfahren sind geringer als aufgrund der theoretischen Grundlagen angenommen. Ein möglicher Grund dafür liegt in der Betriebsführung bzw. Betriebsoptimierung. Zum einen weisen Kläranlagen mit Schlammfäulung ein höheres Schlammalter (t_{RS}) auf als es für das Reinigungsziel (Stickstoffentfernung) erforderlich ist, zum anderen ist das Schlammalter in aerob stabilisierenden Anlagen oft zu gering, sodass der Klärschlamm nicht ausreichend stabilisiert ist.

3.3.2 Stabilität des Klärschlammes

Das Überführen des Klärschlammes in einen fäulnisunfähigen Zustand, gleichbedeutend mit einer ausreichenden Stabilisierung stellt das Hauptziel der Klärschlammstabilisierung dar (DWA-M 368).

Um einen Klärschlamm als ausreichend stabilisiert auszuweisen, fehlt bis dato eine allgemein anerkannte Definition für stabilisierten Schlamm. Weder die spezifische Überschussschlammproduktion noch der Glühverlust lassen Rückschlüsse auf den Stabilisierungsgrad von Klärschlamm zu. Als geeigneten Indikator für Stabilisierung schlägt Nowak (2002) den spezifischen Sauerstoffverbrauch, d.h. die Atmungsaktivität vor. Unterschreitet der spezifische Sauerstoffverbrauch bei 20 °C einen Wert von 2-2,5 mg O₂/g oTS/h, kann davon ausgegangen werden, dass der Klärschlamm ausreichend stabilisiert ist.

Untersuchungen am Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft (IWAG) zeigten, dass aerob stabilisierter Klärschlamm oft nur unzureichend stabilisiert ist. Dies ist darauf zurückzuführen, dass das notwendige aerobe Schlammalter häufig nicht eingehalten wird.

Das aerobe Schlammalter ist ein wesentlicher Parameter für die aerobe Schlammstabilisierung, da die Aktivität von Belebtschlamm unter anoxischen Bedingungen deutlich geringer ist (Nowak, 2002). Im DWA-A 131 wird für Anlagen mit Schlammstabilisierung einschließlich Stickstoffelimination ein Bemessungsschlammalter von 25 d angegeben. 25 d Bemessungsschlammalter lassen jedoch keinerlei Aussage über das aerobe Schlammalter zu.

Das aerobe Schlammalter birgt v.a. zwei Schwierigkeiten. Zum einen würde das Bemessungsschlammalter bei der geforderten Stickstoffentfernung von 70 % für eine Schlammstabilisierung ausreichen, der steigende Anspruch auf Energieeffizienz, verbunden mit der Einsparung von Belüftungszeiten führt jedoch trotz Steigerung der Stickstoffentfernung dazu, dass die Stabilisierung nicht mehr gewährleistet werden kann. Zum anderen ist die Überwachung des aeroben Schlammalters nicht trivial (Größe der aeroben

Zonen im Umlaufbecken, etc.).

Aus diesem Grund wird für eine ausreichende Stabilisierung besonders bei steigendem V_D/V_{BB} ein Schlammalter von > 25 d empfohlen.

3.3.3 Schlammfall

Die Verringerung der Schlamm- bzw. Feststoffmenge stellt eines der Ziele der Schlammstabilisierung dar, s. Kap. 3.1.

Mit steigendem Grad an Stabilisierung wird mehr an organischen Inhaltsstoffen abgebaut, was zu einer Verringerung der Schlammmenge führt. Für die aerobe Schlammstabilisierung wird dies in Abbildung 2 ersichtlich, d.h. je niedriger das Schlammalter, desto mehr CSB wird in den Überschussschlamm eingebaut und desto höher ist der Schlammfall.

Der Schlammfall der ausgewerteten kleinen/mittleren Kläranlagen aus dem Benchmarking ist in Abbildung 6 dargestellt. Es zeigt sich ein deutlicher Unterschied zwischen den Kläranlagen mit aerober und anaerober Stabilisierung. Die Kläranlagen mit Faulung haben durchwegs eine geringere spezifische oTS-Fracht von ca. 20 g oTS/EW/d, was darauf zurückzuführen ist, dass die organische Substanz deutlich besser abgebaut wird. Im Gegensatz dazu schwankt der Schlammfall der aerob stabilisierenden Anlagen zwischen 25 und 75 g oTS/EW/d.

