

- Universität Karlsruhe (TH) -
Institut für Wasser und Gewässerentwicklung
Bereich Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütewirtschaft

Jörg Kegebein

Die Verwendung von Küchenabfallzerkleinerern (KAZ)
aus abwasser- und abfallwirtschaftlicher Sicht

Universität Karlsruhe (TH)
Verlag Siedlungswasserwirtschaft , Karlsruhe
Schriftenreihe SWW – Band 122 – Karlsruhe 2006

Dissertation, genehmigt von der Fakultät für
Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften

Universität Fridericiana zu Karlsruhe (TH)
2006

Hauptreferent: Prof. Dr.-Ing. E.h. H.H. Hahn, Ph.D., Karlsruhe
Koreferent: Prof. Dr. rer.nat. J. Winter, Karlsruhe

Kegebein, Jörg

Die Verwendung von Küchenabfallzerkleinerern (KAZ) aus abwasser- und
abfallwirtschaftlicher Sicht

Karlsruhe: Universität Karlsruhe – Verlag Siedlungswasserwirtschaft, 2006
(Schriftenreihe des SWW Karlsruhe – Band 122)
Zugl: Karlsruhe, Univ., Diss., 2006

ISBN-10: 3-9809383-5-2
ISBN-13: 978-3-9809383-5-8

Alle Rechte vorbehalten
Satz: Jörg Kegebein
Druck: E&B printware, Digital- u. Schnelldruck GmbH, 76131 Karlsruhe
Printed in Germany

Vorwort

Küchenabfallzerkleinerer existieren seit langer Zeit. In den USA, aber nicht nur dort, haben sie sich bewährt. Sie haben allerdings in Deutschland keinen Anklang gefunden. Dies verwundert aus mancherlei Gründen, nicht zuletzt auch, weil in anderen Bereichen die meisten Entwicklungen, die aus den USA kommen, in Deutschland früher oder später ebenfalls aufgegriffen werden.

Der Autor dieser Schrift hat es sich zur Aufgabe gemacht, den vielfältigen Argumenten, die einerseits für und andererseits möglicherweise gegen den Küchenabfallzerkleinerer sprechen, nachzugehen. Und dies nicht nur aus abwasser- und abfalltechnischer Sicht, wie er im Titel der Arbeit sagt, sondern auch weitergehend im Hinblick auf Ressourcenschutz und Wirtschaftlichkeit im weitesten Sinne des Wortes.

Er hat sich aufgrund der Vielzahl der vor allem in Deutschland vorgebrachten Einwände gegen diese Küchenabfallzerkleinerer detailliert mit Fragen des Ernährungsspektrums und des daraus resultierenden Küchenabfalls befasst, mit den Möglichkeiten des Transportes dieser Reststoffe im (bestehenden) Kanalsystem, also hydraulischen Fragestellungen und schließlich auch der Nutzung dieser Reststoffe in Bioabfallanlagen inklusive des Schlammfermenters auf Kläranlagen. – Die Argumentation basiert auf siedlungswasserwirtschaftlichen Erfahrungen, aber auch auf hydromechanischen Untersuchungen und Erkenntnissen; gleichgewichtig gehen Energie- und Kostenaspekte und vor allem auch Nachhaltigkeitsüberlegungen (in Form einer sog. Life-Cycle-Analyse) mit in die Darstellung des gesamten Themenkomplexes ein.

Die Analyse ist als sehr gelungen zu bezeichnen, da der Autor, der ein Ingenieur ist, Ergebnisse nicht nur verständlich, sondern auch in weiten Teilen fesselnd darstellt. Damit liefert er einen wichtigen Beitrag in einer nicht enden wollenden Diskussion, aber eben auch nicht nur einen Beitrag, sondern auch quantitative Argumente in der Sache selbst. – Ganz besonders hat mich die große Objektivität des Autors angesprochen. Er vermeidet, was in der Vergangenheit in Deutschland die Diskussion so emotional und wenig quantitativ machte. In der Auswahl der Vergleichsbeispiele oder in der Begrenzung oder besser Aufweitung des Argumentationsraums oder auch in der Detailliertheit der Einzeluntersuchungen zeigt er, dass es ihm nicht primär um eine Rechtfertigung für den Küchenabfallzerkleinerer geht, sondern dass er für sich selbst ohne vorgefasste Meinung herausfinden will, ob dieses Entsorgungs- und Kreislaufwirtschaftskonzept sinnvoll ist.

Karlsruhe, Oktober 2006

Hermann H. Hahn

Zusammenfassung und Handlungsempfehlungen

Im Rahmen dieser Arbeit wurden die vielschichtigen Effekte der Nutzung von Küchenabfallzerkleinern, also der Nutzung der abwassertechnischen Infrastruktur zum Transport und zur Behandlung zerkleinerter organischer Küchenabfälle untersucht. Aus ernährungswissenschaftlichen und abfallwirtschaftlichen Studien wurde auf ein spezifisches Küchenabfallaufkommen von 50 kg Feuchtmasse pro Einwohner und Jahr geschlossen, davon werden nach Verhaltensbefragungen maximal 50% mit dem KAZ behandelt.

Aus fachtechnischer, ökonomischer und ökologischer Sicht lassen sich keine stichhaltigen Argumente gegen diese Entsorgungsoption ableiten. Dabei wurde die Möglichkeit erhöhter Gewässerbelastungen durch Mischwasserentlastungen im Rahmen dieser Arbeit nicht näher betrachtet, die Schlussfolgerungen und Handlungsempfehlungen beschränken sich somit auf den Einsatz von KAZ in städtischen Gebieten, die im Trennsystem entwässert werden.

Im Rahmen dieser Arbeit wurden die technischen Auswirkungen der KAZ-Nutzung auf den Kanalnetzbetrieb und den Kläranlagenbetrieb untersucht.

Der Transport zerkleinerter Küchenabfälle im Kanal stellt demzufolge kein Problem dar, sofern die Funktionalität des Systems auch zum Transport gewöhnlichen häuslichen Abwassers sichergestellt ist. Neben einer hydraulischen Untersuchung und hydraulischen Modellbildung wurden auch mögliche Einflüsse auf die Rattenpopulation und Kanalverfettung anhand einer Literaturrecherche dargestellt. Erhöhte Reinigungsaufwendungen in moderatem Umfang können nicht ausgeschlossen werden.

Die Einflüsse der KAZ-Nutzung auf den Kläranlagenbetrieb wurden in Abhängigkeit vom Status Quo der Abwasserreinigung aufgezeigt. Je nach verfahrenstechnischer Grundausstattung kann sich die KAZ-Nutzung förderlich oder ggf. störend auswirken. Als zentrale verfahrenstechnische Einheit ist die Leistungsfähigkeit des Vorklärbeckens maßgebend für die Beurteilung. Eine Anpassung der verfahrenstechnischen Ausstattung ist bei ungeeigneten Grundvoraussetzungen möglich. Änderungen der Abwassercharakteristik durch die KAZ-Nutzung erfolgen aufgrund der anzunehmenden langsamen Verbreitung in der Größenordnung der technischen Anlagenentwicklung, die durch Modernisierungs- und Abschreibungszeiträume charakterisiert ist.

Die Kostenvergleichsrechnung zeigte, dass die Nutzung von KAZ zu deutlich höheren Allgemeinkosten führt, verglichen mit der gegenwärtig praktizierten Sammlung des Küchenabfalls in der Biotonne. Die spezifischen öffentlichen Kosten dieser Variante sind hingegen deutlich geringer, wenn die Anschaffung des Geräts als private Investition in der Kostenrechnung nicht berücksichtigt wird. Hier zeigte sich, dass sich für die Öffentlichkeit Einsparungen ergeben können.

Die Nutzung von Küchenabfallzerkleinerern zeigt eine bessere Ökobilanz als das gegenwärtig favorisierte System Biotonne mit Kompostierung, insbesondere aufgrund der verminderten Treibhausgasemissionen und des Energieüberschusses. Die beste Ökobilanz zeigte das Vergleichskonzept der Bioabsammlung mit anschließender Co-Vergärung aufgrund der Gutschriften für Treibhausgasemissionen und Energie.

Aus den vorab genannten Gründen lässt sich die generelle Verurteilung der KAZ-Nutzung in Deutschland nicht nachvollziehen. Ein Umdenken erscheint nötig. Aus Kostengründen sollte diese Entsorgungsvariante nicht administriert, sondern als individuelle (Kauf-)Entscheidung geduldet und ggf. unterstützt werden. Als rechtliche Voraussetzung ist eine Änderung der derzeitigen – unscharf formulierten – Abwassersatzungen erforderlich. Ferner wird eine Deklarationspflicht der KAZ-Nutzung und eine Berücksichtigung der Nutzung in den Gebührenstrukturen empfohlen.

abstract

This work investigates the use of garbage grinders (also referred to as food waste disposers, FWD) and the subsequent utilisation of wastewater infrastructure elements for co-processing organic waste.

The specific fraction of organic kitchen waste is approximately 50 kg wet waste per capita and year, a value derived from nutritional science and waste management studies. Surveys of attitude, conducted in the US and in Sweden, showed that the amount, which may be diverted to wastewater will not exceed 50%. These values were taken as a basis for further impact assessment.

The investigations were conducted from the viewpoints of technology, economy and ecology. Disadvantages of this disposal option, as proclaimed by certain organisations and associations in Germany, could not be confirmed as a matter principle. Anyway, the recommendations are limited to the use of FWD in areas with separated sewer systems, since the potential impact of combined sewer overflows was not subject of this work. It should be subject of future studies.

The transport of ground organic particles along with wastewater will not lead to critical conditions, as long as the sewer design is in accordance with common recommendations given by guidelines of Imhoff and DWA. Aside of the hydraulic performance, possible impacts due to sewer rats and increased fat discharges were evaluated by literature data. The use of garbage grinders may lead to a moderate increase in sewer maintenance, whereas an increase of the sewer rat appearance was ruled out.

The performance of wastewater treatment plants may be enhanced or may be disturbed due to the additional load of organic compounds, depending on the applied technology. The extend of primary settling is the most influencing unit process and determines the overall result of the impact assessment. However, the primary settling performance can be adapted to the needs.

The economic evaluation was carried out by the means of the cost comparison method. It resulted in highest costs for the FWD option compared with existing systems due to the purchase of the FWD itself. However, the public costs are significantly lower, when FWDs are considered as a private purchase. The public authorities may thus save money.

The environmental impact assessment (life cycle analysis) showed best results for a system with separate green garbage collection and subsequent anaerobic co-digestion. The most common system in Germany – separate collection and subsequent composting – showed worst results, particular due to the high energy demand and greenhouse gas emissions. The FWD option ranged in the middle, with an almost neutral balance for energy and greenhouse gases.

The results altogether do not support the negative attitude towards FWDs in Germany. A change towards the acceptance of the FWD technology is overdue.

Inhaltsverzeichnis

Teil A – Einführung	1
<i>Historischer Hintergrund</i>	2
<i>Funktion und Benutzung des Gerätes</i>	8
<i>Benutzerakzeptanz des Gerätes</i>	10
<i>Konzeption des Systems</i>	11
<i>Fragestellungen dieser Arbeit</i>	12
<i>Vorgehensweise / Struktur dieser Arbeit</i>	13
Teil B – Aufkommen und Verbleib des Küchenabfalls	15
<i>Entstehung</i>	15
<i>Differenzierung des Küchenabfalls nach Entstehungsursache</i>	15
Zubereitungsreste / Speisereste / Technische Reste / Sonstige Reste	
<i>Gesamtmenge des Küchenabfalls</i>	17
<i>Zeitliche Variation der Küchenabfallmenge</i>	19
Jahresgang / Langfristige Tendenzen	
<i>Entsorgungsmöglichkeiten für Küchenabfälle</i>	22
Biotonne / Restmülltonne / Eigenkompostierung / Verfütterung an Haustiere / Küchenspüle / Spültoilette / Küchenspüle mit KAZ	
Teil C – Zerkleinerung von Küchenabfällen	27
<i>Ressourcenverbrauch</i>	27
Abfallcharakteristik / Nutzungsfrequenz	
<i>Frachten</i>	29
Messungen in Testgebieten / Kläranlagendaten / Abfallanalyse und Hochrechnung / Ernährungsdatenanalyse / Ergebnis- und Methodenvergleich	
<i>Phasenverteilung nach Zerkleinerung</i>	34
Solubisierung	
<i>Partikelgrößenverteilung</i>	36
Trockenanalytische Sieblinie / Nassanalytische Sieblinie	
<i>Sinkgeschwindigkeit</i>	39
Berechnung nach Stokes / Visuelle Beobachtung der Trenngrenze / Sinkgeschwindigkeitsmessung diskreter Partikel / Bestimmung in einer Absetzsäule	
Teil D – Nutzung des Kanalsystems	45
<i>Einleitung</i>	45
<i>Literaturrecherche zum Transport der Küchenabfallpartikel</i>	46
<i>Kanalfettbildung</i>	48

Auswirkungen von KAZ auf die Population der Kanalratten.....	50
Erfahrung / Nahrungsverfügbarkeit / Neophobie / Nahrungsalternativen / Schlussfolgerung	
Hydraulische Aspekte des Feststofftransports.....	54
Eignung der Hausabflussinstallation	
Konzentrationsprofile und Transportformen beim stationären Abfluss.....	55
Untersuchungen zum Geschiebetransport	58
Versuchsdurchführung / Ergebnisse / Auswertung der Ergebnisse / Fraktionierungskriterium / Simulation des hydraulischen Profils / Ableitung eines Transportmodells	
Folgerungen für die Praxis.....	66
Erforderliche Mindestfließgeschwindigkeit / Erforderlicher Abfluss	
KAZ im Mischsystem.....	69
Teil E – Co-Verwertung zerkleinerter Küchenabfälle	71
Einleitung.....	71
Verfahrenstechnische Beziehungen.....	73
Grundlagen und Annahmen der Modellrechnungen.....	74
(1) Basisfrachten und (2) Zusatzfrachten	
(3) Rechengut	
(4) Sandfanggut	
(5) Bestimmung der Absatzfunktion für originäre Abwasserpartikel	
(6) Bestimmung der Absatzfunktion für Küchenabfallpartikel	
(7) Absetzleistung der Abwasser-/Küchenabfallmischung im Vorklärbecken	
(8) Überschussschlammproduktion (spezifisch/gesamt)	
(9) Einfluss der Überschussschlammproduktion auf das Schlammalter	
(10) Abbaugrad im Fermenter / Klärschlammanfall	
(11) Energieertrag durch Verstromung	
Ergebnisse der Modellbetrachtungen.....	82
Rechengut / Sandfanggut	
Verfahrenstechnische Auswirkungen bei unveränderter Vorklärleistung.....	84
Belastung der biologischen Stufe / Schlammalter und Überschussschlamm / Schlammanfall und Energieertrag	
Verfahrenstechnische Auswirkungen bei veränderter Vorklärleistung.....	88
Belastung der biologischen Stufe / Schlammalter und Überschussschlamm / Schlammanfall und Energieertrag	
Weitere Aspekte der KAZ-Nutzung.....	91
Energieverbrauch / Absetzbarkeit des Belebtschlammes im Nachklärbecken / Reinigungsleistung	
Teil F – Kostenvergleichsrechnung	95
Einleitung.....	95
Vorgehensweise.....	95
Sammelkosten.....	96
Biotonne / KAZ	
Transportkosten.....	97
Transport auf der Straße.....	97
Zeitkosten der Transportfahrzeuge / Sammelgeschwindigkeit der Transportfahrzeuge / Kostenfaktor des Bioabfalltransports	

Transport im Kanalsystem.....	99
Behandlungskosten.....	100
Bioabfallkompostierung / Bioabfall-Monovergärung / Bioabfall-Co-Vergärung	
Indirekte Co-Vergärung (KAZ-Nutzung)	102
<u>Investitionen</u>	
Rechen- bzw. Siebgutaufbereitung / Sandgutwäscher / Veränderung der Abtrennleistung im Vorklärbecken / Anpassung der Faulraumkapazität / Anpassung der maschinentechnischen Komponenten	
<u>Berücksichtigte Kostenfaktoren</u>	
Kosteneinsparung durch Substitution einer externen C-Quelle / Rechengut / Sandgut / Faulschlamm Entsorgung / Energiekosten / Weitere Erlöse / Zusammenfassung der Behandlungskosten der indirekten Co-Vergärung	
Gegenüberstellung der Kosten.....	109
Kurzfristige Einsparpotenziale.....	110
Sammlung / Transport / Behandlung / Zusammenführung der öffentlichen Mehr- und Minderkosten	
Schlussbemerkung	112
Teil G – Öko- und Energiebilanz	113
Einleitung.....	113
Systemgrenzen.....	113
Funktionelle Einheit.....	114
Referenzobjekte zur Ermittlung der Massen.....	114
KAZ-Fabrik / Kanalsystem / Kläranlage / Sammlung in der Tonne / Transport mit Fahrzeugen / Kompostierung / Co-Vergärung	
Energie- und Emissionskennwerte.....	116
System KAZ.....	119
KAZ-Herstellung / Herstellung des Kanalsystems / Herstellung einer Kläranlage / Energiebedarf zum Betrieb der Kläranlage / Zusammenfassung der Energiebilanz der KAZ-Nutzung	
System Biotonne/Kompostierung.....	125
Sammlung und Transport / Kompostierungsanlage / Direkte Emissionen des Kompostierungsprozesses / Zusammenfassung des Systems Biotonne/Kompostierung	
System Biotonne/Co-Vergärung.....	129
Verfahrensvergleich.....	130
Teil H – Diskussion	133
Einleitende Diskussion der rechtlichen Situation in Deutschland.....	133
Funktionalität.....	135
Wirtschaftlichkeit.....	138
Umweltwirkungen.....	139
Ausleitende Diskussion der rechtlichen Situation in Deutschland.....	140
Schlussbemerkung.....	142
Literaturverzeichnis	145

Abbildungsverzeichnis

Teil A – Einführung	
Bild A 1. Skizze einer städtischen Abfallzerkleinerungsstation	3
Bild A 2. Arbeiter bei der Befüllung eines Abfallzerkleinerers in Indianapolis	4
Bild A 3. a) Aufbau eines KAZ b) Zerkleinerungsmechanik c) Benutzung	10
Teil B – Aufkommen und Verbleib des Küchenabfalls	
Bild B 1. Häufigkeit des Kochens gegen die Küchenabfallmenge	19
Bild B 2. Entwicklung der spezifischen Müllmasse der Stadt Stuttgart	20
Bild B 3. Absatzentwicklung von Tiefkühlkost in Deutschland	21
Bild B 4. Lebensmittel im Rechengut	24
Bild B 5. Anteil der mit KAZ behandelten Küchenabfälle	25
Teil C – Kenngrößen zur Zerkleinerung	
Bild C 1. Degression des Wasser-, Energie- und Zeitbedarfs	29
Bild C 2. Nahrungsmengen nach Nahrungskomponenten	32
Bild C 3. Ergebnisse der trockenanalytischen Sieblinienbestimmung	37
Bild C 4. Nassanalysen nach AHAM Problematic food grinding test	38
Bild C 5. Standardabfall/Apfelschalen	38
Bild C 6. Säulenversuch zur Bestimmung der Sinkgeschwindigkeitsverteilung	42
Bild C 7. Sinkgeschwindigkeitsverteilung der untersuchten Suspensionen (TR)	43
Bild C 8. Sinkgeschwindigkeitsverteilung der untersuchten Suspensionen (AFS)	43
Teil D – Nutzung des Kanalsystems	
Bild D 1. Kanalratte (<i>rattus norvegicus</i>)	51
Bild D 2. Transportformen des Modellküchenabfalls	57
Bild D 3. Hydraulischer Schnitt der zu Testzwecken verwendeten Kanalstrecke	58
Bild D 4. Aufgefangene Suspensionskomponenten im Schacht	59
Bild D 5. Kräftegleichgewicht eines Sediments an der Gerinnesohle	60
Bild D 6. Shields-Kurve mit Daten weiterer Autoren	61
Bild D 7. Berechnungsalgorithmus zur Ermittlung des hydraulischen Profils	63
Bild D 8. Hahn-Kurve	65
Bild D 9. Konzentrationsfaktoren für Küchenabfallpartikel gegen die Schubspannung	66
Bild D 10. Fließgeschwindigkeitsbereiche zum Transport	68
Bild D 11. Abflussmengenbereiche zum Transport	69
Teil E – Co-Verwertung der Küchenabfälle	
Bild E 1. Untersuchte Wirkbeziehungen durch die KAZ-Nutzung	73
Bild E 2. Absatzfunktionen für BSB ₅ und TS nach DWA	75
Bild E 3. Absatzfunktion der Küchenabfallpartikel	76
Bild E 4. Modellkurve zur TS-Elimination	78
Bild E 5. Berechnung von Schlammalter und Überschussschlammproduktion	79
Bild E 6. Änderung der Frachten im Zulauf zur biologischen Stufe	84
Bild E 7. Verminderung des Schlammalters	85
Bild E 8. Spezifische Schlamm-, Biogas- und Energiemengen	87
Bild E 9. Änderung der BSB- und TS-Fracht im Zulauf zur biologischen Stufe	89
Bild E 10. Änderung des Schlammalters und der ÜS-Produktion	89
Bild E 11. Änderung der Primär- und Rohschlammmenge	90
Bild E 12. Änderung des Energieertrags und der Faulschlammmenge	91
Bild E 13. Energiebedarf und Netto-Energiegewinn der Co-Behandlung	92
Teil F – Kostenvergleichsrechnung	
Bild F 1. KAZ-Verkaufspreise im Internet	97
Bild F 2. Minderung der Aufwendung für Methanol bzw. Essigsäure	105
Bild F 3. Zusätzliche KAZ-bedingte Faulschlamm-Entsorgungskosten	107
Bild F 4. Einnahmen bzw. Einsparungen durch die Biogasverstromung	107
Bild F 5. Kostenstruktur der untersuchten Szenarien	110
Teil G – Öko- und Energiebilanz	
Bild G 1. Beispiel einer GEMIS-Prozesskette	117
Bild G 2. Vergleich der untersuchten Umweltparameter	131

Tabellenverzeichnis

Teil B – Aufkommen und Verbleib des Küchenabfalls

Tabelle B 1. Abfallanteile zur Berechnung von Verzehrdaten aus Einkaufsdaten	16
Tabelle B 2. CSB- und TS-Frachten über die Küchenspüle	17
Tabelle B 3. Menge der jährlich verzehrten Lebensmittel in Deutschland	18
Tabelle B 4. Küchenabfallaufkommen	18

Teil C – Kenngrößen zur Zerkleinerung

Tabelle C 1. Wasserverbrauch zur Zerkleinerung	28
Tabelle C 2. Einwohnerspezifische Frachten durch KAZ	33
Tabelle C 3. Feststoffanteile in Lösung oder kolloidaler Suspension	35
Tabelle C 4. Verhältniszahlen im Überstand mehrerer Küchenabfallsuspensionen	35
Tabelle C 5. Partikelgrößen und BSB ₅ -Bestimmung	36
Tabelle C 6. Sinkgeschwindigkeiten von Abwasser und Küchenabfall	40

Teil D – Nutzung des Kanalsystems

Tabelle D 1. Ergebnisse der Fließstreckensimulation	64
Tabelle D 2. Modellparameter und Ergebnisse	65

Teil E – Co-Verwertung der Küchenabfälle

Tabelle E 1. Basis- und Zusatzfrachten	74
Tabelle E 2. Eliminationsraten im Vorklärbecken mit/ohne Küchenabfälle	77
Tabelle E 3. Spezifische Überschussschlammproduktion	79
Tabelle E 4. Rechenwerte zum oTS und Abbaugrad der Schlammspezies	80
Tabelle E 5. Vergärungsdaten	81
Tabelle E 6. Theoretisches Gaspotenzial der Küchenabfälle	82
Tabelle E 7. Rechengutmengen	83

Teil F – Kostenvergleichsrechnung

Tabelle F 1. Betriebskosten der KAZ-Nutzung	97
Tabelle F 2. Behandlungskosten der Bioabfallkompostierung	101
Tabelle F 3. Spezifische Kosten der Bioabfallmonovergärung	101
Tabelle F 4. Spezifische Behandlungskosten von Co-Vergärungsanlagen	102
Tabelle F 5. Spezifische Kosten der Rechengutentsorgung durch KAZ-Nutzung	106
Tabelle F 6. Kosten der Klärschlamm Entsorgung	106
Tabelle F 7. Einzelkostenfaktoren und Kostensummen der KAZ-Nutzung	108
Tabelle F 8. kurzfristige Kosteneffekte der KAZ-Nutzung	111

Teil G – Öko- und Energiebilanz

Tabelle G 1. Aggregierte Emissionskennziffern verschiedener Materialien	118
Tabelle G 2. Energie und Emissionen über den Lebenszyklus eines KAZ	120
Tabelle G 3. Längen und Massen des Kanalsystems von Madison	122
Tabelle G 4. Massen und Transportaufwand zur Herstellung der Kläranlage	123
Tabelle G 5. Energiebilanz der Kläranlage mit KAZ-Nutzung	124
Tabelle G 6. Ökobilanz des Systems KAZ	125
Tabelle G 7. Energiebedarf und Emissionen zu Sammlung und Transport	126
Tabelle G 8. Energieaufwendungen und Emissionen einer Kompostierungsanlage	127
Tabelle G 9. Emissionsfrachten bei einer geschlossenen Tafelmietenkompostierung	128
Tabelle G 10. Ökobilanz des Systems Biotonne/Kompostierung	129
Tabelle G 11. Aus Teilbilanzen geschätzte Ökobilanz der Co-Vergärung	130

Abkürzungsverzeichnis

Hinweis: Weitere verwendete Abkürzungen, die nicht im Verzeichnis aufgelistet sind, sind jeweils in unmittelbarer Nähe der jeweiligen Textstellen erläutert.

AFS	Abfiltrierbare Stoffe (membranfiltriert 45 μ) (mg/L)
AHAM	Association of Home Appliance Manufactureres (USA)
ATV	Abwassertechnische Vereinigung (ab 2005 DWA)
BHKW	Blockheizkraftwerk
BSB ₍₅₎	Biologischer Sauerstoffbedarf (in fünf Tagen) (mgO ₂ /L)
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf (mgO ₂ /L)
DGE	Deutsche Gesellschaft für Ernährung
DWA	Nachfolgeorganisation der ATV (ab 2005)
E	Einwohner
FM	Feuchtmasse (kg)
GEMIS	Globales Emissionsmodell integrierter Systeme
H	Hahn-Konstante zur Bestimmung der Geschiebegeschwindigkeit
I _E	Energieliniengefälle (m/m)
KAZ	Küchenabfallzerkleinerer
KEA	Kumulierter Energieaufwand
KF	Konzentrationsfaktor
K _{ST}	Strickler Beiwert (m ^{1/3} s ⁻¹)
M _{AFS}	Modellfunktion der AFS-Sinkgeschwindigkeitsverteilung
M _{TR}	Modellfunktion der TR-Sinkgeschwindigkeitsverteilung
N/TKN	Stickstoff/(reduzierte Stickstoffverbindungen) (mgN/L)
NO ₃ -N	Nitratstickstoff (mgN/L)
oTR	organischer Trockenrückstand (mg/L)
oTS	organischer Feststoffgehalt des Filterkuchens (mg/L)
P	Phosphor (mgP/L)
PS-KAZ	Primärschlamm durch zerkleinerte Küchenabfälle
PS-org	originärer Primärschlamm
R _{HYDR}	Hydraulischer Radius (m)
SH	Summenhäufigkeit
TR	Trockenrückstand (mg/L)
(o)TS/SS	(organischer) Feststoffgehalt (papierfiltriert) (mg/L)
t _{TS}	Schlammalter
t _{VK}	Vorklärzeit
V*	Schubspannungsgeschwindigkeit (m/s)
V _F	Fließgeschwindigkeit des Fluides (Wasser/Abwasser) (m/s)
V _P	Geschwindigkeit der Feststoffe (Partikel) in der fließenden Welle (m/s)
V _S	Sinkgeschwindigkeit der Partikel in ruhendem Wasser (m/s)
z. i.	zitiert in (Literaturangaben)

Küchenabfallzerkleinerer (Abk: KAZ; auch: *Küchenmühle, Küchenabfallentsorger, Küchenkehrichtzerkleinerungsapparat, garbage-grinder, food-waste-disposer, -disposal*¹) sind Küchengeräte zur Zerkleinerung organischer Abfälle (Essensreste, Zubereitungsreste) und zur Zuführung der suspendierten Abfälle in den Abwasserkanal.

Die Nutzung der Küchenabfallzerkleinerer führt zur Verlagerung der Abfallströme: einerseits zur Entlastung der Sammel-, Transport- und Verwertungssysteme für Bioabfall und andererseits zur zusätzlichen Belastung der Abwassersysteme.

Bemerkenswert ist die uneinheitliche, z. T. gegensätzliche Bewertung der KAZ unter Fachleuten im internationalen Raum: Beispielsweise gelten KAZ in den USA als Standardküchengerät, während sie in Deutschland nahezu unbekannt sind. In Einzelfällen wird die Anschaffung der Geräte durch die Stadtverwaltungen finanziell gefördert (z. B. Capri, Italien). Gleichzeitig ist deren Benutzung in deutschen Abwassersatzungen untersagt, da die Geräte als abwassertechnische Fehlentwicklung eingestuft werden.

Die Benutzung von KAZ dürfte für den Benutzer die bequemste Variante zur Entledigung fäulnisfähiger Abfälle darstellen. Die Gegner dieser Apparatur sehen hierin eine Befriedigung von Bequemlichkeitsansprüchen auf Kosten der Umwelt. Vor dem Hintergrund der Anforderungen an eine nachhaltige Abfallwirtschaft und der verfahrenstechnischen Reife der Abwasserreinigung können KAZ aber auch als Instrument zur Stoffstromlenkung betrachtet und eingesetzt werden.

Die widersprüchliche Betrachtungsweise verdeutlicht die Notwendigkeit einer objektiven Systembewertung. Der polarisierende fachliche Disput ist hierzu wenig geeignet. Es ist kaum nachvollziehbar, dass das System *nur Vorteile* oder *nur Nachteile* haben kann, wie es die Befürworter oder Gegner darstellen.

Im Rahmen dieser Arbeit sollen die technischen und wirtschaftlichen Prämissen dieser Entsorgungsvariante sowie deren Umweltwirkung untersucht werden – als unentbehrliche Grundlage einer differenzierten Systembewertung.

¹ Die Bezeichnung „disposal“ ist ein Markenname der Firma General Electric, der in den allgemeinen amerikanischen Sprachgebrauch übergegangen ist (ähnlich „Tempo“ für Papiertaschentuch).

Historischer Hintergrund

Das Konzept der häuslichen Abfallzerkleinerung entstand in den 30er Jahren in den USA und basiert auf der Idee, dass Küchenabfälle gleichsam wie menschliche Abgänge behandelt werden können, da es sich in beiden Fällen um *Nahrungsreste* handelt. Der einzige wesentliche Unterschied wurde in der Partikelgröße gesehen.

Als Vorläufer der häuslichen Abfallzerkleinerung wurden Konzepte mit zentralen Abfallzerkleinerern entwickelt und umgesetzt. Die ersten dokumentierten Versuche zur gemeinsamen Behandlung von Bioabfall und Abwasser wurden in den frühen 20er Jahren in der amerikanischen Stadt Lebanon (Pennsylvania) durchgeführt. Der Chemiker C. Fox und der Ingenieur W. Davis reichten im Juli 1923 eine Patentanmeldung für ein von ihnen eingeführtes Behandlungssystem ein, das eine getrennte Abfallsammlung und die gemeinsame Behandlung von Abwasser und Küchenabfall vorsah.

Die getrennt gesammelten Grünabfälle wurden zu einer städtischen Zerkleinerungsstation transportiert, die sich über einem Abwasserkanal befand. Die Abfälle wurden dort mit einer Kalkmühle zerkleinert, in das Abwasser eingemischt und bis zur 4 km entfernten Kläranlage transportiert, deren wesentlicher Bestandteil ein Emscherbrunnen (*Imhoff-Tank*), also die Kombination aus Vorklärbecken und Faulraum war. Die Autoren bezeichnen das Abfallproblem ihrer Stadt als gelöst, erläutern aber keine technischen Details [FOX & DAVIS, 1924].

Die getrennte Sammlung von Grünabfall (*garbage, green garbage*) und sonstigen Abfällen (*trash, rubbish, refuse*) war zu dieser Zeit ein etabliertes, amerikanisches System. Eine Umfrage im Jahr 1939 zeigte, dass in etwa 53% der Städte über 10.000 E die organischen Abfälle getrennt gesammelt wurden, um sie dann zur Schweine- und Hühnerfütterung einzusetzen [WRIGHT, 1940 z. i. SNYDER, 1951]. Einige Städte betrieben die Schweinezucht gezielt als Entsorgungsbetrieb.

Die Neuerung des Konzepts bestand folglich nicht in der getrennten Sammlung, sondern in der kombinierten Entsorgung von Bioabfall und Abwasser. Das beschriebene System führte zur Entwicklung verbesserter Zerkleinerungsgeräte und wurde auch in anderen Städten eingeführt. Verfahrenstechnisch lässt sich die Behandlungsmethode als indirekte Co-Vergärung beschreiben, wenn die Abwasserbehandlung eine Vergärungsstufe enthält, was bei Emscherbrunnen oder einer separaten Primärschlammfäulung der Fall war.

Die gemeinsame Vergärung von Bioabfall und Abwasserschlamm stand in den USA der 30er Jahre im Mittelpunkt umfangreicher Forschungsaktivitäten [z. B.: MALCOLM, 1937; BLOODGOOD, 1936; BABBIT, 1936; WHITLEY, 1936; COHN, 1935; KEEFER & KRATZ, 1934a; KEEFER & KRATZ, 1934b; FAIR, 1934]. Die damaligen Untersuchungen zeigten, dass der Bioabfall und der Primärschlamm etwa gleiche Gaserträge im Bezug auf die zugeführte Menge organischer Feststoffe lieferte. Als Störgröße wurde die Versäuerungstendenz der Abfälle erkannt, die eine pH-Wert- Kontrolle und ggf. eine Kalkzugabe in den Reaktor erforderte.

Aufgrund tiermedizinischer Untersuchungen verstärkten sich in den 30er und 40er Jahren die hygienischen Bedenken gegen die Verfütterung von Grünabfall [SNYDER, 1951]. Die Tierhaltungsbetriebe kündigten ihre Verträge mit den Städten, die sich auf neue Entsorgungskonzepte festlegen mussten.

Neben der Deponierung wurde die Co-Vergärung als Alternative gesehen, wobei zwei Schnittstellen mit dem Abwassersystem diskutiert wurden:

1. Das bereits beschriebene System städtischer Zerkleinerungsstationen.
2. Die direkte Zugabe der Abfälle in den Faulraum der Kläranlage.

Die Zerkleinerungsstationen bargen gegenüber der direkten Co-Vergärung den Vorteil, dass ein Teil der Transportinfrastruktur genutzt werden konnte. Weitere Vorteile wurden in der besseren Vermischung der Abwasser- und Abfallfeststoffe und in der Sandfangpassage gesehen, die zur Elimination abrasiver Störstoffe führte. Die damaligen Vorstellungen des Aufbaus einer Anlieferungs- und Zerkleinerungsstation ist in Bild A 1 wiedergegeben.

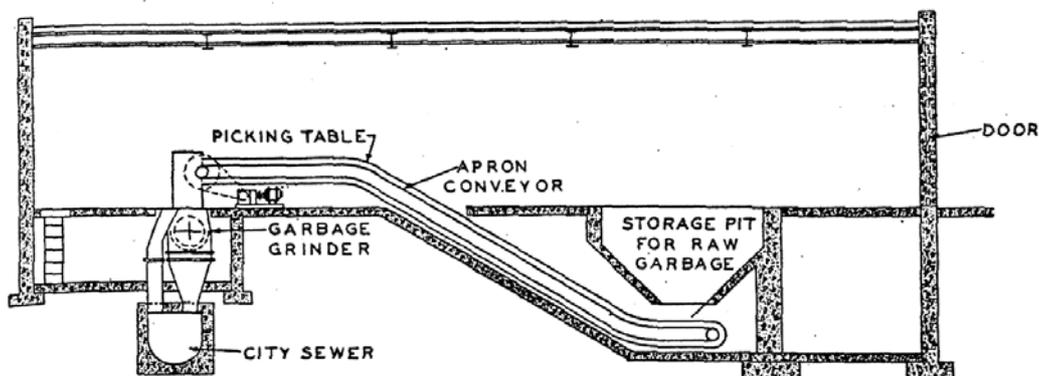


Bild A 1: Skizze einer städtischen Abfallzerkleinerungsstation [TOLMAN, 1947]

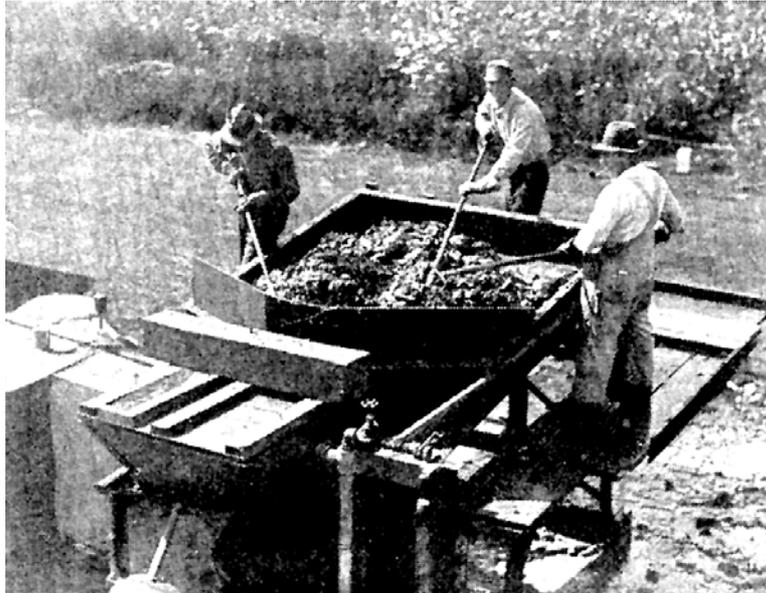


Bild A 2: Arbeiter bei der Befüllung eines Abfallzerkleinerers in Indianapolis [CALVERT & TOLMAN, 1936]

Zerkleinerungsstationen wurden in Baltimore, Indianapolis, St. Louis, Gary, Lansing, Durham u. a. eingesetzt [HASELTINE, 1950]. In München gab es nach dem zweiten Weltkrieg ebenfalls Überlegungen zur Implementierung solcher Stationen. LÖSCH und RUPPRECHT [1950] berichten, dass (unzerkleinerte!) Abfälle versuchsweise über die Schwemmkanalisation zur Kläranlage München-Großlappen transportiert und im Vorklärbecken abgetrennt wurden. Entgegen den Erwartungen wurde ein starker Rückgang des Gasertrags festgestellt, der in weiteren Untersuchungen auf den hohen Sulfatanteil der im Mischabfall enthaltenen Asche zurückgeführt wurde. Bereits in der 10. Ausgabe des Taschenbuchs der Stadtentwässerung schreibt IMHOFF [1943]: *„In Deutschland werden die Abfallstoffe in der Regel nicht getrennt gesammelt. Die Vergärung in Faulräumen ist dann wegen der großen Massen mineralischer Stoffe nicht leicht.“*

Das erste Gerät für den Hausgebrauch wurde zwar bereits 1927 von dem Architekten John Hammes zum Eigengebrauch entwickelt, bis zur Entwicklung eines vermarktungsfähigen Gerätes sollten jedoch noch Jahre vergehen. Das Konzept der *häuslichen* Abfallzerkleinerung blieb bis zum Ende des zweiten Weltkrieges ohne praktische Relevanz, war jedoch Gegenstand der fachlichen Diskussion. COHN [1935] erläuterte die Vorteile der häuslichen Abfallzerkleinerung in einem leidenschaftlichen Vortrag (Übersetzung): *„Wenn es eine gute Idee ist, Bioabfälle zu sammeln, zu zerkleinern und in das Abwasser einzumischen, dann wäre es doch besser, diesen Prozess an die Quelle zu verlegen! Sammeln wir Abwasser in Eimern und*

transportieren es durch die Straßen der Stadt, um es an einer zentralen Stelle in den Kanal zu kippen? Warum befürworten wir ein solches System für Küchenabfall? Mit dem häuslichen Abwasseranschluss können Essensreste und Abwasser befördert werden. Warum betrachten wir nicht beide Stoffe als eins?“

Morris M. Cohn war als energischer Verfechter der Benutzung von KAZ bekannt. In den 20er bis 50er Jahren hielt er eine Reihe wichtiger Positionen in Schenectady (New York State) inne und brachte es vom Angestellten der Entwässerungsbetriebe bis zum *City Manager* und Herausgeber der Zeitschrift *Waste Engineering*. Um seine Kritiker zu überzeugen, führte er bereits in den 30er Jahren Selbstversuche im eigenen Haushalt durch, zerkleinerte die verschiedensten organischen Abfälle mit einem Fleischwolf und spülte sie durch die Toilette in den Kanal. Er untersuchte den Zustand der Abflussrohre im Haus und inspizierte die Kanalschächte vor seinem Haus. Nach monatelanger Praxis resümierte er, dass keine Beeinträchtigungen feststellbar waren und postulierte das System der dualen Entsorgung (*dual disposal*) als Zukunftsvision.

Cohn fand Kritiker unter den Fachleuten in New Jersey.² Sie wiesen darauf hin, dass über 75% der Kläranlagen in New Jersey überlastet seien und dass sich die bestehende Problematik durch die Benutzung von KAZ unnötig verschärfen würde [HOY, 1985].

Während des zweiten Weltkrieges erreichte die Diskussion zur dualen Entsorgung in den USA den Höhepunkt, nach dem Ende des Krieges wurde das System in Fachkreisen zunehmend akzeptiert. Das *American Journal of Public Health* räumt 1947 erstmals ein, dass die Benutzung von KAZ unter dem Aspekt der Hygiene und der öffentlichen Gesundheit große Vorteile in sich berge [z. i. HOY, 1985].

Aufgrund gerätetechnischer Verbesserungen (kleinerer Motoren, geringerer Abmessungen, geringerer Geräusch- und Vibrationsentwicklung) und des wirtschaftlichen Aufschwungs wurden die Geräte insbesondere von der amerikanischen Ober- und Mittelschicht nachgefragt und die Benutzung in vielen Städten und Gemeinden wurde zugelassen. Gleichzeitig wurde die Abwasserinfrastruktur modernisiert. COHN schätzte für das Jahr 1951, dass rund eine halbe Million Geräte in 350 Gemeinden in den USA in Betrieb war. Die Jahresproduktion betrug in dieser Zeit etwa 100.000 Geräte pro Jahr [MERKEL, 1951].

² Namentlich lassen sich folgende Personen nennen: Harry P. Croft, Robert R. Shaw (Bureau of Engineering and Sanitation, New Jersey, Dep. Of Health), Willem Rudolfs (Dep. Of Water and Sewage, New Jersey, und Professor of sanitary engineering, Ruttgers University).

Die erste Masseninstallation wurde 1950 in der Stadt Jasper (Indiana) eingeleitet. Im Hintergrund standen die Planung einer neuen Kläranlage und die Notwendigkeit eines neuen Abfallkonzeptes, da die Landwirte nicht mehr bereit waren, die getrennt gesammelten Abfälle zur Fütterung einzusetzen. Nach einer Variantenuntersuchung, die neben der häuslichen Abfallzerkleinerung auch Konzepte zur Sammlung und Deponierung bzw. zur Sammlung und zentralen Zerkleinerung vorsah, fiel die Entscheidung auf die häusliche Zerkleinerung. Die Bewohner mussten sich entscheiden, ob sie einen Individualvertrag mit einer privaten Entsorgungsfirma schließen oder einen KAZ zu günstigen Konditionen von der Stadt erwerben [COUCH & KULIN, 1950; WRAIGHT, 1956]. Die zeitgleich geplante Kläranlage wurde auf eine breite Akzeptanz der häuslichen Abfallzerkleinerung ausgelegt; innerhalb von fünf Jahren waren 80% der Haushalte mit einem KAZ versehen. Im Zuge der Masseninstallation mussten zudem Bohrwerkzeuge zur Aufweitung der Spülbeckenauslässe entwickelt werden, die überwiegend aus emaillierten Tonwerkstoffen oder Gusseisen bestanden.

Weitere in der Literatur erwähnte Masseninstallationen folgten in Mount Dora (Florida) [ANONYM, 1951] und in Shorewood Hill (Wisconsin), einem Vorort von Madison [ANONYM, 1954].

Der Versuch, eine Millionenstadt zu einem signifikanten Anteil mit KAZ auszustatten wurde 1955 vom Bürgermeister (*city mayor*) in Detroit angegangen [COBO, 1955], indem er dieser Entsorgungsvariante eine aufwendige Werbekampagne mit TV-Spots, Radioansagen und Plakatanzeigen widmete. Schätzungen besagen, dass nach der 18-monatigen Kampagne etwa ein Fünftel der 250.000 Zielhaushalte mit einem KAZ ausgestattet war.

Die Verbreitung von KAZ in den USA wurde auch in Deutschland mit Interesse beobachtet und in deutschen Fachpublikationen als Zukunftsvision propagiert [z. B. MERKEL, 1951]. HÖRLER [1955] untersuchte die Auswirkungen der KAZ-Nutzung auf die Regentlastungsfrachten und stellt ein Berechnungsmodell vor, um die zu erwartenden Konzentrationserhöhungen im Abwasser zu berücksichtigen. Er kommt zu dem Schluss, dass die Benutzung von KAZ mit einer Gebühr belegt werden müsse, um die erforderlichen Investitionen abzufedern. Im Verhältnis zu den Anschaffungskosten sei der erforderliche Mehraufwand jedoch gering.

Aus den sechziger Jahren lassen sich kaum amerikanische Literaturstellen zur KAZ-Nutzung finden, was darauf hindeutet, dass die Nutzung zu dieser Zeit weitgehend

akzeptiert wurde. Unter dem Aspekt der Kläranlagenauslastung erfolgte die Zunahme so langsam (Ausnahme Masseninstallationen), dass die entsprechenden Veränderungen der Abwassereigenschaften von saisonalen und regionalen Einflussfaktoren überdeckt wurden.

Nach einer 1960 durchgeführten Umfrage der Herausgeber von *Public Works* in 1.271 Städten mit mehr als 10.000 E gaben nur 23 Städte (bei einem Rücklauf von 527) an, dass die KAZ-Nutzung teilweise oder vollständig verboten sei [HOY, 1985]. Hierzu zählten Städte wie Philadelphia, Boston und New York. Als Begründung wurde eine unzureichende Abwasserinfrastruktur angegeben. Die anderen Städte regelten die Anforderungen an KAZ in ihren Abwassersatzungen und formulierten Vorgaben bezüglich der Partikelgrößenverteilung der Abfallsuspension. Die Partikel sollten im Kanal transportiert und im Absetzbecken sedimentiert werden können, z. B. besagt die Abwassersatzung (*Plumbing Code*) in Los Angeles, dass *maximal* 35% der Partikel mit dem Sieb No. 3 (6,35 mm) zurückgehalten werden dürfen. Mit dem Sieb No. 8 (2,38 mm) sollen *mindestens* 60% aufgefangen werden. Interessanterweise gibt es keine Vorschrift zur Durchführung solcher Partikelanalysen [WOLFF, 1954].

BAUMANN *et al.* [1955] führten umfangreiche Zerkleinerungsversuche durch und stellten eine Analyseprozedur auf der Basis der Trockengewichte vor. Demzufolge sind die von den Städten formulierten Anforderungen an die Mindestgröße der Partikel mit *keinem* Zerkleinerungsgerät zu erreichen, da ein größerer Teil der Inhaltsstoffe in Lösung oder in kolloidale Suspension übergeht.

Für die betriebliche Praxis scheinen diese Untersuchungen von wenig Belang, es lassen sich keine Berichte finden, die auf eine verstärkte Ablagerungstendenz oder auf unzureichende Absetzeigenschaften hindeuten. Betriebliche Einflüsse wurden allenfalls durch Fettanhaftungen an den Rohrwandungen festgestellt [SCHARMAN, 1957; BOWERMAN & DRYDEN, 1962]. Ein Problem, das in den USA gegenwärtig besonders aktuell ist.

In Deutschland beschäftigten sich BUCKSTEEG und IMHOFF [1964] mit den Auswirkungen der Abfallzerkleinerung. Sie schlussfolgerten anhand einer Wirtschaftlichkeitsberechnung, dass die Sammlung und der Transport zur *Kippe* die kostengünstigere Lösung im Vergleich zum Ausbau der Kläranlagen sei. In den meisten Abwassersatzungen in Deutschland, deren Formulierung sich i. d. R. mit der

DWA-Mustersatzung deckt, wird die Verwendung von KAZ bis heute direkt oder indirekt untersagt.

Die damals formulierte ablehnende Position gegenüber KAZ wurde von der Abwassertechnischen Vereinigung (heute DWA) bis heute nicht (selbst)kritisch überdacht, vielmehr wurde mehrfach dargelegt, dass die Argumente aus den 60er Jahren noch uneingeschränkte Gültigkeit hätten [BUCKSTEEG, 1990; ANONYM, 1990; THALER, 1996; THALER, 2003], KAZ wurden dabei sogar als „abwassertechnische Fehlentwicklung“ eingestuft.

In neueren wissenschaftlichen Untersuchungen wurden differenzierte Schlüsse gezogen und es wurde auch auf die Potenziale der KAZ-Nutzung durch die Separation der Abfälle hingewiesen [z. B. MIELE, 1997; NILSSON *et al.*, 1990; DE KONING, 1996; KEGEBEIN *et al.*, 2001; WENDLER & ROSENWINKEL, 2003; GRUVBERGER *et al.*, 2003; WENDLER, 2005; MARASHLIAN & EL-FADEL, 2005].

Heute sind in den USA ca. 50% aller Haushalte mit KAZ ausgestattet, in zahlreichen amerikanischen Städten ist die Installation eines KAZ bei Neubauten und bei genehmigungspflichtigen Renovierungen vorgeschrieben (z. B. Detroit, Denver, Los Angeles). Die Verbreitung von KAZ hat in den USA seit den 60er Jahren zu einer Reduzierung des Organikanteils in amerikanischen Abfalltonnen von 14% auf 6,7% geführt [DIGGELMAN & HAM, 1998]. 1997 wurde das Benutzungsverbot in New York aufgehoben. Dort wird von einer jährlichen Zuwachsquote von 1% pro Jahr (bezogen auf die Anzahl der Haushalte) ausgegangen.

Hinter den USA sind KAZ vor allem in Neuseeland (20%), Australien und Kanada (10%) und England (5%) verbreitet [alle Angaben aus: CECED, 2003]. Die ablehnende Haltung gegenüber KAZ wird in Europa von Österreich, den Niederlanden, Luxemburg und Portugal vertreten, während die Nutzung in England, Irland und Italien generell zugelassen ist.

Funktion und Benutzung des Gerätes

Der KAZ wird unter der Küchenspüle montiert und bildet die hydraulische Verbindung von Spülbeckenablauf und Abwasserleitung, d. h. alle Flüssigkeiten und Feststoffe müssen zunächst den Zerkleinerer passieren. Die Küchenabfälle werden unter laufendem Wasser in die Mahlchamber des KAZ gegeben. Dabei wird das Mahlwerk so lange betrieben, bis nur noch das typische Geräusch des Motors und Wassers zu hören ist. Nachdem der Mahlvorgang abgeschlossen ist, sollte das Wasser ca. 10

Sekunden weiterlaufen, um die Mahlkammer freizuspülen und Ablagerungen zu vermeiden, die zu Geruchsproblemen führen können.

Im Gegensatz zu den früheren Modellen können mit heutigen Geräten ausschließlich biogene Abfälle wie z. B. Gemüsereste, Fischgräten, kleine Knochen, Reis, Fleischreste, Eierschalen, Pasta, Nüsse und Früchte vom Mahlwerk zerkleinert werden. Das Einbringen harter Gegenstände aus Glas, Metall oder Holz ist zwar möglich, diese Gegenstände können jedoch nicht zerkleinert werden und müssen manuell aus der Mahlkammer entfernt werden. Das selektive Zerkleinerungsvermögen ist ein wesentliches Konstruktionsmerkmal der Geräte und wird von den Herstellern systematisch getestet.

Die Mahlkammer besteht aus einer rotierenden Scheibe, die vom Motor angetrieben wird. Auf dieser Scheibe sind bewegliche Mahlbacken montiert, die durch die Zentrifugalkraft nach außen gegen den Mahlring getrieben werden und das Mahlgut zerreiben. Bei harten Gegenständen können die Mahlbacken dem Widerstand ausweichen, sodass die Zerkleinerungsmechanik keinen Schaden nimmt. Der Benutzer erkennt einen Fehlwurf an der Geräusentwicklung. Bei zu großer Beanspruchung wird der Antrieb durch die elektrische Überlastsicherung abgeschaltet.

Bei bestimmungsgemäßem Gebrauch verlassen die zerkleinerten Partikel die Mahlkammer durch Schlitze im Mahlring und gelangen dann über die Abwasserleitungen der Hausinstallation in den Abwasserkanal.

Aus Benutzerumfragen ist bekannt, dass eine kurze Lernphase bis zur problemlosen Bedienung der Geräte nötig ist. Die Relationen von Abfall- und Wassermenge und die richtige Einschätzung der Strukturstabilität (faserige Abfälle lassen sich schlechter zerkleinern) bedürfen einiger Erfahrung.

Der Hersteller *In-Sink-Erator* weist in der Betriebsanleitung darauf hin, dass zur Suspendierung *kaltes* Wasser verwendet werden sollte: Fett bzw. Öl im Küchenabfall erstarrt in der Mahlkammer und lagert sich an die große Oberfläche der Abfallpartikel an. Bei der Verwendung *heißen* Wassers wird die Erstarrung verzögert, sodass ungewollte Fettanlagerungen auf den Rohrwandungen der Abwasserleitungen begünstigt werden.

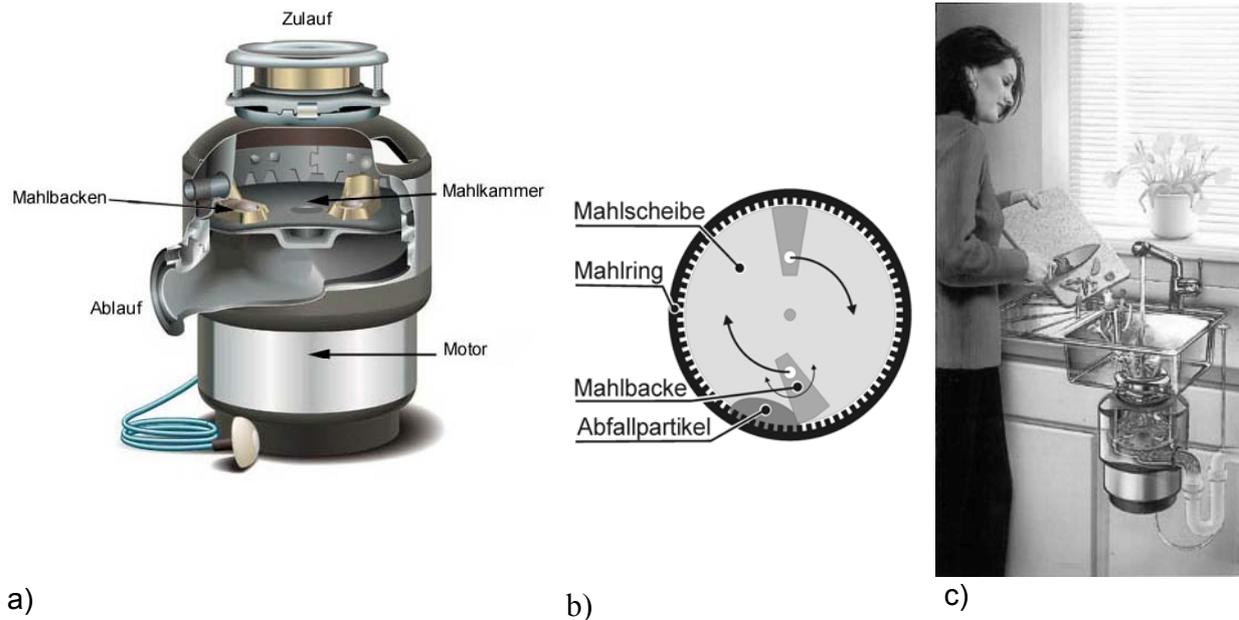


Bild A 3. a) Aufbau eines KAZ b) Zerkleinerungsmechanik c) Benutzung

Benutzerakzeptanz des Gerätes

Neben den technischen Aspekten der KAZ-Nutzung ist die gute Akzeptanz der Geräte als Vorteil zu sehen. Aus der Sicht der Städte und Gemeinden können die Geräte als eine abfallwirtschaftliche Komponente zur Stoffstromlenkung eingesetzt werden. Für die Benutzer hingegen stellen die Geräte lediglich eine Küchenhilfe dar, die gerne benutzt wird und einen Beitrag zum bequemen Lebensstil liefert.

Nutzerumfragen waren auch Bestandteil der von NILSSON *et al.* [1990] in Schweden und von MIELE [1997] in New York durchgeführten Großversuche. In beiden Fällen wurden die Versuchsgruppen mit einer ihnen bis dahin nicht (bzw. kaum) vertrauten Technologie konfrontiert. Von der schwedischen Versuchsgruppe äußerten sich zu Beginn 30% der Teilnehmer positiv zur Idee der KAZ-Nutzung. Die verbleibenden Teilnehmer äußerten Zweifel an der Verlässlichkeit der Geräte, Ängste vor Verstopfungen der Leitungen oder eine generelle Unwilligkeit, die eigenen Gewohnheiten zu ändern.

Nach einer acht Monate andauernden Konfrontation mit dem Gerät lag der Zustimmunganteil mit 56% deutlich höher. Von den restlichen Teilnehmern hatten 36% Zweifel und 8% der Teilnehmer lehnten KAZ grundsätzlich ab. Als Begründung wurde die Geräuschentwicklung, Vibrationen, Undichtigkeiten, der Zeitaufwand zum Zerkleinern, Verletzungsängste, Ärger mit dem Klempner u. a. aufgeführt. 61% der

Teilnehmer, also auch ein Teil derer mit Zweifeln, würden einem Freund oder Bekannten dennoch den Kauf eines KAZ empfehlen.

Obgleich auch im Rahmen der New Yorker Untersuchungen ablehnende Äußerungen mit ähnlichen Begründungen registriert wurden,³ ist der KAZ in den USA ein sehr beliebtes und akzeptiertes Küchengerät. Dies verdeutlicht eine bereits 1958 durchgeführte Umfrage unter 82 Hausfrauen im Rahmen einer Frauen-Wohn-Konferenz (Woman's conference on housing). Die teilnehmenden Frauen durften imaginäre 2.500 \$ für Verbesserungen im Haushalt ausgeben und aus einer Preisliste mit 19 Gegenständen auswählen. Der KAZ (90 \$) rangierte an dritter Stelle der Bedürfnisse, und zwar hinter der Badewanne und dem offenen Kamin, aber noch vor dem Geschirrspüler, dem Wäschetrockner, der Klimaanlage und dem zusätzlichen Schlafzimmer [HOY, 1985].

Konzeption des Systems

Entsorgungssysteme bestehen aus den Hauptelementen Sammlung, Transport und Behandlung. In der Handlungsabfolge steht die KAZ-Benutzung unmittelbar vor dem Transport, damit sind KAZ als ein Instrument der Sammlung einzustufen, obgleich sich deren Funktion besser als Transportkonditionierung umschreiben ließe.

Wie bei der Biotonne ist die Unterscheidung zwischen dem *Gerät* und dem *System* sinnvoll. Einerseits beschreiben die Begriffe dinglich die *Geräte* zur Sammlung der Abfälle, andererseits beschreiben sie eine strukturelle Handlungsabfolge, deren Ziel die Entsorgung und/oder Nutzbarmachung der Abfälle ist.

Das *System Biotonne* besteht aus der Sammlung der Abfälle mit dem *Gerät Biotonne*, der zyklischen Abholung mit Spezialfahrzeugen und dem Transport zu einer Behandlungseinrichtung, in der eine stoffliche und/oder energetische Verwertung angestrebt wird. Die Wahl des Behandlungsverfahrens und dessen Standorts ist vom Transportsystem entkoppelt.

Das *System KAZ* besteht aus der Sammlung und Zerkleinerung der Abfälle mit dem *Gerät KAZ*, dem der Transport zur angeschlossenen Kläranlage unmittelbar folgt. Das Behandlungsverfahren ist eng mit dem Transportsystem verkoppelt, im Regelfall steht auf einer Kläranlage ein Absetzbecken zur Abtrennung der Partikel und ein Faulraum zur energetischen Verwertung zu Verfügung.

³ Aus der Studie geht jedoch nicht hervor, zu welchem Anteil die Versuchgruppe sich positiv/negativ zur KAZ-Nutzung äußerten.

In beiden Fällen steht der Systemaspekt für den Infrastrukturplaner und -gestalter im Vordergrund, während der Geräteaspekt für den Benutzer wesentlich ist, da ihn die weiteren Details der Handlungskette kaum interessieren dürften.

Fragestellungen dieser Arbeit

Der Einsatz von KAZ in Deutschland wäre mit einer Umwidmung der Kanalsysteme zum erweiterten Transportgerät verbunden. Umwidmungen technischer Errungenschaften oder Gerätschaften sind stetig wiederkehrende Elemente der kulturellen Entwicklung. JULLIARD [2002] beschreibt technische Umwidmungen sogar als ein wesentliches Fortschrittsmoment technisierter Gesellschaften.

Kanalsysteme sind bereits mehrfach umgewidmet worden: Zumeist als reine Transportsysteme zur Stadtentwässerung geplant, wurden sie alsbald auch zur Abschwemmung der Fäkalien benutzt, später kamen Speicheraufgaben hinzu (Stauraumkanäle), gelegentlich werden sie auch als Kabeltrassen benutzt usw.

Eine weitere Umwidmung der Kanalsysteme zum Transport zerkleinerter Abfallpartikel wäre kulturhistorisch nichts Ungewöhnliches, es stellt sich jedoch zwangsläufig die Frage der Eignung der Kanäle für diesen Zweck.

In der VDI-Richtlinie 3780 „Technikbewertung“ werden acht Stichworte ausgeführt, die bei der Erstbewertung neuer Techniken oder vor der Verfügbarmachung neuer Techniken betrachtet werden sollten: (1) Funktionalität, (2) Wirtschaftlichkeit, (3) Wohlstand, (4) Sicherheit, (5) Gesundheit, (6) Umweltqualität, (7) Persönlichkeitsentfaltung und (8) Gesellschaftsqualität und Beziehungen zwischen den Werten.

Bei der Betrachtung des Stichwortkatalogs wird deutlich, dass der Umfang weit über die konkreten Fragestellungen der Nutzung von KAZ hinausgeht. Der VDI-Bewertungskatalog soll auch (und gerade) bei der Bewertung ethisch schwieriger Fragestellungen wie z. B. der Nutzbarmachung der Gentechnik (Persönlichkeitsrechte) eine Hilfestellung liefern.

Für die Fragestellungen im Rahmen dieser Arbeit wurden drei Fragekomplexe als relevant betrachtet:

Funktionalität: Die Untersuchungen zur Funktionalität des Systems KAZ bilden den Schwerpunkt dieser Arbeit. Ziel ist es, die Eignung der gegebenen Infrastrukturelemente der Abwasserbeseitigung zur Mitbehandlung der Abfälle zu untersuchen, kritische Randbedingungen darzustellen und die Größenordnung der (sich ändernden) Stoffflüsse zu beschreiben.

Umweltverträglichkeit: Die Auswirkungen auf die Umwelt sollen über eine vergleichende Darstellung der Emissionen verschiedener Systeme zur Küchenabfallbehandlung veranschaulicht werden.

Wirtschaftlichkeit: Zur wirtschaftlichen Bewertung des Systems KAZ wird der Frage nachgegangen, welche Kosten sich relativ zum System Biotonne ergeben.

Vorgehensweise / Struktur dieser Arbeit

Bei einer KAZ-Nutzung sind nahezu alle Elemente der siedlungswasserwirtschaftlichen Infrastruktur betroffen, die Untersuchungen erstrecken sich daher vom Nutzerverhalten (Ernährungs- und Kulturaspekte) über den Transport in der Schwemmkanalisation (hydraulische, physikalische und zoologische Aspekte) bis zur Verwertung des in die Kläranlage geschwemmten Küchenabfalls (verfahrenstechnische, insbesondere biotechnologische Aspekte). Darüber hinaus werden wirtschaftliche und ökobilanzielle Aspekte dieser Nutzungsvariante untersucht und dargestellt. Der Bilanzraum dieser Betrachtungen reicht über die siedlungswasserwirtschaftlichen Elemente auch in abfallwirtschaftliche Strukturen hinein.

Aufgrund der Komplexität und Verschiedenartigkeit der Einzelbetrachtungen wurde von der klassischen wissenschaftlichen Darstellung mit einer strikten Untergliederung der experimentellen Arbeiten in einen Methoden- und einen Ergebnisteil abgesehen. Die Struktur dieser Arbeit ist an den Transport- und Verwertungsweg der KAZ-Nutzung angelehnt und gliedert sich in folgende Teile:

Teil A: Einleitung, Problemstellung, Zielsetzung (dieser Teil)

Teil B: Entstehung von Küchenabfällen, Trends, Mengen, Verwertungsoptionen

Teil C: Abwassertechnische Charakterisierung der Küchenabfallsuspension

Teil D: Hydraulische, physikalische und zoologische Aspekte des Transports

Teil E: Verfahrenstechnische Aspekte der indirekten Verwertung (Kläranlage)

Teil F: Kostenvergleichsrechnung

Teil G: Ökobilanz

Teil H: Abschließende Diskussion

Die methodischen Elemente der Einzelbetrachtungen sind Literaturrecherchen, eigene Untersuchungen und Modellrechnungen, die auf den experimentellen Ergebnissen und Literaturwerten aufbauen.

Die Vorgehensweise der eigenen Untersuchungen ist jeweils in direkter Nähe zu den Untersuchungsergebnissen dargestellt. Eigene Untersuchungen, die mit einem

Literaturhinweis belegt sind, verweisen auf studentische Arbeiten, die unter der Leitung des Autors dieser Arbeit durchgeführt wurden.

Die dargestellte (unkonventionelle) Strukturierung wurde gewählt, um einen besseren Zugang zum vielschichtigen Themenkomplex der KAZ-Nutzung zu erreichen. Die Arbeit enthält jedoch zahlreiche, unvermeidbare Querverweise, da die Modellrechnungen auf Ergebnissen vorab vorgestellter Untersuchungen aufbauen.

Es war des Autors Bestreben, die größtmögliche Lesbarkeit dieser Arbeit zu erreichen.

Entstehung

Küchenabfall entsteht, da nicht alle Lebensmittel, die eingekauft oder geerntet werden oder als Geschenk in einen Haushalt gelangen, verzehrt werden. Geht man davon aus, dass der Lebensmitteleinkauf die wichtigste Zugangsquelle darstellt, gilt folgende Bilanzgleichung:

$$\text{Küchenabfall} = \text{Eingekaufte Lebensmittel} - \text{Verzehnte Lebensmittel}$$

Art, Menge und Charakteristik des Küchenabfalls sind mit den Zubereitungs- und Ernährungsgewohnheiten der Haushaltsmitglieder gekoppelt. Bedeutende Faktoren sind der Anteil der externen Nahrungsaufnahme und die Fertigungstiefe (bzw. der Convenience-Grad) der häuslichen Nahrungszubereitung.

Differenzierung des Küchenabfalls nach Entstehungsursache

Es können die folgenden vier Untergruppen des Küchenabfalls hinsichtlich ihrer Entstehungsursache differenziert werden. Das abfallwirtschaftliche Schrifttum gibt wenig Aufschluss über die Bedeutung der einzelnen Teilstoffströme, da die organische Fraktion als *eine* Teilkomponente (häufig zusammen mit Grünabfall) des Abfalls betrachtet wird. Die Differenzierung ist jedoch zur Prognose zukünftiger Küchenabfallmengen hilfreich.

Zubereitungsreste

Lebensmittelanteile, die üblicherweise nicht verzehrt werden und bei einer hohen Fertigungstiefe anfallen: Hierzu zählen Schalen, Strünke und äußere, nicht verwendete Blätter von Gemüse, Stiele, Steine, Schalen und Kerngehäuse von Obst, Knochen, Sehnen, Knorpel, Häute und Fettränder von Schlachttieren, Kopf, Schwänze und Gräten von Fisch.

Dieser Abfallanteil verlagert sich durch die Hinwendung zu Fertig- oder Halbfertigprodukten (Convenience Food) in den industriellen Bereich.

Auf die Größenordnung der Zubereitungsreste geben ernährungswissenschaftliche Publikationen Hinweise [z. B. WIRTHS, 1978; GEDRICH, 1997; DGE, 1988].

Die in Tabelle B 1 dargestellten relativen Abfallanteile werden von der Deutschen Gesellschaft für Ernährung (DGE) verwendet, um Daten zum Lebensmitteleinkauf in

Verzehrdaten umzurechnen. Die Datenbasis der relativen Abfallmengen ist jedoch nicht gesichert und teilweise unklar [GEDRICH, 2004, pers.]

Tabelle B 1: Auswahl relativer Abfallanteile, die bei der Berechnung von Verzehrdaten aus Einkaufsdaten verwendet werden [GEDRICH, 2004, pers.]

Fleischabfälle [%]		Gemüseabfälle [%]		Obstabfälle [%]	
Rindfleisch	20%	Kartoffel, frisch	20%	Äpfel	8%
Schweinefleisch	20%	Blumenkohl	38%	Erdbeeren	3%
Geflügel	26%	Blattgemüse, frisch	25%	Weintrauben	4%
Hackfleisch	12%	Tomaten	4%	Orangen	30%
Schinken	13%	Gurken	26%	Bananen	33%
Fleischkonserven	7%	Karotten/Möhren	19%	Obstkonserven	5%
Fische u. Fischfilets	20%	Fruchtgemüse	20%	Trockenobst	2%
Ei, frisch	12%	Tiefkühlgemüse	3%	Tiefkühllobst	0%

Speisereste

Verzehrbare Lebensmittelreste, die aufgrund einer überdimensionierten Portionsmenge zurückbleiben: Hierzu zählen die Reste auf Tellern, in Töpfen und anderen Utensilien.

Der Anteil und die Komponenten der (noch verzehrbaren) Speisereste wird durch die finanziellen Rahmenbedingungen des Haushaltes beeinflusst [RATJE & HARRISON, 1978]. Dieser Einfluss ist jedoch geringer, als man vermuten würde, und dürfte erst in extremen Mangelsituationen deutlich werden. PHILLIPS *et al.* [1984, z. i. THOGERSEN, 1996] zeigten durch die Auswertung zahlreicher Abfallanalysen, dass der *essbare* Abfallanteil in mexikanischen und amerikanischen Haushalten annähernd gleich ist. Die organische Abfallmenge der untersuchten mexikanischen Haushalte war jedoch aufgrund der Zubereitungsreste deutlich höher.

Technische Reste

Restmengen, die als Verschmutzung auf den Küchenwerkzeugen und Utensilien zurückbleiben: Hierbei handelt es sich um unvermeidliche Reste, die überwiegend mit dem Abwasser abgeschwemmt werden. Technische Reste in Einwegbehältern, z. B. Joghurtreste im PE-Becher, gelangen ggf. in die Wertstoffsammlung, wenn die Wertstoffe nicht vorab gespült werden.

Der wichtigste Entsorgungsweg der *technischen Reste* ist die Entsorgung mit dem Abwasser über den Spülbeckenauslauf. Der Anteil der so entsorgten Lebensmittel

kann anhand von Literaturhinweisen (siehe Tabelle B 2) auf ca. 8% TS bzw. 27% CSB der in die Tonnensysteme verbrachten Küchenabfallmenge geschätzt werden. Der Betrag des relativen CSB-Anteils ist aufgrund der verwendeten Reinigungsmittel verfälscht, sodass der aus Nahrungsresten stammende CSB einen geringeren Wert aufweist.

Eine Verlagerung der technischen Reste auf andere Transport- und Verwertungswege ist quasi unmöglich.

Tabelle B 2. CSB- und TS-Frachten, die über die Küchenspüle in das Abwasser gelangen (ohne KAZ)

Quelle	CSB g/E·d	TS ¹ g/E·d	CSB anteilig ² %	TS anteilig ³ %
BENETT & LINSTEDT, USA, 1975	16,2	2,1	20,8%	4,1%
SIEGRIST & BOYLE, USA, 1976	k. A.	4,1		8,2%
ALMEIDA <i>et al.</i> , England, 1999	25,9	5,7	33,3%	11,4%
Mittelwerte	21,0	4,0	27,1%	7,9%

1) Parameter der Quellliteratur: SS (Suspendierte Feststoffe)

2) Bezogen auf eine Tagesküchenabfallmenge von 77,8 gCSB/E·d (→ siehe Bild C 2, Seite 32)

3) Bezogen auf eine Tagesküchenabfallmenge von 50,1 gTS/E·d (→ siehe Bild C 2, Seite 32)

Sonstige Reste

Ungenießbare Lebensmittel infolge von Überlagerung, Verderb oder Zubereitungsfehlern. Für die sonstigen Reste sind alle Entsorgungsformen anzunehmen: Eine versalzene Suppe würde wahrscheinlich der Spültoilette zugeführt werden, ein verschimmelttes Brot der Biotonne. Bei verpackten überalterten Lebensmitteln ist die Entsorgung über den Restabfall (inklusive Verpackung) anzunehmen. Nach Untersuchungen von THORGERSEN [1996] lässt sich für die ungeöffneten Lebensmittel ein steigender Anteil im Abfall feststellen.

Gesamtmenge des Küchenabfalls

Nach Berechnungen der Deutschen Gesellschaft für Ernährung (DGE) beträgt die mittlere Nahrungszufuhr in Deutschland 456 kg/E·a [DGE, 2000].

Aus abfallwirtschaftlichen Erhebungen geht hervor, dass dem Nahrungsmittelverzehr ein Küchenabfallaufkommen von etwa 50 kgFM/E·a gegenübersteht. Die relative Abfallmenge beträgt somit 11% und deckt sich mit Angaben von HARRISON [1975, z. i. WENLOCK *et al.*, 1980] für amerikanische Verhältnisse. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Küchenabfälle nur die Überbleibsel des Inner-Haus-Verzehrs

widerspiegeln, während die Bezugsgröße – der gesamte Nahrungsmittelverzehr – auch den Außer-Haus-Verzehr beinhaltet.

Die Berücksichtigung weiterer Küchenabfälle aus Kantinen und Restaurants sowie der Nahrungsmittelindustrie würde vielfach höhere Relativanteile liefern.

Tabelle B 3. Zusammensetzung und Menge der jährlich verzehrten Lebensmittel in Deutschland [kg Verkaufsgewicht/E·a] (alte Länder), berechnet nach Angaben aus dem Ernährungsbericht [DGE, 2000], ohne Getränke

Lebensmittelgruppe	Männer	Frauen	E-Mittelwert
Fleisch- und Wurstwaren	52,5	42,3	47
Fisch und Fischwaren	6,5	5,5	6
Milch und Milchprodukte	100,7	90,4	96
Eier	7,5	6,9	7
Speisefette und Öle	11,8	13,3	13
Obst und Obstprodukte	52,9	51,9	52
Gemüse und Gemüseprodukte	86	87,1	86
Brot und Backwaren	58,4	50	54
Nährmittel ¹	62,1	63,3	63
Zucker/Süßwaren/Konfitüre	28,3	28,3	28
Gewürze und Zutaten	3,5	4,3	4
Gesamt	470,2	443,3	456

¹Nährmittel: Pasta, Reis; die Angaben aus dem Ernährungsbericht beziehen sich auf das Verkaufs-, also Trockengewicht. Die Originalwerte für Nährmittel (Männer 20,7 kg; Frauen: 21,1 kg wurden hier verdreifacht, um in etwa Feuchtmassenangaben darzustellen. Nährmittel gelangen i. d. R. erst nach der Zubereitung in den Abfall.

Tabelle B 4. Küchenabfallaufkommen (verschiedene Quellen)

Quelle	kg FM/(E·a)	Relativ zur Nahrungsaufnahme (456 kg/E·a)
KROGMANN, 1989 (z. i. FOLKERTS)	52	11,4%
SCHEFFOLD, 1995	50	11%
SCHÄFER, 1995 (z. i. FOLKERTS)	20–25	4%–5%
DOEDENS, 1992	50–80	11%–18%
DE KONING & VAN DER GRAAF, 1996 (Niederlande)	44	10%
LEBERSORGER & SALHOFER (Österreich)	66–70	15,3%
Mittelwert über alle Autorenangaben:	50,7	11,1%

LEBERSORGER & SALHOFER [2003] untersuchten die Abhängigkeit der Abfallmenge von der Häufigkeit der häuslichen Nahrungszubereitung. Dabei zeigte sich, dass die spezifischen Abfallmengen beachtlichen Streubreiten unterworfen sind (Bild B 1).

Aus Untersuchungen von WENLOCK [1980] in England geht hervor, dass die Abfallmenge von der Haushaltsgröße und der Familienstruktur abhängig ist.

Demgegenüber konnten die Autoren keine signifikante Abhängigkeit vom Wohnort der untersuchten Haushalte und der Einkommenssituation feststellen. Diese Feststellung steht im Widerspruch zu Untersuchungen von RATHJE und HARRISON [1978], die einen Einfluss gestiegener Lebensmittelpreise auf die Menge und Zusammensetzung der organischen Küchenabfälle feststellten.

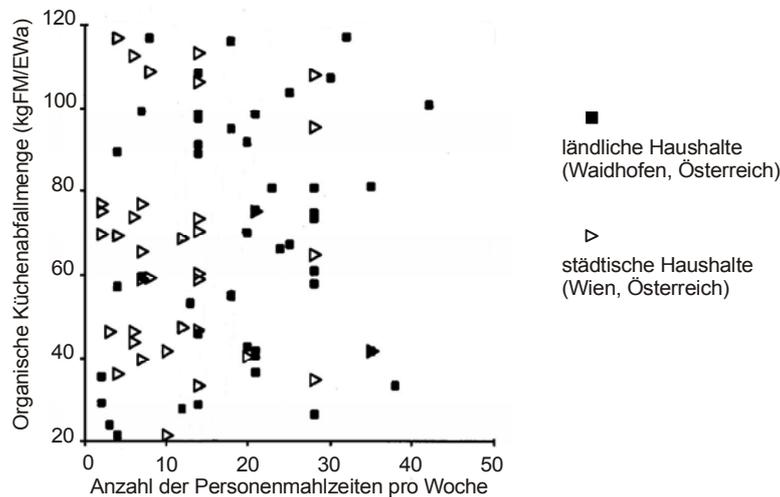


Bild B 1. Häufigkeit des Kochens gegen die Küchenabfallmenge in städtischen und ländlichen Haushalten in Österreich (aus LEBERSORGER & SALHOFER, 2003, modifiziert)

Zeitliche Variation der Küchenabfallmenge

Jahresgang

Die Wahl der Nahrung wird durch die wechselnde Verfügbarkeit bestimmter Feldfrüchte und durch geschmackliche Präferenzen beeinflusst, die auch saisonalen Abhängigkeiten unterliegen können (z. B. Grillsaison). Hieraus lassen sich saisonal variierende Küchenabfallkomponenten ableiten, die Gesamtmenge unterliegt im Jahresverlauf jedoch nur geringfügigen Schwankungen.

Vollkommen gegensätzlich zeigt sich der Jahresverlauf des Gartenabfalls, der zweiten Komponente des Bioabfalls: Die Anfallmenge wird durch die Wachstumszyklen, Schnittzeiten, Laubwurfzeiten usw. geprägt. Die Modalwerte liegen im Frühjahr und Herbst. Während der kalten Jahreszeit fällt kein Gartenabfall an, sodass die Küchenabfallkomponente den Bioabfall prägt.

Langfristige Tendenzen

Analysen des Organikanteils im Hausabfall zeigen, dass im langfristigen Trend keine Veränderungen der Küchenabfallmenge festzustellen sind. In Bild B 2 ist exemplarisch die Entwicklung der Abfallzusammensetzung in Stuttgart dargestellt. Interessant ist, dass die organischen Küchenabfälle die einzige Abfallkomponente mit konstanter Anfallmenge über den gesamten Betrachtungszeitraum sind. Die anderen Abfallkomponenten unterliegen z. T. massiven Mengenveränderungen, die sich als Spiegelbild der soziokulturellen Entwicklung interpretieren lassen (Übergang in die „Wegwerfgesellschaft“).

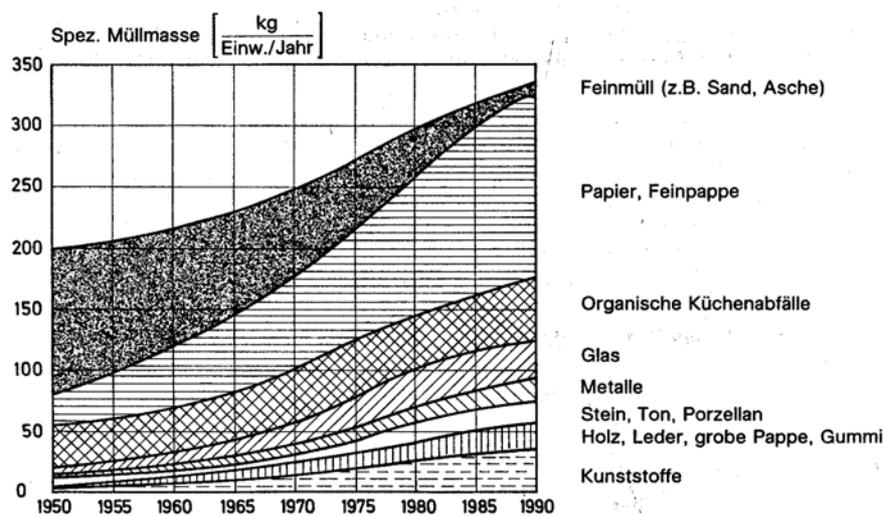


Bild B 2. Entwicklung der spezifischen Müllmasse der Stadt Stuttgart [aus: SATTLER & EMBERGER, 1995]

Die Prognose zukünftiger Küchenabfallmengen ist schwierig: Als abfallmindernde Faktoren sind der Anteil außerhäusiger Nahrungsaufnahme und der Convenience-Grad der innerhäusigen Nahrungszubereitung zu nennen. Der Begriff *Convenience-Grad* beschreibt den Anteil der Convenience-Produkte bei der Nahrungszubereitung; der Begriff wird von der Nahrungsmittelindustrie als Sammelbegriff für teilbearbeitete bis verzehrfertige Lebensmittel verwendet, z. B. geputztes Gemüse, Tiefkühlprodukte, Dosenprodukte, geschnittenes/zerlegtes Fleisch usw. [ZMP, 2002].

Bei der Verwendung solcher Produkte fallen keine/kaum Zubereitungsreste an, der Anteil an Speiseresten, technischen und sonstigen Resten wird vermutlich nicht beeinflusst.

Für beide abfallmindernden Faktoren – außerhäusige Nahrungsaufnahme und Convenience-Grad – ist für die Zukunft eine steigende Bedeutung zu erwarten.

Hierzu tragen entsprechend einer Marktstudie der ZMP/CMA¹ folgende soziokulturellen Entwicklungstendenzen bei [ZMP, 2002]:

- Verlängerte Arbeitszeiten / Flexibilisierung der Arbeitszeiten
- Höherer Anteil berufstätiger Frauen an der Gesamtbevölkerung
- Kleinere Haushalte, wachsende Zahl von Single-Haushalten
- Freizeitorientierung, sinkende Kompetenz bei der Nahrungszubereitung
- Verbesserte Haushaltstechnik (Gefrierschränke, Mikrowellengeräte)
- Konsumwünsche von Kindern und Jugendlichen (bevorzugter Verzehr „trendiger“ Lebensmittel)

Convenience-Produkte dringen zunehmend auch in Nischenbereiche, wie Bioprodukte, Diätprodukte, Gourmetprodukte oder exotische Zubereitungen, sodass diesem Marktsegment weiterhin hohe Wachstumspotenziale zugesprochen werden. In Bild B 3 ist exemplarisch die Absatzentwicklung der Tiefkühlprodukte seit 1973 dargestellt. Der spezifische Verbrauch von Tiefkühlprodukten lag 2003 bei etwa 8% der gesamten Nahrungsaufnahme und liegt damit im europäischen Vergleich im Mittelfeld.

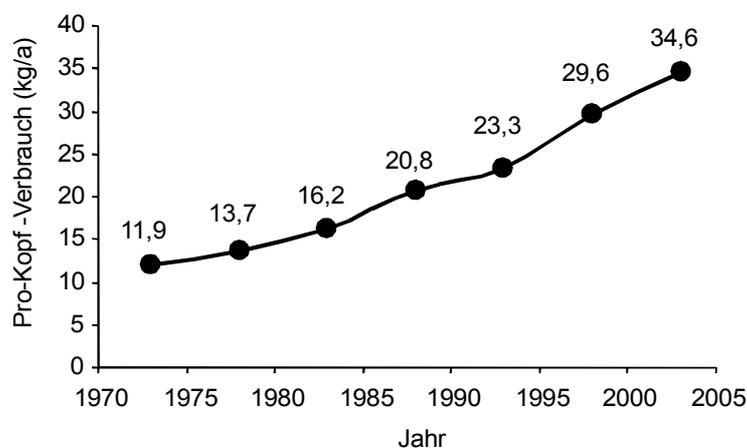


Bild B 3. Absatzentwicklung von Tiefkühlkost in Deutschland (Quelle: Deutsches Tiefkühlinstitut e. V.)

Obgleich ein erhöhter Zugriff auf entsprechende Nahrungsprodukte zwangsläufig mit einer Verminderung der Zubereitungsreste einhergeht, lassen sich keine Literaturstellen finden, die eine Verminderung der Küchenabfallmenge anzeigen (siehe auch Bild B 2, Beispiel Stuttgart).

Eine Verschiebung der Abfallanteile wäre eine nahe liegende Erklärung, d. h. eine rückläufige Menge der Zubereitungsabfälle würde durch einen gestiegenen Anteil an

¹ ZMP/CMA: Zentrale Markt- und Preisberichtsstelle für Erzeugnisse der Land-, Forst- und Ernährungswirtschaft GmbH und Zentrale Marketing-Gesellschaft der deutschen Agrarwirtschaft mbH

Speiseresten und sonstigen Resten kompensiert. Die Schlussfolgerung wird durch folgende Überlegungen gestützt:

- Verzehrbare Lebensmittel fortzuwerfen galt für die Nachkriegsgeneration (50er Jahre) noch als Tabu, das mit dem Übergang in die Überflussgesellschaft gebrochen wurde.
- Mit geringerer Haushaltsgröße wird die Dimensionierung der Nahrungsmittelmenge schwieriger, der Anteil an Speiseresten steigt.
- In den 50er Jahren wurden Haus- und Nutztiere häufig mit Nahrungsmittelresten gefüttert. Dieser Bedarf wird mittlerweile durch die Futtermittelindustrie gedeckt, sodass diese Anteile zusätzlich in den Abfall gelangen.
- THORGERSEN [1996] beschreibt einen Trend zum *expressiven Kochen* in hochmodernen Haushalten. Hierbei werden aufwendige Gerichte mit frischen Zutaten an Wochenenden oder zu besonderen Gelegenheiten hergestellt. In Haushalten, in denen nur zu besonderen Gelegenheiten mit frischen Zutaten gekocht wird, ist der relative Abfallanteil (Zubereitungsreste) höher als in Haushalten, in denen regelmäßig mit frischen Zutaten gekocht wird [RATHJE, 1984, z. i. THORGENSEN, 1996].

Aufgrund der gegenläufigen Tendenzen kann ohne detaillierte Datenerhebung keine verlässliche Prognose der zukünftigen Küchenabfallmengen dargestellt werden. Für die weiteren Bilanzierungen im Rahmen dieser Arbeit wird von einer konstanten Küchenabfallmenge ausgegangen.

Entsorgungsmöglichkeiten für Küchenabfälle

Zur Entledigung der organischen Küchenabfälle können mehrere Möglichkeiten der Entsorgung parallel genutzt werden. In der häuslichen Praxis sind die folgenden Optionen in wechselnden Kombinationen von Bedeutung:

Biotonne

Mit der Biotonne sollen die Bioabfälle erfasst werden, die für das nachfolgende Behandlungssystem geeignet sind (Kompostierung vs. Vergärung). Nach einer Umfrage von FRICKE *et. al.* [2003] waren 2002 bundesweit 47% aller Einwohner an das System Biotonne angeschlossen. Die Autoren zeigen, dass die Entfrachtung des Restabfalls von der organischen Fraktion durch die Einführung der Biotonne nicht

erreicht wurde, da sich weiterhin Organikanteile von bis zu 42% im Restabfall finden lassen.

Restmülltonne

In die Restmülltonne sollen auch organische Abfälle eingeworfen werden, die für das an die Biotonne angeschlossene Behandlungssystem nicht geeignet sind, z. B. Fleischabfälle und gekochte Speisereste bei anschließender Kompostierung der Bioabfälle. Darüber hinaus ist die Restabfalltonne in Haushalten ohne Biotonne die bedeutendste Entsorgungsvariante.

Eigenkompostierung

Die Eigenkompostierung wird vor allem von Bewohnern in ländlichen oder Stadtrandgebieten praktiziert. Aufgrund des erforderlichen Platzbedarfs sind die Potenziale der Eigenkompostierung eingeschränkt. Einige Gemeinden entbinden den Teilnehmer von der Benutzung der Biotonne, wenn eine Kompostierungsmöglichkeit nachgewiesen werden kann. Der Erfolg solcher Maßnahmen ist zweifelhaft: FRICKE *et al.* [2003] stellten fest, dass der Organikanteil im Restabfall bei den Eigenkompostierern deutlich höher liegt als bei den Biotonnennutzern.

Verfütterung an Haustiere

Über die Größenordnung dieser offensichtlichen Entsorgungsoption liegen kaum Angaben vor. WENLOCK *et al.* [1980] ermittelten in einer Untersuchung mit 672 kooperierenden Haushalten in England, dass etwa 20% bis 30% der Lebensmittelreste an Haustiere und/oder Wildvögel verfüttert wurden. Es konnte jedoch nicht unterschieden werden, ob die Lebensmittel bereits für diesen Zweck gekauft wurden. Aufgrund der schwindenden Bedeutung der Nutztierhaltung und der großen Produktpalette für Heimtiernahrung dürfte diese Option in Zukunft von untergeordneter Bedeutung sein.

Küchenspüle (ohne KAZ) bzw. Geschirrspülmaschine

Die Abschwemmung der technischen Reste mit dem Abwasser über die Küchenspüle/Geschirrspülmaschine kann als unvermeidlich betrachtet werden und ist somit nicht optional.

Spültoilette

Neben der üblichen Entsorgung flüssiger oder breiiger Lebensmittelreste ist auch die Zuführung fester Lebensmittelreste über die Spültoilette als gängige Praxis

anzusehen, obgleich die meisten Betreiber von Abwassersystemen darauf hinweisen, dass dies nicht zulässig ist. Einen Eindruck über die Vielgestaltigkeit der über die Spültoilette entsorgten Lebensmittelreste ist aus Bild B 4 ersichtlich. Die Fotografie zeigt Lebensmittel, die im Verlauf von acht Stunden aus dem Rechengut der Kläranlage Rastatt bei Karlsruhe entnommen wurden (Trockenwettertag, 24.02.2004 / 8:00–16:00 Uhr).

Neben dem zu erwartenden Toilettenpapier und Kotstoffen wurden zahlreiche Tampons, Binden und Kondome gefunden. Als Einzelfälle oder in geringer Stückzahl ließen sich Tablettenpakete, Frotteehandtücher, tote Ratten, und eine Fahrradluftpumpe identifizieren. Die gefundenen Lebensmittel beinhalteten Wurstaufschnitt, Dauerwurst, Bockwurst, gebratene Fleischstücke, Fischhaut, Tomaten, Karotten, Bananenschalen, Salatblätter, Kartoffelschalen, gekochte Kartoffel, Chilis, Zwiebeln, Zwiebelschalen, Salatgurken, eingelegte Gurken, Paprika, Spaghetti, Tortellini, schraubenförmige Nudeln, Makkaroni, Kirschen, Erdbeeren, Oliven, Champignons, Pfifferlinge, Apfelstückchen, Orangenschalen, ausgepresste Zitronenhälften, Lorbeerblätter, Mango, Knoblauch, Weintrauben, Blumenkohl, Brokkoli und Brotrinde.



Bild B 4. Lebensmittel im Rechengut, 2.960 gFM/8 Stunden

Eine Bilanzierung der so erfassten Lebensmittelabfälle ist nicht möglich, da sich nur die größeren, greifbaren Stücke entnehmen ließen. Die erfasste Menge ist im Bezug zur Anzahl der angeschlossenen Einwohner vernachlässigbar.

Küchenspüle mit KAZ

Die Nutzung von KAZ ist gegenwärtig in Deutschland bedeutungslos. Abfalluntersuchungen von NILSSON *et al.* [1990] in Schweden ergaben, dass nur ein Drittel der organischen Abfälle mit dem KAZ entsorgt wurde, der Rest wurde weiterhin in der Tonne gefunden. Hierzu zählten insbesondere:

- Große Abfälle, deren Zerkleinerung einen zusätzlichen Aufwand bereitet, z. B. große Fruchtstücke wie Melonenschalen, ganze Äpfel usw.
- Trockene Abfälle, z. B. altes Brot, Getreideprodukte
- Abfälle in Verpackungen, z. B. Weichkäse, Fischreste in Dosen u. Ä.
- Abfälle, die zur Zerkleinerung ungeeignet sind oder deren Zerkleinerung vergleichsweise lange dauert, z. B. Knochen und Fleisch
- Blumen und Blumenerde

Demgegenüber wurden keine/kaum Zubereitungs- und Speisereste sowie Kaffeefilter, Teebeutel und kleinere Fruchtreste (Kerngehäuse eines Apfels u. Ä.) mehr in den Abfällen gefunden.

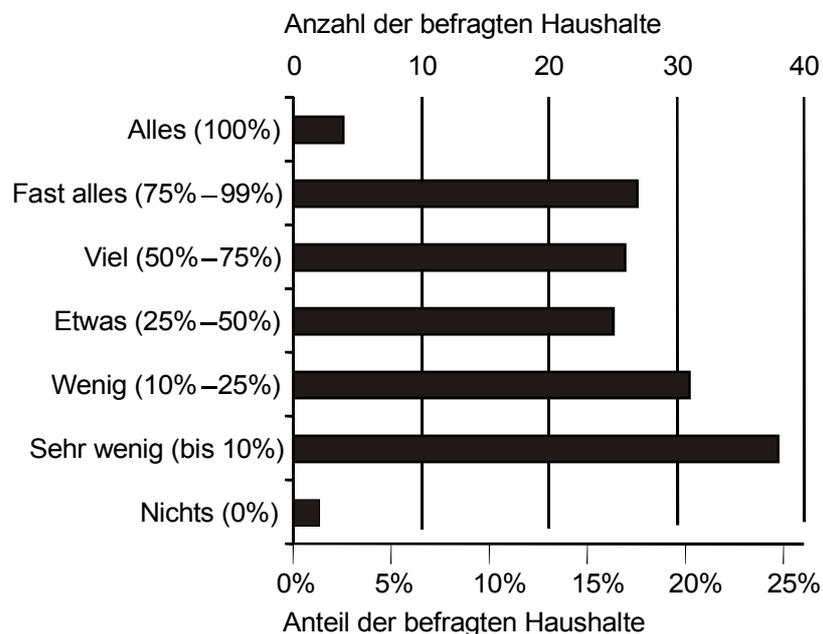


Bild B 5. Antworthäufigkeit von KAZ-Benutzern auf die Frage, welcher Anteil der im Haushalt anfallenden Küchenabfälle mit dem KAZ behandelt wird [MIELE, 1997]

Benutzerbefragungen unter 153 Teilnehmern von MIELE [1997] in New York lieferten ein ähnliches Bild. Die Benutzer sollten Angaben machen, welcher Anteil der

Küchenabfälle mit dem KAZ entsorgt wurde und ihr Verhalten einer von sieben Kategorien zuordnen (Siehe Bild B 5).

Aus diesen Angaben lässt sich ein mittlerer Anteil von etwa 40% des Küchenabfalls ermitteln, der über den KAZ entsorgt wird.

Die mit einem KAZ erfassbaren Abfallmengen liegen damit in der Größenordnung der mit der Biotonne erfassbaren Küchenabfallmengen.

Im Folgenden sollen die Erfordernisse zur Zerkleinerung mit KAZ und die Eigenschaften zerkleinerter Lebensmittelpartikel näher charakterisiert werden. Ziel dieser Charakterisierung ist es, einen Parametersatz zur Anwendung von Modellberechnungen für die abwassertechnischen Prozesse zu erhalten. Die entsprechenden Modelle werden in den späteren Kapiteln vorgestellt, und die Auswirkungen der KAZ werden über die Modellbetrachtungen geschätzt und mit großtechnischen Erfahrungswerten verglichen.

Die Ermittlung der physikalischen und chemischen Parameter erfolgt jeweils anhand einer Literaturlauswertung bzw. anhand eigener Untersuchungen. Soweit nachvollziehbar, wird auch die hinter den Literaturwerten stehende Vorgehensweise wiedergegeben, da meistens keine Standardverfahren zur Verfügung stehen.

Ressourcenverbrauch

Die Zerkleinerung und Suspendierung der Abfälle erfolgt unter dem Verbrauch der Ressourcen Energie und Wasser. Die Größenordnung des Wasserbedarfs wurde von mehreren Autoren untersucht, die Angaben schwanken von 1,1 bis 4,5 L/E·d [WICKE, 1987; JONES, 1990; KETZENBERGER, 1995; UITENBOGERD, 1995; alle z. i. DE KONING & VAN DER GRAAF, 1996]. Die Wasserverbrauchsschätzungen basieren auf hochgerechneten Zerkleinerungsexperimenten. Eine direkt messbare Erhöhung in Testhaushalten konnte bisher nicht nachgewiesen werden, entsprechende Versuche scheiterten an der geringen Wassermenge, die hinter den üblichen Wasserverbrauchsschwankungen nicht signifikant ist. JONES [1992] berichtet, dass nach einer KAZ-Installation weniger Wasser in einem Untersuchungshaushalt verbraucht wurde. Der Rückgang lässt sich durch die KAZ-Nutzung nicht plausibel erklären.

Der maximale Energieverbrauch lässt sich über die elektrische Leistungsaufnahme und die Gerätelaufzeit bestimmen. Die Motorleistung handelsüblicher amerikanischer KAZ liegt im Bereich $\frac{1}{2}$ – $\frac{3}{4}$ PS ($\approx 0,7$ – 1 kW). Untersuchungen in Schweden lieferten eine mittlere tägliche Gerätelaufzeit von 1,2 Minuten [Nilsson *et al.*, 1990], sodass sich ein Energiebedarf von 5,1–7,3 kWh/a ergibt. Tatsächlich ist der Verbrauch geringer, da die Geräte im Normalbetrieb unter der Leistungsgrenze betrieben werden. WENDLER [2005] berechnete auf der Basis von Stromverbrauchsmessungen

einen einwohnerspezifischen Jahresverbrauch von 1,7 kWh/E-a für einen 2-Personenhaushalt. Relativ zum durchschnittlichen Verbrauch von 2.800 kWh/E-a beträgt der relative Mehrbedarf 0,06% (2-Personen/Haushalt).

Weitere Verbrauchsschwankungen ergeben sich durch die Abfallcharakteristik und durch die Nutzungsfrequenz der Geräte.

Abfallcharakteristik

Weiche und strukturarme Abfälle lassen sich schnell und mit geringem Wasseraufwand zerkleinern. Faserhaltige Abfälle hingegen widersetzen sich erkennbar der Zerkleinerung. In Tabelle C 1 sind die Ergebnisse eigener Wasserverbrauchsermittlungen dargestellt. Es ist erkennbar, dass die Strukturstabilität einen deutlichen Einfluss auf den Wasserverbrauch hat.