Dies wirkt sich deutlich auf die Kosten für die Schlammentsorgung aus, die gemäß Abwasserbenchmarking im Mittel (81 Kläranlagen ≥ 10.000 EW) bei 18 % der Betriebskosten liegen (Lindtner, 2012). Die spezifischen Schlammentsorgungskosten sind von der Kläranlagengröße unabhängig.

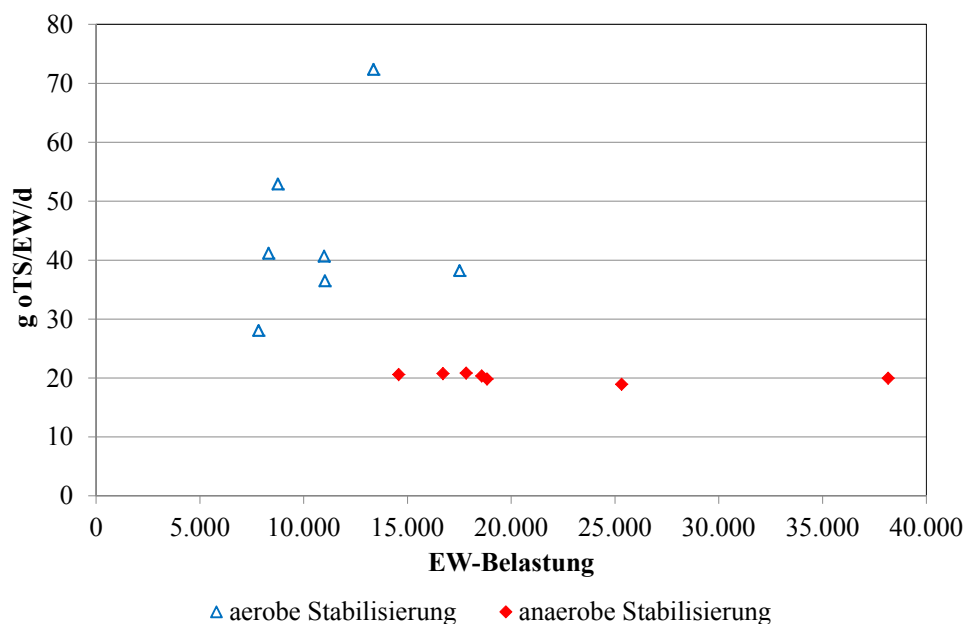


Abbildung 6 Vergleich des spezifischen Schlammfalls von aerob und anaerob stabilisierenden Kläranlagen als organische Trockensubstanz (oTS)

3.3.4 Entwässerbarkeit und Schlammentsorgungskosten

Die Verbesserung der Entwässerbarkeit stellt ein weiteres Ziel der Klärschlammstabilisierung dar, s. Kap. 3.1.

Generell weisen anaerob stabilisierte Klärschlämme eine bessere Entwässerbarkeit auf als aerob stabilisierte. Grund dafür ist der höhere mineralische Anteil im ausgefaulten Klärschlamm, was auf die bessere Stabilisierung zurückzuführen ist.

Aus der bislang unveröffentlichten Umfrage der Kläranlagennachbarschaften „Umfrage Schlamm entwässern im Rahmen der KAN“ geht hervor, dass der Median (84 aerob und 101 anaerob stabilisierte Schlämme) der Trockensubstanz über alle Entwässerungsverfahren (Kammerfilterpresse mit Polymer, Schneckenpresse, Siebbandpresse und Zentrifuge) bei anaerob stabilisierten Schlämmen knapp 2 %-Punkte höher liegt.

Die Verbesserung der Entwässerbarkeit führt neben der Verringerung des Schlammanfalls zu einer weiteren Volumenreduktion und hat somit einen direkten Einfluss auf die Schlammentsorgungskosten.

3.3.5 Faulgasproduktion

Tabelle 1 zeigt den mittleren Biogasanfall in Abhängigkeit des Reinigungsverfahrens. Die Vorklärung hat aufgrund des energiereichen Primärschlammes eine deutliche Auswirkung auf den Gasertrag. Ein weiterer Einflussfaktor ist das Schlammalter im Belebungsbecken (Biologie), da mit zunehmendem Schlammalter mehr organisches Substrat veratmet wird und somit nicht mehr in Methan umgewandelt werden kann, vgl. Abbildung 2.