Tabelle C 1. Wasserverbrauch zur Zerkleinerung [EIGENE UNTERSUCHUNGEN]

Abfall	Wasserbedarf	
	(L/kgFM)	(L/25kgFM)
Strukturschwaches Gemüse I (Tomaten, Paprika)	5,6	140
Strukturschwaches Gemüse II (Kartoffeln, Möhren, Zwiebeln)	6,8	170
Mittelstrukturiertes Gemüse (grüne Bohnen mit Schale)	12,0	300
Strukturstarkes Gemüse (Spinat, Salat, Blumenkohlblätter)	22,4	560
Gebrauchter Kaffeefilter	9,9	248
Obst (Orangen, Bananen, Apfel)	7,2	180

Nutzungsfrequenz

Der Anlaufstrom der kräftigen KAZ-Motoren und das erforderliche Nachlauf- bzw. Spülwasser am Ende eines Zerkleinerungsprozesses erhöhen die spezifischen Verbrauchswerte, insbesondere bei kurzer Laufzeit. Der Ressourcenverbrauch kann durch eine Herabsetzung der Einschalthäufigkeit vermindert werden, z. B. indem die Abfälle gesammelt werden und eine größere Menge zerkleinert wird. BOLZONELLA *et al.* [2003] ermitteln eine Degressionsfunktion des Wasser-, Energie- und Zeitbedarfs in Abhängigkeit von der Abfallmenge. Beispielsweise ist die Zerkleinerung von 300 g Feuchtabfall in drei gleichen Einzelportionen etwa doppelt so verbrauchsintensiv wie die Zerkleinerung der gleichen Abfallmenge als eine Portion.

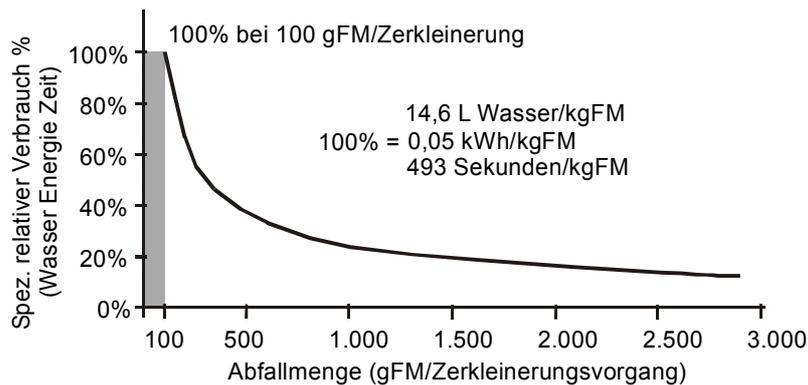


Bild C 1. Degression des Wasserverbrauchs, des Energieverbrauchs und des Zeitbedarfs [BOLZONELLA *et al.*, 2003]

Fraglich ist, ob diese Einsparmöglichkeiten einen Anreiz darstellen, da die Verbrauchswerte insgesamt sehr gering sind. Bei einer Jahresmenge von 25 kg FM/E, die in 250 Portionen à 100 g zerkleinert werden, ergäbe sich ein Energieverbrauch von 1,25 kWh/E-a. Die Einsparpotenziale bei anderen Stromverbrauchern sind demgegenüber sehr viel höher. Beispielsweise liegt der Energieverbrauch bei Drahtlostelefonen im Standby-Betrieb im Bereich 28–88 kWh/a, und der Standby-Betrieb des Anrufbeantworters schlägt mit 16–14 kWh/a zu Buche (weitere Beispiele lassen sich im Internet finden).

Frachten

Durch die Verwendung von KAZ ist mit einer signifikanten Erhöhung der Abwasserfrachten zu rechnen. Dies gilt insbesondere für die Feststoffparameter (TS, oTS) und für die Kohlenstoffparameter (CSB, BSB, TOC etc.) und in geringerem Umfang auch für die Nährstofffrachten (N, P).

Zur Abschätzung der Größenordnung der Frachtzunahme können verschiedene Verfahren angewendet werden:

Messungen in Testgebieten

Die Ermittlung der Frachtzunahme in einem Testgebiet mit installiertem KAZ-Anteil erfolgt durch Messungen der Abflussmengen und -konzentrationen im Sammelkanal des Testgebiets. Entsprechende Untersuchungen wurden in New York [MIELE, 1997], in Staffanstorp [NILLSON *et al.*, 1990], Schweden und in Penetanguihene [JONES, 1992], Kanada durchgeführt. Die Zusatzfracht wird über eine Differenzmessung ermittelt, d. h. es muss ein repräsentatives Vergleichsdatenkollektiv für die Messstelle

vorhanden sein, das vor der KAZ-Installation erhoben wird. Insbesondere in den kleineren Teileinzugsgebieten ist eine hohe Datendichte zur Auswertung erforderlich, da die zeitlichen Variationen im Abflussgeschehen und die analytischen und beprobungstechnischen Ungenauigkeiten zu einer Streuung führen, die die KAZ-bedingten Veränderungen vollkommen verdecken können. Die Aussagekraft so erhaltener Daten ist daher sehr zweifelhaft. Beispielsweise wurden in Penetanguihene, Kanada, nach der KAZ-Installation geringere Frachtwerte (BSB, N, P) festgestellt als in dem Zeitraum der Vergleichsdatenerhebung ohne KAZ-Nutzung [JONES, 1992].

Kläranlagendaten

Die Zulaufwerte vieler nordamerikanischer Kläranlagen zeigen die Abwassercharakteristik von Einzugsgebieten, die durch einen hohen KAZ-Nutzungsanteil geprägt sind. Der Frachtanteil der Küchenabfälle kann aus der Gesamtfracht ermittelt werden, wenn die Basiswerte ohne KAZ-Nutzung und die Anzahl der KAZ nutzenden Einwohner bekannt sind. Beide Angaben müssen geschätzt werden. QAQUNDA [2003] untersuchte die Betriebsdaten der Kläranlagen in Los Angeles, Madison und Denver, deren KAZ-Anteil auf 50%–60% geschätzt wurde und setzt die Zulauffrachten aus New Yorker Kläranlagen als Basiswerte dagegen. Die KAZ-Nutzung war in dem Auswertungszeitraum 1996–1997 in New York untersagt. Neben den Unsicherheiten der Grundannahmen konnten die regionalen Besonderheiten nicht berücksichtigt werden (z. B. Industrieabwasserbeiträge), sodass die Ergebnisse der Auswertung als sehr unsicher gewertet werden müssen.

Auch bei klareren Rahmenbedingungen decken sich die direkt messbaren Frachten nicht immer plausibel: In der Stadt Surahammar, Schweden, wurden 1.100 Haushalte mit KAZ ausgestattet, was zu einer 10%igen Frachterhöhung an der Kläranlage hätte führen sollen. Tatsächlich konnten keine signifikanten Unterschiede zum vorhergehenden Untersuchungszeitraum festgestellt werden [KARLBERG & NORIN, 1999].

Abfallanalyse und Hochrechnung

DE KONING & VAN DER GRAAF [1996] berechnen die hypothetischen Zusatz-Frachten für niederländische Verhältnisse auf der Basis mehrerer Küchenabfallanalysen. Einer ähnlichen Herangehensweise bedienen sich BOLZONELLA *et al.* [2003] in Italien. Sie mischten einen Standardabfall, der die Verhältnisse in Italien wiedergeben sollte.

Ausgehend von den Analysewerten führten sie entsprechende Hochrechnungen aus. Die Unsicherheit dieser Vorgehensweise liegt in der Auswahl eines repräsentativen Abfalls. Darüber hinaus wird bei den Hochrechnungen nicht berücksichtigt, dass ein Teil der Küchenabfälle weiterhin in die Tonnensysteme eingeworfen wird.

Ernährungsdatenanalyse

Die Bundesregierung erhebt im fünfjährigen Turnus eine Einkommens- und Verbrauchsstichprobe. Auf der Basis der Einkaufsdaten berechnet die Deutsche Gesellschaft für Ernährung (DGE) die mittlere Nahrungsaufnahme, die ggf. als Grundlage für ernährungspolitische Zielformulierungen dient. Eine Redundanz der Ernährungsdaten mit abwassertechnischen Kenngrößen liefert beispielsweise die Proteinaufnahme von 76,5 g Protein/E-d. Dies entspricht etwa 12,2 g Protein-N und deckt sich mit den einwohnerspezifischen Stickstofffrachten, die gewöhnlich im Abwasser zu finden sind (Stickstoffaufnahme und -abgabe über WC-relevante Ausscheidung gleichen sich i. d. R. aus). Entsprechend führt die mittlere Ernährungsunvernunft zu Mehraufwendungen bei der Abwasserreinigung.¹

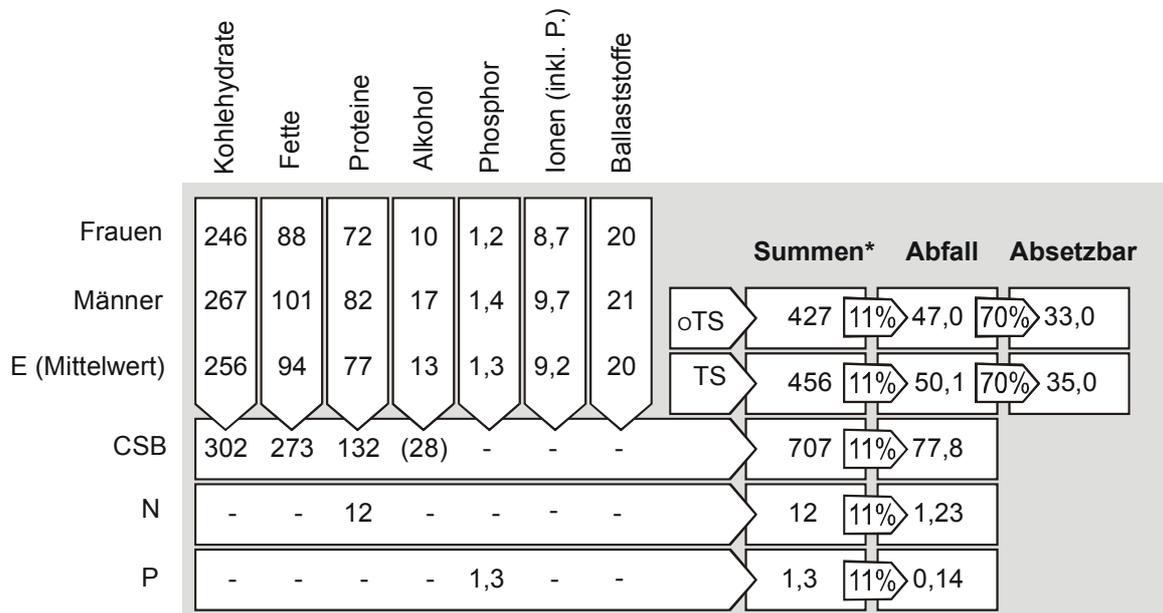
Es liegt nahe, die breite Datenbasis der Ernährungswissenschaftler zur Abschätzung der Küchenabfallzusammensetzung zu nutzen. Im Folgenden wird davon ausgegangen, dass die relativen Anteile der Ernährungskomponenten bei Nahrung und Abfall identisch sind, d. h. es wird mit einem Kohlenhydrat-Protein-Fett-Verhältnis von 60:18:22 gerechnet. Ein Verhältnis in ähnlicher Größenordnung wurde von KUJAWA-ROELLEVED *et al.* [2003] auch bei der Analyse des Abfalls einer niederländischen Krankenhausküche festgestellt (68:15:16).

Zur Umrechnung in Abwasserparameter wurden die Ernährungseinzelkomponenten als idealisierte Strukturformen betrachtet und ausgewertet. Die getroffenen Annahmen und daraus resultierenden Umrechnungsfaktoren sind:

1. Der stöchiometrische Sauerstoffbedarf der Polysaccharide $(C_6H_{10}O_5)_x$ ist repräsentativ für die Gruppe der Kohlehydrate $\rightarrow 1,18 \text{ g CSB / g Kohlehydrat}$
2. Der stöchiometrische Sauerstoffbedarf der Ölsäure $(C_{17}H_{33}CO_2H)$ ist repräsentativ für die Gruppe der Öle und Fette $\rightarrow 2,9 \text{ g CSB / g Öl + Fett}$
3. Alle 20 Protein bildenden Aminosäuren sind zu gleichen Teilen am Aufbau der Proteine beteiligt $\rightarrow 1,72 \text{ g CSB / g Protein} \rightarrow 0,16 \text{ g N / g Protein}$.

¹ Die deutsche Gesellschaft für Ernährung weist auf die überreichliche Proteinaufnahme in Deutschland hin. Eine Reduzierung um ca. 30% wäre ernährungsphysiologisch vernünftig [DGE, 2000]!

4. Der stöchiometrische Sauerstoffbedarf des Ethylalkohols (C_2H_6O) beträgt 2,1 g CSB / g Alkohol.



Alkohol ist bei der Summenbildung nicht berücksichtigt, da nicht KAZ-relevant

Bild C 2. Nahrungsmengen nach Nahrungskomponenten [DGE, 2000] und abgeleitete Abfallmengen in TS-, oTS-, CSB-, N- und P-Einheiten (alle Angaben in g/E-d)

In Bild C 2 sind die Nahrungsmengen als tägliche TS-, oTS-, CSB-, Stickstoff- und Phosphorfrachten dargestellt. Die Summe der Einzelkomponenten (ohne Alkohol) bildet die Feststofffracht, bei der oTS-Fracht sind Salze und Ballaststoffe herausgerechnet. Die Küchenabfallfracht wurde entsprechend Tabelle B 4 (Seite 18) als 11%iger Anteil über alle Komponenten berechnet. Die Frachtberechnung zeigt somit die gesamte Küchenabfallmenge, es wird jedoch nur ein Teil mit den KAZ behandelt. Hierzu liegen keine Erkenntnisse des deutschen Verbraucherverhaltens vor. Aus amerikanischen und schwedischen Untersuchungen lässt sich ein Anteil von 33%–40% abschätzen (Bild B 5; Seite 25), entsprechend geringer wären die wirklich auftretenden Frachten. Für die abwassertechnischen Modellrechnungen im Teil E dieser Arbeit wurde ein Anteil von 50%, also die Hälfte der aufgeführten Frachten angenommen.

Die Küchenabfälle werden durch die Zerkleinerung teilweise solubisiert (siehe nächster Abschnitt). Dieser Anteil wurde in dieser Berechnung auf 30% gesetzt, d. h. es wurde davon ausgegangen, dass sich im Abwasser noch 70% der Feststoffe wiederfinden lassen.

Ergebnis- und Methodenvergleich

Die Ergebnisse der Frachtberechnungen sind in Tabelle C 2 – Literaturergebnisse – gegenübergestellt. Es zeigt sich eine sehr enge Übereinstimmung mit den Ergebnissen von WENDLER & ROSENWINKEL [2003], die Autoren machen jedoch keine Angaben, ob das Nutzerverhalten berücksichtigt wurde. Die geringste Deckung ergibt sich mit den direkten Messungen im New Yorker Kanalnetz, die durch sehr hohe Nährstoffwerte und geringe Sauerstoffbedarfswerte auffallen. Die Ergebnisse der New Yorker Untersuchungen sind jedoch nicht plausibel, da sich die geringen CSB/N-Verhältnisse allenfalls durch reine Proteinabfälle erklären lassen.

Auffällig sind auch die Werte von QAQUNDA [2003], die durch einen Kläranlagen-datenvergleich gewonnen wurden. Insbesondere die Feststoff- und die Phosphorfrachten sind ungewöhnlich hoch und decken sich nicht mit anderen Autorenangaben. Offensichtlich sind die methodischen Unsicherheiten des durchgeführten Kläranlagenvergleichs erheblich.

Tabelle C 2. Einwohnerspezifische Frachten (g/EWd) durch die Nutzung von KAZ, verschiedene Autoren, verschiedene Herangehensweisen

Quelle	TS	CSB	BSB	TKN	P _{ges}	Fett	Meth.	Verh.
DIESE ARBEIT	35	77,8	39*	1,3	0,14	10,3	EDA	nein
DE KONING & V. D. GRAAF, 1996	48	76,0	52,0	1,6	n.e.	n. e.	AuH	nein
BOLZONELLA <i>et al.</i> , 2003	50	75,0	n. e.	2,5	0,25	n. e.	AuH	nein
NILLSON <i>et al.</i> , 1990	34	88,0	31,0	1,5	0,60	n. e.	MiK	ja
MIELE, 1997 (NYC, QUEENS)	21	37,5	23,4	4,4	0,41	2,2	MiK	ja
MIELE, 1997 (NYC, MANHATTAN)	21	53,9	42,1	5,8	0,54	3,1	MiK	ja
QAQUNDA, 2003	82	n. e.	53,4	0,6	3,00	n. e.	VaK	ja
BENNETT & LINSTEDT, 1975	20	35,6	12,3	0,2	0,10	n. e.	MiH	ja
WENDLER & ROSENWINKEL, 2003	38	82,0	40,5	1,5	0,19	n. e.	VM	?

Meth. = Methode

Verh. = Berücksichtigung des Nutzerverhaltens (ja/nein) Die mit „nein“ gekennzeichneten Methoden zeigen das Frachtpotenzial auf, da nicht berücksichtigt ist, dass ein Teil der Abfälle über die Tonnensysteme entsorgt wird. Bei den mit „ja“ gekennzeichneten Methoden ist dieser Anteil implizit enthalten (Testgebiete, Kläranlagenvergleich, Messungen im Haushalt).

*bei einem CSB/BSB-Verhältnis von 2

EDA: Ernährungsdatenanalyse auf 11% Abfallbasis; **AuH:** Abfallanalysen und Hochrechnung; **MiK:** Messungen im Ablaufkanal eines Testgebietes mit/ohne KAZ; **VaK:** Vergleich amerikanischer Kläranlagen mit/ohne KAZ im Einzugsgebiet; **MiH:** Messungen in einzelnen Haushalten (Quellliteratur lag nicht vor, Werte zitiert in DIGGELMAN & HAM, 1998); **VM:** Verschiedene, nicht einzeln nachgewiesene Methoden, Bereichsangaben auf Mittelwerte reduziert

Phasenverteilung nach Zerkleinerung

Die Partikelgrößenverteilung der Bioabfälle nach der Zerkleinerung mit einem KAZ hängt von der Strukturstabilität der Abfälle ab und ist durch die konstruktiven Merkmale der Zerkleinerungsapparatur nur bedingt beeinflussbar. Strukturarme Anteile werden feiner zerrieben, während Strukturbestandteile größere Einheiten bilden, deren Partikelgeometrie meistens nicht mit einem Parameter darstellbar ist (z. B. Faserfragmente oder Haut- und Schalfragmente). Ein bestimmter Anteil der Abfallfeststoffe wird durch die Zerkleinerung in Lösung oder in eine kolloidale Suspension überführt (Solubisierung).

Solubisierung

Dieses Phänomen ist auf die Zerstörung der Zellmembrane und die Freisetzung von Zellsäften zurückzuführen. Hohe Solubisierungsgrade wurden bei Obst festgestellt, geringere Anteile bei tierischen Materialien (Fleisch, Fisch).

Der nicht absetzbare Anteil ist auf echt gelöste und dispergierte Feststoffe zurückzuführen. Eigene Messwerte sind zusammen mit Literaturwerten in Tabelle C 3 zusammengestellt.

Weitere eigene Untersuchungen ergaben, dass der nicht absetzbare Anteil des Trockenrückstands weitgehend auf echt gelöste Substanzen zurückgeführt werden kann. Bei der Bestimmung wurden Mensaabfälle und verschiedene Gemüsemischungen zerkleinert und über 90 Minuten abgesetzt. Anschließend wurde der Trockenrückstand des Überstands und des membranfiltrierten Überstands ($45\mu\text{m}$) ermittelt. Der echt gelöste Anteil betrug im Mittel $90,6\% \text{ TR}_{<45\mu\text{m}}/\text{TR}_{\text{ÜBSTD}}$.

Zudem zeigte sich eine mittlere spezifische CSB-Relation von $1,24 \text{ gCSB/gTR}_{\text{ÜBSTD}}$ bei sehr geringer Standardabweichung (siehe Tabelle C 4). Aus der Ernährungsdatenanalyse geht demgegenüber ein rechnerisches Verhältnis von $1,54 \text{ gCSB/gTR}$ für die Gesamtheit der Küchenabfälle hervor. Der Unterschied kann darauf zurückgeführt werden, dass Fette und Öle als nicht lösliche bzw. schwer dispergierbare Substanzen im Überstand der Suspension unterrepräsentiert sind.

Die Phasenverteilung des biologischen Sauerstoffbedarfs geht aus einer fast 60 Jahre alten Untersuchung von CARPENTER *et al.* [1936] hervor. Die Autoren ermittelten in einer eigens für die Untersuchung konstruierten Apparatur einen spezifischen BSB_5 von $0,76 \text{ gBSB}_5/\text{goTR}$ für eine aus kommunalem Bioabfall

hergestellte Suspension. Der biologische Sauerstoffbedarf des Überstands nach Zerkleinerung und Sedimentation lag mit $0,8 \text{ gBSB}_5/\text{goTR}_{\text{ÜSTD}}$ etwas höher.

Tabelle C 3. Feststoffanteile, die in Lösung oder kolloidale Suspension geraten

Abfalltyp/Quelle	Nicht absetzbarer Feststoffanteil	Nicht abfiltrierbarer Feststoffanteil
	%TR _{GES}	%TR _{GES} (%TR _{ÜSTD})
BUCKSTEEG & IMHOFF [1964]¹		papierfiltriert (TS)
Kartoffelschalen	17,7%	16,0% (90,6%)
Möhrenabfälle	60,1%	57,8% (96,3%)
Salatabfälle	42,6%	33,8% (79,3%)
Obstabfälle	50,6%	48,0% (95,3%)
Fischabfälle	48,7%	14,4% (29,5%)
Zeitungspapier	(0,8%)	0,8% (100%)
PALMER & NUSSBAUM [1951]		
Restaurantabfälle	20,5%	k. A.
Kartoffelschalen	13,7%	k. A.
Karotten	54,1%	k. A.
Fisch	20,1%	k. A.
Ausgepresste Orangen	45,5%	k. A.
Äußere Salatblätter	41,9%	k. A.
Wassermelonensrinde	64,0%	k. A.
Fleischabfälle	6,6%	k. A.
CALVERT & TOLMAN [1936]		
Kommunaler Bioabfall (zerkleinert)	25,7%	k. A.
Kommunaler Bioabfall (homogenisiert)	45,1%	k. A.
EIGENE UNTERSUCHUNGEN		membranfiltriert (0,45µm)
Mensaabfall 1	17,3%	14,9% (86%)
Gemüsemischung	38,1%	35,8% (94%)
Mischabfall	28,6%	25,2% (88%)
Mittelwert über alle Angaben²		----- (90%)

¹ Alle Abgaben wurden aus den veröffentlichten Daten zum oTS bzw. oTR berechnet.

² ohne Zeitungspapier

k. A. = keine Angabe

Mensaabfall 1: Auszug der Tageskarte: Tagessuppe, Bratkartoffeln, Kalbsgulasch, Geflügelmedaillon, Semmelknödel, Tomatensoße, gemischter Salat, Blätterteigpastete u. a.

Gemüsemischung: 150 g Sellerie, 100 g Karotten, 150 g Kartoffeln, 50 g Lauch, 50 g Tomaten, 100 g Zwiebel, 50 g Apfel, 100 g Champignons, 100 g Brokkoli

Mischabfall: 100 g Kartoffeln, 135 g Kaffee + Filter, 60 g Ei mit Schale, 58 g Körnerbrot, 50 g Toastbrot, 65 g Zwiebeln, 100 g Apfel, 100 g Paprika, 300 g Tiefkühlgemüse, 100 g Banane mit Schale

Tabelle C 4. Verhältniszahlen im Überstand mehrerer Küchenabfallsuspensionen [SALZMANN, 1999]

	n	Mittelwert	Standardabw.	Min	Max
CSB/TR _{ÜSTD} . (g/g)	28	1,24	0,17	0,91	1,60
TR _{<45µ} /TR _{ÜSTD}	24	90,6%	4,5%	79,4%	96,0%

Anmerkung: Der originäre Trockenrückstand des zur Suspendierung verwendeten Leitungswassers wurde herausgerechnet.

Näherungsweise kann also davon ausgegangen werden, dass sich die Phasenverteilung des BSB₅ über die Verteilung des organischen TR beschreiben lässt.

Die Ermittlung einer Phasenverteilung des biologischen Sauerstoffbedarfs ist aufgrund der großen Bandbreite verschiedener Partikelgrößen nicht unproblematisch. Da Mikroorganismen nur gelöste Substanzen verwerten können, wird die Sauerstoffverbrauchsrate bei größeren Partikeln durch die Hydrolyserate limitiert. Ggf. ist der Zehrungsvorgang am Ende des fünftägigen Versuchs noch nicht abgeschlossen. Entsprechende Hinweise lassen sich bei BALMAT [1957] finden.

Tabelle C 5. Einfluss der Partikelgrößen des Abwassers auf die Ergebnisse der BSB₅-Bestimmung [BALMERT, 1957]

Fraktion	Größenbereich	BSB ₅ /oTR (g/g)	Reaktions- konstante* (d ⁻¹)	Umsatz in fünf Tagen (%)
Gelöst	< 0,08 µm	0,75	0,39	98,8
Kollodial-gelöst	0,08–1 µm	1,26	0,22	92,0
Supra-kollodial	1–100 µm	0,97	0,09	64,5
Absetzbar	> 100 µm	0,95	0,08	60,2

*Basis 10 → Umsatz in fünf Tagen = $1 - 10^{(-k \cdot 5d)}$

Partikelgrößenverteilung

Die Partikelgrößenverteilung der Abfälle nach der Zerkleinerung kann zur Abschätzung der Abtrennbarkeit mit dem Feinrechen einer Kläranlage herangezogen werden und liefert darüber hinaus einen visuellen Eindruck über die Natur zerkleinerter Küchenabfälle. Aus der Literatur und Praxis gehen zwei Herangehensweisen zur Bestimmung hervor, die zu signifikant unterschiedlichen Ergebnissen führen.

Trockenanalytische Sieblinie

BAUMANN *et al.* [1955] stellten ein TR-basierendes Analyseverfahren zur Sieblinienbestimmung zerkleinerter Abfälle vor und führten mehr als 300 Einzelbestimmungen durch. Die Autoren ermittelten notwendige Randbedingungen, um die Partikelsiebung reproduzierbar durchzuführen. Die Auswertung beruht auf Trockenrückstandsbestimmungen der jeweiligen Größenklassen. Im Bild C 3 sind mehrere Siebdurchgangslinien verschiedener Küchenabfallsuspensionen dargestellt. Die Kurven 1 bis 3 geben Untersuchungen von BAUMANN & SKODJE wieder und zeigen die mit

unterschiedlichen Zerkleinerungsgeräten erzielten Sieblinien. Deutlich zu erkennen ist, dass die Zerkleinerungsergebnisse eines KAZ und eines Fleischwolfes vergleichbar sind, wenn der Fleischwolf mit einer feinen Vorsatzscheibe (3/8 Zoll) betrieben wird.

Die Kurven 4 und 5 geben die Ergebnisse eigener Untersuchungen wieder; es wurden zwei Chargen Mensaabfall mit einem KAZ (Fa. Kitchenmaster) zerkleinert und mit einer vergleichbaren Methode analysiert [SALZMANN, 2000]. Im Gegensatz zu den Literaturwerten ergab sich ein höherer Anteil größerer Partikel und eine mittlere Partikelgröße ($D_{50\%}$) im Bereich 1 mm bis 2 mm.

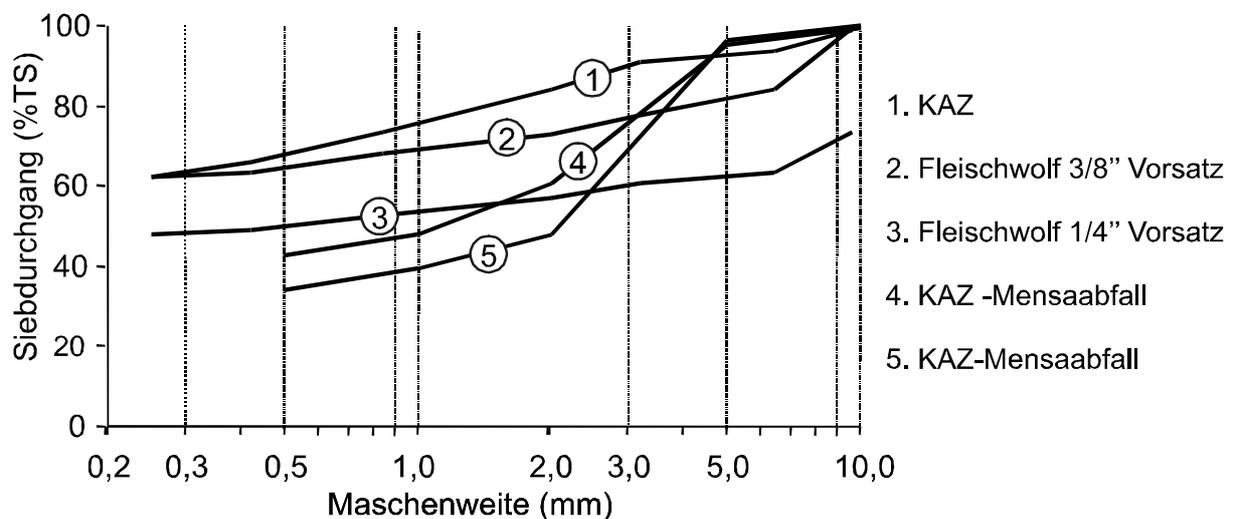


Bild C 3. Ergebnisse der trockenanalytischen Sieblinienbestimmung

Nassanalytische Sieblinie

Schneller als die Trockenanalyse, aber von geringerer Aussagekraft ist die Nassverwiegung der abgetropften Siebrückstände. Hierbei kann die Summe der Siebrückstände höher als das Ausgangsmaterial sein, wenn sich der Wassergehalt der Partikel durch den Zerkleinerungsvorgang erhöht. Obgleich eine genaue Bilanzierung des Zerkleinerungsprozesses mit dieser Methode nicht möglich ist, stellt sie ein geeignetes Instrument dar, um relative Veränderungen zu erfassen (zwischen verschiedenen Geräten oder unterschiedlichen Abfällen).

Zur Qualitätskontrolle bei der KAZ-Herstellung wird das standardisierte Nassanalyseverfahren *Problematic food grind test* vom Verband amerikanischer Haushaltsgerätehersteller (AHAM: Association of Home Appliance Manufacturers) angewendet. Eine Kurzform dieser Analysevorschrift ist im Anhang dieser Arbeit angegeben. Typische Ergebnisse dieser Sieblinienbestimmung sind in Bild C 4

dargestellt. Die Bezugsgröße ist die Summe aller aufgefangenen Partikel, d. h. Partikel unter 0,42 mm (Sieb #40) werden nicht berücksichtigt. Dargestellt sind elf Testreihen mit einem Standardabfall, wobei verschiedene KAZ-Modelle zur Zerkleinerung eingesetzt wurden. Es ist erkennbar, dass die Ergebnisse dicht beieinander liegen. Nach diesem Testverfahren liegt die mittlere Partikelgröße ($D_{50\%}$) im Bereich 2,5–3,5 mm. Die gestrichelte Linie zeigt das Ergebnis einer Testreihe mit Apfelschalen, die als schlecht zerkleinerbar gelten: Das Fruchtfleisch wird von Schale abgerieben, die Schale selbst bleibt in größeren Fragmenten erhalten.

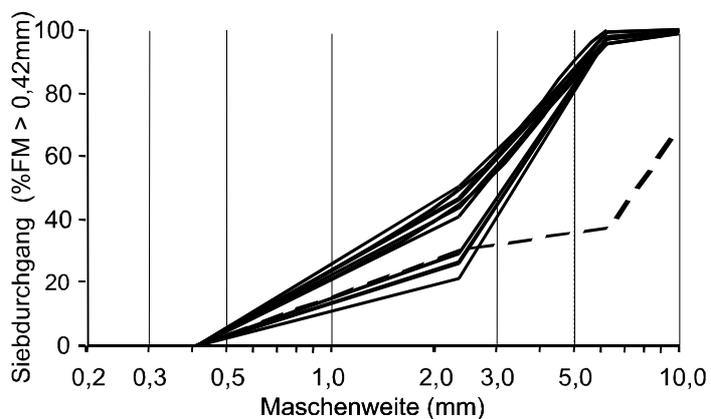


Bild C 4. Links, durchgezogene Linien: Ergebnisse von 11 Nassanalysen nach AHAM *Problematic food grinding test* mit Standardabfall – Links, gestrichelte Linie: Analyse mit Apfelschalenabfall – Rechts: Standardabfall aus gleichen Teilen gekochten Rinderrippenknochen, Möhren, Salat und Sellerie

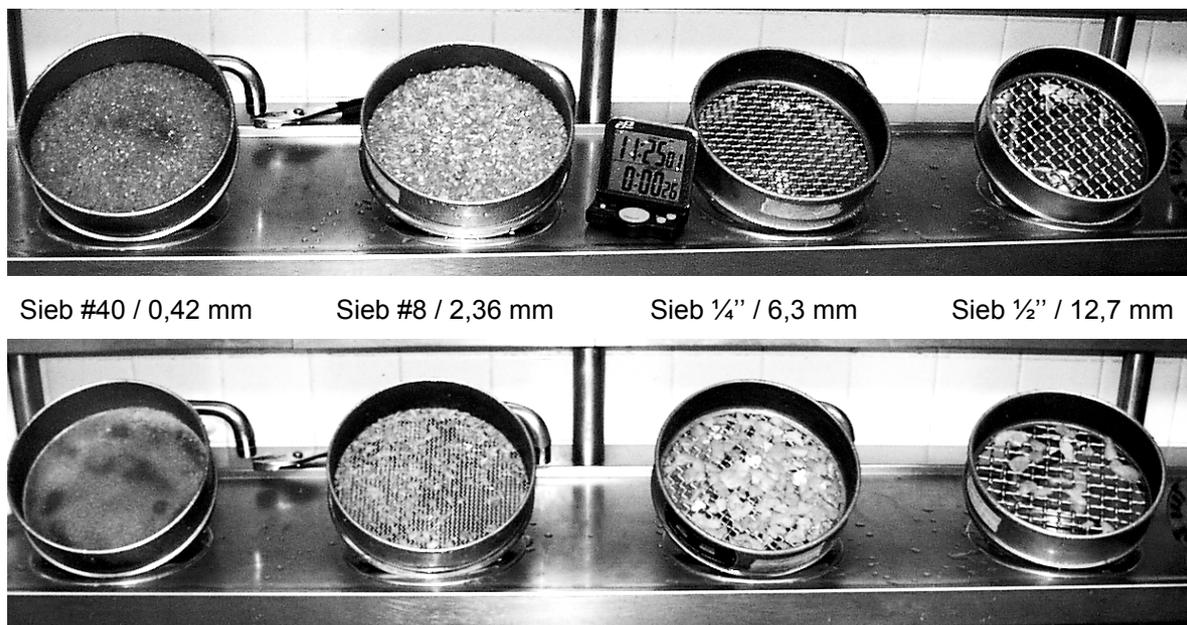


Bild C 5. Oben: Nassfraktionierung eines zerkleinerten Standardabfalls – Unten: zerkleinerte Apfelschalen

Sinkgeschwindigkeit

Neben der sinkenden Fraktion neigen einige Küchenabfallanteile auch zur Flotation. Zur Größenordnung des flotierenden Anteils lassen sich nur wenige Hinweise finden. In den eigenen Versuchen wurde dieser Anteil als gering eingestuft und nicht weiter quantifiziert. Demgegenüber berichten BOLZONELLA *et al.* [2003] von Flotatanteilen bis zu 78% bei Obstabfällen.

Die Flotatanteile ergeben sich zumeist durch die Anhaftung von Luftbläschen während des Zerkleinerungsprozesses und sind als temporäres Phänomen einzustufen, da sich die Bläschen wieder ablösen [WENDLER, 2005].

Die Anhaltswerte zur Sinkgeschwindigkeit sind von Bedeutung, da einige Transport- und Sedimentationsmodelle über die Sinkgeschwindigkeit parametrisiert sind.

Zur Ermittlung der Sinkgeschwindigkeiten bzw. Sinkgeschwindigkeitsverteilungen der Küchenabfallsuspensionen sind mehrere Herangehensweisen möglich:

Berechnung nach Stokes

Die Sinkgeschwindigkeit v_S lässt sich mit den Eingangsparametern Dichte und Partikelgröße über die Stoke'sche Beziehung

$$v_S = \frac{g(\rho_P - \rho_W)d^2}{18\mu}$$

berechnen. Bei der Herleitung der Gleichung wird der Widerstandbeiwert für kugelförmige Partikel im unteren Reynoldsbereich einbezogen (anderenfalls ist eine analytische Lösung nicht möglich), sodass der Gültigkeitsbereich der Gleichung auf diese Randbedingungen beschränkt ist. Bei Küchenabfallsuspensionen muss davon ausgegangen werden, dass die Stoke'sche Gleichung überhöhte Ergebnisse liefert. Einerseits dürften die tatsächlichen Partikelformen einen höheren Strömungswiderstand an den Tag legen und langsamer als Kugeln sinken. Zum anderen wird das Partikelvolumen rechnerisch erhöht, wenn die bei einer Siebanalyse ermittelten Maximaldimensionen als Durchmesser eingesetzt werden.

Visuelle Beobachtung der Trenngrenze

Durch das Absinken der Trübstoffphase im Absetzversuch vergrößert sich der Klarwasserbereich entsprechend. Die Trennlinie ist umso schärfer, je homogener die Suspension ist. Die Sinkgeschwindigkeit der Trennlinie entspricht dann der

Sinkgeschwindigkeit des homogenen Partikelkollektivs. Als Ergebnis dieser Beobachtung lässt sich eine mittlere, repräsentative Sinkgeschwindigkeit anstelle einer Verteilungsfunktion ermitteln.

BOLZONELLA *et al.* [2003] wenden die Methode auf vorfraktionierte Partikelsuspensionen an. In ihren Experimenten wurden Obst, Brot, Gemüse, Fleisch und Fisch mit einem KAZ zerkleinert und mit einem 0,84-mm-Sieb fraktioniert. Die beiden Fraktionen wurden dann auf deren Sinkgeschwindigkeit untersucht. Die ermittelten Werte sind Tabelle C 6 zu entnehmen. Im Vergleich zu den Ergebnissen der eigenen Untersuchungen (Bild C 7 und C 8, Seite 43) befinden sich die Literaturwerte im mittleren Bereich der Verteilungskurven (außer den genannten Untersuchungen sind keine weiteren Hinweise zur Sinkgeschwindigkeit von Küchenabfallsuspension im Schrifttum zu finden).

Die Autoren ermittelten als Vergleichswert die Sinkgeschwindigkeiten kommunaler italienischer Abwasserpartikel mit derselben Methode.

Tabelle C 6. Sinkgeschwindigkeiten von Abwasser und Küchenabfall [BOLZONELLA *et al.*, 2003]

Abfallsuspension	Sinkgeschwindigkeit [m/h]	
	Fraktion > 0,84 mm	Fraktion < 0,84 mm
Obst (Fruit)	16,6	3,3
Brot (Pasta-Bread)	22,7	1,7
Gemüse (Vegetables)	19,4	2,3
Fleisch (Meat)	17,3	4,0
Fish (Fisch)	24,5	11,3
Kommunales Abwasser	Unfraktioniert	
Ancona	15,5	
Falconara	14,0	
Jesi	10,1	

Sinkgeschwindigkeitsmessung diskreter Partikel

Diskrete Partikel können direkt in einer Säule ruhenden Wassers beobachtet und deren Sinkgeschwindigkeit kann mit einer Stoppuhr gemessen werden. Umfangreiche Untersuchungen hierzu wurden von HAHN [2002] mit mehreren Hundert gekochter Reiskörner und anderen Gemüsestückchen in definierten Formen durchgeführt.

Die diskreten Partikel repräsentieren hierbei die schnell sinkende Fraktion unter den mit einem KAZ bearbeiteten Küchenabfällen. Untersuchungen von SALZMANN [2000] zeigten, dass gekochte Reiskörner einen KAZ unbeschädigt verlassen, allenfalls

halbiert werden. In sechs Absetzversuchen, die gekochten Reis enthielten, erreichten die Reiskörner als erste Fraktion den Boden der Säule

Bestimmung in einer Absetzsäule

Diese Testanordnung ist in der Literatur ausführlich beschrieben [z. B. PEAVY *et al.*, 1985]. Die Probensuspension wird in eine Säule eingefüllt und zu Beginn des Absetzvorgangs homogen durchmischt. In einer festgelegten Tiefe (H) unter der Wasseroberfläche werden in verschiedenen Zeitabständen (t_p) Proben entnommen und deren Feststoffgehalt bestimmt. Bei dieser Versuchsanordnung sind Partikel einer bestimmten Sinkgeschwindigkeitsklasse in der Probe enthalten, solange diese Partikelklasse noch im Wasserkörper über der Probenahmestelle vorhanden ist. Das letzte Partikel einer bestimmten Sinkgeschwindigkeit V_S wird dasjenige sein, welches sich ursprünglich an der Oberfläche befand und den maximalen Sinkweg zurücklegen musste. Es wird nach der Zeit H/V_S die Probenahmestelle erreichen und in den späteren Proben nicht mehr enthalten sein.

Man erhält bei dieser Methode einen Konzentrationsverlauf gegen die Zeit $K(t)$. Zur Auswertung wird dieser Verlauf zunächst als relativer Konzentrationsverlauf $K_R(t)$ ausgedrückt, wobei $K_R(t) = K(t)/K(0)$. Die Summenhäufigkeit einer bestimmten Sinkgeschwindigkeit berechnet sich unter Berücksichtigung der Probenahmetiefe H zu:

- $Summenhäufigkeit(V_S = H/t) = K_R(t)$

In Bild C 6 ist die in eigenen Untersuchungen eingesetzte Methode zur Bestimmung der Sinkgeschwindigkeitsverteilung der Küchenabfallsuspension exemplarisch dargestellt. Die Probenahmetiefe in der Säule ($D = 30$ cm) betrug 70 cm. Als charakteristische Konzentration wurde der Trockenrückstand der Proben bestimmt, wobei der TR des verwendeten Karlsruher Leitungswassers (0,4495 g/L) bei allen dargestellten Ergebnissen herausgerechnet wurde. Insgesamt wurden 17 Proben während des Absetzvorganges entnommen, mit einer hohen Beprobungsdichte zu Beginn.

Der TR des membranfiltrierten Überstands (0,45 μ m) repräsentiert den gelösten Anteil der Küchenabfälle. Dieser Anteil wurde zur Berechnung der Sinkgeschwindigkeitsverteilung für abfiltrierbare Stoffe (AFS) herausgerechnet.

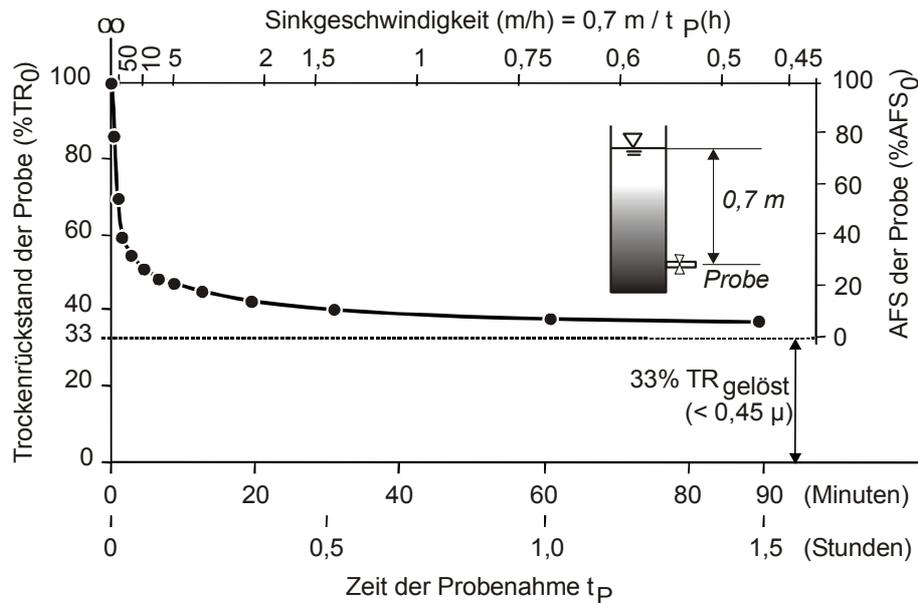


Bild C 6. Exemplarische Darstellung des Säulenversuchs zur Bestimmung der Sinkgeschwindigkeitsverteilung

Als Modellsuspension wurden Mensaabfall der Universität Karlsruhe von zwei verschiedenen Tagen, eine künstliche Gemüsemischung und eine weitere künstliche Mischung, die auch Brot und Ei mit Schale enthielt, eingesetzt. Die Abfälle wurden mit einem handelsüblichen Abfallzerkleinerer bearbeitet.

In Bild C 7 und Bild C 8 sind die Sinkgeschwindigkeitsverteilungen dieser Suspensionen für den TR bzw. AFS dargestellt. Dem Bild C 8 sind zusätzlich Verteilungen der Sinkgeschwindigkeit diskret gemessener Einzelpartikel (144 Reiskörner, 71 Möhrenwürfel, 16 Kohlrabiwürfel) zu entnehmen.

Die Sinkgeschwindigkeitsermittlung der Suspensionen erfolgte dreifach. Die in der Säule befindliche Suspension wurde 6 h und 20 h nach dem ersten Absetzversuch wieder aufgerührt und die Messung wurde wiederholt. Die zwischenliegenden Zeiten hatten keinen signifikanten Einfluss auf die Messergebnisse (Mittelwerte dargestellt).

Die mit M_{AFS} bzw. M_{TR} bezeichneten Kurven in Bild C 7 und C 8 beschreiben einen Regressionszusammenhang, der aus den Mittelwerten der Verteilungskurven ermittelt wurde und in den späteren Überlegungen zur Abschätzung der Sedimentationsfähigkeit verwendet werden wird.

Die Funktionen sind nicht dimensionsrein, die Eingabe der Sinkgeschwindigkeit erfolgt in der Einheit (m/h), die Summenhäufigkeit ist dimensionslos im Bereich 0–1 (bzw. 0–100%). Der Wertebereich endet wie bei allen relativen Summenkurven bei 100%.

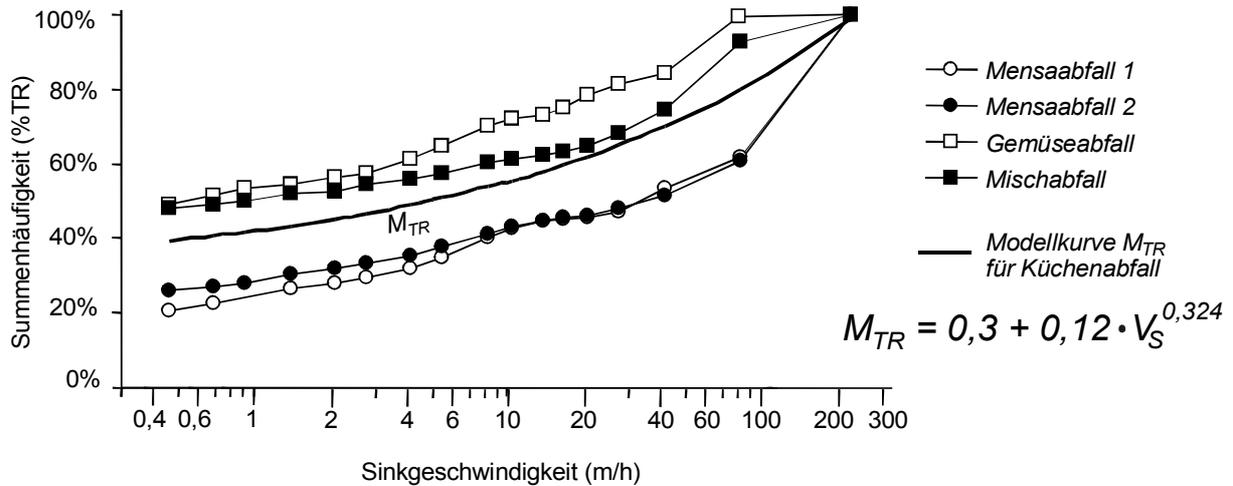


Bild C 7. Sinkgeschwindigkeitsverteilung der untersuchten Suspensionen (TR)

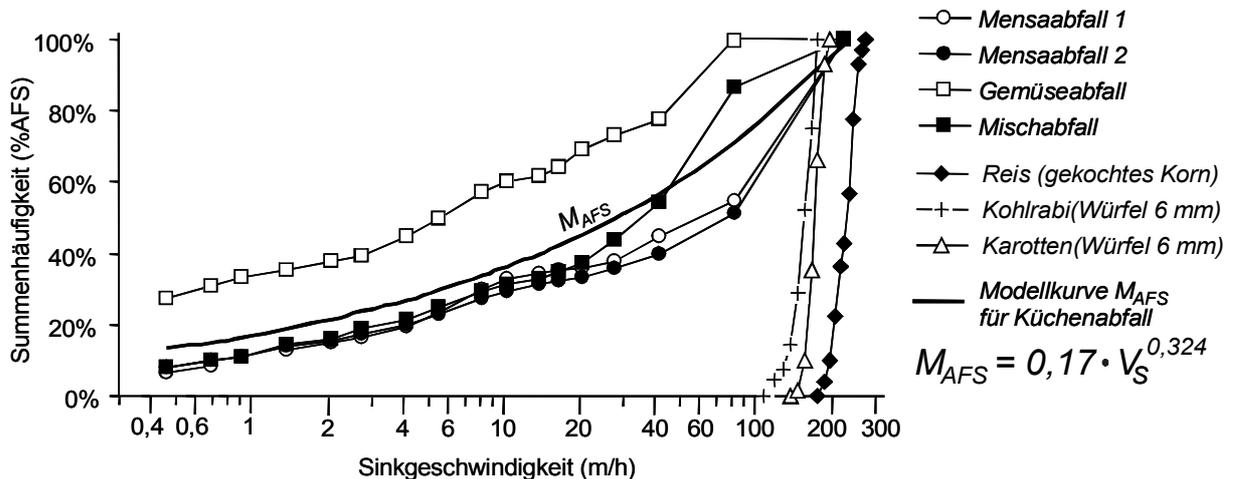


Bild C 8. Sinkgeschwindigkeitsverteilung der untersuchten Suspensionen (AFS) sowie diskret gemessener Einzelpartikel

Hinweise zu den Abfallmischungen

Mensaabfall 1: Auszug der Tageskarte: Tagessuppe, Bratkartoffeln, Kalbsgulasch, Geflügelmedaillon, Semmelknödel, Tomatensoße, gemischter Salat, Blätterteigpastete, Langkornreis u. a.

Mensaabfall 2: Tagessuppe, Fleischküchle, Bratkartoffeln, Rote Bete, Hähnchenbrustfilet, Rindergeschnetzeltes, Spätzle-Pilz-Pfanne, grüne Nudeln, Reis u. a.

Gemüseabfall: 150 g Sellerie, 100 g Karotten, 150 g Kartoffeln, 50 g Lauch, 50 g Tomaten, 100 g Zwiebel, 50 g Apfel, 100 g Champignons, 100 g Brokkoli

Mischabfall: 100 g Kartoffeln, 135 g Kaffee + Filter, 60 g Ei mit Schale, 58 g Körnerbrot, 50 g Toastbrot, 65 g Zwiebel, 100 g Apfel, 100 g Paprika, 300 g Tiefkühlgemüse, 100 g Banane mit Schale

Einleitung

Die Ursprünge der heutigen Kanalsysteme wurden vor etwas über 100 Jahren in den deutschen Städten angelegt. Zumeist wurde mit dem Bau der Kanalsysteme ausschließlich das Ziel der Stadtentwässerung verfolgt, d. h. der Abtransport partikel-freier Regen-, Bade- und Spülwässer. Aufgrund hygienischer Erwägungen (Cholera-prophylaxe) und der zunehmenden Verbreitung der Spültoilette wurde die Umwidmung zum Schwemmsystem unumgänglich.

Der Siegeszug der Spültoilette hat mittlerweile ein globales Ausmaß erreicht. Heute werden die Geräte in ariden Klimazonen mit der gleichen Selbstverständlichkeit wie in Mitteleuropa benutzt und liefern dort ihren Beitrag zum Schwund der lokalen Wasserressourcen. Neben dem Spülwasserbedarf, der in deutschen Haushalten etwa 25% des gesamten Wasserbedarfs ausmacht [SCHNEIDER, 1994], führte die Nutzung der Spültoilette auch zu einem hohen abwassertechnischen Investitionsbedarf, da die Nährstofffrachten im Abwasser (fast) vollständig auf menschliche Abgänge zurückzuführen sind. Die umfangreichen klärtechnischen Erweiterungsmaßnahmen zur Nährsalzelimination in den 80er und 90er Jahren des letzten Jahrhunderts wären ohne den Beitrag der Spültoiletten nicht erforderlich gewesen und können als technisches Bekenntnis zum Co-Transport der Fäkalabwässer gesehen werden.

Entsprechend sind neue Sanitärkonzepte mit Teilstromtrennung allenfalls für neue Siedlungsgebiete eine Alternative. Interessant ist, dass die Nutzung von KAZ auch unter solchen Rahmenbedingungen als Instrument zur separaten Erfassung der Bioabfälle berücksichtigt wurde. Die sogenannten alternativen Sanitärkonzepte sehen die gemeinsame Behandlung von Küchenabfall und Schwarzwasser, also die Zusammenführung der beiden Nahrungsreststoffkomponenten vor.

Im Folgenden soll jedoch die Eignung konventioneller Kanalsysteme zum Transport zerkleinerter Küchenabfälle dargestellt werden.

Bei der Untersuchung dieser Transportoption müssen neben den hydraulischen Aspekten des Feststofftransports auch einige nicht hydraulische Effekte berücksichtigt werden, die bei der Argumentation um die KAZ-Nutzung ins Feld geführt werden. Hierzu zählen:

1. Auswirkungen auf die Rattenpopulation in städtischen Kanalsystemen

2. Beeinträchtigung durch Kanalfettbildung
3. Auswirkungen von KAZ auf die Mischwasserentlastungsfrachten

Die Relevanz dieser Argumente wird in den folgenden Abschnitten anhand einer Literaturlauswertung näher bestimmt.

Zur Beschreibung des Feststofftransports werden im Anschluss eigene experimentelle Untersuchungen und ein daraus abgeleitetes Transportmodell vorgestellt.

Literaturrecherche zum Transport der Küchenabfallpartikel

Die Eignung der Kanalsysteme zum Transport zerkleinerter Küchenabfälle wurde von einigen Autoren in Feldversuchen mit Testhaushalten oder in der großtechnischen Praxis untersucht. Die übliche Herangehensweise ist eine vergleichende Beobachtung ausgewählter Kanalschächte vor und nach der Installation der KAZ in den Testhaushalten, wobei z. T. auch moderne Videoüberwachungstechnik eingesetzt wurde. Chronologisch lassen sich folgende Versuchsergebnisse im Schrifttum finden:

- Cohn [z. i. HOY, 1985] führte bereits in den 30er Jahren Experimente im eigenen Haushalt durch (siehe „Historischer Hintergrund“). Nach monatelanger Praxis konnte er keine Ablagerungen im Kanalschacht auf der Straße vor seinem Haus entdecken. Hydraulische Details werden jedoch nicht genannt.
- POOLE und ERGANIAN [1951] untersuchten die Auswirkungen der KAZ-Masseninstallation in Jasper, Indiana. Der Zustandsvergleich sieben ausgewählter Kanalschächte vor und nach der Masseninstallation (April bzw. Oktober 1950) zeigte, dass keine Ablagerungen oder sonstige Beeinträchtigungen durch die KAZ-Nutzung auftraten.
- SCHARMAN [1957] führte Untersuchungen an zwei identischen Kanalendsträngen in Tucson, Arizona, mit je 22 Hausanschlüssen durch. Beide Steinzeugstränge hatten eine etwa gleiche Längen (244 m), gleiches Alter (neu) und gleiche Gradienten (0,72%). Der Unterschied bestand in der KAZ-Nutzung an nur einem der Stränge. Im Rahmen der Untersuchung wurden beide Stränge mit einer Kanalkugel (*rubber sewer ball*) gereinigt, die freigesetzten Feststoffe wurden aufgefangen und analysiert. Dabei enthielt der KAZ-Strang etwa doppelt so viele Feststoffe wie der Vergleichsstrang. Die

Autoren weisen auf visuell festgestellte höhere Fettgehalte in dem KAZ-Strang hin, die durch die Reinigung abgelöst wurden. Eine labortechnische Quantifizierung der Fettmenge wurde nicht dargestellt. Die Autoren schlussfolgern, dass bei einer jährlich durchgeführten Kanalreinigung keine Probleme durch die KAZ-Nutzung auftreten.

- BOWERMAN & DRYDEN [1962] weisen erstmals auf Probleme durch Kanalfett in einem Hauptsammler in Los Angeles hin, über den das Abwasser von 25.000 E in 8.200 Haushalten mit einer KAZ-Nutzungs-Quote von 35% transportiert wird. Neben der KAZ-Nutzung wird aber auch die direkte Fett-Entsorgung in das Abwasser als Ursache gesehen.
- In dem von NILSSON *et al.* [1990] durchgeführten Großversuch in der südschwedischen Gemeinde Staffanstorp wurden 100 Wohnungen eines Neubaugebietes mit KAZ versehen. Bei einer vergleichenden Untersuchung des Kanals (vorher guter Zustand) konnten nach ca. einem Jahr der KAZ-Nutzung keine Ablagerungen in der Mischkanalisation festgestellt werden, die von Ablagerungen unter Normalbedingungen abweichen. In dem Sammler (DN 225) mit einem Gefälle von 0,3% war an einigen Stellen in Höhe der Wasserlinie ein 2 bis 3 cm breiter und 0,5 bis 1 cm dicker Belag zu erkennen. Es wurde nicht erwähnt, ob es sich um eine „Sielhaut“ handelte, oder ob dieser Belag durch Fettanhaftungen entstanden war.
- Anhand von Videoüberwachungen der Kanäle wurden die Großversuche von MIELE [1997] in New York begleitet. Es wurden drei Testgebiete im Stadtgebiet ausgewählt und einzelne Gebäude oder Gebäudegruppen mit KAZ ausgestattet.¹ Das Versuchskonzept beinhaltete fünf Inspektionen der Kanäle über eine Länge von je zwei Blocks: (1) zu Beginn, um die bestehenden Bedingungen zu erfassen; (2) nach einer Reinigung und vor Beginn der KAZ-Installation; (3) nach drei Monaten; (4) nach sechs Monaten; (5) nach neun Monaten. Die Inspektionen zeigten den schlechten Zustand der New Yorker Kanalisation, d. h. Verschiebungen der Anschlüsse, Brüche, Absackungen, unzureichendes Gefälle u. v. m. In der Folge wurden Bereiche mit sehr geringer Fließgeschwindigkeit festgestellt, die zu Sedimentbildung und Fettanhaftung führten. Die Videoaufzeichnungen zeigten, dass diese

¹ Testgebiet I: Parkway Village, Queens, 34 KAZ in 79 Wohnungen; Testgebiet II: Bay Ridge Towers, Brooklyn, 121 KAZ in 392 Wohnungen; Testgebiet III: East 85th Street, Manhattan, 88 KAZ in 102 Wohnungen

Phänomene nach der Reinigung erneut auftraten, jedoch auch nach neun Monaten der KAZ-Nutzung nicht das gleiche Niveau erreichten, wie es zu Beginn festgestellt worden war.

Kanalfettbildung

Da die Beeinträchtigung der Abwasserkanäle durch Kanalfett ein gravierendes Problem in den USA ist, soll der Frage nachgegangen werden, ob sich ein Zusammenhang von Kanalfettbildung und KAZ-Nutzung feststellen lässt.

Das amerikanische Kanalnetz, das eine ähnliche Altersstruktur wie in Deutschland hat, befindet sich in einem desaströsen Zustand. Die ASCE (*American Society of Civil Engineers*) schätzte [1994, z. i. TAFURI & SELVAKUMAR, 2002], dass über 75% der Kanäle so weit beeinträchtigt sind, dass ihre hydraulische Kapazität um die Hälfte oder mehr reduziert ist. Der Investitionsbedarf der Abwasserinfrastruktur wird von der EPA (*Environmental Protection Agency*) auf 140 Milliarden (*engl. Billion*) Dollar für die kommenden 20 Jahre geschätzt [USEPA, 1997]. Andere Organisationen liegen mit den Schätzungen deutlich höher und nennen Beträge bis zu 2 Billionen (*engl. Trillion*) Dollar für die nächsten 20 Jahre [WIN, 2001].

Neben den Mischwasserentlastungen (*CSO: Combined Sewer Overflow*) wird in den USA von einer zunehmenden Häufung der Überlastungen im Trennsystem berichtet (*SSO: Sanitary Sewer Overflow*).

Im Gegensatz zu den Überläufen im Mischsystem erfolgen die Überläufe im Trennsystem unkontrolliert. Der Rückstau bewirkt Gebäude- oder Außenüberflutungen mit hohen Beseitigungskosten. HASSEY & JOYCE [2001] berichten von 88 SSO-Ereignissen (Hauptsammler-Überflutungen: *Mainline Stoppage Flooding*) in Sacramento County, deren versicherungstechnischer Schadenswert (*claims cost*) insgesamt 4,3 Millionen Dollar betrug.

Aus dem Schrifttum lassen sich vier Ursachen entnehmen, die im Zusammenhang mit SSO-Ereignissen stehen:

1. Querschnittsverengung der Kanäle durch Wurzeleinwuchs
2. Querschnittsverengung durch Kanalfett (*FOG: Fat-Oil-Grease*)
3. Kapazitätsminderung durch hohe Fremdwasseranteile (*I/I: Infiltration/Inflow*)
4. Blockaden durch Rohrbruch und Einsturz

Interessanterweise lassen sich keine Hinweise auf ablagerungsbedingte SSO-Ereignisse finden. Als bedeutsamste Schadensursache gelten Wurzeleinwüchse, die

bei rund 50% aller Ereignisse herangeführt werden [ASCE, 1994]. 30%–40% aller Schadensfälle in den USA werden auf Querschnittsverengungen durch Kanalfett zurückgeführt [NEWTON, 2003].

Fette im Abwasser sind überwiegend pflanzlicher oder tierischer Herkunft, die meist aus Triglyceriden und drei Fettsäuren gleicher oder unterschiedlicher Länge bestehen. Die spezifische Fettfracht eines Einwohners *ohne* KAZ liegt im Bereich 10–20 g Fett/E·d [CANLER *et al.*; 2001; BOWERMAN & DRYDEN, 1962], durch die KAZ-Benutzung kommen bis zu 10 g Fett/E·d hinzu [EGENE SCHÄTZUNG, S. 33; BOWERMAN & DRYDEN, 1962]. Weitere Fettanteile aus Speiseresten sind auf die Nutzung gewerblicher KAZ in Restaurants zurückzuführen. MORGAN [1998] ermittelte nach einer intensiven Messkampagne in nordamerikanischen Restaurants einen mittleren Fettabfall der Speisereste von 12 g Fett pro servierter Mahlzeit. Darüber hinaus gelangen die verbrauchten Küchenfette aus Restaurants auch ohne KAZ in das Abwasser (durch Reinigung oder direkte Entsorgung), da der Gebrauch eines Fettabseiders nicht immer vorgeschrieben ist.

Die wesentlichen physikalischen Eigenschaften der Fette sind die Unlösbarkeit im Wasser, die mit steigender Anzahl der Fettsäure-C-Atome stärker ausgeprägt ist, die geringe Dichte (unter 1), die Hydrophobie und – insbesondere bei Frittierfetten – die Erhärtung im abwassertypischen Temperaturbereich. Flüssige Frittierfette erhärten bei der Vermischung mit dem kälteren Abwasserhauptstrom. Daher treten die fettbedingten Kanalblockaden in den USA meist genau an den Übergabepunkten der Restaurantabwässer in die öffentliche Kanalisation auf, sodass die Ereignisse einem bestimmten Restaurant oder Betrieb zugeordnet werden können [HASSEY & JOYCE, 2001].

Als Sorptionsfläche steht nicht nur die Kanalwandung zur Verfügung, Fette sorbieren auch an den Oberflächen der Abwasserpartikel und werden dann mit diesen Feststoffen transportiert. Untersuchungen in Frankreich ergaben, dass nur ein geringer Teil der Fette im Abwasser frei flotierbar ist. In einer Sandfang/Fettfang-Kombination wurden 80% der Fette über die Sedimentation, also an Partikeln adsorbiert und nur 20% über die Flotation abgetrennt [CANLER *et al.* 2001]. Die bei der Benutzung von KAZ entstehenden Partikel(oberflächen) dienen demzufolge als Sorptionsflächen für die Fette. Wird bei der Zerkleinerung kaltes Wasser zur Suspendierung verwendet, sind die Phasenübergangs- und Sorptionsprozesse der

Öle und Fette bereits im Gerät abgeschlossen. Entsprechende Hinweise sind in den Bedienungsanleitungen zu finden.

In den USA werden die Probleme der Kanalfettbildung von den zuständigen Stellen daher im Wesentlichen auf Einleitungen fetthaltiger Industrie- und insbesondere Restaurantabwässer zurückgeführt. In Deutschland verlangt die DIN 1986 den Einbau von Fettabscheideranlagen zum Schutz der Kanalisation und der Kläranlagen. Für die Dimensionierung der Anlagen gilt DIN 4040. In den USA werden ähnliche Regelungen erst seit einigen Jahren in Kraft gesetzt und kontrolliert [NEWTON, 2003; DWSD, 2003]. In Los Angeles trat 2001 eine Verordnung in Kraft, die für über 10.000 Restaurants erstmalig eine Indirekteinleitererlaubnis (*industrial wastewater permit*) und den überwachten Betrieb eines Fettabscheiders erforderlich machte. Offenbar konnte die Anzahl der Überflutungsereignisse in L. A. seit der Implementierung der Verordnung um etwa 83% gesenkt werden [CLA, 2003].

Daher liegt es nahe, die Ursache der Fettblockaden in den amerikanischen Kanälen auf die Entwässerungspraxis der Restaurants zurückzuführen. Mögliche Einflüsse der häuslichen Abfallzerkleinerung werden gegenwärtig durch die schadensträglicheren Phänomene verdeckt.

Die Kombination eines Fettabscheiders und eines (gewerblichen) KAZ ist jedoch problematisch, da die Abscheideranlagen durch die sedimentierenden Partikel verschlammten könnten. Hierin ist auch der Grund zu sehen, dass auch in den USA ein Trend zur getrennten Erfassung organischer Restaurantabfälle festzustellen ist. Beispielsweise berichten HERNANDEZ *et al.* [2002] von einem Pilotprojekt zur getrennten Sammlung der Restaurantabfälle mit anschließender Monovergärung auf dem Gelände einer Kläranlage.

Auswirkungen von KAZ auf die Population der Kanalaratten

In Europa sind zwei Rattenarten beheimatet: Die Hausratte (*rattus rattus* – auch Schiffsratte, Dachratte) und die Wanderratte (*rattus norvegicus* – auch Kanalaratte, Wasserratte). Sie gehören zur Familie der echten Mäuse (*Muridae*), zur Ordnung der Nagetiere (*Rodentia*) und zur Klasse der Säugetiere (*Mammalia*). Die in Europa ebenfalls vorkommenden Wühl- und Bisamratten gehören zur Familie der Wühlmäuse (*Arvicolidae*) und sind keine Ratten im zoologischen Sinn.

Die Hausratte ist für die weiteren Betrachtungen dieser Arbeit ohne Bedeutung, sie besiedelt vor allem trockene, höher gelegene Gebäudeteile wie Dachböden,

Scheunen oder Ställe. Sie ist in vielen Teilen Deutschlands aus der Tierwelt verschwunden.

Die Wanderratte hingegen ist feuchtigkeitsliebend und der umgangssprachliche Name *Kanalratte* beschreibt zutreffend einen Teil des Lebensraums. Die Bezeichnung Wanderratte ist jedoch irreführend, da die Tiere keinen Wanderungsdrang haben. Der größte Aktionsdurchmesser wird häufig mit 800 m angegeben [BECKER & SCHULZE, 1981].



Bild D 1. Kanalratte (*rattus norvegicus*)

Wanderratten sind Allesfresser, häufig wird jedoch eine Einschränkung auf bestimmte Nahrungsformen beobachtet: Ratten, die sich überwiegend von Getreide ernähren, sprechen nicht auf Gemüse- oder Fleischköder an [BECKER & SCHULZE, 1981]. Im Gegensatz dazu beobachtete STEINIGER [1953] einen starken Jagdtrieb bei Wanderratten und die Verweigerung von Getreidenahrung.

Die tägliche Nahrungsmenge liegt bei Weizen im Bereich von 10 g bis 25 g. Bei stark wasserhaltiger Nahrung (Küchenabfälle!) liegt die Nahrungsaufnahme nach STEINIGER [1953] bei 60–70 g pro Tag. Entsprechend ließe sich der Nahrungsbedarf von drei bis vier Ratten mit den Küchenabfällen eines Einwohners decken. Die Vermutung eines Einflusses von KAZ auf die Rattenpopulation im Kanalsystem ist also naheliegend.

Diese Feststellung muss vor dem Hintergrund des enormen Fraßpotenzials bewertet werden. Ca. 20% der Weltgetreideproduktion werden nach Schätzungen der FAO

durch Ratten vernichtet. In einigen Tierzuchtbetrieben wurden bei optimalem Nahrungsangebot 3–5 Ratten/m² festgestellt; bei einem 10.000 ha umfassenden landwirtschaftlichen Betrieb wurde der tägliche Fraßverlust auf 2.500 kg Getreide geschätzt [versch. Autoren, z. i. VESELY, 2002]. Es wäre also folgerichtig, dass die Populationsdichte im Kanal weit über das bekannte Maß hinausginge, wenn zerkleinerte Küchenabfälle tatsächlich eine attraktive Nahrungsquelle wären.

Eine Literaturstudie der Verhaltensbiologie und die Erfahrungswerte im Umgang mit KAZ führen jedoch zu der Schlussfolgerung, dass die Einflüsse der KAZ-Nutzung auf die Rattenpopulation von geringer Bedeutung sind.

Erfahrung

KAZ werden in einigen Orten seit über 50 Jahren flächendeckend eingesetzt. Es lassen sich keine Literaturstellen finden, die auf eine Verschärfung des Rattenproblems durch die Zulassung von KAZ hindeuten.

Nahrungsverfügbarkeit

Ratten bevorzugen feste Nahrung, die sich in die Vorratskammern der Wohnbaue forttragen lassen. Ratten fressen nach Möglichkeit im Bau, nachdem die Genießbarkeit der Beutestücke dort eingehend überprüft wurde. Aufgrund der geringen Partikelgröße zerkleinerter Küchenabfälle muss deren Attraktivität als gering bewertet werden. Geht man davon aus, dass Partikel, die das 5-mm-Sieb passieren, die Verfügbarkeitsgrenze markieren, wären weniger als 10% des Küchenabfalls zugänglich (siehe Bild C 3, S. 37). Darüber hinaus zeigten Beobachtungen von STEININGER [1953], dass durchfeuchtete Nahrung schlecht angenommen wird. Feuchte Weißbrotstücke von der Konsistenz fließender Masse wurden in Feldversuchen erst nach einigen Tagen angenommen, als diese bereits durch die Sonne getrocknet waren.

Neophobie

Ratten sind dem Neuen gegenüber äußerst misstrauisch. Erst wenn die Neugier über die Angst vor allem Neuen gesiegt hat, werden neue Gegenstände zunächst durch Heranschleichen, Beschnupern und Beäugen erkundet. Danach wird die Benagbarkeit und Genießbarkeit überprüft [ERPENBECK, 1981]. Diese Beobachtung spricht dagegen, dass Nahrungsstücke aus der fließenden Welle entnommen werden, denn hier bietet sich keine Möglichkeit des vorsichtigen Herantastens. Ein

Indiz dafür ist auch der hohe Anteil an Lebensmitteln mit guten Verfügbarkeitsattributen (wie z. B. Kartoffeln, Möhren usw.), die unverzehrt durch den Kanal transportiert werden und sich im Rechengut kommunaler Kläranlagen wiederfinden lassen. Die Attraktivität ortsfester Futterstücke ist daher vermutlich höher, z. B. von Lebensmitteln, die über die Spültoilette entsorgt wurden und eine Zeit lang im Hausanschlussrohr liegen bleiben. Diese Nahrungsoption könnte durch die KAZ-Verwendung sogar vermindert werden. Weitere ortsfeste Nahrung sind Köderstücke, die von den Schädlingsbekämpfern auf den Banketten der Kanalschächte ausgelegt werden. Hier hat sich gezeigt, dass die Köder, wie sämtliche Nahrung, erst nach eingehender Begutachtung angenommen werden. Die Verwendung minderwertiger Köder hat noch nie zu einem befriedigenden Bekämpfungserfolg geführt.

Nahrungsalternativen

Ratten benutzen die Kanalisation wegen der ganzjährig dort vorherrschenden günstigen Bedingungen ohne natürliche Feinde zur Unterkunft und Verbreitung. Sie legen Erdbaue an, die häufig über schadhafte Stellen direkt mit dem Kanal verbunden sind. Sie sind aber nicht auf die Kanalisation als Nahrungsquelle angewiesen, denn sie können zur Suche nach attraktiver Nahrung problemlos an die Oberfläche gelangen. Beispielsweise berichtete der Schädlingsbekämpfer Reinhard Gajek aus Berlin von zunehmenden Sichtungen von Ratten in der Nähe von *Biotonnen* [ENGELHARDT, 2001] und beobachtete deren Flucht in die Kanalisation.

Schlussfolgerung

Zusammenfassend kann der Schluss gezogen werden, dass sich aus Literaturstellen und Erfahrungswerten keine Angaben entnehmen lassen, die die Befürchtungen einer verstärkten Rattenproblematik durch KAZ-Nutzung bestätigen. Die zerkleinerte Form der Abfälle, deren Durchfeuchtung und die Bewegung in der fließenden Welle bilden eine Barriere, die offenbar effektiver ist als die physikalische Barriere der Abfallbehälter.

Hydraulische Aspekte des Feststofftransports

Eignung der Hausabflussinstallation (instationärer Abfluss)

Bei der Dimensionierung der Abwasserleitungen von Küchenablaufstellen empfiehlt DIN 1986 Teil 2 eine Nennweite von 50 mm, dies entspricht auch den in den USA üblichen 2-Zoll-(*Inch*-)Leitungen.

Die Einzelanschlussleitungen laufen zumeist über ein Fallrohr (DN 100) zu einer Sammelleitung unter dem Gründungsniveau, die das Abwasser aus dem Gebäude herausführt. Die Anschlussstelle zur öffentlichen Kanalisation bildet den Übergabepunkt.

Der Abfluss innerhalb der Gebäude erfolgt in instationären, ungleichförmigen Spülwellen, die hydraulisch allenfalls über Simulationsrechnungen beschreibbar sind. Die Anzahl experimenteller Untersuchungen zum Feststofftransport in Gebäudeabflussleitungen ist sehr gering und gebäudespezifisch. Beispielsweise ersetzten SWAFFIELD & MCDUGALL [1996] die WC-Abflussleitungen eines Londoner Krankenhauses durch Acrylglasrohre und beobachteten das Abflussgeschehen über einen Zeitraum von zwei Jahren. Die Transportgeschwindigkeit der WC-relevanten Feststoffe wurde innerhalb der Spülwelle verzögert. Nach einer charakteristischen Transportstrecke kam es zur Deposition und der Transport wurde erst bei der nächsten Spülung fortgesetzt. Aus den Experimenten ließ sich aber keine allgemeine Formulierung der Transportvorgänge ableiten.

In vergleichender Betrachtung liegen beim Transport zerkleinerter Küchenabfälle günstigere Rahmenbedingungen vor. Einerseits sind die Partikel sehr viel kleiner, zum anderen sind die Spülwellen von längerer Dauer.

NILSSON *et al.* [1990] untersuchen den Zustand der Abflussrohre einer Teststrecke mit mehreren Bögen, Fall- und Flachstrecken und mit einer Gesamtlänge von etwa 10 m. Der angeschlossene KAZ wurde alle 15 Minuten mit einer Abfallmischung betrieben, die auch Fett ($\approx 10\%$), Papiertaschentücher (1,7%) und Eierschalen (1,7%) enthielt. Die Autoren beobachteten eine leichte, lösbare Verzapfung der Faserbestandteile der Papiertaschentücher hinter einem der Bögen, nachdem in dem mehrere Monate andauernden Versuch 6.433 kg Abfall (die Abfallmenge eines 4-Personen Haushalts in 32 Jahren!) über die Teststrecke geleitet wurden. Die Autoren schließen aus ihren Befunden, dass die Gebäudeabflussrohre ohne Beeinträchtigung zum Transport der Abfallpartikel genutzt werden können. Sie

weisen auf die ungünstigen Voraussetzungen im Testsystem hin. Im Normalbetrieb würde der Transport durch Zwischenspülungen mit Waschwasser, das reich an Detergenzien und arm an Feststoffen ist, begünstigt.

Unter der Maßgabe dieser experimentellen Befunde und der langjährigen Erfahrung muss die Verstopfung der Abflussrohre durch die KAZ-Nutzung als Randphänomen betrachtet werden.

Die hohe Zahl von Firmen in Deutschland, die sich auf die Freilegung verstopfter Hausabflüsse spezialisiert haben, zeigt, dass Verstopfungen unabhängig von der KAZ-Nutzung auftreten können. Entsprechend wird es auch bei einer KAZ-Nutzung solche Ereignisse geben. In Ermangelung anderer naheliegender Ursachen könnte eine Verstopfung in diesem Fall der Nutzung von KAZ zugeschrieben werden.

Konzentrationsprofile und Transportformen beim stationären

Abfluss

Im Gegensatz zum instationären Abfluss (der nur über Simulationsrechnungen nachgerechnet werden kann) ist der idealerweise in den Kanälen auftretende quasi-stationäre Abfluss mathematisch einfacher zu beschreiben.

Zu den maßgeblichen hydraulischen Kenngrößen der stationären Feststoffbewegung zählt die Sohlschubspannung, die das Kräftegleichgewicht im Grenzbereich von Sohle und Fluid widerspiegelt.

$$\tau_0 = \rho \cdot g \cdot R_{HYDR} \cdot I_E \quad (\text{Gl. D1})$$

Die Verwendung der Reibungsgeschwindigkeit V^* hat sich als zweckmäßig erwiesen, um die Geschwindigkeitsprofile dimensionslos darstellen zu können. Die Definition von V^* ist:

$$V^* = \sqrt{\frac{\tau_0}{\rho}} \quad (\text{Gl. D2})$$

Bei der Verwendung der Sinkgeschwindigkeit zur Parametrisierung der Partikeleigenschaften [RAUDKIVI, 1982] kann die dimensionslose Laursen-Zahl L berechnet werden

$$\text{Laursen-Zahl} = \frac{V_S}{V^*} \quad (\text{Gl. D3})$$

deren Größe Aufschluss über die Transportform des Feststofftransports gibt.

$$6 > \frac{V_s}{V^*} > 2 \Rightarrow \text{Geschiebe} \quad (\text{Gl. D4})$$

Hiermit werden in Bewegung geratene Sedimente oder sonstige bewegte Partikel bezeichnet, die sich im Kontakt mit der Gerinnesohle befinden (*engl: heavy fluid layer; dense undercurrent, fluid sediment, organic near bed solids*). In englischsprachigen Veröffentlichungen fehlt gegenwärtig eine einheitliche Terminologie. Der Begriff *sediment* wird im Englischen für abgelagerte und für bewegte Feststoffe in Sohlnähe verwendet.

$$2 > \frac{V_s}{V^*} > 0,6 \Rightarrow \text{Salatation} \quad (\text{Gl. D5})$$

Die Salatation (Springen) bezeichnet die Übergangsform vom Geschiebetransport in den Suspensionstransport. Die Partikel werden durch sohlnahe Wirbelaktivitäten in höhere Schichten transportiert, können sich aber aufgrund der dort vorherrschenden geringeren Wirbelaktivität nicht dauerhaft aufhalten und sinken zurück gen Sohle.

$$0,85 > \frac{V_s}{V^*} > 0 \Rightarrow \text{Suspension} \quad (\text{Gl. D6})$$

Beim Suspensionstransport werden die Partikel dauerhaft in Schwebelage gehalten. Das Phänomen des Suspensionstransports ist durch die Diffusionsannahme erklärbar, der zufolge die Sinkgeschwindigkeit durch den turbulenten Impulsaustausch kompensiert wird. Die mathematische Beschreibung dieses Diffusionsansatzes liefert eine zur Sohle ansteigende Partikelkonzentration.

Zur Auswertung wurde die idealisierte Küchenabfallsinkgeschwindigkeitsverteilung (Modellkurve M_{AFS} ; siehe S. 43, Bild C 8) herangezogen und nach den dargestellten Grenzwerten ausgewertet

$$\text{Anteil einer Transportform } (V^*) = M_{AFS}(L_2 \cdot V^*) - M_{AFS}(L_1 \cdot V^*) \quad (\text{Gl. D7})$$

wobei die Bezeichnungen L_1 und L_2 die eingrenzenden Laursen-Zahlen einer Transportform beschreiben. In Bild D 2 (links) sind die resultierenden Aufteilungen der Sinkgeschwindigkeitsanteile auf die Transportformen dargestellt.

Rechts in Bild D 2 sind Konzentrationsprofile einer Küchenabfallsuspension (Mensaabfall) bei drei Sohlschubspannungen zu sehen. Die Profile wurden in einem

Versuchsgerinne (Breite 0,18 m) bei 0,1 m Wassertiefe ermittelt, wobei an der Oberfläche (5 mm), in halber Fliesstiefe (50 mm) und in Sohlhöhe (95 mm) Proben entnommen und ausgewertet wurden. Die Versuchsanordnung ist in KEGEBEIN *et al.* [2001] beschrieben.

Die gemessenen Konzentrationsprofile zeigen eine gute Deckung mit den Transportformen, wie sie aufgrund der V_s/V^* -Verhältnisse zu erwarten waren. Beispielsweise zeigt das mit 1 gekennzeichnete Profil eine starke Konzentrationserhöhung in Sohlhöhe. Entsprechend der Auswertung anhand der Sinkgeschwindigkeitsverteilung würden etwa 40% der Küchenabfallpartikel als Geschiebe transportiert, für einige Partikel ist bereits die Sedimentationsgrenze erreicht. Demgegenüber zeigt das Profil 3 nur noch einen kleinen Geschiebeanteil, etwa 20% befinden sich im Übergangszustand (Salatation) und ca. 60% sind bereits suspendiert. Auch dieser Befund findet sich in dem flacheren Gradienten der Konzentrationsverteilung wieder.

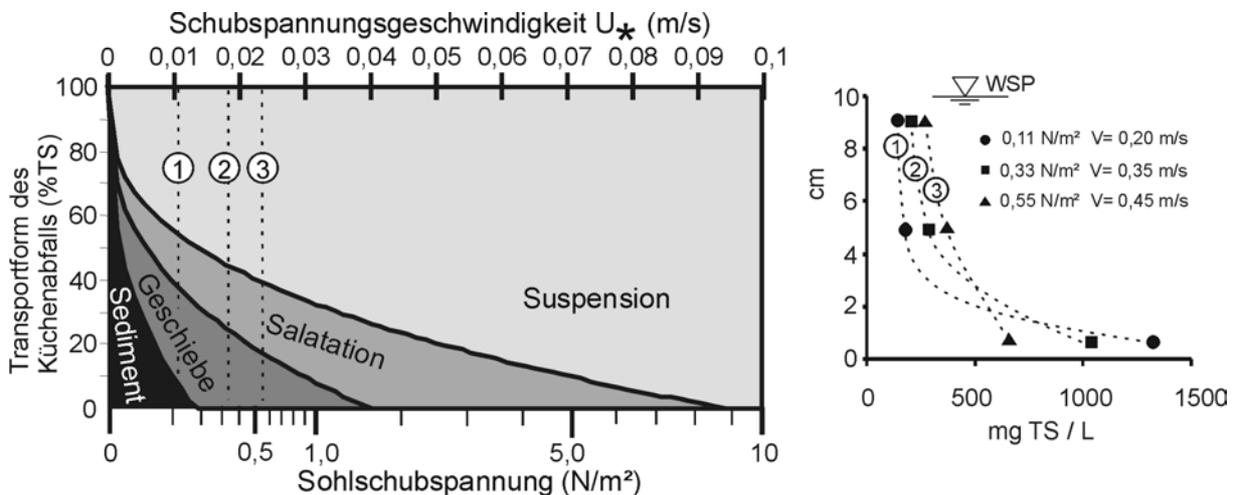


Bild D 2. Links: Transportformen des Modellküchenabfalls nach den Grenzwerten von RAUDKIVI [1982] und der Sinkgeschwindigkeitsverteilung M_{AFS} . Rechts: Veränderung der Konzentrationsprofile, gemessen in einem Versuchsgerinne [KEGEBEIN *et al.*, 2001]

Betriebsprobleme durch Sedimentation sind entsprechend Bild D 2 zu erwarten, wenn die Sohlschubspannung unter $0,2 N/m^2$ fällt. Bei $0,1 N/m^2$ beträgt der sedimentierte Anteil etwa 10% und steigt dann mit weiter fallender Sohlschubspannung stark an.

Untersuchungen zum Geschiebetransport

Bei den beschriebenen Gerinneexperimenten zeigten vor allem gekochte Reiskörner eine große Affinität zur Gerinnesohle. Diese Beobachtung bestätigten die Befunde der Sinkgeschwindigkeitsuntersuchungen. Dort waren die Reiskörner zuvor als Partikelklasse mit maximaler Sinkgeschwindigkeit aufgefallen.

Gekochte Reiskörner, Gemüsewürfel und Maiskörner wurden als Modellfeststoff in weitergehenden Felduntersuchungen zur Ermittlung der Geschiebengeschwindigkeit eingesetzt. Sie repräsentieren die Grenzkurve der Sinkgeschwindigkeitsverteilung (siehe S. 43, Bild C 8) und es kann davon ausgegangen werden, dass alle Küchenabfallpartikel bei hydraulischen Bedingungen transportiert werden, die dem Transport der Modellfeststoffe genügen. Darüber hinaus bieten die eingesetzten Modellpartikel versuchstechnische Vorteile: Sie sind diskret beobachtbar und zählbar, im Falle der Reiskörner werden reale KAZ-Partikel repräsentiert, da sie einen KAZ zum Teil unbeschädigt verlassen.

Versuchsdurchführung

Die Transportgeschwindigkeit der Partikel wurde in einer Kanalendstrecke in *Steinmauern* bei *Rastatt* gemessen. Der hydraulische Längsschnitt des als Teststrecke ausgewählten Kanalabschnitts ist in Bild D 3 dargestellt.

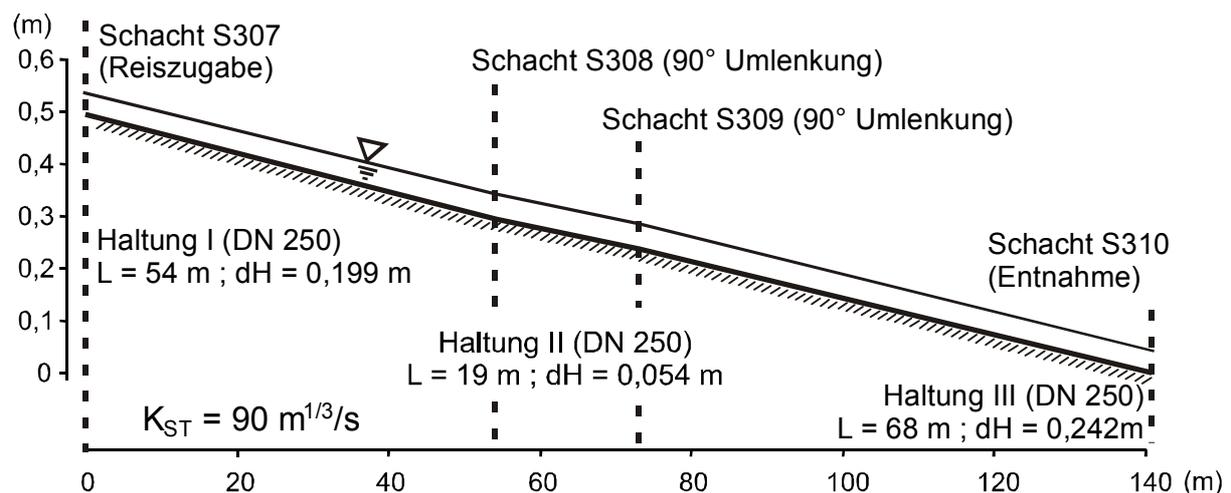


Bild D 3. Hydraulischer Schnitt der zu Testzwecken verwendeten Kanalstrecke (drei Haltungen; überhöhte Darstellung)

Die Versuchsdurchführung [siehe auch: HAHN, 2002] bestand in der Zugabe einer Feststoffsuspension in den Schacht S307 und der Erfassung der Transportzeit bis zum Entnahmeschacht S310. Die Suspension enthielt gekochten Reis, Maiskörner und Karottenwürfel mit einer Kantenlänge von 5–6 mm. Das Suspensionswasser wurde mit Kochsalz angereichert, sodass die Fließdauer zum Entnahmeschacht anhand einer Leitfähigkeitsmessung ermittelt werden konnte. Für die Entnahme der Partikel wurde ein Feinsieb konstruiert, das in den Abwasserstrom eingelegt wurde. Die mit dem Feinsieb aufgefangenen Partikel wurden alle 30 Sekunden entnommen, abgelegt und später ausgezählt.

Die Abflussmenge wurde künstlich mit der Wasserspende eines Hydranten oberhalb des Zugabeschachts (S307) eingestellt. An dem Entwässerungsabschnitt befanden sich 12 Häuser (i. d. R. Einfamilienhäuser), sodass der Kanal aufgrund der werktägigen Abwesenheit der meisten Bewohner annähernd trocken lag. Die Abflussmenge wurde über eine Wasseruhr am Hydranten erfasst. Die originäre Abwassermenge war demgegenüber vernachlässigbar.

Ergebnisse

Die Salztracerfront war nach 6 Minuten feststellbar und erreichte ihren Peak nach 7 Minuten und 40 Sekunden (13 mS/cm). Unmittelbar nach dem Abklingen des Salztracers konnten die eingebrachten Gemüsestückchen in der 10. bis 13. Minute im Fangsieb entnommen werden. Reiskörner traten ab der 12. Minute auf, die Menge steigerte sich bis zur 25. Minute. Insgesamt konnten 75% der Maiskörner, 100% der Karotten und 75% der Reismenge wieder geborgen werden.

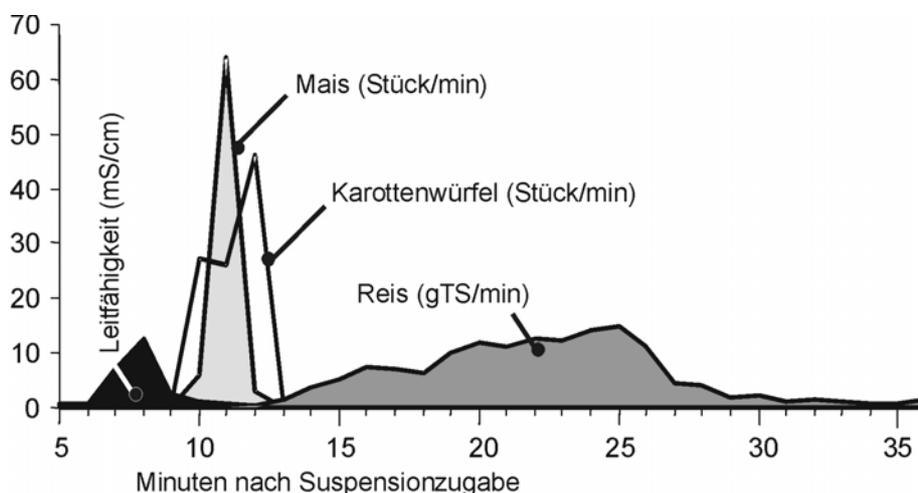


Bild D 4. Aufgefangene Suspensionskomponenten im Schacht S310 in Abhängigkeit von der Zeit nach Suspensionszugabe im Schacht S307

Während des Transportvorgangs kam es offensichtlich zu einer Fraktionierung der Partikel. Entsprechend hat die Darstellung in Bild D 4 einen chromatographischen Charakter mit spezifischen Peaks.

Berücksichtigt man, dass die Sinkgeschwindigkeit der Maiskörner am höchsten ist, während die mittleren Sinkgeschwindigkeiten der Reiskörner und der Karottenwürfel näherungsweise gleich sind, liegt der Schluss nahe, dass neben der Sinkgeschwindigkeit weitere Fraktionierungskriterien zu berücksichtigen sind.

Zur Modellierung der Versuchsergebnisse wurde ein dimensionsloses Fraktionierungskriterium abgeleitet. Die hydraulischen Kenngrößen, insbesondere die auf der Teststrecke vorherrschenden Schubspannungen wurden anhand einer Simulationsrechnung ermittelt. Auf der Basis dieser Größen wurde ein Transportmodell zur Abschätzung der Geschiebegeschwindigkeit entwickelt.

Auswertung der Ergebnisse

Fraktionierungskriterium

Zur Ableitung eines Parameters, mit dem die beobachtete Fraktionierung erklärt werden kann, wird das Kräftegleichgewicht an der Gerinnesohle analysiert.

Ein Sediment einer bestimmten Länge und Breite mit der Mächtigkeit h , der Wichte γ und der Gewichtskraft G gerät in Bewegung, wenn die aus dem Fluid wirkende Schleppkraft T die Widerstandskraft R überschreitet.

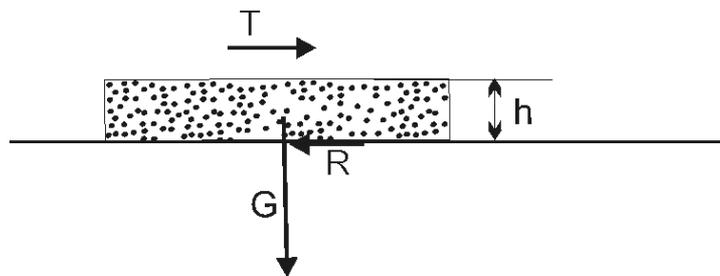


Bild D 5. Kräftegleichgewicht eines Sediments an der Gerinnesohle

Für die Schleppkraft T gilt

$$T = \tau \cdot A = \rho_F \cdot V^*{}^2 \cdot A \quad (\text{Gl. D8})$$

wobei A die Oberfläche des Sediments bzw. die Grenzfläche von Sediment und Fluid beschreibt. Die Widerstandskraft des Sediments R beträgt

$$R = G \cdot \mu_F = A \cdot h \cdot (\gamma_S - \gamma_F) \cdot \alpha \quad (\text{Gl. D9})$$

wobei der Einfluss der Neigung der Kanalsohle im Hinblick auf die Reibungsgeometrie vernachlässigbar ist. Der Reibungsbeiwert α ist eine Konstante in Analogie zur coulombschen Reibung. Die Bedingung zum Transport lautet dann:

$$\tau \cdot A > A \cdot h \cdot (\gamma_S - \gamma_F) \cdot \alpha \quad (\text{Gl. D10})$$

Für einzelne Partikel kann anstelle der Sedimentdicke h auch der Durchmesser d verwendet werden. Bei nicht kugelförmigen Partikeln kann entsprechend Bild D 5 die geringste Dimension verwendet werden, da die sedimentierenden Partikel die kippstabile Lageform einnehmen werden. Nach der Elimination von A ergibt sich:

$$\tau > d \cdot (\gamma_S - \gamma_F) \cdot \alpha \quad (\text{Gl. D11})$$

Nun werden beide Seiten durch ρ (die Dichte des Wassers) dividiert:

$$\frac{\tau}{\rho} = V^{*2} > \frac{d \cdot (\gamma_S - \gamma_F) \cdot \alpha}{\rho} = d \frac{(\gamma_S - \gamma_F)}{(\gamma_F)} g \alpha \quad (\text{Gl. D12})$$

Nach α aufgelöst ergibt sich

$$\alpha < \frac{V^{*2}}{d g \frac{(\gamma_S - \gamma_F)}{(\gamma_F)}} \quad \text{oder} \quad \alpha < Fr^* \quad (\text{Gl. D13})$$

Der rechtsseitige Term ist als Feststoff-Froude-Zahl oder als dimensionslose Schubspannung bekannt und bildet die Ordinate der Shields-Kurve.

In der Literatur werden für α Werte im Bereich 0,04 für saubere, rollende Partikel und bis 0,8 für „klebrige“ Partikel genannt [GALIL & SHPINER, 2001]. Bei der Betrachtung der Shields-Kurve fällt auf, dass fast alle Datenpunkte innerhalb dieses Bereichs liegen.

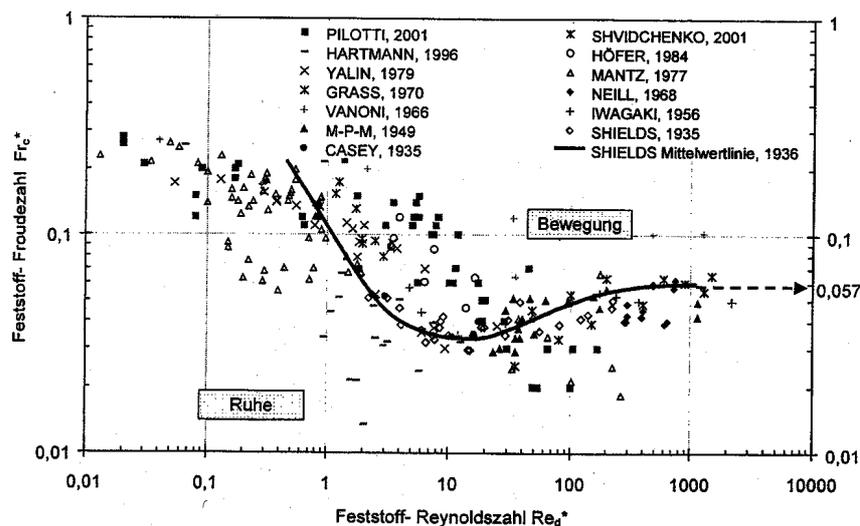


Bild D 6. Shields-Kurve mit Daten weiterer Autoren [aus LUCKNER, 2002]

Da zur weiteren Analyse keine Dichteangaben vorlagen, erfolgte die Berechnung der Fr^* -Zahl über die Sinkgeschwindigkeit. Hierzu wurde die Stoke'sche Gleichung (siehe Teil C, Seite 39) nach dem Term der relativen Wichte umgeformt.

$$\frac{\gamma_S - \gamma_F}{\gamma_F} = \frac{V_S \cdot 18 \mu}{d^2 \cdot \gamma_F} \quad (\text{Gl. D15})$$

und der entsprechende Term der Fr^* -Zahl ersetzt. Man erhält:

$$Fr^* = \frac{V^{*2}}{d g \frac{(\gamma_S - \gamma_F)}{(\gamma_F)}} = \frac{V^{*2} d}{V_S 18 \nu} = \frac{Re_d^*}{18 \frac{V_S}{V^*}} \quad (\text{Gl. D16})$$

Zur Modellierung der im Feldversuch gemessenen Feststofftransportgeschwindigkeiten wurde der Zusammenhang von α und Fr^* zu einem Parameter zusammengefasst.

$$\frac{Fr^*}{\alpha} > 1 \quad (\text{Gl. D17})$$

Die Erfüllung der Bedingung zeigt entsprechend dem Kräftegleichgewicht einen Transportzustand an.