Tabelle 1 Mittlerer spezifischer Biogasanfall in Abhängigkeit vom Reinigungsverfahren (Geyer und Lengyel, 2008; DWA-M 363). Schwankungsbereiche ca. +/- 25 %.

Vorklärung	Biologie	Spezifischer Gasanfall [l/EW/d]
groß	2-stufig; $t_{TS, 1. Stufe} = 1 - 2d$	25
groß	$t_{TS} = 8 d / N$	21
groß	$t_{TS} = 15 d / N / DN$	18
klein	$t_{TS} = 15 d / N / DN$	14
-	$t_{TS} = 15 d / N / DN$	8
-	$t_{TS} = 25 d / \text{aerobe Stab.}$	5

4. Änderung des Schlammstabilisierungsverfahrens

Einleitend werden hier nochmals Schlussfolgerungen gezogen, die sich aus den theoretischen Grundlagen ableiten lassen.

Der deutliche Unterschied beim Energieverbrauch für die mechanisch-biologische Abwasserreinigung der beiden Stabilisierungsverfahren zeigt sich nur bei optimiertem Betrieb. Die Diskrepanz zwischen Theorie und Praxis ist auf das eingestellte Schlammalter in der Biologie zurückzuführen. Werden Kläranlagen mit Schlammfäulung mit höherem Schlammalter, als für das Reinigungsziel notwendig, betrieben, führt dies zu einem geringeren Faulgasanfall, da das organische Substrat schon im Belebungsbecken abgebaut wurde. Im Gegensatz dazu führt ein zu niedriges aerobes Schlammalter bei Kläranlagen mit simultaner aerober Schlammstabilisierung zu unzureichender Stabilität des Klärschlammes, was in weiterer Folge bei längerer Lagerung zu massiven Geruchsbelästigungen führen kann. Tritt dieser Fall ein, kann verfahrenstechnisch (im Belebungsbecken) zwar rasch reagiert werden, bis sich die gewünschte Wirkung einstellt, vergeht jedoch eine gewisse Zeit, da die Geruchsbelästigungen vom gelagerten Schlamm ausgehen.

Der deutliche Unterschied beim Schlammanfall stellt einen nicht zu vernachlässigenden Kostenfaktor dar und wird durch die bessere Entwässerbarkeit des Faulschlammes verstärkt.

4.1 Ausgangssituation und Randbedingungen

Überlegungen zum Umstieg auf anaerobe Klärschlammstabilisierung sind immer vor dem Hintergrund der Ausgangssituation und der standortspezifischen Randbedingungen zu sehen. Zu allererst ist daher die Ausgangssituation zu klären, wobei zwischen folgenden Varianten unterschieden werden kann:

- Neuerrichtung einer Kläranlage
- Sanierung/Anpassung an den Stand der Technik
- Ersatz der aeroben Stabilisierung durch eine Fäulung statt Erweiterung der Belebung

Die letzte Variante rührt daher, dass durch die Verlagerung der Stabilisierung in den Faulbehälter ein geringeres Schlammalter in der Biologie erforderlich ist und dadurch Kapazität für die Kläranlage gewonnen wird. Dies ist v.a. für überlastete Kläranlagen oder für den Fall einer geplanten Erweiterung, z. B. durch Anschluss einer Siedlung oder eines Gewerbeparks, interessant.

Zusätzlich zur Ausgangssituation sind diverse Randbedingungen zu beachten, da sie die Entscheidung maßgebend beeinflussen können:

- Bau eines Vorklärbeckens
- Gasverwertung
- Standort Kläranlage

Der Bau einer Vorklärung hat zwar einen positiven Einfluss auf die Gasausbeute (siehe Tabelle 1), wirkt sich jedoch nachträglich auf die Behandlung des stickstoffreichen Trübwassers aus. Durch die Entfernung des organischen Kohlenstoffs wird Denitrifikationssubstrat entnommen, was den Betrieb einer separaten Trübwasserbehandlung erforderlich machen kann. Prinzipiell wird der Bau eines Vorklärbeckens nur im Fall einer Faulgasnutzung bzw. einer Überlastung der Kläranlage empfohlen, wenn dadurch die benötigte Kapazitätserweiterung gegeben ist. Sowohl Platzreserven als auch die Baukosten sind zu berücksichtigen.

Die Wahl einer Gasverwertung ist im Wesentlichen von der Wirtschaftlichkeit abhängig, die wiederum von der Größe beeinflusst wird. Daher sollte in jedem Fall abgeklärt werden, ob die Kläranlage eine eigene Gasverwertungsschiene betreibt oder ob sich Synergien ergeben, d.h. das Gas in der Industrie oder gemeinsam mit anderen Kläranlagen genutzt werden kann. Abnehmer für Wärme, z. B. Fernwärme oder Gärtnereien (Gewächshaus) und die Möglichkeit der Cofermentation (sofern Co-Substrat vorhanden ist) sind weitere relevante Randbedingungen.

Der Standort Kläranlage ist dann von Relevanz, wenn Geruchsprobleme durch unzureichende Stabilität des Klärschlammes unbedingt vermieden werden sollten (Beispiel Tourismusgebiet).

4.2 Vor- und Nachteile eines Umstiegs auf Schlammfäulung

Bei der Errichtung einer Fäulung anstelle einer aeroben Schlammstabilisierung ist mit folgenden Vorteilen zu rechnen:

- Niedrigere Betriebskosten
 - Einsparungspotential bei Belüftungsenergie
 - Einsparungspotential bei Schlammtransportkosten (geringerer Schlammanfall und bessere Entwässerbarkeit)
- Kapazitätserweiterung der Kläranlage (durch geringeres Schlammalter in Belebung)
- Energiegewinn bei Faulgasnutzung (elektrisch, thermisch) und folglich teilweise Eigenstromabdeckung
- Möglichkeit der Nutzung von Co-Substraten
- Bessere Stabilisierung (keine Geruchsbelästigung)
- Geringeres spezifisches Belebungsbeckenvolumen

Gleichzeitig ergeben sich bei der Errichtung einer Fäulung auch Nachteile:

- Höhere Investitionskosten
- Komplexere Verfahrenstechnik
- Betrieb einer etwaigen Faulgasnutzung
- Überwachungsaufwand steigt durch zusätzlichen Prozess;
aus dem Benchmarking kann abgeleitet werden, dass eine Fäulung einen Mehraufwand von 5 bis 10 % beim Personal verursacht
- Stickstoffrückbelastung

5. Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die Tatsache, dass Kläranlagen mit steigender Größe wirtschaftlicher werden, muss jeder Betrachtung zugrunde liegen; die degressive Entwicklung der spezifischen Kosten mit zunehmender Kläranlagengröße ist in den öffentlichen Berichten zum österreichischen Abwasserbenchmarking dargestellt (www.abwasserbenchmarking.at/home/berichte/).

Aussagen über die Wirtschaftlichkeit einer Schlammfäulung für kleine bis mittlere Kläranlagen mit exakten Grenzen sind nicht möglich.

Sinnhaftigkeit und Wirtschaftlichkeit sind somit für jede Kläranlage im Einzelfall zu prüfen, wobei die Ausgangssituation und die Randbedingungen in die Bewertung mit einbezogen werden müssen.

Prinzipiell kann aus der Projektbearbeitung geschlossen werden, dass der Bau einer Fäulung bei kleinen Kläranlagen ohne sonstigen Handlungsbedarf i. d. R. nicht wirtschaftlich ist. Beispiel für einen solchen Handlungsbedarf wäre eine Anpassung bzw. Sanierung einer Kläranlage. Da der Umstieg auf anaerobe Schlammstabilisierung in einer Kapazitätserhöhung der Kläranlage resultiert, kann dies von Relevanz sein, wenn sich Anlagen dadurch eine Erweiterung ersparen.

Weitere, nicht monetär bewertbare Randbedingungen sind die Einhaltung einer gesicherten Schlammstabilisierung durch eine Fäulung und damit die Vermeidung von Geruchsproblemen sowie der Bedarf an Wärme (Nutzung der thermischen Energie aus der Faulgasverwertung).

Der politische Wille hinsichtlich der Nutzung von Einsparungspotentialen bei der kommunalen Abwasserreinigung kann ebenso einen bedeutenden Faktor darstellen. Der prognostizierte Anstieg des Strompreises und die mit einem Umstieg auf Fäulung verbundene Einsparung an Belüftungsenergie können dies zusätzlich forcieren. Im Fall einer Faulgasnutzung kann außerdem der externe Energiebedarf der Anlage über Eigenstromabdeckung gesenkt werden. Ein zusätzliches Kriterium für die Nutzung des Faulgases ist die Entwicklung des Ökostrom-Einspeisetarifes für Klärgas, der derzeit bei 6 €cent/kWh liegt (BGBl. II Nr. 471/2011).