Simulation des hydraulischen Profils

Im Verlauf der Teststrecke ergaben sich aufgrund der wechselnden Gefälle auch veränderliche Fließ- bzw. Schubspannungsgeschwindigkeiten. Da diese Angaben zur Berechnung der Fr^* -Werte erforderlich sind, wurde das hydraulische Profil der Teststrecke anhand einer Simulation in MS Excel ermittelt. Der Berechnungsalgorithmus ist in Bild D 7 veranschaulicht.

Die Teststrecke wurde beginnend vom Entnahmeschacht in Einzelabschnitte mit einer Länge von je 1 m aufgeteilt (Spalte L), die zugehörigen Gefälleangaben (Spalte l_S) wurden den Kanalnetzplänen entnommen. Spalte H_F bezeichnet die Fließtiefe am Beginn des jeweiligen Streckenabschnitts, die Fließtiefe $H_{F,0}$ bezeichnet die am Entnahmeschacht *gemessene* Fließtiefe. Aus der Fließtiefe und dem Kanaldurchmesser ($D = 250$ mm über die Gesamtlänge) wurden die geometrischen Parameter, i. e. der hydraulische Radius (Spalte R_{HYDR}) und der durchflossene Querschnitt (Spalte A) berechnet. Mit der bekannten konstanten Abflussmenge Q (Wassermengenmessung am Hydranten) und der Querschnittsfläche A ergibt sich die Fließgeschwindigkeit (Spalte V). Über die Strickler-Formel ($V = K_{ST} \cdot R^{(2/3)} \cdot I_E^{(1/2)}$)

wird das Energieliniengefälle ermittelt (Spalte I_E), das vom Sohlgefälle abweichen kann. Aus dem Energieliniengefälle, dem hydraulischen Radius und der Gravitationskonstante g ergibt sich die Schubspannungsgeschwindigkeit (Spalte V^*).

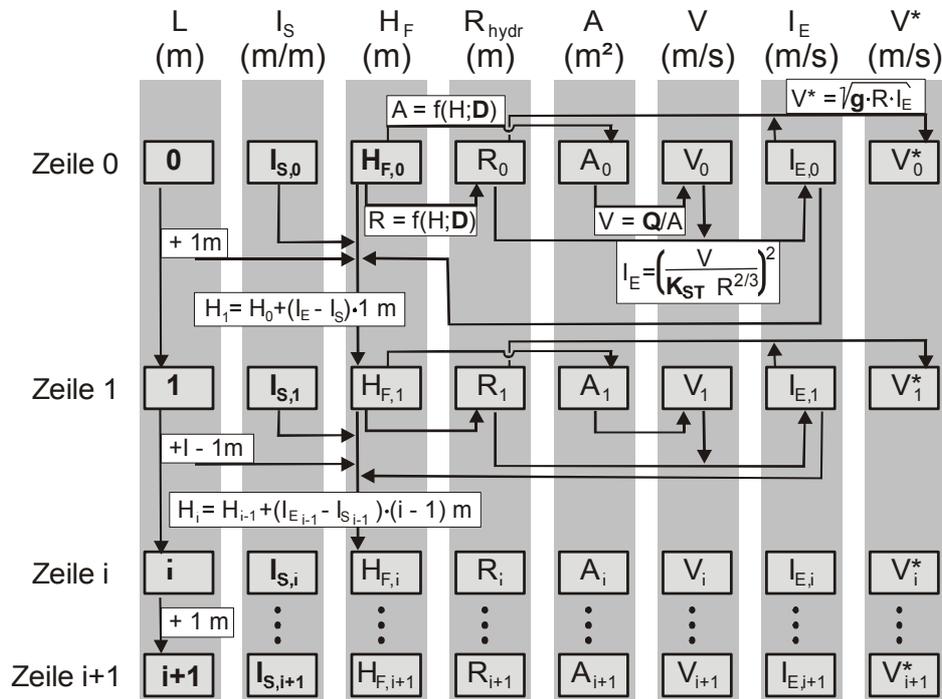


Bild D 7. Berechnungsalgorithmus zur Ermittlung des hydraulischen Profils über die Teststrecke

In Bild D 7 sind alle konstanten Werte als Fettdruck gekennzeichnet.

Die Berechnung der nächsten Zeile erfolgt analog, mit dem Unterschied, dass die Fließtiefe (für die nur der Messwert am Entnahmeschacht vorlag) über die Differenz von Sohl- und Energieliniengefälle, der Schrittweite (1 m) und der Fließtiefe im vorausgehenden Abschnitt ermittelt wird. Die Umlenkungsverluste an den Schächten S308 und S309 wurden mit einem zusätzlichen Höhenverlust von

$$h_V = \zeta \frac{v^2}{2g} \quad \text{mit } \zeta = 0,2 \text{ (gerundete Umlenkung)} \quad (\text{Gl. D18})$$

berücksichtigt.

Die Anpassung des Strickler-Beiwertes K_{ST} erfolgte über den Vergleich der simulierten Fließzeit über die Gesamtstrecke L mit der mit dem Tracer gemessenen Fließzeit im Versuch. Die simulierte Fließzeit (t_{SIM}) beträgt bei einer konstanten Schrittweite S (1 m):

$$t_{SIM} = \sum_{i=0}^L \frac{S}{V_i} \quad (\text{Gl. D19})$$

Dabei ergab sich die beste Anpassung bei einem Strickler-Beiwert von $95 \text{ m}^{(1/3)}/\text{s}$. Dieser Wert wird in Berechnungstabellen für Betonrohre mit glatter Oberfläche angegeben und entspricht dem angefundene Material.

Die Ergebnisse der Simulation sind in Tabelle D 1 zusammengefasst.

Tabelle D 1. Ergebnisse der Fließstreckensimulation

Länge (m)	Abfluss (L/s)	$H_{F,0}$ (mm)	t_{SIM} (min:sec)	t_{TRACER} (min:sec)	V(m/s)			V*(m/s)		
					min	mittel	max	min	mittel	max
140	1,61	42	7:47	7:40	0,266	0,294	0,299	0,019	0,021	0,022

Ableitung eines Transportmodells

Anhand der Vorüberlegungen und experimentellen Ergebnisse soll im Folgenden ein Transportmodell vorgestellt werden, das eine funktionale Abhängigkeit der Transportgeschwindigkeit der Partikel von dem Parameter Fr^*/α beschreibt.

Als Grundfunktion wurde ein logistischer Zusammenhang angenommen, der bei geringen Fr^*/α -Werten gegen Null (\rightarrow kein Transport) und bei hohen Werten gegen 1 konvergiert (\rightarrow Partikeltransport erfolgt mit voller Fließgeschwindigkeit; $V_P = V_F$).

Die Bestimmung der zwei Konstanten erfolgte durch Variation bis zur Deckung der Modellergebnisse mit den experimentell ermittelten Transportzeiten.

Der (unbekannte) Reibungskoeffizient α wurde im Modell zusammen mit einer Konstanten zum Parameter H zusammengefasst, wobei für rollende und eckige Partikel unterschiedliche Werte angesetzt wurden.

Die Wechsel im hydraulischen Profil wurden durch die abschnittsweise Berechnung berücksichtigt. Das Ergebnis dieser Modellbildung ist in Bild D 8 dargestellt. Die Darstellung wird im Folgenden als Hahn-Kurve² bezeichnet.

Tabelle D 2. Modellparameter und Ergebnisse

	V_S (m/s)	d (m)	Fr^* (Mittelwert)	Fließzeit ^c (sec)	V_P^c (m/s)	V_P/V_F^c (%)
Reis I ^a	0,050	0,003	1,111	720	0,194	67%
Reis II ^b	0,064	0,003	0,868	1440	0,097	34%
Mais	0,084	0,006	1,315	600	0,233	81%
Karotte	0,064	0,006	1,738	660	0,212	73%

a: Reis I entspricht dem Reiskorn mit minimaler Sinkgeschwindigkeit im Verteilungsspektrum, das dem Modellkonzept zufolge als Erstes die Messstelle erreichte (nach 720 sec); **b:** Reis II entspricht dem Reiskorn mit mittlerer Sinkgeschwindigkeit, dessen Ankunftszeit (nach 1440 sec) mit der Erfassung der Hälfte der Reiskornmenge einhergeht; **c:** dargestellt sind Mittelwerte über die gesamte Versuchsstrecke. Dabei sind Abweichungen von der Hahn-Kurve möglich, da diese abschnittsweise für jeden in der Simulationsrechnung verwendeten 1m-Abschnitt ermittelt wurde.

² Die experimentellen Bestimmungen wurden von HAHN [2003] durchgeführt.

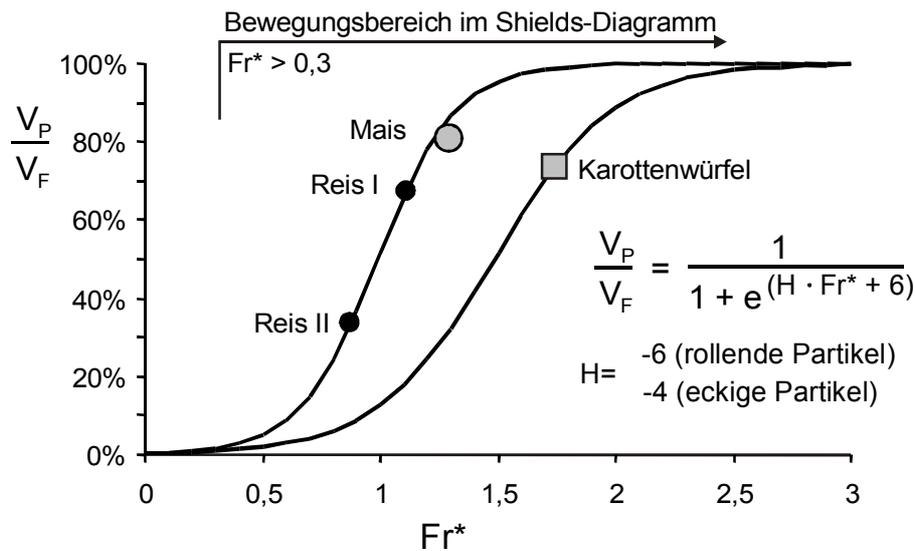


Bild D 8. Hahn Kurve zur Beschreibung der relativen Transportgeschwindigkeit der Partikel in Anhängigkeit von der Partikelform und der Feststoff-Froude-Zahl (Fr^*). Die Datenpunkte beziehen sich auf Mittelwerte des hydraulischen Profils.

Aufgrund der relativ geringen Datenbasis, der hohen Empfindlichkeit gegenüber den Eingangsparametern und der Unsicherheit bei der Festlegung des H-Wertes liefert das Modell allenfalls Schätzungen der Transportgeschwindigkeit. Die Konstanten wurden daher auf volle Zahlen gerundet.

Anhand der Kurve kann geschätzt werden, unter welchen Randbedingungen zerkleinerte Küchenabfälle mit hinreichender Geschwindigkeit im Kanal transportiert werden. Die Inverse des Funktionswertes liefert ferner einen Hinweis auf die Aufenthaltszeit (relativ zur hydraulischen Aufenthaltszeit) der Partikel im System, also einen Hinweis auf das Maß der Feststoffaufkonzentrierung bzw. der Sedimentbildung, zum Beispiel Faktor 2 bei einer relativen Transportgeschwindigkeit von $\frac{1}{2}$ (50%).

Die Aufkonzentrierung der Küchenabfallpartikel (Konzentrationsfaktor KF) lässt sich unter Berücksichtigung der Verteilungskurven der Sinkgeschwindigkeit und der Partikelgrößen wie folgt ermitteln

$$KF(V^*) = \int_{0\%}^{100\%} \frac{1}{1 + e^{(H \cdot \frac{V^{*2} \cdot d(SH)}{V_s(SH) \cdot 18 \cdot \nu} + 6)}} dSH \quad (\text{Gl. D20})$$

wobei $d(SH)$ und $V_s(SH)$ die Umkehrfunktionen der Summenhäufigkeitsverteilung (SH) der Partikelgrößen und Sinkgeschwindigkeiten bezeichnen.

Das Ergebnis der (numerisch durchgeführten) Integration ist in Bild D 9 dargestellt. Hierzu wurde die Modellkurve der Sinkgeschwindigkeitsverteilung (M_{AFS} , S. 43) und eine Gleichverteilung der Partikel im Bereich 0–3 mm angenommen.

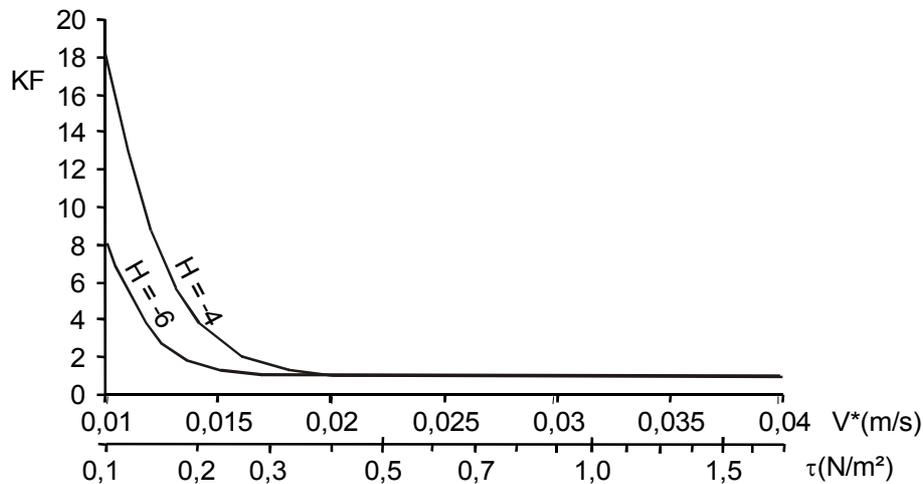


Bild D 9. Konzentrationsfaktoren für Küchenabfallpartikel gegen die Schubspannung (integrierte Hahn-Kurve)

Die Analyse zeigt, dass der Transport der Küchenabfallpartikel erst bei sehr geringen Schubspannungswerten verzögert wird. Diese Feststellung deckt sich mit den Ergebnissen der vorab vorgestellten Untersuchungen, die in dem Testgerinne durchgeführt wurden.

Folgerungen für die Praxis

Es kann davon ausgegangen werden, dass Ablagerungsprobleme allenfalls bei geringen Rohrdurchmessern und geringen Abflussmengen auftreten können. Im Folgenden sollen Dimensionierungskennwerte dargestellt werden, die erforderlich sind, um die benötigten Schubspannungswerte zu erreichen.

Eine Schubspannungsgeschwindigkeit von 0,025 m/s (0,625 N/m²) führt entsprechend der integrierten Hahn-Kurve und bei Annahme ungünstiger Randbedingungen ($H = -4$) zu einer Aufkonzentrierung um den Faktor 1,005. Dieser Wert wurde als Grenzwert des unkritischen Transports festgelegt. Eine Schubspannungsgeschwindigkeit unter 0,17 m/s ($\approx 0,3$ N/m²) führt zur Aufkonzentrierung um den Faktor 1,8 (bei $H = -4$) und damit zu einer relativen Transportgeschwindigkeit von etwa 54% der Fließgeschwindigkeit. Dieser Wert wurde als Grenzwert des kritischen Transportbereichs angenommen. Der Zwischenbereich kennzeichnet einen tolerierbaren verzögerten Transport.

Erforderliche Mindestfließgeschwindigkeit

Die Definitionsgleichungen der Sohlschubspannung bzw. Schubspannungsgeschwindigkeit (Gl. D1 bzw. D2) lassen sich wie folgt nach R_{HYDR} umstellen:

$$R_{HYDR} = \frac{V *^2}{g \cdot I_E} \quad (\text{Gl. D21})$$

Gleichung D21 in die Strickler-Formel ($V = K_{ST} \cdot R^{(2/3)} \cdot I_E^{(1/2)}$) eingesetzt ergibt

$$V = K_{ST} \cdot V *^{\left(\frac{4}{3}\right)} \cdot I_E^{\left(\frac{-1}{6}\right)} \cdot g^{\left(\frac{-2}{3}\right)} \quad (\text{Gl. D22})$$

Bei einer gegebenen Schubspannungsgeschwindigkeit ist die resultierende Fließgeschwindigkeit entsprechend Gl. D22 abhängig vom Gefälle und von der Rauigkeit des Rohres (K_{ST}), jedoch unabhängig vom Rohrdurchmesser.

Für die aus der integrierten Hahn-Kurve ermittelten Grenzwerte ergeben sich die in Bild D 10 dargestellten erforderlichen Mindestfließgeschwindigkeiten:

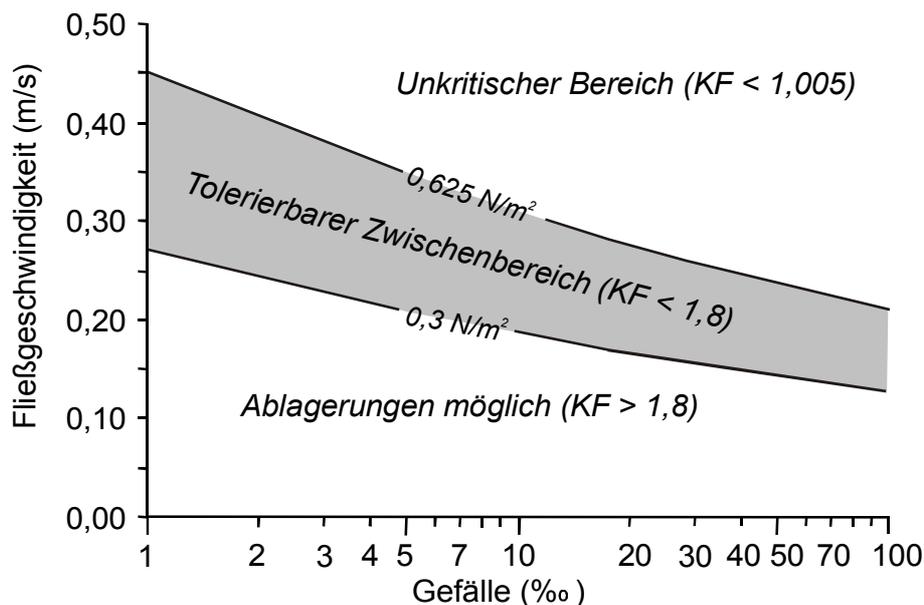


Bild D 10. Aus Gleichung D22 abgeleitete Transportbereiche, die sich aus dem Gefälle und der Fließgeschwindigkeit ergeben ($K_{ST} = 90 \text{ m}^{(1/3)}/\text{s}$)

Der Transport der Küchenabfallpartikel ist demzufolge selbst bei geringem Gefälle unproblematisch, wenn die Fließgeschwindigkeit größer als $0,25 \text{ m/s}$ ist. Bei der Bemessung von Kanalsystemen wird eine Mindestfließgeschwindigkeit von $0,4 \text{ m/s}$ für sandfreies Abwasser empfohlen [IMHOFF & IMHOFF, 1999], sodass sich keine Probleme durch die Zuführung von Küchenabfallpartikel ergeben sollten, wenn diese Empfehlung beherzigt wird/wurde.

Erforderlicher Abfluss

Aus den erforderlichen Mindestfließgeschwindigkeiten lassen sich für unterschiedliche Rohrdurchmesser die erforderlichen Abflussmengen berechnen. Die entsprechenden Ergebnisse sind in Bild D 11 für einen Kreisrohrdurchmesser von 300 mm (bzw. 150 mm) dargestellt. Bei diesen Berechnungen wurden die jeweils erforderlichen Teilfüllungsgrade ermittelt, die mit den dargestellten erforderlichen Fließgeschwindigkeiten korrespondieren.

Der untere in Bild D 11 angegebene Abflusswert von 0,05 L/s repräsentiert die Wassermenge, die einer einzigen Wasserstelle entnommen werden kann. Dieser Wert wird bei Benutzung eines KAZ folglich nie unterschritten. Bei einem gegebenen Gefälle von mehr als 3% kann der unkritische Transport damit allein durch die Wassermenge zur Zerkleinerung gewährleistet werden.

Bei einem Gefälle im Bereich 0,4–0,5%, das in flach verlegten Kanalnetzen häufig anzutreffen ist, ist ein Abfluss von etwa 1,0 L/s erforderlich, um die Küchenabfälle im unkritischen Bereich zu transportieren. Der kritische Bereich wird bei diesem Gefälle bei Abflüssen unter 0,2 L/s erreicht, dies entspricht vier gleichzeitig geöffneten Wasserhähnen im Einzugsbereich.

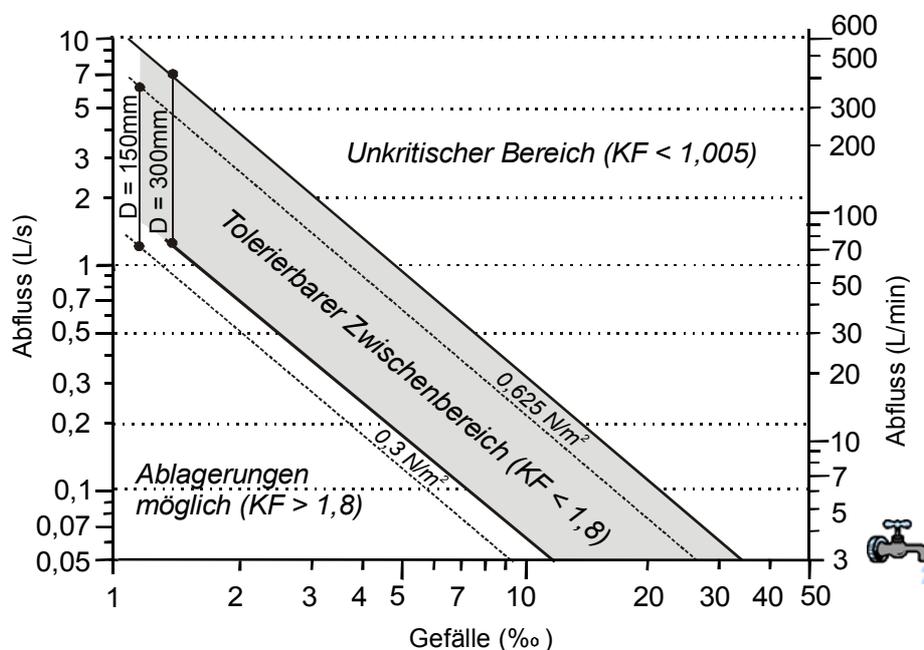


Bild D 11. Hydraulische Bereiche zum Transport zerkleinerter Küchenabfälle als Funktion des Gefälles und der Abflussmenge für Rohrdurchmesser $D = 300\text{ mm}$ bzw. $D = 150\text{ mm}$ ($K_{ST} = 90\text{ m}^{(1/3)}/\text{s}$)

Ablagerungsprobleme sind in sehr flach verlegten Kanälen mit geringer Einwohnerzahl denkbar, da der erforderliche Transportabfluss von über 2 L/s möglicherweise nicht erreicht wird. Eine solche Situation widerspricht jedoch den üblichen, seit langem bekannten Bemessungsvorgaben. Beispielsweise sollte ein Kanalrohr mit 300 mm Durchmesser ein Mindestgefälle von 0,3% aufweisen. Bei 150 mm liegt das Mindestgefälle bei 0,8% [IMHOFF & IMHOFF, 1999].

KAZ im Mischsystem

Der Transport zerkleinerter Küchenabfälle zur Verwertungseinrichtung sollte verlustfrei erfolgen. Diese Voraussetzung ist bei einer Entwässerung im Trennsystem gewährleistet.

Erfolgt der Transport im Mischsystem, ergibt sich zwangsläufig die Frage nach der Transporteffizienz. Durch Mischwasserentlastungen würde ein Teil der Küchenabfälle vorzeitig aus der Transportkette in die Umwelt emittiert werden, was neben der Minderung der Transporteffizienz auch zu einer Beeinträchtigung der Gewässergüte führen kann.

Die Forderung nach einem verlustfreien Transport kann nur erfüllt werden, wenn die siedlungswasserwirtschaftliche Infrastruktur so angepasst wird, dass die jährlichen Entlastungsfrachten nach einer Einführung von KAZ unverändert bleiben. In diesem Fall würden unter stofflicher Betrachtung zwar Küchenabfälle in die Umwelt gelangen (dies ist aufgrund der Vermischung mit dem Abwasser unausweichlich), andererseits würden diese Anteile durch originäre Abwasserfeststoffe substituiert, sodass das stofflich-energetische Potenzial der Küchenabfälle in voller Höhe bis zur Kläranlage transportiert wird und dort verwertet werden kann.

Ein entsprechender Berechnungsansatz wurde bereits in den 50er Jahren von HÖRLER [1955] vorgestellt.

Die emissionsneutrale Anwendung von KAZ in Mischsystemen kann als technisch möglich eingestuft werden, sie ist jedoch ökonomisch fragwürdig.

Die Bilanzierung möglicher Gewässerbelastungen wird im Rahmen dieser Arbeit nicht weiter verfolgt. Diese Fragestellung sollte erst aufgegriffen werden, wenn genügend Erfahrungswerte zur KAZ-Nutzung im Trennsystem vorliegen.

Einleitung

Der umgangssprachliche und z. T. auch fachtechnisch benutzte Begriff *Kläranlage* spiegelt die Zielsetzung früherer Verfahren zur Abwasserreinigung, nämlich dass ein Wasser gereinigt sei, wenn es *klar* ist.

Aufgrund moderner Analysemethoden und den gestiegenen Anforderungen an die Gewässergüte liegen die Zielsetzungen heute deutlich höher, selbst ein klares Wasser kann aufgrund der Nährsalzgehalte oder aufgrund noch enthaltener refraktärer oder sonstiger umweltgefährdender Stoffe problematisch sein.

Obgleich die Entwicklung in Wissenschaft und Technik den hohen Stand der heutigen abwassertechnischen Praxis herbeigeführt hat, bedient man sich noch immer des Begriffes der *Abwasserreinigung*, während die konzeptionellen Vorgaben des Abfallrechts durch den *Verwertungsbegriff* gekennzeichnet sind. Die im Abwasser enthaltenen (Abfall-)Stoffe sind aber auch als wichtige Komponenten der globalen Stoffkreisläufe zu bewerten, die eine Wiederverwertung nahelegen. Kohlenstoffverbindungen sind durch Vergärung energetisch verwertbar, was z. T. auch der Praxis entspricht. Das Recycling der Phosphate ist bei einer landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung gegeben, die jedoch auch ihre Schattenseiten hat. Die Rückgewinnung sauberer Phosphate ist Gegenstand einiger Forschungsarbeiten [z. B. SONG *et al.*, 2004].

Für das Recycling der Stickstoffverbindungen als Grundstoff der Düngemittelherstellung gibt es zurzeit keine geeigneten Technologien; Verfahren wie die MAP-Fällung stecken noch in den Kinderschuhen. Der globale Stoffkreislauf wird gegenwärtig geschlossen, indem der reduzierte Stickstoff mit den Verfahren Nitrifikation und Denitrifikation als elementare Verbindung in die Atmosphäre überführt wird, wo er anderenorts wieder entnommen wird (Ammoniaksynthese durch den Haber-Bosch-Prozess).

Die im Abwasser enthaltenen Kohlenstoffverbindungen galten in der konventionellen Belebtschlammtechnologie lediglich als Schmutzstoffe, die zu entfernen sind. Mit der Einführung der modernen Verfahren werden die Kohlenstoffverbindungen im Abwasser gleichzeitig auch als *Hilfsstoffe* benötigt (bei der Denitrifikation bzw. im anaeroben Bio-P-Kontaktbecken); eine biologische Nährsalzelimination ist mit kohlenstofffreiem Abwasser nicht möglich. Abwasser, dessen Kohlenstoffgehalt zu

gering ist, muss daher im Rahmen der *Reinigung* durch die Zugabe externer Kohlenstoffquellen „nachverschmutzt“ werden. Der Kläranlagenbetreiber muss die fehlenden „Schmutzstoffe“ hinzukaufen.

Diese Vorbetrachtung ist von wichtiger Bedeutung bei der Bewertung von KAZ im Rahmen der heutigen abwassertechnischen Standards. BUCKSTEEG & IMHOFF [1964] bewerteten die Nutzung von KAZ in den 60er Jahren als unvorteilhaft und problematisierten die mögliche Überlastung der Kläranlagen aufgrund der erhöhten Kohlenstofffrachten. Der damaligen Analyse kann im Hinblick auf den damaligen Stand der Technik nur zugestimmt werden. Die Hinweise seitens der DWA-Pressestelle, dass die Argumente auch heute noch Gültigkeit hätten, legen jedoch den Schluss nahe, dass die ATV/DWA die abwassertechnischen Veränderungen der letzten Jahre bei der Bewertung nicht berücksichtigt hat.

Kohlenstoffverbindungen im Abwasser, die seinerzeit die Überlastung herbeigeführt hätten, sind heute aufgrund der erforderlichen Nährsalzrelationen Mangelware im Abwasser. Lebensmittel(reste), die als Küchenabfälle anfallen, bestehen überwiegend aus Kohlenstoffverbindungen und wenigen Nährsalzen. Demgegenüber sind Lebensmittel(reste), die den menschlichen Stoffwechsel durchlaufen und als menschliche Abgänge den Weg in das Abwasser finden, durch hohe Nährsalzanteile geprägt. Etwa 90% der mit der Nahrung aufgenommenen Kohlenstoffverbindungen werden im menschlichen Körper energetisch genutzt und mit der Atemluft als CO₂ abgegeben.

Unter dem Aspekt des Recyclings dienen die Kohlenstoffverbindungen im Abwasser als Grundstoff einer energetischen Verwertung durch Vergärung oder als Hilfsstoff im biologischen Prozess. Um den Hilfsstoff bei üblichen BSB:N-Verhältnissen des kommunalen Abwassers im biologischen System nutzen zu können, muss die Primärschlammabschöpfung gedrosselt werden; entsprechend weniger Grundstoff steht dann für die Energieerzeugung zur Verfügung.

Im Folgenden soll exemplarisch dargestellt werden, welche Auswirkungen durch eine Beimischung zerkleinerter Abfälle in das Abwasser für den Betrieb einer Abwasserreinigungsanlage zu erwarten sind.

Verfahrenstechnische Beziehungen

Die durchgeführten exemplarischen Modellbetrachtungen basieren auf üblichen, verbreiteten verfahrenstechnischen Konzepten zur Reinigung kommunaler Abwässer mit den Verfahren Nitrifikation und Denitrifikation.

Die Festlegung einiger Berechnungsannahmen, insbesondere zum Absetzverhalten, ist für die Durchführung der Berechnungen unabdingbar. Die Annahmen basieren auf den in Teil C vorgestellten experimentellen Ergebnissen oder wurden der Literatur entnommen.

In Bild E 1 sind die untersuchten Wechselwirkungen mit Angaben zur jeweiligen Herangehensweise zusammenfassend dargestellt. Die Plausibilität der Ergebnisse wurde mit Literaturwerten – soweit auffindbar – belegt.

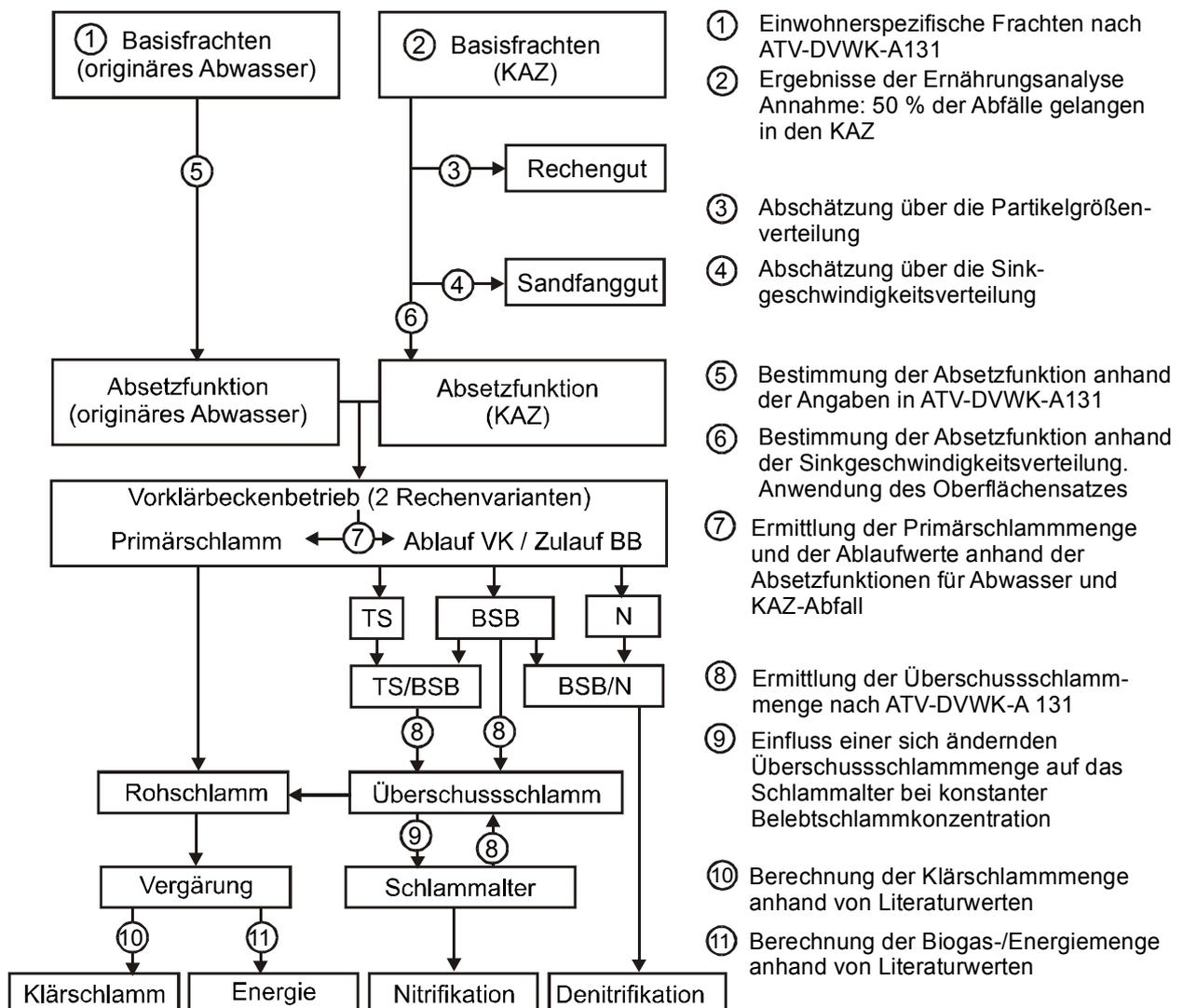


Bild E 1. Untersuchte Beziehungen durch die KAZ-Nutzung

Grundlagen und Annahmen der Modellrechnungen

Im Folgenden werden die Grundannahmen der Modellrechnungen vorgestellt. Die Ergebnisse sind ab Seite 82 dargestellt.

(1) Basisfrachten und (2) Zusatzfrachten

Die einwohnerspezifischen Basisfrachten sind dem Arbeitsblatt A131 entnommen. Die Zusatzfrachten durch die Nutzung von KAZ beruhen auf den Ergebnissen der in Teil C dargestellten Ernährungsdatenanalyse sowie auf der Annahme, dass die Hälfte der Küchenabfälle aller Einwohner über das System KAZ in das Abwasser verbracht werden. Diese Situation würde sich bei freier Vermarktung der Geräte erst über einen Zeitraum von Jahrzehnten ergeben. Es sei an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass andere Autoren die Szenarioberechnungen mit höheren Frachtwerten durchgeführt haben. BUCKSTEEG & IMHOFF [1964] rechneten mit 70 gTS/E·d, die dem KAZ zugeführt werden. Diese Annahme erscheint im Bezug auf die tägliche Nahrungsmenge (456 gTS/E·d) und auf die KAZ-Nutzungsgewohnheiten (maximale Erfassung 50%) jedoch nicht plausibel. Höhere Frachtwerte von 28 bis 48 gTS/E·d wurden auch in Szenarioberechnungen von NILSSON *et al.* (1990) und KARLSBERG & NORIN (1999) in Schweden angesetzt. Die beschriebenen Vorgehensweisen zur Datenerhebung (Auswertung von Kanalmessungen, abfallwirtschaftliche Erhebungen) liefern entweder keine genauen Ergebnisse oder berücksichtigen das Nutzungsverhalten nur ungenügend.

Die hier angesetzten Zusatzfrachten decken sich jedoch mit den Bemessungshinweisen des amerikanischen Ingenieurbüros METCALF & EDDY [1995]. Über die Herkunft dieser Bemessungsempfehlung liegen keine Informationen vor.

Tabelle E 1. Verwendete Basis- und Zusatzfrachten zur Berechnung der abwassertechnischen Folgen durch die KAZ-Nutzung (Annahme: 50% der Küchenabfälle gelangen in das Abwasser)

Parameter	Basisfracht (g/E·d) ATV-DVWK-A131	Zusatzfracht durch KAZ (g/E·d)	
		Modellwerte (Ernährungsdaten)	Bemessungshinweise MELCALF & EDDY
BSB ₅	60	20	18
TS	70	18	27
CSB	120	40	k. A
TKN	11	0,7	vernachlässigbar
P	1,8	0,07	vernachlässigbar

(3) Rechengut

Die Trenngrenze für Partikel, die mit dem Rechen entfernt werden können, wird durch den Rechentyp, den Stababstand und die Räumfrequenz bestimmt. Die einzig mögliche Herangehensweise zur Abschätzung der zu erwartenden Rechengutmengen liefert ein Vergleich der Partikelgrößen mit der Durchlassweite.

(4) Sandfanggut

Die Herangehensweise zur Abschätzung eines möglichen Mehranfalls von Sandfanggut erfolgt über einen Vergleich der Sinkgeschwindigkeitsverteilungen von Küchenabfall und Sand sowie über eine Analyse der Bodenströmung.

(5) Bestimmung der Absetzfunktion für originäre Abwasserpartikel

Die Absetzfunktionen für die als BSB_5 und TS erfassbaren Bestandteile des originären, kommunalen Abwassers sind in den Regelwerken der DWA [ATV-DVWK-A131, 2000] als Stufenfunktionen dargestellt und wurden für die folgenden Modellrechnungen durch Exponentialfunktionen approximiert. Beide Funktionen sind in Bild E 2 dargestellt.

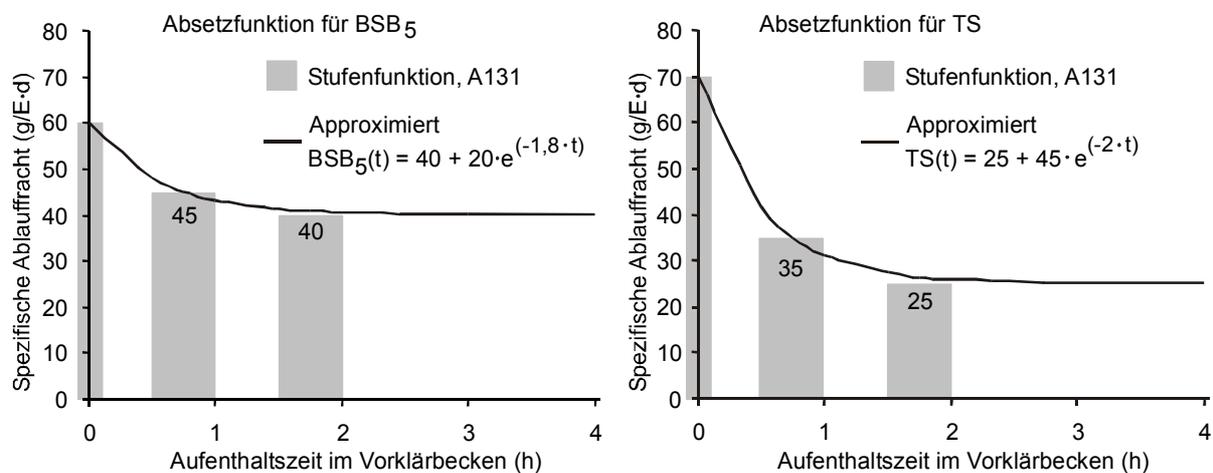


Bild E 2. Absetzfunktionen für BSB_5 und TS nach DWA [ATV-DVWK-A131]

Die Stickstoffkomponente wurde als nicht absetzbar betrachtet. Diese Annahme beruht auf der Überlegung, dass etwaige absetzbare Stickstoffanteile nach der Vergärung als Rückbelastung anfallen.

(6) Bestimmung der Absetzfunktion für Küchenabfallpartikel

Für die Ermittlung der Absetzfunktion zerkleinerter Küchenabfälle wurde die Sinkgeschwindigkeitsverteilung nach dem Oberflächensatz ausgewertet, der für ein ideal durchströmtes Absetzbecken gilt. Auf die Herleitung des Oberflächensatzes wird an dieser Stelle verzichtet und auf die einschlägige Grundlagenliteratur verwiesen. Die Bedeutung lässt sich in Worten wie folgt ausdrücken:

Es werden alle Partikel abgetrennt, deren Sinkgeschwindigkeit höher als die Oberflächenbeschickung ist.

Die Sinkgeschwindigkeitsverteilung der Feststoffe (TS) wurde über die Modellkurve M_{AFS} (Seite 43) erfasst. Für die Darstellung der BSB_5 -Sinkgeschwindigkeitsverteilung wurde die Absetzkurve M_{TR} verwendet. Es wird somit ein konstantes Verhältnis von BSB_5 zum Trockenrückstand angenommen.

Die Umrechnung von Oberflächenbeschickung zur Aufenthaltszeit erfolgte unter der Annahme einer Beckentiefe von vier Metern. Die in Bild E 3 dargestellten Absetzkurven wurden wie folgt berechnet:

$$TS_{KAZ}(t_{VK}) = 0,17 \cdot \left(\frac{4 \text{ m}}{t_{VK}} \right)^{0,324} \quad BSB_{KAZ}(t_{VK}) = 0,3 + 0,12 \cdot \left(\frac{4 \text{ m}}{t_{VK}} \right)^{0,324}$$

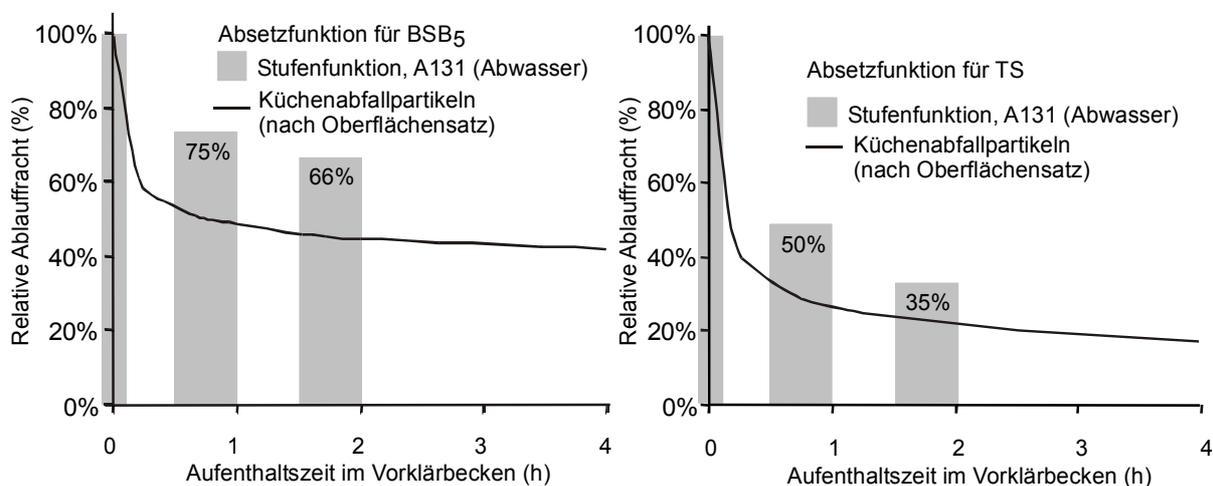


Bild E 3. Aus der Sinkgeschwindigkeitsverteilung berechnete Absetzfunktion der Küchenabfallpartikel, verglichen mit der Stufenfunktion für kommunales Abwasser

Auf Bild E 3 ist erkennbar, dass die zerkleinerten Küchenabfälle im Vergleich zu kommunalem Abwasser deutlich besser absetzbar sind.

Die Stickstoffkomponente wurde als nicht absetzbar betrachtet (Rückbelastung nach Vergärung).

(7) Absetzleistung der Abwasser-/Küchenabfallmischung im Vorklärbecken

In den folgenden Modellrechnungen wurde die Absetzfunktion für kommunales Abwasser mit zerkleinerten Küchenabfallpartikeln aus der Summe der beiden vorab vorgestellten stoffspezifischen Absetzkurven (originär und KAZ, frachtanteilig) berechnet. Bei dieser Betrachtung bleiben etwaige Einflüsse durch eine höhere Partikelkonzentration und mögliche Flokkulationseffekte durch die Zusammenführung beider Fraktionen unberücksichtigt.

Die verwendete Funktion zur TS-Elimination ist zusammen mit Literaturwerten aus Tabelle E 2 in Bild E 4 dargestellt. Die Absetzfunktion zeigt, dass sich durch eine Erhöhung der Aufenthaltszeit über 1,5 Stunden keine signifikante Steigerung der Absetzleistung erreichen lässt.

Die Literaturergebnisse sind einer Veröffentlichung von TOLMAN [1947] entnommen. In den großtechnischen Untersuchungen wurden die Abfälle unmittelbar vor dem Becken zugegeben, sodass die Auswirkungen genau bilanziert werden konnten. Die Eliminationsraten für BSB und TS waren mit den Küchenabfällen etwas höher, zum Teil wurden trotz höherer Zulaufwerte sogar geringere Ablaufwerte festgestellt. Diese Ergebnisse bestätigen somit die vergleichsweise bessere Absetzfähigkeit der Küchenabfälle gegenüber den originären Abwasserfeststoffen. Neben den Ergebnissen von TOLMAN sind in Tabelle E 2 auch aktuelle Betriebsergebnisse einer Auswahl amerikanischer Kläranlagen dargestellt, in deren Einzugsgebiet die Nutzung von KAZ sehr verbreitet ist. Die Auswahl genau dieser drei Anlagen ist allein in der Datenverfügbarkeit begründet. Die Ergebnisse bestätigen die gute Abtrennbarkeit.

Tabelle E 2. Eliminationsraten im Vorklärbecken mit/ohne Küchenabfälle

KA	Zeit	Q 10 ³ m ³ /d	t h	Abfall gFM/m ³	TS _{ZU} mg/L	TS _{AB} mg/L	TS _{EL} %	BSB _{ZU} mg/L	BSB _{AB} mg/L	BSB _{EL} %
Findlay, Ohio ^a	1933–38	6,8	4,3	kein	172	81	53,0	167	123	25,4
	1939–45	8,3	3,5	263	208	94	54,8	202	147	27,2
Marion, Ind. ^a	1940–41	8,7	3,1	kein	262	140	46,5	252	157	38,5
	1941	12,8	2,1	479	373	104	72,0	240	140	41,3
	1942–43	14,0	1,9	144	268	99	63,0	209	112	46,3
		KAZ (%)^e								
Milkauke, Wis. ^b	1995	466,2	2,6	50%	305	92	70,0	291	189	35,0
Los Angeles, Cal ^c	2001	1292,3	1,6	60%	313	72	77,0	242	116	52,0
Denver, Col. ^d	99–2000	439,6	n. b.	50%	256	108	57,9	212	153	28,3

a: TOLMAN (1947); b: Betriebsdaten Jones Island WWTP; c: CLA [2001]; d: Betriebsdaten Metro District; e: Anteil der mit einem KAZ ausgestatteten Haushalte im Einzugsgebiet, Schätzung durch STRUTZ [2002, pers.]

Auffällig sind die Ergebnisse der Kläranlage in Los Angeles (Hyperion WWTP); hier wird die hohe Abtrennleistung bei relativ kurzer Aufenthaltszeit durch eine Vorfällung unterstützt. Dieses Beispiel zeigt, dass sich die Steigerung der Abtrennleistung bestehender Vorklärbecken auch ohne Volumenvergrößerung erreichen lässt. Neben dem Einsatz von Flockungschemikalien ist eine Vergrößerung der effektiven Oberfläche durch den Einbau von Schrägklärsystemen denkbar.

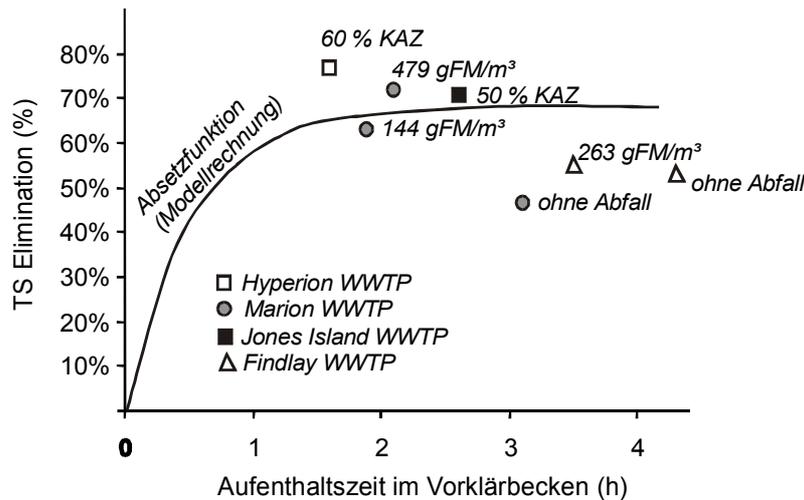


Bild E 4. Modellkurve zur TS-Elimination mit 77% (70 g) originäre Abwasserfeststoffe und 23% (18 g) KAZ-Partikel in Abhängigkeit von der Vorklärzeit im Vergleich zu großtechnischen Leistungsdaten aus den USA

Es liegen keine großtechnischen Leistungsdaten für typische, in Deutschland eingesetzte Vorklärbecken mit kurzer Aufenthaltszeit vor. Die Variation der Vorklärzeit im Bereich von bis zu 1,5 Stunden ist von zentraler Bedeutung für den gesamten Prozess der biologischen Stufe und ist daher als wichtiges, beeinflussbares Stellglied im Gesamtsystem zu betrachten.