Der geringere Schlammanfall und die verbesserte Entwässerbarkeit stellen in Verbindung mit der Dominanz der Reststoffentsorgungskosten an den Betriebskosten einer Kläranlage ein hohes Einsparungspotential einer anaeroben Klärschlammstabilisierung dar.

All diese Größen fließen in das Berechnungsmodell AKF ein. Ein wesentlicher Output des Modells ist die dynamische Amortisationszeit, die eine anschauliche und nachvollziehbare Hilfe für die Entscheidungsträger darstellt.

6. Literaturverzeichnis und verwendete Unterlagen

- BGBI. II Nr. 471/2011. 471. Verordnung des Bundesministers für Wirtschaft, Familie und Jugend, mit der Preise für die Abnahme elektrischer Energie aus Ökostromanlagen auf Grund von Verträgen festgesetzt werden, zu deren Abschluss die Ökostromabwicklungsstelle im Jahr 2012 verpflichtet ist (Ökostromverordnung 2012 - ÖSVO 2012), 30. Dezember 2011.
- DWA-A 131. Bemessung einstufiger Belebungsanlagen, Mai 2000.
- DWA-M 363. Herkunft, Aufbereitung und Verwertung von Biogasen. Merkblatt der DWA, November 2010.
- DWA-M 368. Biologische Stabilisierung von Klärschlamm. Merkblatt der DWA, April 2003.
- Geyer, W. und Lengyel, A. (2008). BHKWs - Auslegung, Gesamtkosten und Optimierungsmöglichkeiten. Betriebsoptimierung von Kläranlagen – Betriebsmittel und Energie, Linz, 21. Mai 2008, ÖWAV.
- Kroiss, H. (2010). Bedeutung des Energieverbrauches von Abwasseranlagen. Energiemanagement in der Abwasserwirtschaft, Linz, 13. Oktober 2010.
- Kroiss, H. und Svardal, K. (2009). "Energiebedarf von Abwasserreinigungsanlagen." Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft **61**(11): 170-177.
- Lindtner, S. (2008). Leitfaden für die Erstellung eines Energiekonzeptes kommunaler Kläranlagen. Ingenieurbüro k2W. April 2008.
- Lindtner, S. (2012). Energiekonzepte für kommunaler Kläranlagen - Potentiale und Praxisbeispiele. Energieoptimierung und -gewinnung für siedlungswasserwirtschaftliche Anlagen, Graz, 27. Februar 2012, Ziviltechniker-Forum für Ausbildung, Berufsförderung und Öffentlichkeitsarbeit.
- Lindtner, S. und Haslinger, J. (2012). "Stand und Zukunft des Benchmarkings auf österreichischen Kläranlagen." Wiener Mitteilungen **226**: 77-102.
- Nowak, O. (2002). "Schlammbehandlung bei Anlagen ohne mesophile Schlammfäulung." Wiener Mitteilungen **177b**: 29-76.
- Nowak, O. und Svardal, K. (1989). "Biologische Abwasserreinigung. ÖWWV-Fortbildungskurs, TU Wien." Wiener Mitteilungen **81**: G1-G55.
- Schmitt, T. G., Gretschel, O., Hansen, J. und K., S. (2010). Neubewertung von Abwasserreinigungsanlagen mit anaerober Schlammbehandlung vor dem Hintergrund der energetischen Rahmenbedingungen und der abwassertechnischen Situation in Rheinland-Pfalz - NAwaS - Modul 1: Grundlegende Untersuchungen. Zentrum für innovative Abwassertechnologien tectraa. 5.10.2010.
- Schmitt, T. G., Gretschel, O., Hansen, J. und K., S. (2011). Neubewertung von Abwasserreinigungsanlagen mit anaerober Schlammbehandlung vor dem Hintergrund der energetischen Rahmenbedingungen und der abwassertechnischen Situation in Rheinland-Pfalz - NAwaS - Modul 2: Weitergehende Untersuchungen. Zentrum für innovative Abwassertechnologien tectraa. 6.12.2011.
- Svardal, K. (2010). "Die energieautarke Kläranlage." Kanal- und Kläranlagennachbarschaften im ÖWAV, Informationsreiche Betriebspersonal Abwasseranlagen **Folge 18**: 33-46.

Webseiten

www.abwasserbenchmarking.at

www.abwasserbenchmarking.at/home/berichte

<http://oe1.orf.at/artikel/308157> (Zugriff: 28.06.2012)