(8) Überschussschlammproduktion (spezifisch/gesamt)

Die spezifische Überschussschlammproduktion ($\dot{U}S_{SPEZ}$) lässt sich als Funktion von Schlammalter und TS/BSB-Verhältnis im Zulauf der biologischen Stufe formulieren [ATV-DVWK-A131, 2000]. Die entsprechenden Produktionswerte sind in Tabelle E 3 dargestellt. Gleichung E1 liefert genau die aufgeführten Tabellenwerte:

$$\dot{U}S_{SPEZ} \left(\frac{gTS}{gBSB} \right) = 0,6 \cdot \frac{TS}{BSB} () + 0,9627 \cdot t_{TS} (d)^{-0,3712} \quad (\text{Gl. E1})$$

Die gesamte Überschussschlammproduktion ($\dot{U}S_{GES}$) ergibt sich aus dem Produkt zugeführter BSB_5 -Fracht und spezifischer Überschussschlammproduktion.

$$\dot{U}S_{GES} \left(\frac{kgTS}{d} \right) = \dot{U}S_{SPEZ} \cdot BSB_5 \text{ Fracht} \quad (\text{Gl. E2})$$

Tabelle E 3. Spezifische Überschussschlammproduktion (gTS/gBSB) nach ATV-DVKK-A131 [2000]

Zulauf BB TS/BSB (g/g)	Schlammalter t_{TS} (Tage)			
	10	15	20	25
0,4	0,65	0,59	0,56	0,53
0,6	0,77	0,71	0,68	0,65
0,8	0,89	0,83	0,8	0,77
1	1,01	0,95	0,92	0,89
1,2	1,13	1,07	1,04	1,01

(9) Einfluss der Überschussschlammproduktion auf das Schlammalter

Das Produkt aus Überschussschlammproduktion ($\dot{U}S_{GES}$) und Schlammalter (t_{TS}) liefert die Belebtschlammmenge im System. Unter der Annahme, dass die Belebtschlammmenge im System nicht verändert wird oder werden soll, folgt eine Änderung der Überschussschlammproduktion und ein korrespondierender Einfluss auf das Schlammalter entsprechend Gleichung E3

$$t_{TS,KAZ} = t_{TS,0} \cdot \frac{\dot{U}S_{GES}}{\dot{U}S_{GES,KAZ}} \quad (\text{Gl. E3})$$

wobei $t_{TS,0}$ und $\dot{U}S_{GES,0}$ das Schlammalter und die Überschussschlammproduktion des Kläranlagenbetriebs ohne KAZ-Nutzung (Ausgangszustand) bezeichnen. Aufgrund der wechselseitigen Abhängigkeit von Überschussschlammproduktion und Schlammalter wurden die Parameter iterativ ermittelt. Die exemplarischen Berechnungen wurden für eine Kläranlage mit einem Schlammalter von 12 bzw. 16 Tagen (Anfangswert; ohne KAZ-Nutzung) durchgeführt.

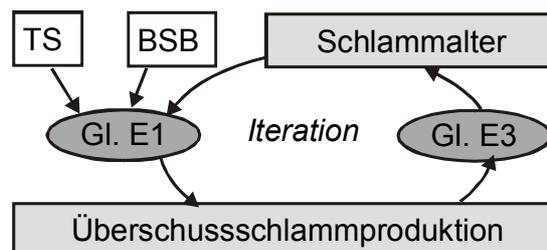


Bild E 5. Iteration zur Berechnung von Schlammalter und Überschussschlammproduktion

(10) Abbaugrad im Fermenter / Klärschlammanfall

Zur Ermittlung der Klärschlammengen wurden Literaturwerte recherchiert. Für die verschiedenen Schlammkomponenten wurden ein oTS-Abbaugrad von 25% (ÜS), 55% (PS-org) und 80% (PS-KAZ) angesetzt. Der oTS-Anteil an der gesamten Feststoffmenge wurde entsprechend Literaturangaben bzw. anhand der Ernährungsdaten (Seite 31f.) auf 65% (PS-org), 70% (ÜS) und 94% (PS-KAZ) festgelegt.

Der Biogasertrag wurde mit 800 L/kg abgebaute oTS festgelegt. Die Rechenwerte sind in Tabelle E 4 dargestellt.

Tabelle E 4. Rechenwerte zum oTS und zum Abbaugrad der Schlammspezies

Schlamm	oTS	Quelle (zum oTS)	Abbaugrad (Mittelung aus Tabelle E 5)
PS (originär)	65%	Loll und Glasenapp [2003], Möller [1985]	55% oTS
PS (KAZ)	94%	Annahme aus Ernährungsdaten, Seite 31f.	80% oTS
ÜS	70%	Möller [1985], ATV [1996]	25% oTS

Die gewählten Abbaugrade entsprechen einer optischen Mittelung in der Literatur auffindbarer Angaben (siehe Tabelle E 5). Die Annahmen liegen dicht bei den Berechnungsannahmen von PÖPEL [1993], der ähnliche Szenarioberechnungen zur Vergärung von ÜS und PS publizierte. Er benennt jedoch keine Quellen.

Zur Abbaubarkeit von organischen Abfällen liegen zahlreiche Angaben aus Monovergärungsanlagen vor, welche die Berechnungsannahmen stützen.

SCHMELZ [1997] bilanzierte einen oTS-Abbaugrad von etwa 80% für Bioabfall. HERNANDEZ *et al.* [2002] berichten von einem 85%-oTS-Abbau in einem thermophil betriebenen Versuchsreaktor zur Vergärung der Zubereitungsreste eines Catering-Betriebes. Den höchsten in der Literatur auffindbaren oTS-Abbaugrad geben BOUALLAGUI *et al.* [2005] mit 95% für eine zweistufige Anlage zur Vergärung von Frucht- und Gemüseabfällen an. Ein hoher Abbaugrad dürfte sich auch für die großtechnischen Bilanzierungen von GALLERT *et al.* [2002] ergeben, wenn man die dargelegte TS-Reduktion auf die Bezugsgröße oTS umrechnet (diese Angabe fehlt jedoch in der Veröffentlichung). Bei der untersuchten Monovergärungsanlage wurde Bioabfall aus der getrennten Sammlung der Stadt Karlsruhe eingesetzt. Hierzu ist zu bemerken, dass der Einwurf von Gartenabfällen in die Biotonne in Karlsruhe nicht erwünscht ist. Die Substrate könnten daher dem Material, das mit KAZ bearbeitet werden kann, entsprechen.

Die Primärschlammvergärung der Kläranlage Hyperion (Los Angeles), in dessen Einzugsgebiet KAZ zu etwa 60% verbreitet sind, zeigte einen Abbaugrad von 67% und damit eine höhere Feststoffreduzierung als in den halbtechnischen Untersuchungen von SCHMELZ [1997].

Demgegenüber sind die Abbaugrade für Überschussschlamm vergleichsweise gering [BOLZONELLA *et al.*, 2005].

Tabelle E 5. Vergärungsdaten (alle Ergebnisse wurden im mesophilen Temperaturbereich erzielt)

Verf.	Substrat	Bez	Biogasertrag	Methanertrag	Abbau	Quelle
			L/kg _{zug} (L/kg _{abg})	L/kg _{zug} (L/kg _{abg})		
H-15–20	BA + KS	oTS	525 (875)	340* (568)*	60%	SCHMELZ [1997]
	KS (Referenz)	oTS	360 (1090)	234* (709)*	33%	SCHMELZ [1997]
	BA (rechnerisch)	oTS	620 (775)	403* (503)*	80%	SCHMELZ [1997]
G-12	BA (Sammlung)	TS	406 (812)	264 (528)	50%	GALLERT [2002]
G-33	ÜS (t _{TS} = 15 d)	oTS	160 (600)	104* (390)*	27%	BOLZONELLA [2005]
G-22	ÜS (t _{TS} = 8 d)	oTS	180 (900)	117* (585)*	20%	BOLZONELLA [2005]
k. A.	ÜS	oTS	255 (850)		30%	PÖPEL [1993]
k. A.	PS	oTS	425 (850)		50%	PÖPEL [1993]
G-14–17	PS (KAZ-Einfluss)	oTS	560 (835)	360 (537)	67%	CLA [2001]

Erläuterung:

Verfahren H: Halbtechnisch/ G: Großtechnisch – Aufenthaltszeit im Fermenter (Tage)
k. A. Keine Angabe

Substrat: BA: Bioabfall; KS: Klärschlamm; ÜS: Überschussschlamm, PS: Primärschlamm

Bezug: Feststoffanalytik zum Biogasertrag und Feststoffabbau

Biogasertrag: kg_{zug} = zugeführte Feststoffmenge; kg_{abg} = abgebaute Feststoffmenge

*Schätzung: Annahme 65% CH₄ im Biogas, keine Angabe in der Quellliteratur

(11) Energieertrag durch Verstromung

Das Biogas- bzw. Energiepotenzial der Küchenabfälle kann mit idealisierten Strukturformeln nach BUSWELL [1936] berechnet werden. Aus den in Tabelle E 6 ausgeführten Berechnungen, die für die vollständige Umsetzung der Küchenabfälle gilt, ergibt sich ein spezifisches CH₄-Potenzial von 612 LCH₄/kgoTS mit einer freisetzbaren Bindungsenthalpie von 5,5 KWh/kgoTS.

Die zusätzlichen durch die KAZ-Nutzung verfügbaren Energiemengen wurden auf der Basis der berechneten Faulgasmengen unter folgenden Annahmen ermittelt:

- Methangehalt des Faulgases: 65%
- Spezifische Energie des Methans: 9 Wh/LCH₄
- Wirkungsgrad bei der Verstromung BHKWs: 35%

Tabelle E 6. Theoretisches Gaspotenzial der Küchenabfälle

	Abfall- menge ^a (goTS/ E·d)	CH ₄ - Ertrag ^b (%)	CH ₄ - Ertrag ^b (g/ E·d)	CH ₄ - Ertrag ^c (L/ E·d)	CH ₄ - Ertrag (L/kggoTS)	Energie- Potential ^d (Wh/ E·d)	CSB ^e (g/ E·d)
Kohlenhydrate	14,1	27%	3,81	5,9	418	53,1	15,24
Fette	5,2	72%	3,75	5,8	1115	52,2	15,00
Proteine	4,2	42%	1,76	2,7	642	24,3	7,04
Küchenabfall	<u>23,5</u>	<u>40%</u>	<u>9,32</u>	<u>14,4</u>	<u>612</u>	<u>129,6</u>	<u>37,28</u>

Erläuterungen

a: siehe Seite 32; angegeben sind jeweils 5,5% der Nahrungsmengen (11% Abfall · 50% KAZ Zuführung)

b: stöchiometrischer CH₄-Ertrag nach BUSWELL [1936]

c: Gasvolumen unter Standardbedingungen (25°C) = 24,8 L/mol; Methan: 16 g/mol → 1,55 L/gCH₄

d: Reaktionsgleichung CH₄ + 2O₂ → CO₂ + 2H₂O: Bindungsenthalpien (ΔH_f⁰ in KJ/mol) CH₄: -75; O₂: 0; CO₂: -393; H₂O: -285; freigesetzte Bindungsenergie pro mol Methan = -392(CO₂) – 570(2H₂O) + 75(CH₄) = -812 KJ/mol. Mit 16 g/molCH₄ → 50,75 KJ/gCH₄. Mit KJ = KWs → 1 KJ = 0,278 Wh → Energieertrag pro g Methan = 14,1 Wh/gCH₄ bzw. 9 Wh/LCH₄

e: stöchiometrischer Sauerstoffbedarf der CH₄-Verbrennung: 4 gO₂/gCH₄. Die Berechnung ist aus Redundanzgründen aufgeführt. Der Endwert deckt sich etwa mit der angenommenen CSB-KAZ-Fracht.

Ergebnisse der Modellbetrachtungen**Rechengut**

Aus den Partikelgrößenverteilungen geht hervor, dass mit einer Elimination der Küchenanfälle bei Stababständen unter 6 mm gerechnet werden muss. Diese Feststellung deckt sich mit Erfahrungen von KARLSBERG & NORIN [1999]. Sie ermittelten in einem Großversuch, dass etwa 4% der vermuteten Küchenabfallmenge bei einer Durchlassweite von 3 mm herausgelesen wurden. Entsprechend der Partikelgrößenverteilung hätte dieser Anteil auch deutlich höher ausfallen können.

Die zu erwartenden Rechengutmengen durch die KAZ-Nutzung in Abhängigkeit von der Durchlassweite sind in Tabelle E 7 dargestellt. Bezogen auf den mittleren Rechengutanfall der jeweiligen Durchlassweiten sind Steigerungen der Rechengutmenge bis zu 30% (1 mm) zu erwarten.

Bei einer Rechengutentsorgung (Verbrennung) steht das energetische Potenzial der abgetrennten Küchenabfälle nicht mehr zur Verfügung. Die zu erwartenden Minderungen des Biogasertrags bzw. des Faulschlammanfalls können dabei erheblich sein.

Tabelle E 7. Rechengutmengen

Weite mm	Anfall ^a L/Ea	Rückhalt Küchenabf.	Rechengut durch KAZ (kg/Ea)				Biogas L/E·d	Faulschl. gTS/E·d
			min	max	mittel	% Anstieg		
1	34,5	20–60%	5,00	15,00	10,00	29%	-4,33	-1,79
2	26,0	15–40%	3,75	10,00	6,88	26%	-2,98	-1,23
3	22,2	5–30%	1,25	7,50	4,38	20%	-1,90	-0,78
4		5–10%	1,25	2,50	1,88		-0,81	-0,33
6	16,7	2–5%	0,50	1,25	0,88	5%	-0,38	-0,16

a: ohne KAZ, ungepresst, Quelle: HOSANG & BISCHOF [1993]

Bei Rechenanlagen, deren Stababstand im Zentimeterbereich liegt, kann der KAZ-Einfluss vernachlässigt werden.

Sollte die Nutzung von KAZ und die anschließende Abtrennung und Vergärung des Küchenabfalls bei geringen Durchlassweiten des Rechens vorgesehen werden, ist eine Zuführung des Rechenguts in den Fermenter sinnvoll. Ggf. kann eine Rechengutzerkleinerung und Vorbehandlung (Pulper, Störstoffausschleusung) in das Verfahren integriert werden.

Die in Tabelle E 7 dargestellten Mindermengen des Biogasertrags sind daher in den folgenden Berechnungen nicht weiter berücksichtigt.

Sandfanggut

Eine Erhöhung des Sandanteils durch die Benutzung von KAZ kann ausgeschlossen werden. Lebensmittelreste mit Sandanteilen, z. B. Bodenfrüchte wie Kartoffeln oder Möhren, werden i. d. R. vor der Zubereitung gewaschen. Der anhaftende Sand wird daher unabhängig von der KAZ-Nutzung in das Abwasser gespült.

Die Sinkgeschwindigkeit von Quarzsand mit einer Dichte von 2,65 kg/L überdeckt sich mit dem Spektrum der Sinkgeschwindigkeiten von Küchenabfällen bei Sandkorngrößen unter 0,5 mm ($V_s < 258$ m/h), d. h. die Fraktion der schnell sinkenden Küchenabfälle könnte im Sandfang zu Boden sinken. Die meisten Sandfänge sind jedoch als Spülrinnen mit einer Fließgeschwindigkeit von etwa 0,3 m/s ausgeführt, sodass die größeren Abfallpartikel am Boden rollend aus dem Sandfang heraus transportiert werden. Diese Schlussfolgerung wird durch die hydraulischen Berechnungen zum Transport im Kanalsystem unterstützt (siehe Seite 68, Bild D 10)

Sollten sich dennoch höhere Organikanteile im Sandfanggut finden lassen, könnte eine Sandwäsche, die in vielen Kläranlagen durchgeführt wird, diesen Effekt kompensieren.

Es lassen sich keine neueren Literaturstellen finden, die eine Beeinträchtigung der Sandfanggutqualität durch die KAZ-Nutzung anzeigen. KARLSBERG & NORIN [1999] weisen explizit darauf hin, dass sich derartige Folgen nicht feststellen ließen. In einigen älteren Berichten aus den USA wird darauf hingewiesen, dass Knochen und Metallteile (Kronenkorken) im Sandfanggut festgestellt wurden. Diese Berichte beziehen sich auf zentrale Zerkleinerungsstationen.

Verfahrenstechnische Auswirkungen bei unveränderter Vorklärleistung

Belastung der biologischen Stufe

Die zu erwartende Frachtänderung durch die KAZ Nutzung ist in Bild E 6 dargestellt. Bei Vorklärzeiten über 30 Minuten ist mit einer Erhöhung der BSB₅-Fracht unter 10 g/E·d zu rechnen. Die Erhöhung der TS-Fracht fällt dagegen geringer aus und liegt bei Vorklärzeiten über 30 Minuten unter 6 gTS/E·d (siehe Bild E 6A und E 6B).

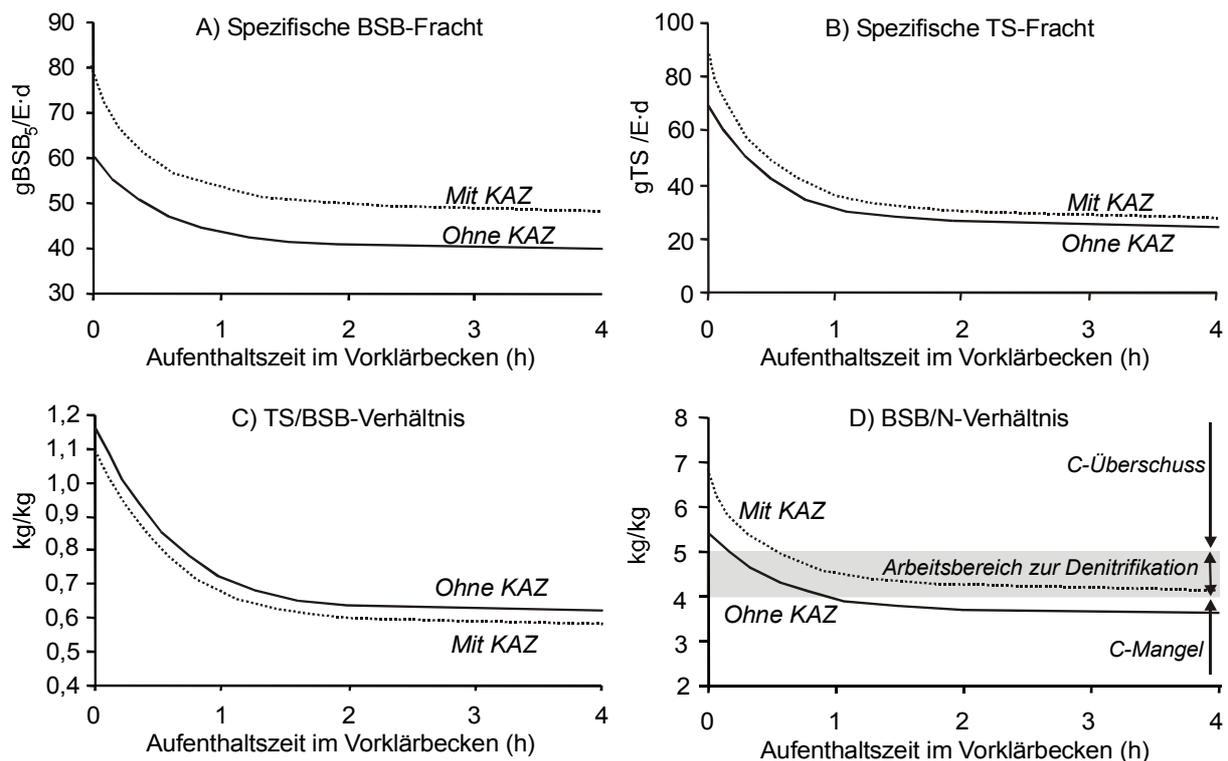


Bild E 6. Änderung der Frachten und Frachtrelationen im Zulauf zur biologischen Stufe

Aufgrund des höheren absetzbaren Anteils im Küchenabfall wird das TS/BSB-Verhältnis im Zulauf zur Biologie herabgesenkt (Bild E 6C), hieraus ergibt sich ein Einfluss auf die Überschussschlammproduktion. Von besonderer Bedeutung ist jedoch das BSB/N-Verhältnis im Zulauf zur Biologie. Aus Bild E 6D ist ersichtlich,

dass sich durch die KAZ-Nutzung ein höheres, also günstigeres Verhältnis für Anlagen mit vorgeschalteter Denitrifikation ergibt. Ohne Küchenabfälle wird bei einer Vorklärzeit über 60 Minuten ein ungünstiger Bereich mit einem BSB/N-Verhältnis < 4 erreicht. Bei der KAZ-Nutzung können offenbar beliebige Vorklärzeiten eingestellt werden, ohne die Denitrifikation zu beeinträchtigen.

Schlammalter und Überschussschlamm

Die spezifische Überschussschlammproduktion wird durch das geringere TS/BSB-Verhältnis bei der Nutzung von KAZ herabgesetzt. Aufgrund der höheren BSB₅-Frachten, ergibt sich jedoch eine Steigerung der absoluten Überschussschlammmenge (wenn, wie hier angenommen, die Belebtschlammkonzentration im Becken nicht verändert wird). Der erhöhte Überschussschlammabzug wiederum führt zur Senkung des Schlammalters, in der Folge wird der Effekt des verminderten TS/BSB-Verhältnisses auf die spezifische Überschussschlammproduktion wieder kompensiert, da die Verkürzung des Schlammalters zur Erhöhung der spezifischen Überschussschlammproduktion führt.

In der Gesamtbetrachtung, d. h. unter Berücksichtigung des verminderten Schlammalters zeigt sich die spezifische Überschussschlammproduktion über die gesamte Spannbreite der Vorklärzeiten annähernd neutral.

Die Verminderung des Schlammalters liegt im Bereich 2–3 Tage. Bei geringem Schlammalter kann die KAZ-Nutzung zu einer Gefährdung der Nitrifikationsleistung führen (siehe Bild E 7). In diesem Fall wäre zu prüfen, ob der TS-Gehalt im Belebungsbecken erhöht werden kann, um der Minderung des Schlammalters entgegenzuwirken.

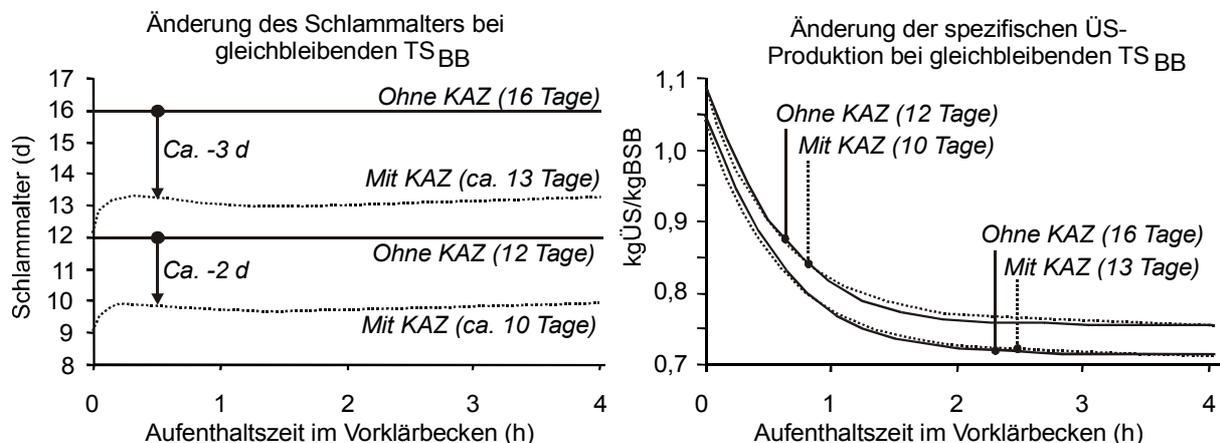


Bild E 7. Verminderung des Schlammalters und Einfluss der KAZ-Nutzung auf die spezifische ÜS-Produktion

Schlammanfall und Energieertrag

Die berechneten Schlammengen und deren Faulgaserträge und Rückstandsmengen (Faulschlamm) sind in Bild E 8 dargestellt. Nicht berücksichtigt in der Darstellung sind etwaige chemische Schlämme durch Fällung und/oder Flockung. Dieser Anteil kann je nach Verfahren und eingesetzten Mitteln bis zu 10 gTR/E·d betragen.

Zum Vergleich der berechneten Schlamm- und Biogasmengen ohne KAZ-Einfluss sind in Bild E 8 (A, C, E) zusätzlich Berechnungsergebnisse von PÖPEL [1993] dargestellt. Die Unterschiede ergeben sich aus etwas anderen Berechnungsannahmen zur Absetzleistung und zum Abbaugrad (siehe Tabelle E 5, Pöpel) sowie einem abweichenden Modell zur Bestimmung der Überschussschlammmenge, das etwas geringere Produktionswerte als das hier dargestellte Modell liefert. Beide Berechnungen liefern jedoch Ergebnisse im realistischen Bereich.

Die Änderungen des Schlammanfalls durch die KAZ-Nutzung sind aus den Darstellungen in Bild D 8 (E, D, F) ersichtlich. Es lassen sich folgende Ergebnisse zusammenfassen:

- Der zusätzliche Rohschlammanfall liegt durchgängig für alle Vorklärzeiten bei etwas über 21 gTS/E·d. Damit liegt er höher als die zugeführte TS-Menge von 18 gTS/E·d durch die KAZ-Nutzung. Etwa 3 g/E·d der gelösten Küchenabfallsubstanz wird demzufolge im Reinigungsprozess wieder in die Feststoffphase zurückgeführt (die einwohnerspezifische Feststoffmenge vor der Zerkleinerung beträgt etwa 27 gTS/E·d). Bei Anlagen ohne Vorklärbecken fällt die zusätzliche Schlammmenge vollständig als Überschussschlamm an. Bei einer Vorklärzeit von 30 Minuten liegt der Überschussschlammanteil des zusätzlichen Rohschlammes bei 45% und sinkt mit zunehmender Vorklärzeit auf 30%. Die verbleibenden Anteile ergeben sich aus der direkten Abschöpfung der Küchenabfälle mit dem Primärschlamm.
- Der zusätzliche Faulschlammanfall liegt bei Anlagen ohne Vorklärbecken mit etwa 18 g/Ed sehr hoch. Bei Anlagen mit halbstündiger Vorklärzeit liegt der zusätzliche Anfall etwas über 10 g/Ed, bei längeren Vorklärzeiten knapp darunter.
- Der zusätzliche Biogasertrag durch die KAZ-Nutzung liegt bei Anlagen ohne Vorklärbecken bei 3 L/Ed und bei einer Vorklärzeit von 30 Minuten bei etwa 8,5 L/Ed. Bei vorhandenen, sehr langen Vorklärzeiten liegt der zusätzliche

Ertrag stets unter 10 L/Ed. Die dargestellten Erträge liegen damit im Vergleich mit anderen Literaturangaben sehr viel geringer. Beispielsweise führt WENDLER [2005] einen zusätzlichen Biogasertrag von 23 L/Ed durch die KAZ-Nutzung an.

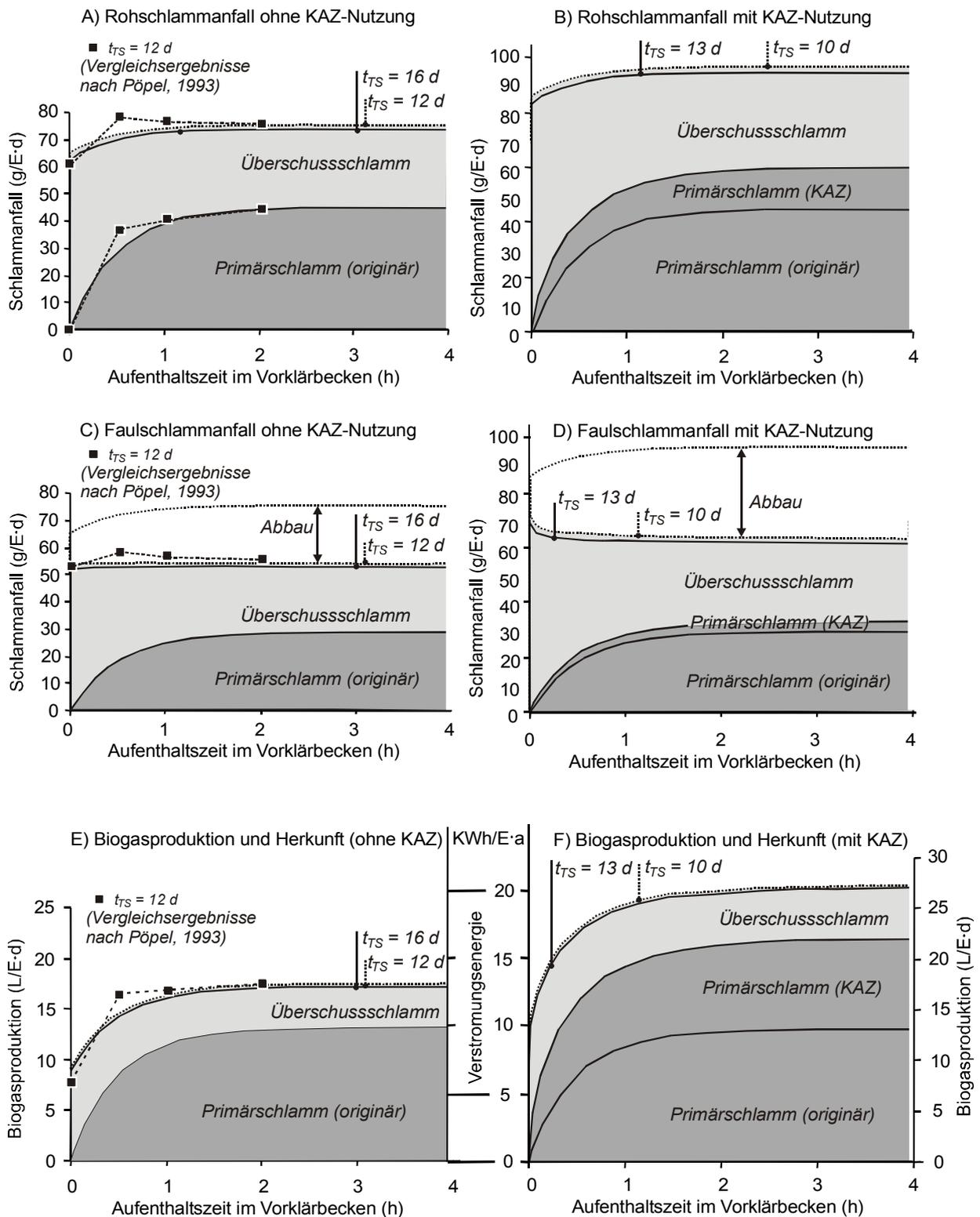


Bild E 8. Spezifische Schlamm-, Biogas- und Energiemengen mit/ohne KAZ-Nutzung

Aus den Ergebnissen wird deutlich, dass sich aus der KAZ-Nutzung insbesondere bei Anlagen ohne Vorklärbecken kaum energetische Vorteile ergeben. Der Einsatz von KAZ ist in diesem Fall nur sinnvoll, wenn dadurch der Einsatz externer C-Quellen vermindert werden kann, d. h. eine stoffliche Verwertung des Substrats angestrebt wird.

Verfahrenstechnische Auswirkungen bei veränderter Vorklärleistung

Es konnte gezeigt werden, dass der KAZ-Einsatz zu einer Verschiebung des BSB/N-Verhältnisses führt, sodass eine stabile Denitrifikationsleistung auch bei längeren Vorklärzeiten gewährleistet werden kann. Damit entfällt die Notwendigkeit einer gedrosselten Primärschlammabtrennung.

In den folgenden Berechnungsbeispielen wird dargestellt, wie sich die Nutzung von KAZ auf die verfahrenstechnischen Zusammenhänge auswirkt, wenn mit der KAZ-Nutzung eine Erhöhung der Abtrennleistung im Vorklärbecken herbeigeführt werden kann. Die Maßnahme hat zur Folge, dass neben den Küchenabfallpartikeln auch mehr originärer Primärschlamm abgeschöpft werden kann, der zur Verbesserung der Energiebilanz beiträgt.

Die Erhöhung der Abtrennleistung kann mit folgenden Mitteln erreicht werden:

- Bauliche Veränderungen (Vergrößerung)
- Optimierung der Beckendurchströmung
- Erhöhung der rechnerischen Oberfläche durch den Einbau von Schrägklärelementen
- Erhöhung der Absetzbarkeit durch Zugabe von Flockungsmitteln. Hinweise zur Leistungsfähigkeit einer Vorfällung wurden von ØDEGAARD [1988] aufgezeigt.
- Kombination der vorgenannten Möglichkeiten

Besteht kein Vorklärbecken, sind bauliche Maßnahmen unabdingbar.

Belastung der biologischen Stufe

Die Belastung der biologischen Stufe kann bei einer Erhöhung der Vorklärleistung trotz höherer Zulaufbelastung insgesamt gesenkt werden. Dies gilt insbesondere für die Feststofffracht. Bild E 9 zeigt die zu erwartenden BSB- und TS-Frachten der biologischen Stufe, wenn die Vorklärleistung gleichzeitig erhöht wird (ausgehend von 0 bzw. 30 Minuten ohne KAZ-Nutzung).

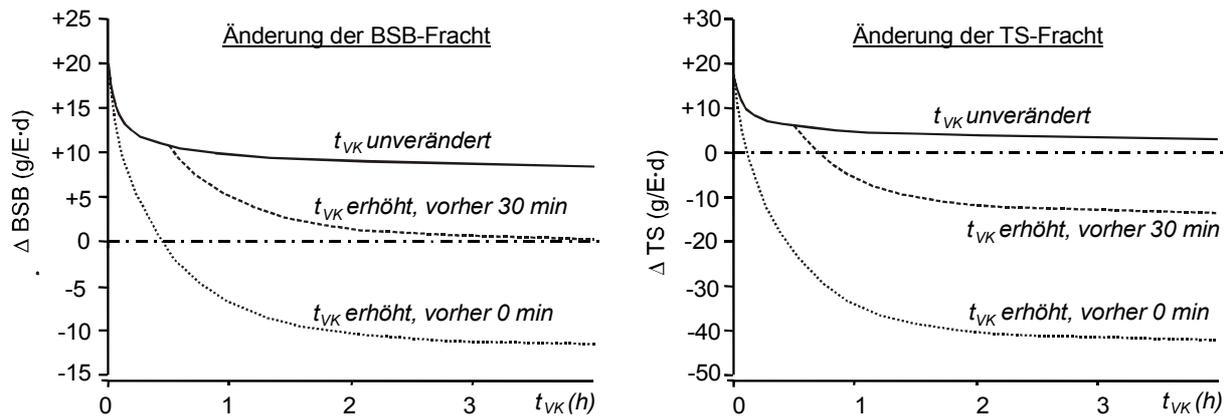


Bild E 9. Änderung der BSB- und TS-Fracht im Zulauf zur biologischen Stufe bei KAZ-Nutzung und Ertüchtigung des Vorklärbeckens

Man erkennt aus Bild E 9, dass eine Erhöhung der TS-Fracht vermieden werden kann, wenn die Vorklärleistung geringfügig erhöht wird. Eine Erhöhung der Vorklärzeit von 30 auf 90 Minuten führt zu einer annähernd BSB-neutralen Belastungssituation.

Schlammalter und Überschussschlamm

Die Senkung der BSB- und TS-Fracht durch eine erhöhte Vorklärleistung wirkt sich signifikant auf das Schlammalter und die Überschussschlammproduktion aus. Die Absenkung des Schlammalters ist bei einer unveränderten Vorklärleistung unvermeidlich. Bei einer Erhöhung der Vorklärleistung hingegen kann auch eine Erhöhung des Schlammalters und eine Absenkung der ÜS-Produktion erreicht werden. Ursächlich hierfür sind die Änderungen des TS/BSB-Verhältnisses und die vergleichsweise geringen Erhöhungen der BSB-Fracht.

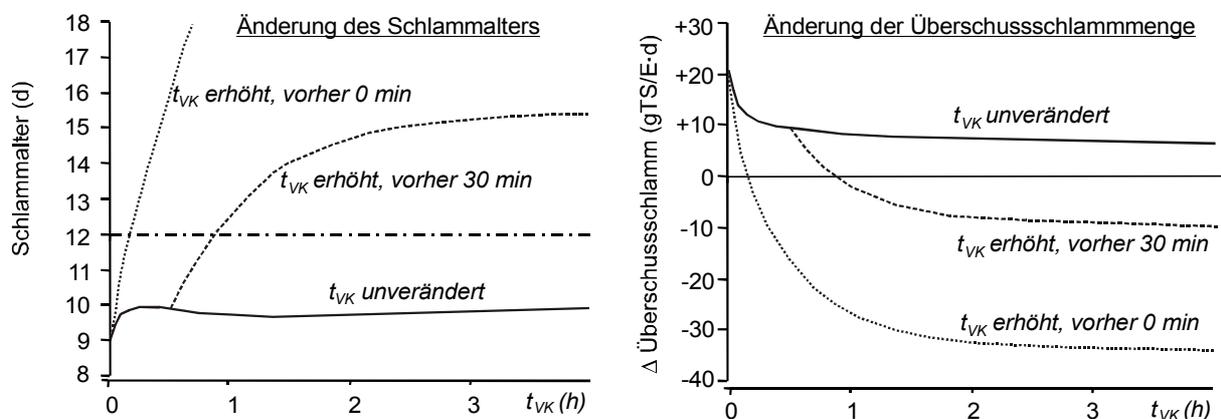


Bild E 10. Änderung des Schlammalters und der ÜS-Produktion (ausgehend von $t_{TS} = 12$ d) durch die Nutzung von KAZ und Ertüchtigung der Vorklärbecken

Die Herabsetzung des Schlammalters und die Erhöhung der ÜS-Produktion kann folglich kompensiert werden. Bei einer Vorklärzeit von 30 Minuten vor der KAZ-Nutzung ist eine Erhöhung auf 60 Minuten hierzu ausreichend.

Schlammfall und Energieertrag

Bei einer unveränderten Vorklärleistung ist der Zugewinn an Primärschlamm ausschließlich auf Küchenabfallpartikel zurückzuführen. Demgegenüber lässt sich bei einer veränderten Vorklärleistung zusätzlich originärer Primärschlamm abschöpfen. Ausgehend von einer Vorklärzeit von 30 Minuten lassen sich durch die KAZ-Nutzung und die Verbesserung der Vorklärleistung bis zu 30 gTS/E·d zusätzlich abschöpfen und energetisch nutzen. Der Anteil kann bis zu 60 g/E·d steigen, wenn ein Vorklärbecken neu eingeführt wird.

Die zusätzliche Rohschlammmenge (Primärschlamm + ÜS) liegt bei unveränderter Vorklärleistung, unabhängig von der Aufenthaltszeit im Vorklärbecken, bei etwas über 21 g/E·d. Dieser Wert steigt jedoch bei einer Erhöhung der Vorklärleistung.

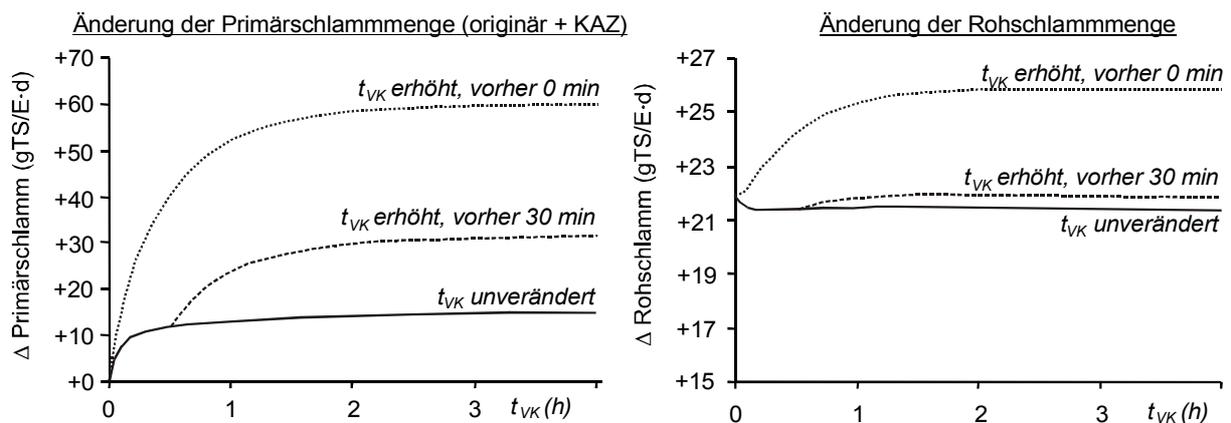


Bild E 11. Änderung der Primär und Rohschlammmenge durch die KAZ-Nutzung bei Ertüchtigung der Vorklärbecken (ausgehend von $t_{TS} = 12$ d)

Durch die Ertüchtigung der Vorklärbecken lassen sich positive Effekte bei der Schlammbehandlung erzielen, insgesamt ist mit höheren Gaserträgen und verminderten Faulschlammengen zu rechnen. Dieser Effekt ist umso stärker, je geringer die Abtrennleistung vor und je höher die Abtrennleistung nach der Nutzung von KAZ ist.

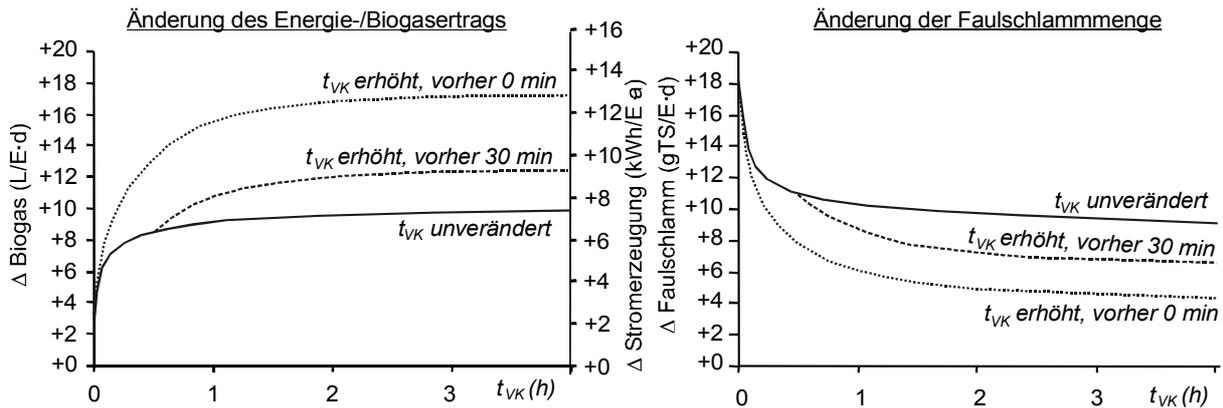


Bild E 12. Änderung des Energieertrags und der Faulschlammmenge durch die KAZ-Nutzung bei Erhöhung der Abtrennleistung des Vorklärbeckens

Geht man von einer (häufig vorhandenen) Vorklärzeit von 30 Minuten und einer Steigerung auf 60 Minuten mit der KAZ-Nutzung aus, ergibt sich ein Zugewinn von 10,75 L Faulgas/E·d, dies entspricht einem Verstromungsgewinn von rd. 8 kWh/E·a. Falls die Änderung der Vorklärleistung nicht herbeigeführt werden kann, beträgt der zusätzliche Ertrag etwa 8,5 L Faulgas/E·d (entsprechend 6,3 kWh/E·a).

Der gesamte Energiebedarf einer Kläranlage mit Nährstoffelimination liegt in der Größenordnung von 26–39 kWh/E·a [ANONYM, 1998]. Der untere Wert bezieht sich auf Kläranlagen mit hoher Ausbaugröße (>100.000 EWG), der obere auf kleinere Ausbaugrößen (5.000–10.000 EWG). Es ist ersichtlich, dass etwa 20% bis 25% des Strombedarfs einer Kläranlage durch die KAZ-Nutzung gedeckt werden können.

Weitere Aspekte der KAZ-Nutzung

Energieverbrauch

Durch die KAZ-Nutzung ergeben sich in Teilbereichen höhere Energiebedarfswerte, die zur Minderung des Energieüberschusses durch die indirekte Co-Vergärung führen. Höhere Energiebedarfswerte sind insbesondere im Bereich der Belüftung sowie im Bereich der Schlammbehandlung zu erwarten.

Solange die Anlage in einem für die Denitrifikation günstigen Bereich betrieben wird, ist eine Erhöhung des Belüftungsbedarfs durch Kohlenstoffverbindungen nicht zu erwarten, da die erforderliche Luftmenge durch die Stickstofffracht bestimmt ist. Durch die Rückbelastung mit gelösten Stickstoffverbindungen der KAZ-Partikel ist mit einer Erhöhung des Belüftungsbedarfs für die Nitrifikation zu rechnen. Die Erhöhung ist proportional zum Anstieg der Stickstofffracht.

Die durch Küchenabfall verursachte zusätzlich anfallende Stickstofffracht wird zum Teil in den zusätzlich anfallenden Faulschlamm eingebunden.

Zur Abschätzung des zusätzlichen Energiebedarfs wurden folgende Annahmen zugrunde gelegt:

- Die Zusatzfracht beträgt $0,7 \text{ gN/E}\cdot\text{d}$ (siehe Tabelle E 1), die zusätzliche Faulschlammmenge besteht zu 4% aus Stickstoff, die Differenzmenge wird im Belebungsbecken nitrifiziert.
- Der spezifische Sauerstoffbedarf zur Nitrifikation beträgt $2,75 \text{ kgO}_2/\text{kgN}^1$.
- Die spezifische Belüfterleistung beträgt $1,5 \text{ kgO}_2/\text{KWh} \rightarrow 1,83 \text{ KWh}/\text{kgN}_{\text{nitrifiziert}}$.
- Der Energiebedarf zur Schlammbehandlung beträgt $0,23 \text{ KWh}/\text{kgTS}_{\text{FS}}$. Dies entspricht einem Energieverbrauchsanteil von 15% der gesamten elektrischen Betriebsenergie einer Kläranlage unter mittleren Randbedingungen.²

Der zusätzliche Energiebedarf zur Co-Behandlung ist in Bild E 12 dargestellt. Unter den dargestellten Randbedingungen wird der zusätzliche Energieverbrauch überwiegend durch die Schlammbehandlung verursacht. Bei einer Vorklärzeit von 30 Minuten liegt der Netto-Energiegewinn bei $5 \text{ kWh/E}\cdot\text{a}$, eine Steigerung der Vorklärzeit (bzw. -leistung) von 30 auf 60 Minuten führt zu einem Netto-Energiegewinn von $7 \text{ kWh/E}\cdot\text{a}$.

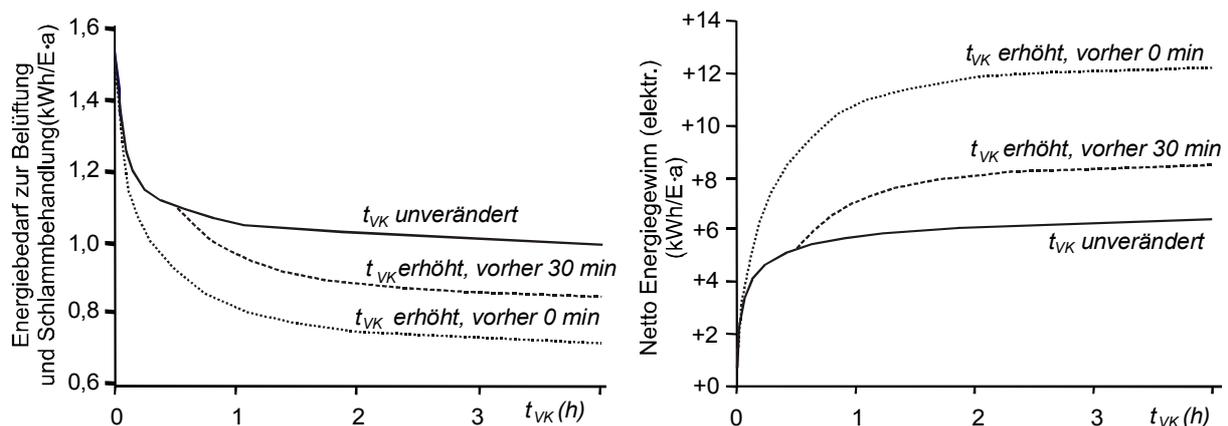


Bild E 13. Energiebedarf und Netto-Energiegewinn der Co-Behandlung von Küchenabfällen

¹ $\text{NH}_4^+ + 1,5\text{O}_2 + 2\text{OH}^- \rightarrow \text{NO}_3^- + 3\text{H}_2\text{O}$

² Annahme der Randbedingungen: Gesamtverbrauch $30 \text{ kWh/E}\cdot\text{a}$; $20 \text{ kg Faulschlamm}_{\text{TS}}/\text{E}\cdot\text{a}$ ($= 55 \text{ g/E}\cdot\text{d}$); Energieverbrauch zur Schlammbehandlung 15% $\rightarrow 4,5 \text{ kWh/E}\cdot\text{a}$; $4,5 \text{ kWh/E}\cdot\text{a}$: $20 \text{ kgTS}/\text{E}\cdot\text{a} = 0,23 \text{ kWh}/\text{kg}$

Absetzbarkeit des Belebtschlamm im Nachklärbecken

Der geringere Partikuläranteil im Abwasser kann möglicherweise zu einer verminderten Absetzfähigkeit des Belebtschlamm im Nachklärbecken führen.

Auswirkungen im Hinblick auf Schaum- und/oder Schwimmschlamm-Bildung, die gelegentlich als Argumente gegen die KAZ-Nutzung herangeführt werden, sind jedoch spekulativ. Das Auftreten derartiger Probleme in schwach belasteten Anlagen wird meistens mit dem Auftreten des Fadenorganismus' *Microthrix parvicella* in Verbindung gebracht, der wiederum auf Fette als einzige Kohlenstoffquelle angewiesen ist [ANDREASEN & NIELSEN, 1997]. Es ist fraglich, ob eine erhöhte Fettfracht aus der Nutzung von KAZ bis zum Belebungsbecken vordringen kann. Bei einer erhöhten Vorklärlleistung und einer hinreichenden Schwimmschichtträumung auf dem Vorklärlbecken kann auch von einer Reduzierung der Fettfracht ausgegangen werden. Durch den geringeren Partikuläranteil im Zulauf zum Belebungs-system würde sich die Fettfracht zudem um die entsprechende Menge an Partikeloberflächen adsorbierter Fette vermindern.

Reinigungsleistung

Aufgrund der zu erwartenden leichten Verfügbarkeit der organischen C-Verbindungen kann von einer Stabilisierung der Denitrifikation und ggf. der Phosphat-Rücklösung im Bio-P-Kontaktbecken ausgegangen werden.

Eine genaue Prognose der Auswirkungen der KAZ-Nutzung hängt von den spezifischen Rahmenbedingungen ab. Geht man davon aus, dass die Abtrennleistung der Vorklärlbecken mit einer KAZ-Nutzung erhöht werden kann, ergibt sich eine annähernd BSB-neutrale Belastungssituation in der biologischen Stufe. Hieraus lässt sich keine Verminderung der Reinigungsleistung ableiten.

Auch in der Literatur lassen sich keine Aussagen finden, die auf eine Minderung der Reinigungsleistung hinweisen.

Einleitung

Die wirtschaftliche Betrachtung der KAZ-Nutzung ist als wesentliches Beurteilungskriterium zu sehen. Entsprechend lassen sich im Schrifttum auch einige ältere Vergleichsrechnungen finden. Bei der ersten in den USA durchgeführten KAZ-Masseninstallation in Jasper (Indiana) wurden die Kostenfaktoren der KAZ-Nutzung gegen die bis dahin praktizierte Verwertung der Bioabfälle als Futtermittel bzw. gegen ein Szenario der Abfalldeponierung betrachtet [COUCH & KULIN, 1950]. BUCKSTEEG & IMHOFF [1964] ermittelten die Kostenunterschiede der KAZ-Nutzung gegen die Deponierung auf der Basis der damaligen technischen Standards (Kohlenstoffelimination in der Kläranlage bzw. ungeordnete Deponie). Die Beispiele zeigen, dass die Bewertung der Wirtschaftlichkeit nur über den Vergleich mit einem Alternativsystem erfolgen kann. Das heißt neben den abwasserseitig entstehenden Mehrkosten tragen die mit der KAZ-Nutzung verbundenen Kosteneinsparungen bei konventionellen Systemen zur Bewertung bei.

Als wirtschaftliches Vergleichskonzept wurde in dieser Arbeit das System „Biotonne“ mit einer anschließenden Verwertung in einem Kompostwerk bzw. in einer Vergärungsanlage gewählt.

Vorgehensweise

Zunächst wurden die spezifischen Behandlungskosten (Investitions- und Betriebskosten) der einzelnen Verfahren bzw. Verfahrenskomponenten zusammengestellt und auf eine einheitliche, vergleichbare Basis umgerechnet. In der durchgeführten Berechnung wurden die einwohnerspezifischen Jahreskosten (€/E·a) als Vergleichskenngröße ermittelt. Da die Kostendaten z. T. aus älteren Publikationen stammen, wurden die Werte mit einer Inflationsrate von 2% auf den Stand von 2005 hochgerechnet.

Die Auswertung beruht auf der bereits in den technischen Szenarioberechnungen verwendeten Annahme einer spezifischen Küchenabfallmenge von 25 kgFM/E·a, die mit dem KAZ behandelt wird.

Die Mittelwerte der ermittelten Kostenspannen sind in den folgenden Abschnitten jeweils den Teilüberschriften als Klammerwerte angehängt, um einen ersten Eindruck der Größenordnung zu vermitteln. Die Streubreiten und

Berechnungsgrundlagen befinden sich jeweils im Text. Die Angabe in €/E·a bezieht sich strikt auf eine Küchenabfallmenge von 25 kgFM/E·a, ist daher gleichbedeutend mit €/25 kgFM.

Die Schlussfolgerungen der Kostenberechnung werden am Ende dieses Teils aufgeführt.

Sammelkosten

Biotonne (2,16 €/E·a)

Die Sammelkosten des Systems Biotonne werden im Wesentlichen durch die Bereitstellung der Sammelbehälter (d. h. der Biotonne) verursacht. Die Jahreskosten für die Behälter (MGB 80-120) liegen nach Literaturangaben im Bereich 7–11 DM/a [DOEDENS, 1998], 8–15 DM/a [SCHEFFOLD, 1995] bzw. 9,38–13,13 DM/a [RÖSCH, 1996]. Bei einer jährlichen Inflationsrate von 2% ergeben sich für 2005 Sammelkosten im Bereich von 4,08–9,28 €/a. Geht man davon aus, dass der geringere Kostensatz bei einer Behälternutzung durch 2 Personen und der obere Kostensatz bei einer Behälternutzung von 4 Personen anfällt, ergeben sich spezifische Kosten im Bereich von 2,02–2,32 €/E·a (Mittelwert: 2,16 €/E·a).

KAZ (12,89 €/E·a)

Die Anschaffungspreise für einen KAZ liegen modellabhängig im Bereich 100–600 € (Internetpreise 2005: www.speiseabfallentsorger.de), wobei die Modellgrößen (und Kosten) entsprechend der Haushaltsgröße gestaffelt sind. In Bild F 1 sind die Gerätekosten von vier Herstellern (A–D) gegen die empfohlene Haushaltsgröße aufgetragen. Die meisten Modelle sind der Verkaufsempfehlung zufolge auf Haushaltsgrößen im Bereich 2–4 Personen zugeschnitten. Die spezifischen Anschaffungskosten liegen bei geeigneter Wahl eines Gerätes im Bereich 50–150 €/E. Bei einer Lebensdauer von 12 Jahren und einem Abschreibungszins von 5% ergeben sich spezifische Jahreskosten von 5,64–16,92 €/E·a.

Die Betriebskosten der KAZ-Nutzung werden durch den Verbrauch der Ressourcen Energie und Wasser bestimmt. Bei einer Abfallmenge von 25 kgFM, die jährlich in den KAZ gegeben wird, und bei spezifischen Verbrauchswerten von 14,6 L/kgFM bzw. 0,05 kWh/kgFM (siehe Seite 29), ergibt sich ein Jahresverbrauch von 365 L/E·a bzw. 1,25 kWh/E·a. Die Preisannahmen und daraus berechneten Verbrauchskosten sind in Tabelle F 1 dargestellt.

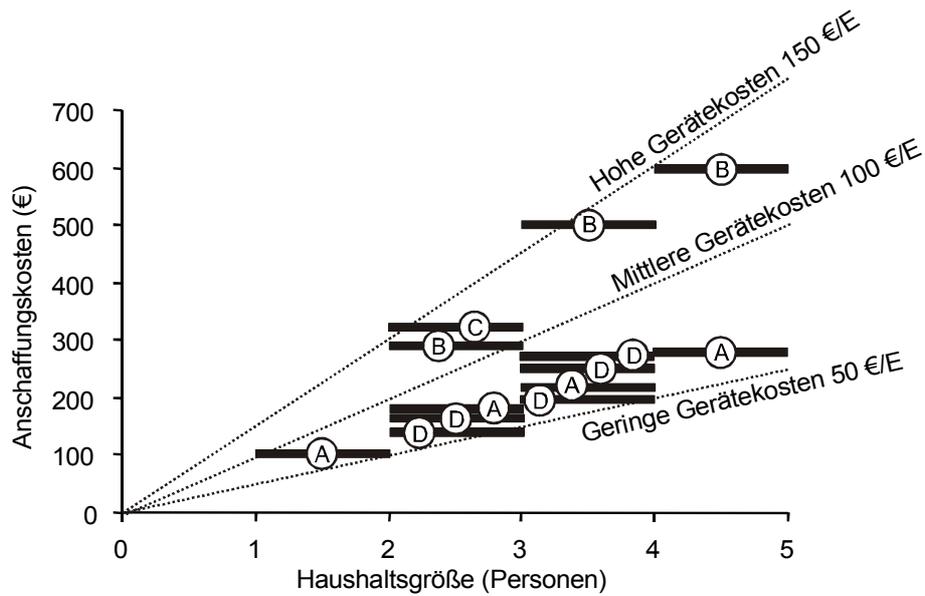


Bild F 1. KAZ-Verkaufspreise im Internet (Hersteller A, B, C, D; Modelle für verschiedene Haushaltsgrößen)

Tabelle F 1. Betriebskosten der KAZ-Nutzung

	Verbrauch	Spez. Kosten ^a	Jahreskosten
Wasser	365 L/E·a	1,81 €/m ³	0,66 €/E·a
Abwasser	365 L/E·a	2,11 €/m ³	0,77 €/E·a
Strom	1,25 kWh/E·a	14 Ct/kWh	0,18 €/E·a
Gesamt:			1,61 €/E·a

a: Die Angaben für Wasser und Abwasser entsprechen den Durchschnittswerten in Deutschland. Quelle: www.bgw.de

In der Summe ergeben sich daher „Sammlungskosten“ für die KAZ-Nutzung im Bereich 7,25–18,53 €/E·a (Mittelwert: 12,89 €/E·a).

Transportkosten

Transport auf der Straße (2,63 €/E·a)

Die Kosten des Bioabfalltransports unterliegen system- und regionalspezifischen Einflüssen und daher großen Streuungen. Als wesentliche Kostenmerkmale gelten die Fahrzeug- und Personalkosten, die Behältergröße, die Abholfrequenz und der Leistungsumfang (Fullservice/Teilservice). Beim Fullservice werden die Biotonnen von der Abfuhrmannschaft vom Standplatz geholt und an diesen zurückgebracht, während sie beim Teilservice von den Benutzern am Straßenrand zur Entleerung bereitgestellt werden.

Die Erfassung der Bioabfälle mit Pressplatten- oder Drehtrommelfahrzeugen kann in 7-tägigen bzw. 14-tägigen Abständen additiv oder alternierend zur Restmüllabfuhr erfolgen. Aus Kostengründen wird bevorzugt die Bio- und Restmüllabfuhr im wöchentlichen Wechsel praktiziert, weil dadurch die Anzahl der erforderlichen Behälterleerungen konstant bleibt und die zusätzlichen Kosten für eine getrennte Bioabfallsammlung gering sind.

Zeitkosten der Transportfahrzeuge

MERTENS & KRUMM [1998] beziffern die Anschaffungskosten eines Fahrzeugs auf etwa 200.000 €. Unter Berücksichtigung der Abschreibungs- und Nebenkosten (Steuern, Versicherung, Stellplatz, Reparaturen, Anteil für ein Ersatzfahrzeug, 2000 Betriebsstunden/a) berechneten die Autoren Zeitkosten von 35 €/h, hierin sind keine Kraftstoff- und Personalkosten enthalten. Der Kraftstoffverbrauch der Sammelfahrzeuge ist aufgrund der hohen Anzahl von Stop-and-Go-Vorgängen während der Sammlung hoch und liegt im Bereich 0,6–0,8 L/km. Fahrten mit voller Beladung gegen eine Steigung können sogar zu einem Verbrauch bis zu 1,5 L/km führen [MERTENS & KRUMM, 1998], sodass sich in der Summe ein Kostenfaktor von etwa 40 €/h ergibt.

Demgegenüber führt RÖSCH [1996] etwas höhere Kosten von 78,54 DM/h auf. Hochgerechnet (2% p. a.) auf 2005 ergibt sich ein Kostensatz von etwa 50 €/h, der Kraftstoffverbrauch ist hierbei berücksichtigt.

Die Personalkosten für einen Fahrer und zwei Lader können mit 60 €/h angesetzt werden (3 Personen à 40.000 €/a), so dass sich ein Kostenfaktor von 100 €/h bis 110 €/h für Fahrzeug und Personal ergibt.

Diese Annahme deckt sich mit Angaben von DOEDENS [2000]. Er benennt mittlere Fahrzeug- und Personalkosten (3 Personen) von 180–200 DM/h, die bei einer 2-prozentigen Steigerung bis 2005 zu Werten von 100–112 €/h führen. Als Mittelwert können demzufolge Zeitkosten von 105 €/h angesetzt werden.

Sammelgeschwindigkeit der Transportfahrzeuge

Die Zuladung eines Sammelfahrzeugs variiert im Bereich 6,5 bis 10 Mg. Zumeist werden die Fahrzeuge im Laufe eines Arbeitstages (8 h) einmal beladen, sodass sich ein Sammelgeschwindigkeit von 0,82–1,25 Mg/h berechnen lässt. (Vergleich: GELLENBECK *et al.* [1995] geben 1,12 Mg/h für die 14-tägige Restmüllabfuhr im Landkreis Oldenburg an.)

Kostenfaktor des Bioabfalltransports

Die Verknüpfung der Zeitkosten (Annahme: 105 €/h) und der Sammelgeschwindigkeit (Annahme 1,00 Mg/h) führt entsprechend zu spezifischen Transportkosten von 105 €/Mg bzw. 2,63 €/25 kgFM.

Transport im Kanalsystem (0,36 €/E·a)

Die Herstellungskosten des Kanalsystems werden in dieser Vergleichsrechnung nicht berücksichtigt. Der Anschluss eines Gebäudes an das Kanalsystem ist Grundvoraussetzung für das System KAZ (ebenso verhält es sich mit dem Straßenanschluss beim System Biotonne).

Die hydraulische Zusatzbelastung führt zu höheren Aufwendungen für das Heben des Abwassers. Dieser Faktor ist jedoch marginal, da die hydraulische Zusatzbelastung durch die KAZ-Nutzung vernachlässigbar ist. Eine Berücksichtigung dieses Kostenfaktors erfolgt nicht.

Die Mehrkosten durch die KAZ-Nutzung können jedoch durch höhere Aufwendungen zur Kanalreinigung entstehen. Die Aufwendungen zur Reinigung der Kanäle werden mit etwa 1,00 €/m·a angegeben [ANONYM, 2000]. Die spezifische Netzlänge der Mischwasser- und Schmutzwasserkanäle liegt im Bereich 1,59 m/E (Berlin) bis 4,64 m/E (Rheinland-Pfalz). Im bundesweiten Mittel ergeben sich 3,24 m/E. Als Basiswert der einwohnerspezifischen Reinigungskosten berechnet sich folglich ein Mittelwert von 3,24 €/E·a.

Der Effekt der KAZ-Nutzung auf die Reinigungskosten ist schwierig zu prognostizieren. Aus der integrierten Hahn-Kurve (S. 66, Bild D 9) lassen sich keine Ablagerungsprobleme ableiten. Sämtliche Publikationen, in denen die Auswirkungen der KAZ-Nutzung auf den Zustand der Kanäle untersucht wurden, zeigten, dass innerhalb der Beobachtungszeiträume keine Probleme im Kanalnetzbetrieb auftraten und eine Reinigung im üblichen ein- oder zweijährigen Turnus ausreicht.

Die Festlegung eines entsprechenden Mehrkostenfaktors ist daher spekulativ. MIELE [1997] setzte für eine Prognose in New York eine pauschale Erhöhung der Reinigungskosten um 20% an, ohne diese Annahme zu begründen.

Geht man von einer monokausalen Ursache der Reinigungsnotwendigkeit aus, zeigt sich die Spannweite möglicher Effekte durch die KAZ-Nutzung durch folgende fünf Annahmen:

1. Die Reinigungsintensität ist proportional zur häuslichen Schmutzwassermenge. Der Reinigungsaufwand steigt entsprechend der hydraulischen Zusatzbelastung um etwa 1% (= 0,03 €/E·a).
2. Die Reinigungsintensität ist zeitabhängig. Die Stoffkonzentration ist innerhalb eines weiten Bereichs ohne Einfluss. In diesem Fall wäre die KAZ-Nutzung folgenlos (= 0,00 €/E·a).
3. Die Reinigungsintensität ist proportional zur Menge der transportierten mineralischen Feststoffe (Kanalablagerungen sind überwiegend mineralisch!). Bei dieser Annahme ist der Einfluss der KAZ-Nutzung folgenlos (= 0,00 €/E·a).
4. Die Reinigungsintensität ist proportional zur Menge aller transportierten Feststoffe (TS). Bei dieser Annahme würde sich eine Erhöhung der Reinigungsaufwendungen um etwa 25% ergeben (= 0,86 €/E·a).
5. Die Reinigungsintensität ist proportional zur Menge der transportierten Fette. Bei dieser Annahme würde sich eine Erhöhung der Reinigungsaufwendungen um etwa 30% ergeben (= 1,26 €/E·a).

Damit ergibt sich eine Spanne von 0,00–1,26 €/E·a. Geht man davon aus, dass alle genannten Annahmen von gleichrangiger Bedeutung sind, lässt sich ein Mittelwert von 0,36 €/E·a berechnen, was einer relativen Erhöhung von 11,2% entspricht.

Behandlungskosten

Bioabfallkompostierung (3,05 €/E·a)

Die Behandlungskosten in einer Bioabfallkompostierungsanlage entstehen aus den Kapital- und Betriebskosten. In Tabelle F 2 sind einige Kostengrößen aus der Literatur dargestellt. Als Mittelwertkosten wurden 3,05 €/E·a angesetzt.

Eine Kompensation der Behandlungs- bzw. Herstellungskosten der Kompostprodukte durch deren Vermarktung wird nicht erreicht. Zum Teil werden keine Verkaufserlöse erzielt (kostenfreie Abgabe der Produkte).

Tabelle F 2. Behandlungskosten der Bioabfallkompostierung

Durchsatz Jato	Behandlungskosten (Autorenangabe)		Quelle	Behandlungskosten 2005 (2% p. a.; DM → €)	
	DM/MgFM Bereich	DM/MgFM Mittelwert		€/MgFM	€/25 kgFM
6.000	170–280	225	BILDINGMEIER, 1995	139	3,48
12.000	240–480	360	BILDINGMEIER, 1995	223	5,57
18.000	290	290	BÖBLINGEN, 1994	183	4,58
20.000	140	140	STEINMÜLLER, 1993	90	2,25
20.000	100–180	140	BÜHLER, 1993	90	2,25
20.000	150–200	175	BIEHLER & NUDING, 1995	108	2,71
20.000		164	RÖSCH, 1996	99	2,49
20.000	180–190	185	RÖSCH, 1996	106	2,64
20.000	185–350	267	BIDLINGMEIER, 1995	166	4,14
30.000	85–120	102	KERN, 1991	69	1,72
30.000	160–230	195	KERN, 1993	126	3,14
40.000	110–120	115	RÖSCH, 1996	66	1,64
				Bereich Mittelwert	1,64–5,57 3,05

Bioabfall-Monovergärung (3,60 €/E·a)

Die spezifischen Kosten der Bioabfallvergärung liegen mit 3,60 €/E·a höher als die Bioabfallkompostierung, obgleich der Abverkauf von Wärme und elektrischer Energie in die Kostenstruktur eingeht. Die verwendeten Literaturdaten sind in Tabelle F 3 dargestellt.

Es lagen keine Angaben zum Verbleib der Reststoffe vor.

Tabelle F 3. Spezifische Kosten der Bioabfallmonovergärung

System	Durchs. Jato	Behandl. Erlöse (Autorenangabe)		Netto DM/MgFM	Quelle	Behandl.-kosten 2005 (2% p. a. ; DM → €)	
		DM/MgFM	DM/MgFM			€/MgFM	€/25 kg
Dranco	20.000	225	33	192	RÖSCH, 1996	117	2,92
BRV	20.000	374	33	341	RÖSCH, 1996	195	4,88
Bühler	20.000	227	33	194	RÖSCH, 1996	120	3,01
						Bereich Mittelwert	2,92–4,88 3,60

Bioabfall-Co-Vergärung (2,13 €/E·a)

Bei der Bioabfall-Co-Vergärung werden bestehende Kapazitäten in Faulbehältern mitgenutzt, daher gehen Kapitalkosten der mitgenutzten Anlagenteile nicht in die Berechnung ein. Der Betrieb einer Co-Vergärungsanlage erfordert jedoch Investitionen zur Abfallannahme, -zerkleinerung und -zuführung. Entsprechend müssen höhere Betriebs- und Personalkosten berücksichtigt werden.

Die Kostenrechnungen sind meist sehr fallspezifisch. Beispielsweise wurden die Kapazitäten der Kläranlage Schwarbach nach deren Stilllegung als Monovergärungsanlage genutzt. Die Kostenstruktur ist jedoch der einer Co-Vergärungsanlage ähnlich, da bestehende Bauwerke genutzt werden. Bei der Co-Vergärung auf der Kläranlage Baden-Baden werden überwiegend die Einrichtungen der Großkläranlage genutzt. Hier stehen die Gasmotoren, Speicherbehälter sowie das Personal zur Verfügung. Die Betriebskosten werden anteilig dem Bioabfall zugerechnet. Ähnliche Rahmenbedingungen gelten für die Co-Vergärungsanlage Münster. SCHMELZ & TATUS [2000] benennen ein Investitionsvolumen von 4,5–5,1 Mio. DM (2005: 2,5–2,8 Mio. €) für eine Mitbehandlungskapazität von 10.000 Jahrestonnen.

Tabelle F 4. Spezifische Behandlungskosten von Co-Vergärungsanlagen

Standort	Durchs. Jato	Behandl. Erlöse (Autorenangabe)		Netto DM/MgFM	Quelle	Behandl.-kosten 2005 (2% p. a. ; DM→€)	
		DM/MgFM	DM/MgFM			€/MgFM	€/25 kg
Baden-Baden	5.000	210	6	204	(1)	131	3,29
Schwarbach	15.000	145	15	130	(1)	76	1,89
Münster	16.500	174	36	138	(1)	82	2,05
-	10.000	-	-	80–120	(2)	52–77	1,29–1,93
						Bereich Mittelwert	1,29–3,29 2,13

(1) BALKENHOFF, 1998 (2) SCHMELZ & TATUS, 2000

Indirekte Co-Vergärung (KAZ-Nutzung) (0,73¹ €/E-a)

Investitionen

Bei der indirekten Co-Vergärung durch die KAZ-Nutzung werden freie Kapazitäten mitgenutzt, daher wurden die spezifischen Abschreibungskosten in dieser Kostenrechnung nicht berücksichtigt.

Die ggf. nötigen Investitionen zur Anpassung der klärtechnischen Rahmenbedingungen an die KAZ-Nutzung lassen sich nicht in allgemeiner Form berechnen und werden daher ohne Zuordnung von Kostenfaktoren kurz aufgelistet.

Hierzu ist zu berücksichtigen, dass die Verbreitung von KAZ sehr langsam erfolgt,² d. h. die nötigen Anpassungsmaßnahmen können innerhalb der üblichen

¹ Siehe Tabelle F 7, Seite 108; Beispiel hier: Kläranlage mit $t_{VK} = 30$ Minuten, keine Vergrößerung der Vorklärbecken, keine Einsparungen durch Substitution einer C-Quelle, Faulschlammverbrennung

² In amerikanischen Szenariorechnungen wird mit einer jährlichen Zunahme der KAZ-Nutzung von 1% der Haushalte gerechnet, d. h. die vollständige Durchdringung wäre nach 100 Jahren erreicht.

Abschreibungs- und Modernisierungszeiträume erfolgen. In Einzelfällen ist sogar denkbar, dass die langsame KAZ-bedingte Frachtzunahme durch demographische (Bevölkerungsrückgang) und/oder regionale Faktoren (Schließung von angeschlossenen Industriebetrieben) kompensiert wird.

Rechen- bzw. Siebgutaufbereitung

Küchenabfälle werden bei geringen Durchlassweiten der Siebanlage verstärkt zurückgehalten (siehe Teil E; S. 82). Die Aufbereitung des Siebguts (Zerkleinerung, Auswaschung/Lösung der organischen Anteile, Schwerstoffausschleusung) und deren energetische Nutzung im Faulraum stellt damit eine sinnvolle verfahrenstechnische Ergänzung dar.

Diese Maßnahme führt zu einer Verlagerung der Entsorgungskosten für Rechengut auf die Faulschlamm Entsorgung. Kostenminderungen ergeben sich einerseits durch die Verminderung der Reststoffmenge, andererseits durch geringere Entsorgungskosten für Faulschlamm im Vergleich zur Siebgutentsorgung.

Die Aufbereitung und Vergärung des Siebguts kann unabhängig von einer KAZ-Nutzung sinnvoll sein. Bei einer Zulassung von KAZ sind keine sprunghaften Änderungen zu erwarten, sodass eine Investitionsentscheidung auf der Grundlage der zu beobachtenden Entwicklung der Rechengutmenge erfolgen kann. Die entscheidenden Randbedingungen sind (a) die Durchlassweite, (b) die Entsorgungskosten für Rechengut und (c) die Entsorgungskosten für Faulschlamm.

Sandgutwäscher

Ein Einfluss der Küchenabfälle auf die Sandgutqualität ist nicht belegt. Eine Sandgutwäsche erscheint aufgrund der höheren organisch-partikulären Frachten sinnvoll. Zum Teil verfügen Kläranlagen bereits über entsprechende Systeme.

Veränderung der Abtrennleistung im Vorklärbecken

Entscheidend ist das BSB/N-Verhältnis im Zulauf zur biologischen Stufe.

- Bei geringem BSB/N-Verhältnis und Einsatz externer C-Quellen sind keine Modifikationen der Vorklärbecken erforderlich. Diese Situation wird sich mit zunehmender Verbreitung von KAZ ändern. Aufgrund der anzunehmenden geringen Verbreitungsgeschwindigkeit der KAZ-Nutzung werden in den meisten Fällen 10–20 Jahre vergehen, bis das BSB/N-Verhältnis ausgeglichen ist.

- Bei ausgeglichenem BSB/N-Verhältnis führt die weitere Küchenabfallfracht zu einem Kohlenstoffüberschuss. Die Leistungsfähigkeit der Vorklärbecken kann ohne Volumenvergrößerung durch den Einbau von Schrägklärelementen oder durch die Zugabe von Flockungsmitteln erhöht werden. Je nach Verbreitungsgeschwindigkeit der KAZ-Nutzung ist eine Volumenvergrößerung im Zeitrahmen von 10–20 Jahren sinnvoll.
- Bei bestehendem Kohlenstoffüberschuss (bei Anlagen ohne Vorklärbecken oder Anlagen, in deren Einzugsgebiet die KAZ-Nutzung bereits sehr verbreitet ist) sollte ein Neubau bzw. eine Vergrößerung der Vorklärbecken in der langfristigen Investitionsplanung berücksichtigt werden.

Anpassung der Faulraumkapazität

Durch den zusätzlichen Rohschlammanfall sinkt die hydraulische Aufenthaltszeit in den Faulräumen. In den meisten Fällen stehen ausreichende Überkapazitäten zur Verfügung. Im Falle unzureichender Kapazität kann die Verminderung der Aufenthaltszeit durch eine Ultraschallvorbehandlung des Überschussschlamm kompensiert werden [NEISS, 2004]. In der langfristigen Investitionsplanung ist ggf. eine Faulraumvergrößerung zu berücksichtigen.

Anpassung der maschinentechnischen Komponenten

Die maschinentechnischen Komponenten (Schlammpressen, Gasmotoren usw.) sind mit deutlich kürzeren Abschreibungszeiten belegt als bauliche Komponenten. Bei einer langsamen KAZ-Verbreitung lassen sich Kapazitätsengpässe innerhalb der Abschreibungszeiträume ausschließen.

Berücksichtigte Kostenfaktoren

Kosteneinsparung durch Substitution einer externen C-Quelle

Kläranlagen, die zur Stabilisierung der Denitrifikationsleistung externe C-Quellen einsetzen, können im besonderen Maße von der KAZ-Nutzung profitieren.

Die spezifischen Kosten zur Denitrifizierung von 1 kg Nitrat-N mit externen C-Quellen liegen im Bereich 0,85 € (Methanol) bis 1,7 € (Essigsäure).³ Beim Einsatz des kostengünstigeren Methanols sind aufgrund der leichten Entflammbarkeit erhöhte Sicherheitsanforderungen bei der Lagerung und Dosierung einzuhalten.

³ Die Angaben beruhen auf einer Kostenrechnung zum Einsatz externer C-Quellen der Kläranlage Böblingen-Sindelfingen.

Die einwohnerspezifische BSB₅-Jahresfracht durch KAZ-Nutzung liegt bei 7,3 kgBSB₅/E·a, damit können etwa 1,6 kg Nitrat-N eliminiert werden.⁴ Das Potenzial vermindert sich um 255 gN/E·a der Stickstofffracht der Küchenabfälle selbst. Der einwohnerspezifischen Küchenabfallmenge kann damit ein Denitrifikationspotenzial von 1,37 kgN/E·a zugeschrieben werden. Dies entspricht einer Kostenreduzierung von 1,18 €/E·a (Einsparungen Methanol) bis 2,38 €/E·a (Einsparungen Essigsäure). Die real erzielbaren Einsparungen sind durch die Abhängigkeit von der Vorklärzeit geringer, da nur ein Teil der BSB₅-Fracht in den Denitrifikationsreaktor gelangen wird (siehe Bild F 2).

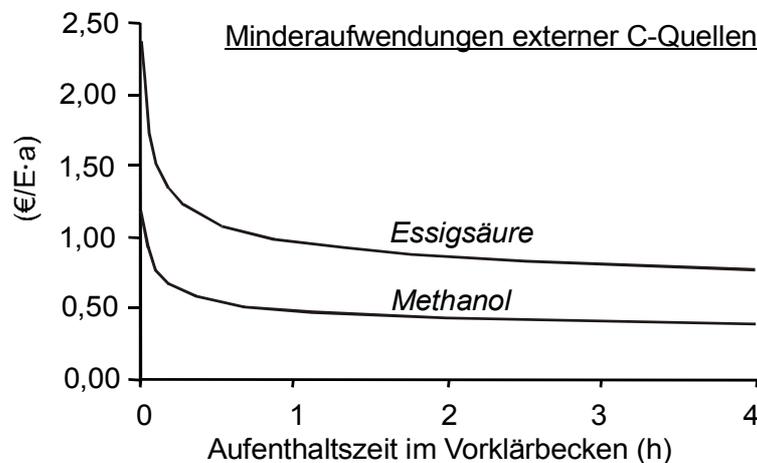


Bild F 2. Einwohnerspezifische Minderung der Aufwendung für Methanol bzw. Essigsäure als externe C-Quelle zur Denitrifikation durch die Nutzung von KAZ

Rechengut

Wie in den Szenarioberechnungen in Teil E dargestellt, ist eine Erhöhung des Rechengutanfalls bei Feinrechen bzw. Sieben mit einer Durchlassweite unter 10 mm zu erwarten, die Nutzung von KAZ führt in diesem Fall zu einer Erhöhung der Rechengutmenge. Für den Fall einer Rechengutverbrennung kann von einem Kostensatz von 135 €/Mg [MVV, 2005, pers.] für gepresstes Rechengut ausgegangen werden.

⁴ Annahme 4,5 kg BSB/kg Nitrat-N; zum Denitrifikationspotenzial zerkleinerter Kantinenabfälle siehe auch AMEND *et al.* (2000)

Tabelle F 5. Spezifische Kosten der Rechengutentsorgung durch KAZ-Nutzung

Durchlassweite mm	Rechengutanfall (ungepresst) kg/E·a	Rechengutanfall (gepresst) ^a kg/E·a	Spezifische Kosten €/E·a
1	10,00	3,50	0,47
2	6,88	2,41	0,32
3	4,38	1,53	0,21
4	1,88	0,66	0,09
6	0,88	0,31	0,04
10			0,00

a: 35% der Ausgangsmasse in Anlehnung an HOSANG & BISCHOF [1993]

Sandgut

Die Kosteneffekte durch einen höheren Sandgutanfall sind allenfalls marginal und werden nicht weiter bilanziert. Dies gilt insbesondere, wenn die Anlage über einen Sandgutwäscher verfügt.

Faulschlammmentsorgung

Die Entsorgungsmöglichkeiten des Faulschlammes beschränken sich auf die landwirtschaftliche Ausbringung oder die thermische Verwertung. Die Deponierung des Klärschlammes ist seit 2005 nicht mehr zulässig. Die Kosten der Klärschlammmentsorgung unterliegen breiten Streuungen, die sich im Wesentlichen durch Unterschiede im Wassergehalt, im Heizwert und aufgrund der Marktsituation ergeben.

Tabelle F 6. Kosten der Klärschlammmentsorgung

Entsorgungsart	Kostenbereich €/MgTS		Quelle
	von	bis	
<u>Mitverbrennung</u>	150	450	RIES [2003]
	50	342	THOME-KOZMIENSKY [1998]
-Müll	300	1100	WIZGALL [2004]
-Kohle	300	700	WIZGALL [2004]
<u>Monoverbrennung</u>	300	900	WIZGALL [2004]
	300	600	RIES [2003]
	300	450	THOME-KOZMIENSKY [1998]
Mittelwerte Verbrennung	243	649	Mittelwert Verbrennung: 446 €/MgTS
<u>Landwirtschaft</u>	200	400	WIZGALL [2004]
	75	300	RIES [2003]
	75	300	THOME-KOZMIENSKY [1998]
Mittelwerte Landwirtschaft	117	333	Mittelwert Landwirtschaft: 225 €/MgTS

In dieser Kostenrechnung wurde der Mittelwert aller Autorenangaben in Tabelle F 6 von 446 €/MgTS für die Verbrennung bzw. 225 €/MgTS für die landwirtschaftliche Verwertung angesetzt.

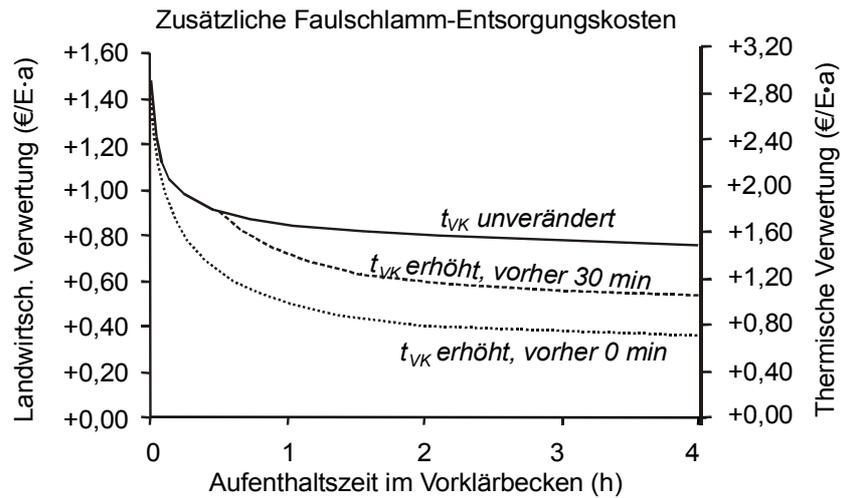


Bild F 3. Zusätzliche KAZ-bedingte Faulschlamm-Entsorgungskosten

Energiekosten

Die zusätzliche Energieerzeugung und der zusätzliche Stromverbrauch wurden im Teil E ermittelt. Für den Grundlaststrom werden in Deutschland im Mittel 0,08 €/kWh berechnet. Die Erlöse durch den Energieverkauf nach dem Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) liegen für die Stromerzeugung mit Klärgas in annähernd gleicher Höhe (0,0776 €/kWh). Es ist daher unerheblich, ob mit Einsparungen oder mit Erlösen gerechnet wird. Die in Bild F 4 dargestellten Einsparpotenziale wurden auf der Basis des Netto-Energieüberschusses berechnet, d. h. der zusätzliche Energieaufwand ist bei dieser Rechnung berücksichtigt.

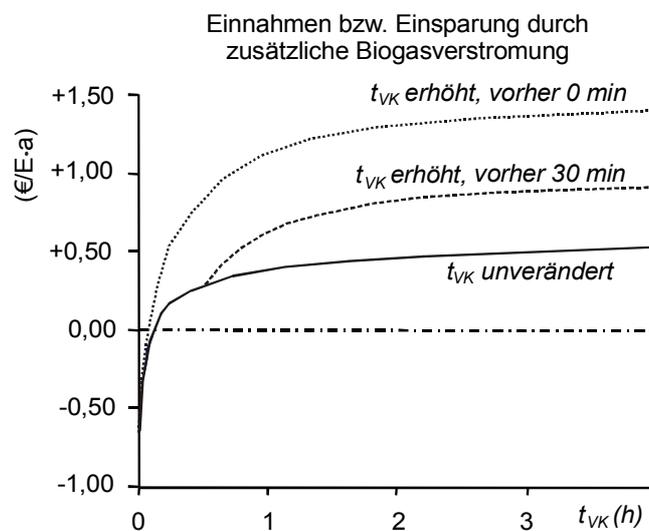


Bild F 4. Einnahmen bzw. Einsparungen durch die Biogasverstromung (0,08 €/KWh)

Weitere Erlöse

Neben den Erlösen aus dem Energieverkauf fallen den Kläranlagenbetreibern die Abwassergebühren der KAZ-Nutzer zu, die in Tabelle F 1 auf 0,77 €/E·a festgesetzt wurden.

Zusammenfassung der Behandlungskosten der indirekten Co-Vergärung

Als Kostenfaktoren der indirekten Co-Vergärung wurden die Einsparung bzw. Erlöse des Energieverkaufs, die Abwassergebühren, eine etwaige Einsparung durch eine externe C-Quelle sowie die zusätzlichen Entsorgungskosten dargestellt.

Die Gesamtbilanz steht damit in enger Abhängigkeit zu den verfahrenstechnischen Ausgangsbedingungen.

Tabelle F 7. Einwohnerspezifische Einzelkostenfaktoren und Kostensummen der KAZ-Nutzung bei verschiedenen Kombinationen (Angaben €/E·a; (+) Minderkosten, (-) Mehrkosten)

Vor KAZ-Nutzung → Mit KAZ-Nutzung →	Kein Vorklärbecken			t_{VK} 30 Minuten		t_{VK} 60min
	Kein VK	t_{VK} 30min	t_{VK} 60min	t_{VK} 30min	t_{VK} 60min	t_{VK} 60min
Kostenfaktoren (einzeln)						
Einsparungen Methanol	1,19	X	X	0,55	X	0,48
Einsparungen Essigsäure	2,38	X	X	1,09	X	0,96
FS-Entsorgung Landw.	-1,50	-0,64	-0,50	-0,90	-0,71	-0,85
FS-Entsorgung Verbr.	-2,97	-1,27	-0,99	-1,79	-1,42	-1,68
Einsparungen Strom	-0,66	0,84	1,13	0,29	0,62	0,38
Einnahme Gebühr	0,77	0,77	0,77	0,77	0,77	0,77
Kostensumme Gesamt-Kläranlage (inkl. Strom + Gebühren)						
<u>Mit Einsparungen Methanol</u>						
+ FS Verbrennung	-1,67	X	X	-0,18	X	-0,05
+ FS Landwirtschaft	-0,20	X	X	0,71	X	0,78
<u>Mit Einsparungen Essigs.</u>						
+ FS Verbrennung	-0,48	X	X	0,36	X	0,43
+ FS Landwirtschaft	0,99	X	X	1,25	X	1,26
<u>Ohne Einsparung C-Quelle</u>						
+ FS Verbrennung	-2,86	0,34	0,91	-0,73	-0,03	-0,53
+ FS Landwirtschaft	-1,39	0,97	1,40	0,16	0,68	0,30

X: Eine Erhöhung der Abtrennleistung der Vorklärbecken ist nicht nötig, solange externe C-Quellen eingesetzt werden.

Aus Tabelle F 7 ist erkennbar, dass die KAZ-Nutzung, je nach verfahrenstechnischer Ausgangssituation, sowohl zu Mehrbelastungen als auch zu Kostenminderungen führen kann.

Aus Tabelle F 7 lassen sich folgende Verallgemeinerungen ableiten:

- Durch die Substitution externer C-Quellen ergeben sich bei fast allen Kombinationen positive Kosteneffekte. Dies gilt insbesondere beim Einsatz teurerer Mittel, z. B. Essigsäure.
- Auf Kläranlagen, in denen keine externe C-Quellen eingesetzt und eingespart werden können, lassen sich positive Kosteneffekte zumeist nur durch die Erhöhung der Abtrennleistung im Vorklärbecken erreichen.
- Die Entsorgungskosten für Faulschlamm prägen die Gesamtbilanz. Bei einer landwirtschaftlichen Verwertung liegt die Gesamtbilanz meistens im positiven Bereich. Bei einer Klärschlammverbrennung führt die Co-Behandlung häufig zu Mehrkosten.

Gegenüberstellung der Kosten

Die Kostengegenüberstellung der vier untersuchten Behandlungssysteme zeigt, dass die gesamtwirtschaftlichen Kosten des Systems Biotonne (7,26–8,87 €/E·a) unabhängig vom Behandlungsverfahren gegenüber dem System KAZ (13,41 €/E·a) deutlich geringer sind. Im Vergleich zu weiteren Literaturangaben können die Unterschiede sogar noch höher ausfallen. Beispielsweise beziffert eine Studie von INFA [2004] die spezifischen Kosten der Bioabfall-Verfahrenskette mit 8,27 €/E·a (städtisches Gebiet) bis 10,63 €/E·a (ländliches Gebiet), wobei sich die Werte auf die Kompostierung des *gesamten* Bioabfallaufkommens (50 bzw. 100 kgFM/E·a) beziehen. Die Autoren setzen die spezifischen Kosten der Kompostierung mit 60 €/Mg wesentlich geringer als in der hier dargestellten Kostenermittlung an.

Trotz großer Streuwerte, die sich innerhalb aller untersuchten Kostenpositionen finden lassen, liefert die Kostenverteilung der Gesamtwertung ein Bild, das sich auch in Vergleichsrechnungen von DIGGELMAN & HAM [1978; 2003] und FOLKERTS [2000] finden lässt.

Diese und die oben zitierten Kostenrechnungen zeigen, dass die Kosten aus der Nutzung von KAZ nahezu ausschließlich auf die Anschaffungskosten des Gerätes zurückzuführen sind.

Es kann davon ausgegangen werden, dass KAZ bei freier Vermarktung nachgefragt werden, d. h. die Kosten würden durch die Nutzer getragen. Für die öffentlichen Haushalte ergeben sich dann Kosteneinsparungen durch die geringeren Transport- und Behandlungskosten für die Bio-Tonne.

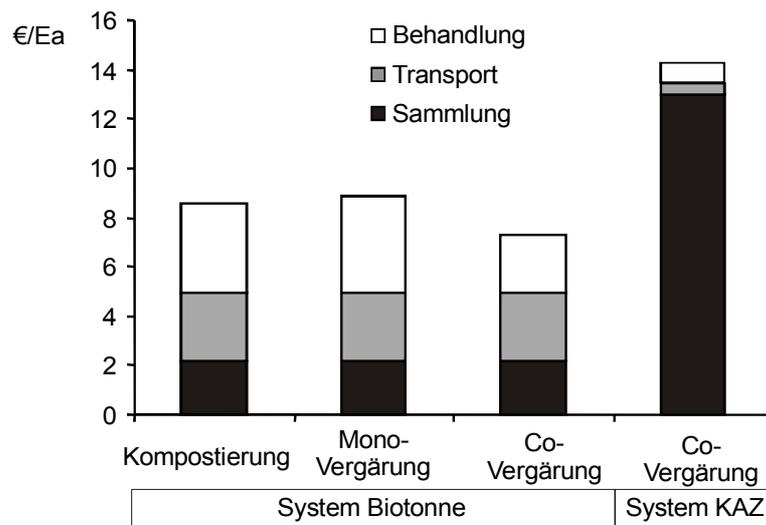


Bild F 5. Kostenstruktur der untersuchten Szenarien

Kurzfristige Einsparpotenziale

Die freie Vermarktung der Geräte führt zur Parallelität der Systeme KAZ und Biotonne, sodass nur ein Teil der dargestellten Kosten durch die Nutzung von KAZ freigesetzt werden kann. Zur folgenden Abschätzung der unmittelbar aktivierbaren Einsparpotenziale wurden folgende Annahmen getroffen.

Sammlung

Durch die Nutzung von KAZ wird die Biotonne i. d. R. nicht vollständig ersetzt, da weiterhin Gartenabfälle zu entsorgen sind. Beim Fortbestand der Biotonne fallen die Bereitstellungskosten daher weiter an. Um diesen Effekt zu berücksichtigen, wurde die Annahme getroffen, dass die Sammelkosten zu 90% bestehen bleiben. Die daraus folgende Kostenminderung von 10% (bzw. 0,21 €/E-a) ist durch den Wegfall einzelner Biotonnen bzw. durch die Bereitstellung kleinerer Behälter begründet.

Transport

Das Sammelintervall der Bioabfallsammlung kann nicht verändert werden, da ein Großteil der Bewohner entlang einer Sammelstrecke weiterhin keinen KAZ zur Verfügung haben wird. Naheliegende Maßnahmen, die sich durch die KAZ-Nutzung ergäben (z. B. Anpassung des Abfuhrintervalls an den Jahresgang des Gartenabfallaufkommens) könnten erst umgesetzt werden, wenn alle Bewohner über einen KAZ verfügten. Zur Abschätzung der Einsparpotenziale wurde daher unterstellt, dass die Transportkosten sich hälftig aus (nicht kurzfristig freisetzbaren)

Fixkosten und Proportionalkosten zusammensetzen. Die Proportionalkosten können nicht in voller Höhe freigesetzt werden, da sich aufgrund der längeren Zwischenfahrzeiten und geringeren Zuladungen pro Haltepunkt eine Ausdehnung des Sammelgebietes ergibt, die wiederum zu höheren Aufwendungen führt. In der Gesamtbilanz wurde ein Einsparpotenzial von 0,88 €/E·a angenommen, dies entspricht einem Drittel der vorab ermittelten spezifischen Transportkosten.

Behandlung

Bei der Bioabfallbehandlung sind ebenfalls nur Teilkosten freisetzbar. Der Fixkostenanteil der Abfallbehandlung wurde mit 50% angenommen. Von dieser Annahme ausgehend kann mit folgenden Einsparpotenzialen gerechnet werden:

Bioabfallkompostierung: 1,53 €/E·a

Bioabfallmonovergärung: 1,80 €/E·a

Bioabfall-Co-Vergärung: 1,08 €/E·a

Zusammenführung der öffentlichen Mehr- und Minderkosten

Die kurzfristig wirksamen öffentlichen Kosteneffekte durch die private Anschaffung eines KAZ ergeben sich aus der Zusammenführung der spezifischen Kostenänderungen. Selbst bei ungünstigen Randbedingungen liefert die Rechnung für die meisten Szenarien ein positives Gesamtergebnis. Ein zu erwartendes Ergebnis wird anhand der folgenden (häufig anzutreffenden) Rahmenbedingungen dargestellt, die in dieser Kombination als eher ungünstig eingestuft werden können:

- Kläranlage mit 30 Minuten Vorklärung / keine Änderung der Vorklärleistung
- Thermische Behandlung des Faulschlammes
- Keine Einsparpotenziale durch Verminderung einer externen C-Quelle
- Getrennte Bioabfallsammlung mit Verwertung in einer Kompostanlage

Tabelle F 8. Kurzfristige Kosteneffekte der KAZ-Nutzung bei kommunalen Unternehmern. Annahmen sind die obig dargestellten Randbedingungen. (+) Minderkosten; (-) Mehrkosten.

Kostenfaktor	Kosten (€/E·a)	Siehe
Sammlung	+0,21	S. 110 (S. 96)
Transport	+0,88	S. 110 (S. 97)
Behandlung	+1,53	S. 111 (S. 100)
Kanal	-0,36	S. 99
Kläranlage	-0,73	S. 108 Tabelle F 7
<u>Summe</u>	<u>+1,53</u>	

Der hier dargestellte Überschuss von 1,53 €/E·a könnte für Investitionen (z. B. Erhöhung der Abtrennleistung der Vorklärbecken) eingesetzt werden, die ihrerseits zu einer weiteren Erhöhung des Überschusses führen.

Schlussbemerkung

Es wurde gezeigt, dass die Kosteneffekte der KAZ-Nutzung vielfältigen Einflussfaktoren unterliegen, die im Einzelfall sehr spezifische Ausprägungen haben können. Die hier dargestellten Berechnungen, die auf Mittelwertangaben aus der Literatur beruhen, können daher als Eckpfeiler den Kostenrahmen aufzeigen. Im Einzelfall sind deutlich abweichende Kostenwerte nicht auszuschließen. Zusammenfassend können folgende Schlussfolgerungen gezogen werden:

- Die Entsorgung von Küchenabfällen mit dem KAZ ist gesamtwirtschaftlich die kostenintensivste Entsorgungsvariante.
- Unter dem Blickwinkel der öffentlichen Kosten ergeben sich meistens unmittelbare Kostensenkungen durch die private Anschaffung eines KAZ.
- Mit einer zunehmenden Akzeptanz/Verbreitung von KAZ steigern sich langfristig die Einsparpotenziale durch die Minderung der Fixkosten.
- Nötige Investitionen, soweit sie nicht durch die Kosteneinsparungen finanziert werden können, könnten auch über eine Sonderabgabe der KAZ-Nutzer in Analogie zu industriellen Starkverschmutzerzuschlägen erhoben werden.

Einleitung

Neben den technischen und monetären Auswirkungen der KAZ-Nutzung ist eine Bewertung des Systems auf die Umweltwirkung von Bedeutung. In der folgenden Ökobilanzierung werden die Auswirkungen der KAZ-Nutzung auf den Energiebedarf und auf vier ausgewählte Emissionspfade näher dargestellt.

Eine Ökobilanz reicht über die Nutzungszeit hinaus und erfasst auch die Energie- und Materialaufwendungen sowie die damit verbundenen Emissionen während des gesamten Lebenszyklus. Die Betrachtung schließt folglich die Herstellung und den Vertrieb der Geräte ein.

Als Grundlage der im Folgenden dargestellten Betrachtungen dienen Massenberechnungen von DIGGELMAN & HAM [1998], die sich auf spezifische Referenzobjekte in den USA beziehen. Die Ergebnisse der Massenberechnungen wurden über Kennzahlen auf die Übertragbarkeit für deutsche Verhältnisse überprüft. Auf Basis der Massenberechnungen werden dem Lebenszyklus materialspezifische Emissionswerte zugeordnet, die aus ausgewählten Prozessketten der frei zugänglichen Ökobilanzierungssoftware GEMIS entnommen wurden (Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme, Öko-Institut e. V., www.gemis.de).

Systemgrenzen

Es wurden die Aufwendungen zur Herstellung eines KAZ, zur Herstellung einer KAZ-Fabrik, zum Vertrieb und zur Nutzung der Geräte aufgestellt. Als weitere Systemkomponente wurden die zur Herstellung eines Kanalsystems notwendigen Energie- und Materialmengen ermittelt. Die Bilanzierung einer Kläranlage wurde nach Bauwerken getrennt durchgeführt, wobei der KAZ-Nutzung unterschiedliche Anteilswerte zugewiesen werden.

Als Gegenrechnung wurde ein Szenario zum System Biotonne mit anschließender Kompostierung durchgeführt. Die Gegenrechnung berücksichtigt die Herstellung des Sammelgefäßes, die Herstellung und Nutzung der Sammelfahrzeuge sowie die Bilanzierung einer Kompostierungsanlage.

Als weitere Gegenrechnung wurde ein Szenario zum System Biotonne mit anschließender Co-Vergärung in einer Kläranlage berechnet. Diese Berechnung

beruht auf den vorab ermittelten Kenngrößen, wobei das Transport- und das Behandlungssystem in der Berechnung neu kombiniert wurde.

Zur Bilanzierung der Bauwerkserstellung wurden die Massen aus den Daten von DIGGELMAN & HAM [1998] übernommen.

Funktionelle Einheit

Energieaufwendungen und Emissionen wurden entsprechend der geschätzten Abfallmenge, die pro Person und Jahr mit einem KAZ behandelt wird, auf eine funktionelle Einheit von 25 kg Feuchtmasse Küchenabfall bezogen.

Referenzobjekte zur Ermittlung der Massen

KAZ-Fabrik

Es wurden die Gebäude- und Produktionskennziffern der Fa. In-Sink-Erator verwendet. Das Objekt befindet sich in Racine, Wisconsin. Die Gebäudefläche umfasst 3.600 m². Die Jahresproduktion liegt bei 3.225.000 Geräte pro Jahr. Die Nutzungsdauer des Gebäudes wurde auf 25 Jahre festgesetzt. Es wurden die Produktionskenngrößen des KAZ-Modells ISE 333 (7,5 kg, ½ PS Motorleistung, 12 Jahre Nutzungsdauer) als Referenzwerte verwendet.

Kanalsystem

Es wurde die Materialverteilung des Kanalsystems von Madison, Wisconsin, untersucht. Über das Kanalsystem wird das Abwasser von 260.000 Einwohnern abgeleitet. Es wurden der Materialbedarf der Kanalrohre, der Pumpwerke, des Fahrzeugbestands zur Kanalnetzbewirtschaftung sowie das Volumen des Erdaushubs berücksichtigt. Die Nutzungszeit wurde mit 30 Jahren festgelegt. Da Kanalsysteme nach hydraulischen Kenngrößen bemessen werden, wurde der KAZ-Nutzung ein hydraulischer Anteil von 0,2% zugewiesen.

Kläranlage

Als Datengrundlage wurde die Massenermittlung der Kläranlage *Nine Springs* in Madison, Wisconsin, verwendet. Die Kläranlage ist auf 260.000 E bemessen und verfügt über eine dritte Reinigungsstufe zur Nährstoffelimination (in den USA seltener). Im Hinblick auf die KAZ-Nutzung wurden folgende Bauwerke als relevant betrachtet (Nutzungszeit: 30 Jahre).

- 1) Vorklärbecken: Die Aufenthaltszeit im betrachteten Vorklärbecken liegt im Bereich über vier Stunden. Die Energieaufwendungen zur Herstellung des Vorklärbeckens wurde zu 30% der KAZ-Nutzung zugeschrieben (Erhöhung der Feststofffracht durch KAZ-Nutzung).
- 2) Primärschlammeindickung: Der Bauwerksanteil wurde ebenfalls zu 30% der KAZ-Nutzung zugeordnet.
- 3) Faulräume: Der Bauwerksanteil wurde ebenfalls zu 30% der KAZ-Nutzung zugeordnet.
- 4) Faulschlammstorage: Der Anteil wurde zu 10% der KAZ-Nutzung zugeschrieben, da sich die Küchenabfälle aufgrund der hohen Abbaugrade weniger auf den Faulschlammanteil auswirken.
- 5) Alle weiteren Bauwerke wurden entsprechend der hydraulischen Zusatzbelastung mit einem Faktor von 0,2% gewichtet.

Der Bedarf an elektrischer Energie wurde entsprechend der in Teil E, Seite 92, ermittelten Energiebedarfsrechnung berücksichtigt.

Sammlung in der Tonne

Der Materialbedarf zur Küchenabfallsammlung in Kunststoffgefäßen wurde mit 2 kg/E geschätzt. Die Nutzungsdauer wurde mit acht Jahren festgelegt. Diese Schätzung berücksichtigt den Personenanteil an einem öffentlichen Sammelgefäß sowie einem weiteren Sammelgefäß in der Küche.

Transport mit Fahrzeugen

Es wurde ein Fahrzeug mit einem Leergewicht von 15 Mg und einer Zuladung von 10 Mg angenommen. Die Sammelleistung liegt bei 10 Mg an 255 Arbeitstagen pro Jahr. Die Nutzungsdauer beträgt 8 Jahre. Der Kraftstoffverbrauch wurde mit 30 kg Dieselkraftstoff (etwa 36 Liter) pro Arbeitstag angesetzt. Dies entspricht einem spezifischen Verbrauch von 3,6 L/Mg bzw. einer täglichen Fahrleistung von 50 km bei einem Verbrauch von 0,7 L/km. Dieser Verbrauchswert entspricht in etwa dem Kraftstoffaufkommen der getrennten Bioabfallsammlung in Wien, Österreich, mit 3,8 L/Mg [BOKU, 2004]. Ein direkt verwendbarer Datensatz zur Bioabfallsammlung lag in GEMIS nicht vor.

Kompostierung

Es wurde die Massenermittlung einer Kompostierungsanlage aus den USA übernommen (*Columbia County Recycling and Waste Processing Facility*,

Pardeeville, Wisconsin). Die Anlage hat eine Kapazität von 23.000 Jahrestonnen. Die Rotte erfolgt in Rotteboxen. Die Anlage ist jedoch nicht für Bioabfälle aus der getrennten Sammlung, sondern für Hausabfall konzipiert. Die Übertragung auf deutsche Verhältnisse ist dennoch gerechtfertigt, da der spezifische Bedarf an elektrischer Energie ($40 \text{ kWh}_{\text{elektr}}/\text{Mg}$) sich mit deutschen Kenngrößen deckt [MENNER *et al.*, 1997]. Die weiteren Energieanteile aus der Gebäudeherstellung und dem Kraftstoffverbrauch sind demgegenüber weniger signifikant, sodass etwaige Abweichungen weniger ins Gewicht fallen.

In einer Literaturrecherche wurden zudem mittlere Methan- und Lachgasemissionen der Bioabfallkompostierung ermittelt und in der Bewertung berücksichtigt.

Co-Vergärung

Es wurden die vorab ermittelten Kennwerte der Kläranlagenherstellung und des Kläranlagenbetriebs verwendet. Als relevante Bauteile wurden der Faulbehälter und die Schlammbehandlung anteilig berücksichtigt. Der Energie- und Materialbedarf zur Aufbereitung und Zerkleinerung wurde geschätzt.

Energie- und Emissionskennwerte

Zur Herstellung der benötigten Materialien wird Energie benötigt und es fallen Emissionen an. Als Kenngrößen wurde der KEA (**K**umulierter **E**nergie-**A**ufwand), das Treibhauspotenzial, das Ozonbildungspotenzial, das Versäuerungspotenzial und der CSB aus den Prozessketten verwendet. Die Kenngrößen sind in GEMIS wie folgt definiert:

- KEA ist der Kumulierte Energie-Aufwand, eine Maßzahl für den gesamten Aufwand an Energieressourcen (Primärenergien) zur Bereitstellung eines Produkts oder einer Dienstleistung.
- CO₂-Äquivalente sind das Ergebnis der Aggregation von Treibhausgasen (THG) nach ihrem Treibhauspotenzial (THP) und stellen einen Indikator für das Umweltproblemfeld *Klima* dar.
- SO₂-Äquivalent ist der quantitative Ausdruck des Versäuerungspotenzials, bezogen auf das Leit-Gas SO₂. In die SO₂-Äquivalente gehen neben SO₂ auch die Luftschadstoffe NO_x, HCl, HF, NH₃ und H₂S ein.

- Ozonbildungspotenzial ist in GEMIS das massebezogene Äquivalent der Bildung von bodennahem Ozon durch Vorläufersubstanzen, die für die bodennahe O₃-Bildung verantwortlich sind und so zum Sommersmog beitragen. Es wird in Ozon-Vorläufer-Äquivalenten (TOPP) angegeben.
- CSB ist der Chemische Sauerstoff-Bedarf, ein Maß für die Belastung von Abwasser.

Die Systemgrenzen der Kennwerte aus den ausgewählten Prozessketten sind sehr weitreichend, die Datenqualität ist jedoch unterschiedlich (einfache Schätzung bis validierte Daten). Idealerweise beinhalten die Kennziffern die gesamten Energie- und Materialaufwendungen, die im Verlauf der Herstellung anfallen, d. h. dem untersuchten Prozess werden neben den direkten Emissionen und Energieaufwendungen auch die Aufwendungen aus den Vorketten des Prozesses zugeschrieben. Bei der Herstellung von Stahl sind dies die Aufwendungen der bergbaulichen Aktivitäten (Erz und Kohle), die Herstellung der bergbaulichen Geräte, der Transport zur Stahlhütte und die Energie zur Herstellung und zum Betrieb der Hütte.

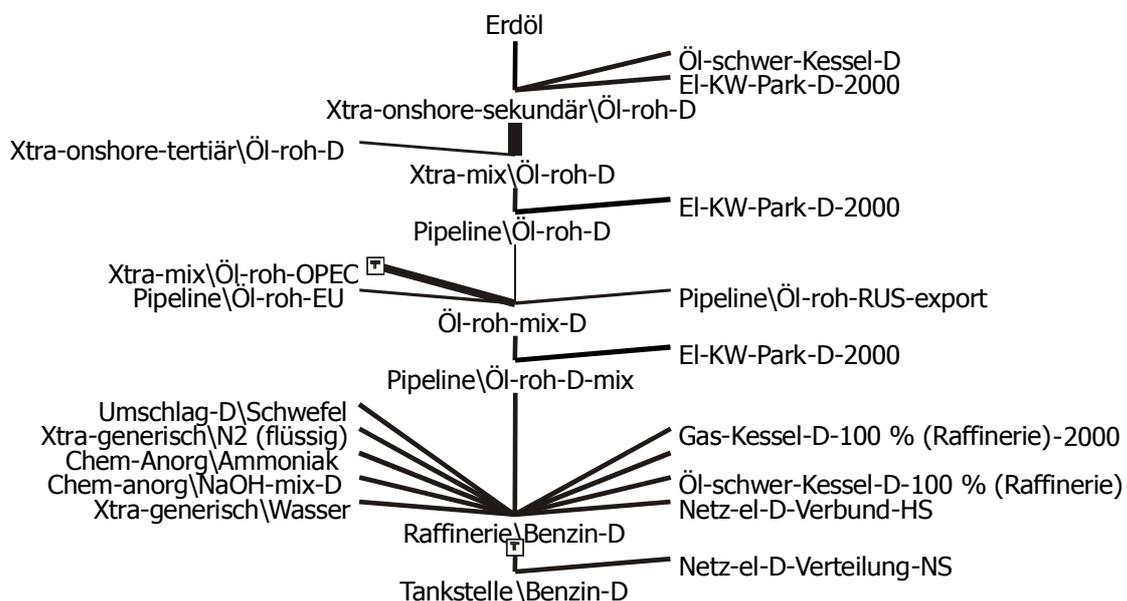


Bild G 1. Beispiel einer GEMIS-Prozesskette zur Herstellung von Benzin. Die Bezeichnungen am Ende der Zweige weisen auf eine weitere Prozesskette hin. Jeder Prozesskette sind spezifische Emissionen zugewiesen.

Bei der Bilanzierung des Kraftstoffverbrauchs ist neben dem Brennwert, der bei der Verbrennung der Kraftstoffe genutzt wird, auch der Energie- und Emissionsanteil zur Herstellung der Kraftstoffe zu berücksichtigen (z. B. Erdölförderung, Transport,

Raffinerie). Aus Tabelle G 1 ist ersichtlich, dass der entsprechende Energieanteil – je nach Kraftstoff – bei etwa 10% der durch Verbrennung nutzbaren Energie liegt.

Zur Ermittlung der herstellungsbedingten Emissionen wurden bevorzugt Prozessketten ausgewählt, die die mittleren Verhältnisse in Deutschland repräsentieren (GEMIS-Mixer-Prozesse).

Tabelle G 1. Aggregierte Emissionskennziffern verschiedener Materialien nach GEMIS-Prozessketten und KEA-Werte nach GEMIS und DIGGELMAN & HAM [1998], Spalte D&H

Material	KEA (D&H) GEMIS kWh/Mg		Datensatz GEMIS Bezeichnung	Äquivalente / Summenparam.			
				CO ₂ g/kg	SO ₂ g/kg	TOPP g/kg	CSB mg/kg
Füllsand	57	27	Xtra-Abbau-Sand-D	7	0,05	0,08	0,53
Beton	258	278	Steine-Erden/Beton	175	0,36	0,56	6,46
Glas	4.583	3.362	Steine-Erden/Glas-flach	1.127	5,57	6,14	1.410
Steinzeug	5.584		k. A. (Steine-Erden/Tonziegel)	494	1,60	2,86	27
Gebäude ^a	2.218	639	Eigene Berechnung	227	0,66	0,913	0,0013
Aluminium	64.556	61.206	Metall/Aluminium-mix-D	20.121	118,65	63,47	32.256
Kupfer	25.177	13.812	Metall/Kupfer-D-mix	3.987	24,09	21,49	15.428
Zink		20.593	Metall/Zink	5.400	15,90	13,99	204
Eisen/Stahl	12.266	5.542	Metall/Stahl-D-mix	1.547	5,02	7,08	31.049
Kunststoff	21.949	25.849	HDPE-Behälter-AMPE-99	3.143	34,91	25,23	203
		16.469	Kunststoff/PVC-Rohr-APME-99	2.588	20,94	18,24	782
		21.652	Chem-Org/HDPE (Granulat)	2.445	11,32	20,01	371
Diesel (Vorkette)	2.324	1.966	Tankstelle/Diesel-D	606	4,08	2,96	251
Diesel (Brennwert)	12.266	12.663	LKW-D-2000-Solo-23t	3.203	23,62	40,12	
Diesel (Gesamt)	14.590	13.799		3.810	27,70	43,09	251
Erdgas (Vorkette)	1.356	1.709	Pipeline/Gas-D-mix-lokal	583	1,05	2,24	316
Erdgas (Brennwert)	15.493	13.800	Gas-Heizung-atmosphärisch-D	2.791	0,90	1,69	
Erdgas (Gesamt)	16.849	15.509		3.374	1,94	3,93	316
Benzin (Vorkette)	2.324	2.685	Tankstelle/Benzin-D	785	4,70	8,92	263
Benzin (Brennwert)	13.557	12.615	PKW-OTTO-Ref 2000	2.700	0,83	2,25	
Benzin (Gesamt)	15.881	15.300		3.485	5,53	11,17	263
	kWh/m³			g/m³	g/m³	g/m³	g/m³
Wasser	1,36	1,64	Xtra-Trinkwasser\D-Freiburg	617	0,837	1,066	0,027
	kWh/kWh_{elektr}		kWh(elektisch) →	g/kWh	g/kWh	g/kWh	g/kWh
Strom (Landesmix)	3,1	2,91	EI-KW-Park-D-2000	622	0,841	0,846	0,034
Biogas-BHKW		2,86	Klärgas-BHKW-GM 1000-OxKat	5,54 ^b	0,476	0,865	0
	kWh/t·km		(tkm = Tonnen · Kilometer)	g/t·km	g/t·km	g/t·km	mg/t·km
Transporte (LKW)	k. A.	0,488	Lkw-D	134	1,0006	1,583	94
	kWh/P·km		(PKm = Person · Kilometer)	g/P·km	g/P·km	g/P·km	mg/Pkm
Transporte (PKW)	k. A.	0,650	Pkw-Benzin	180	0,596	1,930	136

a: US-Standard-Industriegebäude 929 m²: 73,75% Beton; 21,19% Sand; 4,19% Stahl; 0,68% Kunststoff; 0,11% Holz; 0,08% Aluminium; b: Die Biogasverbrennung wird CO₂-neutral gewertet, die CO₂-Äquivalente entstammen hauptsächlich aus Methan- und Lachgasemissionen.

Die Bilanzierung der Energiewerte erfolgt jeweils auf der Basis thermischer Energieeinheiten in kWh. Angaben zum Verbrauch elektrischer Energie sind jeweils mit einem entsprechenden Index ($kWh_{\text{elektr.}}$) versehen. Der Einsatz elektrischer Energie wurde mit dem Faktor 2,9 auf thermische Einheiten umgerechnet. Dieser Faktor beruht auf dem Energiemix in Deutschland und bilanziert die landesweite Stromerzeugung (abzüglich Leitungsverluste) gegen den thermischen Energiegehalt der eingesetzten Brennstoffe. Der Faktor wird daher durch den Anteil regenerativer Energien und der Kernenergie beeinflusst, da der Stromerzeugung in diesem Fall keine (bzw. eine geringere) Vernichtung chemisch-thermischer Energieträger gegenübersteht.

Bei der Festlegung der Faktoren entsteht ein Zuordnungsproblem. Beispielsweise geht aus dem amerikanischen Energiemix ein Konvertierungsfaktor von $3,1 kWh/kW_{\text{elek}}$ hervor. Bei der Ökobilanzierung wird hier unterstellt, dass die Produktion von KAZ unter den Rahmenbedingungen in Deutschland erfolgt, obgleich die Produktionsdaten sich auf ein Referenzobjekt in den USA beziehen. Insbesondere in den Produktionsvorketten (Ölförderung, Bergbau) kann der Energieverbrauch global beliebig auftreten.

In den GEMIS-Prozessketten konnten keine Daten zur Herstellung von Gebäuden als Materialmix und keine Daten zur Herstellung von Steinzeug entnommen werden. In diesen Fällen wurden Daten von DIGGELMAN & HAM [1998] verwendet (siehe Spalte *D&H*, Tabelle G 1). Die Angaben zu den aggregierten Emissionskennziffern der Gebäudematerialien wurden auf Basis der Materialverteilung in Gebäuden, die von DIGGELMAN & HAM [1998] angesetzt wurden, neu berechnet. Die Größen zur Steinzeugherstellung wurden durch spezifische Werte zur Tonziegelherstellung ersetzt.

Für die Herstellung von Stahl und Kupfer geben DIGGELMAN & HAM [1998] deutlich höhere KEA-Werte an. Die Unterschiede sind vermutlich auf unterschiedliche Sekundärrohstoffanteile (Altmittel) der Herstellungsprozesse zurückzuführen.

System KAZ

KAZ-Herstellung

Bei den KEA-Anteilen im Produktionsprozess fällt auf, dass die Beheizung des Gebäudes fast die Hälfte des gesamten Herstellungs-KEA ausmacht. Danach kommt der Elektrizitätsverbrauch im Herstellungsprozess. Die Auslieferung der Geräte mit

LKW und der Transport der Geräte vom Endkunden im eigenen PKW liegen in gleicher Größenordnung.

Der größte Energieanteil ist in den Vorketten zur Produktion des verwendeten Rohmaterials zu finden.

Durch die Nutzung der Geräte in einem 2-Personen-Haushalt ergeben sich Energiebedarfswerte in der Größenordnung von 4,2 kWh/E-a, was auf die geringen Geräteaufzeiten während der Nutzungsdauer von 12 Jahren zurückzuführen ist (etwa 100 Stunden).

Tabelle G 2. Energie und Emissionen über den Lebenszyklus eines KAZ (Basisdaten von DIGGELMAN & HAM, 1998), Emissions- und KEA-Werte nach GEMIS Prozessketten

	/KAZ	KEA kWh/KAZ	CO ₂ -Ä g/KAZ	SO ₂ -Ä g/KAZ	TOPP g/KAZ	CSB mg/KAZ
<u>KAZ Herstellung</u>						
Materialien Fabrikgebäude (kg Mix-Material)	0,454	0,3	103	0,3	0,4	1
Dieselmotorkraftstoff Erdaushub (kg)	0,127	1,8	484	3,5	5,5	32
Maschinen & Fahrzeuge zur Produktion (kg Stahl)	0,454	2,5	702	2,3	3,2	14.096
Stromerzeugung (kWh _{elektrisch})	6,51	18,9	4.049	5,5	5,5	221
Erdgas zur Gebäudeheizung (kg)	2,72	42,2	9.191	5,3	10,7	861
KAZ-Auslieferung LKW (t·km)	24,7	12,1	3.310	24,7	39,1	2.322
Einkauf KAZ (P·km)	20	13,0	3.600	11,9	38,6	2.720
Wasser (kg)	1321	2,2	815	1,1	1,4	36
Gesamt-KAZ-Herstellung		93,0	22.255	54,6	104,4	20.288
<u>KAZ Materialien (kg/KAZ)</u>						
Stahl	5,986	33,2	9.264	30,1	42,4	185.929
Kupfer	0,013	0,2	54	0,3	0,3	210
Kunststoff	0,390	8,5	955	4,4	7,8	145
Aluminium	1,057	64,7	21.284	125,5	67,1	34.121
Zink	0,027	0,6	147	0,4	0,4	6
Gesamt-KAZ-Materialien	7,477	107,1	31.704	160,8	118,0	220.411
<u>KAZ Nutzung (12 Jahre · 25 kgFM/Ea · 2 E)</u>						
Küchenabfall (kgFM)	600					
Wasser (kg)	8760	14,4	5405	7,3	9,3	237
Stromerzeugung (kWh _{elektrisch})	30	87,3	18.660	25,2	25,4	1.020
Gesamt-KAZ-Nutzung		101,7	24.065	32,6	34,7	1.257
Gesamt-KAZ-Lebenszyklus		301,8	78.024	247,9	257,2	241.956
Pro Einwohner und Jahr (Lebenszyklus/12a · 2E)		12,6	3.251	10,3	10,7	10.081

Die Gesamtbilanz ergibt einen Energiebedarf von 12,6 kWh/E-a, davon fallen etwa zwei Drittel vor der Nutzung der Geräte an. Der spezifische Materialbedarf liegt mit 610 g/E-a. sehr hoch. Dabei wurden die Küchenabfälle und das benötigte Wasser nicht eingerechnet. Eine abweichende Lebensdauer der Geräte und die Anzahl der

Personen im Haushalt können jedoch zu deutlichen Verschiebungen im Einzelfall führen.

Durch Nutzung und Vorketten fallen rund 3,2 kg CO₂-Äquivalente/E·a an. Das Ozonbildungs- und Versäuerungspotenzial und der CSB (ohne Anteile aus Küchenabfall) liegen mit jeweils etwa 10 g/E·a in gleicher Höhe. Im Hinblick auf den CSB, der durch die Zerkleinerung der Küchenabfälle entsteht (etwa 14 kg/E·a) ist der CSB aus den Vorketten vernachlässigbar. Der Löwenanteil der Emissionen fällt während der Produktion der Rohmaterialien an.

Herstellung des Kanalsystems

In dem untersuchten Kanalsystem werden täglich rund 130.000 m³ transportiert. Bezogen auf die angeschlossenen Einwohner ergibt sich ein für die USA typischer Verbrauchswert von 500 L/E·d. Dieser Wert beinhaltet jedoch etwaige Fremdwasseranteile und gewerbliche Anteile, denen keine Einwohnergleichwerte zugeordnet wurden. Der hydraulische Anteil aus der Nutzung von KAZ liegt im Bereich von 0,2%, wenn jeder Einwohner einen KAZ verwendet.

Bei der Massenermittlung für das bestehende Kanalsystem von Madison wurden neben den städtischen Schmutzwasserkanälen auch die privaten Hausanschlüsse berücksichtigt. Darüber hinaus sind die Massen von 16 Pumpwerken, einem Betriebsgebäude und dem Fahrzeugbestand zur Kanalnetzbewirtschaftung enthalten. Die spezifische Kanalnetzlänge ist mit etwa 6 m/E höher als in Deutschland, das Verhältnis von städtischen Sammlern zu privaten Hausanschlüssen entspricht jedoch auch den geschätzten Verhältnissen in Deutschland (doppelte Leitungslänge für Hausanschlüsse).

Zur Massenermittlung wurden das Volumen der Erdarbeiten, das Volumen des Füllmaterials zur Einbettung der Leitungen und die spezifischen Massen der eingesetzten Materialien bestimmt. Der Transportaufwand wurde mit 30 t·km festgelegt.

Als spezifische Kenngröße lässt sich ein KEA von 570 kWh pro Meter Kanalsystem angeben. In dieser Kenngröße ist der Energieeinsatz zur Herstellung der Hausanschlüsse implizit enthalten. Die Länge der Hausanschlüsse ist in der Bezugsgröße nicht berücksichtigt. Zur Übertragung des Kennwertes auf andere Systeme muss von einer ähnlichen Zusammensetzung der Materialien und der Rohrdurchmesser sowie von einer ähnlichen Verlegetiefe ausgegangen werden.

Bei einer Nutzungsdauer von 30 Jahren und einem hydraulischen KAZ-Anteil von 0,2% ergibt sich ein Energieaufwand von 0,038 kWh/m·a (ohne Hausanschlussleitungen im Längenbezug).

Aufgrund der mittleren spezifischen Netzlänge von 3,24 m/E in Deutschland kann folglich ein Energiebedarfswert von 0,123 kWh/E·a für den Transport der Küchenabfälle über das Kanalsystem angegeben werden.

Tabelle G 3. Längen und Massen des Kanalsystems von Madison, Wisconsin (DIGGELMAN & HAM, 1998) und abgeleitete KEA- und Emissionswerte nach GEMIS-Prozessketten

	D (cm)	Länge (km)	m/E				
Hausanschluss	16–20	2.748	10,57				
Sammler	20–60	1.372	5,28				
Hauptsammler	60–150	140	0,54				
Druckleitungen	20–120	40	0,15				
	Massen Mg	spez. Massen kg/E	KEA kWh/E	CO ₂ -Ä g/E	SO ₂ -Ä g/E	TOPP g/E	CSB mg/E
Füllsand	4.236.074	16.292,6	440	114.048	815	1303	8.635
Beton	218.510	840,4	234	147.074	303	471	5.429
Eisen/Stahl	23.181	89,2	494	137.928	448	631	2.768.286
Kunststoff	7.431	28,6	471	73.968	598	521	22.350
Steinzeug	42.617	163,9	915	80.972	262	469	4.426
Andere	147	0,6					
Erdaushub	10.575.833	40.676,3					
Massen ges.	15.103.794	58.091,5					
	t·km	t·km/E					
Transport	453.113.823	1.742,7	850	233.528	1.743	2.754	163.818
Summe			3.404	787.519	4.168	6.149	2.972.944
			kWh/E·a	g/E·a	g/E·a	g/E·a	mg/E·a
Jahreswerte pro Einwohner (Summe/30a)			113	26.251	139	205	99.098
Jahreswerte pro Einwohner · (KAZ Anteil 0,2%)			0,23	52,50	0,28	0,41	198,20
			kWh/m·a	g/m·a	g/m·a	g/m·a	mg/m·a
Jahreswerte pro Meter · (KAZ Anteil 0,2%)			0,038	8,794	0,046	0,069	33,19
			kWh/E·a	g/E·a	g/E·a	g/E·a	mg/E·a
Bei 3,24 m/E Kanal (KAZ Anteil 0,2%)			0,123	28,493	0,151	0,223	107,564

Herstellung einer Kläranlage

Die zur Herstellung der einzelnen Bauwerke bereitzustellenden Massen und die entsprechenden Transportkilometer sind in Tabelle G 4 dargestellt. Für den Erdaushub wurden 39 t·km pro Kubikmeter angesetzt, für das Baumaterial 30 t·km pro Mg Material.

Tabelle G 4. Massen und Transportaufwand zur Herstellung der Bauwerke der Kläranlage Nine-Springs, Madison, Wisconsin [DIGGELMAN & HAM, 1998], abgeleitete KEA- und Emissionswerte, bezogen auf den KAZ-Anteil

	Vol / t _{hydr} 1000m ³ /h	Beton kg	Stahl kg	Füllsand kg	Erdaushub m ³	Transport t·km
Sandfang	0,3 / 0,07	699.767		41.363	361	36.317
KAZ-Anteil 0,2%		1.400		83	1	73
Vorklärung	24 / 4	35.194.080		4.527.201	32.068	2.442.307
KAZ-Anteil 30%		10.558.224		1.358.160	9.620	732.692
Belebung	85,6 / 16	41.760.963	1.462.870	5.186.918	96.737	174.169
KAZ-Anteil 0,2%		83.522	2.926	10.374	193	348
Nachklärung	76,4 / 14	27.727.872		8.230.805	86.330	4.445.648
KAZ-Anteil 0,2%		55.456		16.462	173	8.891
ÜS-Flotation	1 /	1.063.401		194.597	1.157	82.866
KAZ-Anteil 0,2%		2.127		389	2	166
Faulräume	21,3 /	7.830.294	303.134	1.255.129	22.049	1.141.566
KAZ-Anteil 30%		2.349.088	90.940	376.539	6.615	342.470
Primärschlammeind. 1 /		1.063.401		194.597	1.157	82.866
KAZ-Anteil 30%		319.020		58.379	347	24.860
Schlamm Speicher	4,8 /	8.403.937		2.046.037	71.147	3.088.236
KAZ-Anteil 10%		840.394		204.604	7.115	308.824
Maschinentchnik^a			6.187.186			
KAZ-Anteil 11,5%			710.289			
Gesamt		123.743.715	7.953.190	21.676.647	311.007	11.493.975
KAZ-Anteil		<u>14.209.231</u>	<u>804.155</u>	<u>2.024.990</u>	<u>24.067</u>	<u>1.418.323</u>
KEA (KAZ)	kWh	3.950.166	4.456.628	54.675		921.910
CO₂-Ä (KAZ)	kg	2.486.615	1.244.028	14.175		255.298
SO₂-Ä (KAZ)	kg	5.115	4.037	101		845
TOPP (KAZ)	kg	7.957	5.693	162		2.737
CSB (KAZ)	kg	92	24.929	1		193
Emissionen KAZ		Summe KAZ	Pro Jahr		pro E-a	
KEA (KAZ)	kWh	9.383.379	312.779	kWh	<u>1,20</u>	
CO₂-Ä (KAZ)	kg	4.000.117	133.337	g	<u>512,84</u>	
SO₂-Ä (KAZ)	kg	10.099	337	g	<u>1,29</u>	
TOPP (KAZ)	kg	16.550	552	g	<u>2,12</u>	
CSB (KAZ)	kg	25.215	840	g	<u>3,23</u>	

a: Annahmen: Die maschinentechnischen Komponenten bestehen zu 100% aus Stahl, die Masse beträgt 5% der Betonmasse, die Lebensdauer beträgt wie bei den Betonbauwerken 30 Jahre

Nach der in Tabelle G 4 dargestellten Gewichtung werden der KAZ-Nutzung etwa 11,5% des gesamten Baumaterials zugeschrieben. Der größte Anteil ist auf die Vorklärbecken zurückzuführen. Das Vorklärbecken der betrachteten Anlage ist mit

einer Aufenthaltszeit von über vier Stunden jedoch ungewöhnlich groß, die verbaute Betonmasse liegt in der Größenordnung der 4-fach größeren Belebungsbecken. Im Übertrag auf deutsche Verhältnisse dürfte sich damit eine Überschätzung ergeben. Zur maschinentechnischen Ausstattung der Kläranlage lagen keine Massenangaben vor. Es wurde angenommen, dass dieser Anteil zu 100% aus Stahl besteht und 5% der verbauten Betonmasse entspricht.

Energiebedarf zum Betrieb der Kläranlage

Der zusätzliche Energiebedarf und Energiegewinn durch die KAZ-Nutzung wurde in Teil E bilanziert. Für die Ermittlung der Ökobilanzparameter wurde von einer Kläranlage mit 30 Minuten Vorklärzeit (ohne Veränderung der Vorklärleistung) ausgegangen. Den Berechnungen zufolge beträgt der zusätzliche Energiegewinn dabei 6,38 kWh_{elektr.}/E·a, dem steht ein zusätzlicher Verbrauch von 1,1 kWh_{elektr.}/E·a für die Belüftung und Schlammbehandlung gegenüber. Für die erzeugte Überschussstrommenge von 5,28 kWh_{elektr.}/E·a werden die eingesparten Emissionen aus dem Energiemix in Deutschland gutgeschrieben (GEMIS-Datensatz *EL-KW-Park-D-2000*). Für die Biogasverstromung wurde der GEMIS-Datensatz *Klärgas-BHKW-GM 1000-OxKat* verwendet.

Tabelle G 5. Energiebilanz der Kläranlage mit KAZ-Nutzung und abgeleitete Emissionswerte

	Elektrizität kWh _e /E·a	KEA kWh/E·a	CO ₂ -Ä g/E·a	SO ₂ -Ä g/E·a	TOPP g/E·a	CSB g/E·a
Biogasverstromung durch KAZ	6,38		35	3,04	5,52	0,00
Stromverbrauch durch KAZ	1,10					
Netto-Überschuss (Gutschrift)	5,28	-15,36	-3284	-4,44	-4,47	-0,18
Gesamt	<u>-5,28</u>	<u>-15,36</u>	<u>-3249</u>	<u>-1,40</u>	<u>1,05</u>	<u>-0,18</u>

Zusammenfassung der Energiebilanz der KAZ-Nutzung

Die Zusammenfassung der Berechnungsergebnisse liefert einen Energieüberschuss von 1,43 kWh/E·a. Der gesamte Energiebedarf der Vorketten des Systems KAZ, d. h. der Energiebedarf zur Herstellung der Rohmaterialien und für die Herstellung und den Vertrieb der Geräte wird durch die Nutzung der Geräte und die anschließende energetische Verwertung der Küchenabfälle auf der Kläranlage gedeckt.

Der Ausstoß an Treibhausgasen liegt bei 539 g CO₂-Äquivalente/E·a. Bei einer Vergrößerung der Vorklärlleistung könnte eine Verschiebung in den Neutralbereich bewirkt werden.

Das Versäuerungs- und Ozonbildungspotenzial der Vorketten und KAZ-Nutzung kann durch die Gutschriften nicht kompensiert werden. Der größte Anteil des KEA und der Emissionswerte liegt in der KAZ-Herstellung bzw. in dessen Vorketten. Diese herstellungsbedingten Anteile liegen durchgängig über 50% für alle Parameter.

Tabelle G 6. Ökobilanz des Systems KAZ (Nutzung eines KAZ im 2-Personen-Haushalt)

Position	KEA kWh/E·a	CO ₂ -Ä g/E·a	SO ₂ -Ä g/E·a	TOPP g/E·a	CSB g/E·a
Material/Herstellung KAZ	8,37	2.243,96	8,96	9,25	10,03
Nutzung KAZ	4,24	1.002,71	1,36	1,45	0,05
Material/Herstellung Kanal	0,12	28,49	0,15	0,22	0,11
Material/Herstellung Kläranlage	1,20	512,84	1,29	2,12	3,23
Biogasverstromung		35,35	3,04	5,52	0,00
Gutschrift	-15,36	-3.284,16	-4,44	-4,47	-0,18
Summe	-1,43	539,18	10,36	14,09	13,24

System Biotonne/Kompostierung

Sammlung und Transport

Bei der Ermittlung der Ökobilanz zur Sammlung von Bio- bzw. Küchenabfall wurden die Energieaufwendungen zur Herstellung der Sammelgefäße und der Fahrzeuge sowie deren Kraftstoffverbrauch während des Sammel- und Transportvorgangs untersucht. Die Daten zur Berechnung lagen nicht in gleicher Detailliertheit wie zur Berechnung der KAZ-bedingten Energieaufwendungen vor.

Es wurden folgende Annahmen getroffen:

- Die einwohnerspezifische Masse der Sammelbehälter beträgt 2 kg HDPE, die Lebensdauer wurde mit 8 Jahren angesetzt.
- Die Fahrzeuge haben ein Leergewicht von 15 Mg, zur Berechnung der materialbedingten Emissionen und des Energieeinsatzes wurde 90% Stahl und 10% HDPE-Granulat angesetzt. (Diese Zusammensetzung wird auch zu Schätzungen für Fahrzeuge in GEMIS verwendet.)
- Zur Fahrzeugherstellung lagen keine Daten vor.
- Die Betriebsgebäude sind nicht berücksichtigt.

Der höchste Anteil der Energieaufwendungen (KEA) ergibt sich aus der Bereitstellung der Sammelgefäße bzw. aus dem Energiebedarf der Kunststoffherstellung. Der Verbrauch an Dieselkraftstoff zur Abfallsammlung rangiert an zweiter Stelle, gefolgt von den Aufwendungen zur Herstellung der Fahrzeuge.

Im Vergleich zum System KAZ liegt der Energiebedarf für Sammlung und Transport mit Gefäßen und Fahrzeugen geringer, der Energieeinsatz beträgt etwa die Hälfte.

Tabelle G 7. Energiebedarf und Emissionen zu Sammlung und Transport mit Behältern und Fahrzeugen (eigene Schätzung)

		KEA kWh/E·a	CO ₂ -Ä g/E·a	SO ₂ -Ä g/E·a	TOPP g/E·a	CSB g/E·a
<u>Biotonne/Küchentonne</u>						
Masse HDPE	2 kg/E					
Lebensdauer 8 Jahre	250 g/E·a	6,46	785,75	8,73	6,31	0,05
<u>Sammlung</u>						
Arbeitstage pro Jahr	255 d					
Sammelleistung pro Jahr	2.550.000 kgFM					
Dieserverbrauch pro Jahr	7650 kg					
Diesel pro 25 kgFM	0,0750 kg	1,03	285,75	2,08	3,23	0,02
<u>Fahrzeug</u>						
Masse (Stahl)	13.500 kg					
Lebensdauer 8 a	1.687,5 kg/a					
Masse(Stahl)/ 25 kgFM	16,54 g/E·a	0,09	25,59	0,08	0,12	0,51
Masse (HDPE)	1.500 kg					
Lebensdauer 8 a	187,5 kg/a					
Masse (HDPE)/ 25 kgFM	1,84 g/E·a	0,04	4,49	0,02	0,04	0,00
Gesamt		7,59	1.097,09	10,89	9,66	0,58

Kompostierungsanlage

Es wurden die Basisdaten einer Kompostierungsanlage mit einem Jahresdurchsatz von 23.000 Jahrestonnen verwendet. Als wesentliche Vergleichskenngröße zu Anlagen in Deutschland gilt der Verbrauch an elektrischer Energie, der sich mit Angaben aus Deutschland deckt.

Über 95% des KEA und der Emissionen (Ausnahme CSB) ergeben sich unmittelbar aus dem Betrieb der Kompostierungsanlage, während die Materialaufwendungen zur Herstellung und Ausstattung der Anlage vernachlässigbar erscheinen. Die Werte sind – verglichen mit den vorab durchgeführten Bilanzierungen – eher gering. Es

muss jedoch berücksichtigt werden, dass der Kompostierung keine Gutschrift gegenübersteht.

Von einer Gutschrift durch die Substitution chemisch-organischer Düngemittel wurde abgesehen, da eine solche Gutschrift auch bei der Bilanzierung der Vergärung erfolgen könnte. Im Vergleich der beiden Behandlungssysteme würde eine entsprechende Berechnung daher keine weiteren Unterschiede hervorbringen.

Tabelle G 8. Energieaufwendungen und Emissionen einer Kompostierungsanlage (Basisdaten von DIGGELMAN & HAM, 1998). Berechnet mit GEMIS-Daten

		KEA	CO ₂ -Ä	SO ₂ -Ä	TOPP	CSB
		kWh/E·a	g/E·a	g/E·a	g/E·a	g/E·a
Gebäude (5900 m²)						
Masse, Materialmix	7.518.371 kg					
Lebensdauer 25 a	300.735 kg/a					
Jahresdurchsatz	23.173.850 kgFM/a					
Gebäudeanteil /a 25 kgFM	40,55 g/25kgFM	0,026	9,241	0,027	0,037	0,054
Maschinen/Geräte (M+G)						
Masse M+G (Stahl)	476.518 kg					
Lebensdauer 15 a	31.768 kg/a					
Masse M+G (Stahl)/a 25 kgFM	34,27 g/25 kgFM	0,190	53,018	0,172	0,243	1,064
Fahrzeuge + mob. Maschinen						
Masse F+mM (Stahl)	96.793 kg					
Lebensdauer 8 a	12.099 kg/a					
Masse F+mM/a 25 kgFM	13,05 g/25kgFM	0,072	20,19	0,066	0,092	0,405
Nutzung						
Stromverbrauch	933.333 kWh _{elek} /a					
Stromverbrauch/25 kgFM	1,007 kWh _{elek} /25 kgFM	2,930	626,28	0,847	0,852	0,034
Diesel für F+mM (kg/a)	13.970 kg/a					
Diesel für F+mM (kg/25kgFM)	15,07 g/25 kgFM	0,208	57,42	0,417	0,649	0,004
Kompostierung Gesamt		3,43	766,15	1,53	1,87	1,56

Direkte Emissionen des Kompostierungsprozesses

CO₂, das durch den Abbau der Biomasse entsteht, ist klimaneutral und findet daher keinen Eingang in die Emissionsberechnungen. Während der Kompostierung entstehen jedoch weitere klimarelevante Gase durch unvermeidbare (anaerobe) Teilprozesse, die zur Methan- und Lachgasbildung führen. Methan wird in GEMIS ein Treibhauspotenzial von 21 CO₂-Äquivalenten zugewiesen, bei Lachgas liegt der Faktor bei 310.

EDELMANN & SCHLEISS [2000] weisen darauf hin, dass der Methananteil im Kompostabgas häufig unterschätzt wird. Die Autoren geben an, dass über 10% des im Kompostierungsprozess abgebauten Kohlenstoffs als Methan anfallen kann.

Die Ergebnisse von GRONAUER [1997] stützen sich auf umfangreiche Untersuchungen zu gasförmigen Emissionen aus einer geschlossenen Anlage mit belüfteter Tafelmietenkompostierung sowie aus einer Anlage mit belüfteter Dreiecksmietenkompostierung. Hierbei zeigte sich, dass N₂O im Biofilter zur Abluftbehandlung gebildet wurde. Die Reinigungsleistung zeigt für Methan einen geringen Wirkungsgrad (siehe Tabelle G 9). Auf der Basis dieser Angaben lässt sich eine spezifische Emission an Treibhausgasen von 1.904 g/Ea (bzw. 25 kgFM) ermitteln.

Weitere Arbeiten zur Emission von Treibhausgasen aus Kompostierungsanlagen bestätigen die genannte Größenordnung (HELLEBRAND, 1993; HELLMANN, 1995; LEINEMANN, 1998)

Tabelle G 9. Emissionsfrachten bei einer geschlossenen Anlage mit belüfteter Tafelmietenkompostierung [GRONAUER, 1997] und abgeleitete CO₂-Äquivalente

Emissionen	Einheit	TOC	H₂O	CO₂	N₂O	CH₄	NH₃
Ruhend	kg/Mg-Input FM	1,65	324	104	0,08	1,26	0,29
Umsetzend	kg/Mg-Input FM	0,79	255	69	0,04	0,58	0,38
Gesamt	kg/Mg-Input FM	2,44	579	173	0,12	1,84	0,67
Gesamt nach Biofilter	kg/Mg-Input FM	2,04	578	147	0,14	1,56	0,04
Wirkungsgrad Biofilter	%	16%	1%	15%	-22%	15%	94%
Treibhauspotenzial	CO ₂ -Faktor			1	310	21	
CO ₂ -Äquivalent	kg/Mg-Input FM			147	43,3	32,8	
CO ₂ -Äquivalent		aus CH₄ und N₂O					
	kg/Mg-Input FM	76,16					
	g/25 kg FM	<u>1904</u>					

Zusammenfassung des Systems Biotonne/Kompostierung

Die Werte zum System Biotonne/Kompostierung sind in Tabelle G 10 zusammengefasst. Durch die Methan- und Lachgasemissionen im Kompostierungsprozess folgt ein signifikanter Beitrag zu den Klimagasäquivalenten. Große Beiträge für alle Parameter ergeben sich auch aus der Herstellung des Sammelgefäßes.

Tabelle G 10. Ökobilanz des Systems Biotonne/Kompostierung

	KEA kWh/E-a	CO₂-Ä g/E-a	SO₂-Ä g/E-a	TOPP g/E-a	CSB g/E-a
Biotonne	6,46	786	8,73	6,31	0,05
Fahrzeug, Herstellung	0,13	30	0,10	0,15	0,51
Fahrzeug, Betrieb	1,03	286	2,08	3,23	0,02
Kompostanlage, Herstellung	0,29	82	0,26	0,37	1,52
Kompostanlage, Betrieb	3,14	684	1,26	1,50	0,04
CH ₄ und N ₂ O Emissionen		1.904			
Summe	11,05	3.772	12,44	11,57	2,15

System Biotonne/Co-Vergärung

Für das System Biotonne/Co-Vergärung erfolgt eine Schätzung über die bereits bilanzierten Teilkomponenten, die wie folgt kombiniert wurden:

- Sammlung in Gefäßen und Transport mit Fahrzeugen
- Bauwerksanteile der Kläranlage (Faulraum, Schlammbehandlung)
- Maschinentechnische Ausrüstung der mitgenutzten Anlagenteile (Annahme: 5% Stahl, bezogen auf die Betonmasse)
- Stromanteil der Kläranlage (Schlammbehandlung)
- Die maschinentechnische Ausrüstung zur Zerkleinerung der Abfälle wurde geschätzt. Dabei wurde angenommen, dass das Zerkleinerungsgerät gleichen Material- und Energiebedarf wie ein Sammelfahrzeug hat. Der Energiebedarf wurde als elektrischer Bedarf angesetzt.
- Gutschrift für Stromanteile

Die Verstromungsgewinne durch die Co-Vergärung wurden höher angesetzt als bei der KAZ-Nutzung, da die Abfallmenge vollständig in den Reaktor geführt werden kann. Die so erzielbare Energiemenge wurde in Analogie zu den Berechnungsannahmen aus Teil E zu 12,15 kWh_{elektr.}/E-a (Brutto) ermittelt, durch den Energiebedarf für die Zerkleinerung und Schlammbehandlung beträgt der Netto-Überschuss 11,23 kWh_{elektr.}/E-a. Eine entsprechende Energieausbeute kann bei der KAZ-Nutzung nur unter sehr günstigen Voraussetzungen mit langen Aufenthaltszeiten im Vorklärbecken erzielt werden.

Tabelle G 11. Aus Teilbilanzen geschätzte Ökobilanz der Co-Vergärung

	Elektrizität kWh_{elek}/E·a	KEA kWh/E·a	CO₂-Ä g/E·a	SO₂-Ä g/E·a	TOPP g/E·a	CSB g/E·a
Biotonne		6,46	785,75	8,73	6,31	0,05
Fahrzeug (FZ), Herstellung		0,13	30,09	0,10	0,15	0,51
Fahrzeug (FZ), Betrieb		1,04	285,75	2,08	3,23	0,02
Aufbereitungsanlage, Herstellung		0,13	30,09	0,10	0,15	0,51
Kläranlagenteile, Herstellung		0,33	132,93	0,40	0,59	1,01
Biogasverstromung	12,15		67,31	5,78	10,51	0,00
Gutschrift	-11,23	-32,68	-6.985,06	-9,44	-9,50	-0,38
Summe		-24,59	-5.653,13	7,74	11,44	1,72

Der Energieüberschuss des Systems Biotonne/Co-Vergärung ist sehr hoch im Vergleich zu den anderen Systemen. Die vermiedenen CO₂-Äquivalente liegen mit rd. 5,65 kg/Ea besonders hoch. Durch die Gutschrift können die Nettoemissionen an SO₂-Ä, TOPP und CSB nicht vermieden werden.

Verfahrensvergleich

Die beste Umweltbilanz im Hinblick auf die ausgewerteten Parameter zeigt das System Biotonne in Kombination mit einer Co-Vergärung auf dem Gelände einer Kläranlage. Das System KAZ/Vergärung rangiert an zweiter Stelle, während die in Deutschland übliche Variante (Biotonne/Kompostierung) die ungünstigste Bilanz aufzeigt.

Eine Ökobilanzierung der Verfahren Kompostierung vs. Vergärung wurde bereits von EDELMANN & SCHLEISS [2000] mit ähnlichen Ergebnissen aufgezeigt. Dass die Vergärung erhebliche Vorteile in einer Emissionsbetrachtung hervorbringt, dürfte daher unbestritten sein. Das System KAZ liefert unter den beiden Vergärungsvarianten die schlechtere Ökobilanz, da der spezifische Herstellungsaufwand und der Materialeinsatz sehr hoch sind. Dennoch liefert das System im Hinblick auf den Energieeinsatz einen Überschuss. Die Ökoindikatoren zur Versäuerung und zum Ozonbildungspotenzial sind für alle untersuchten Systeme in gleicher Größenordnung, sodass sich hieraus keine Pro- bzw. Contra-Argumente ableiten lassen. Der CSB des Systems KAZ/Vergärung liegt etwa eine Zehnerpotenz höher als bei den Vergleichssystemen.

Der CSB resultiert überwiegend aus den Produktionsprozessen der Metallherstellung und liefert einen groben Anhaltswert zur Größenordnung weiterer wasserseitiger

Emissionen, ggf. toxischer Substanzen, die im Rahmen der Metallherstellung anfallen können.

Toxische Emissionen werden in einigen Ökobilanzen als Toxizitätspotenziale zusammengefasst. Derartige Datensätze standen in GEMIS nicht zur Verfügung. Eine in Australien durchgeführte Ökobilanz (die auf spezifischen Randbedingungen in Waverly County, Australien, fußt) lieferte entsprechend etwas höhere Toxizitätspotenziale der KAZ-Variante [LUNDIE & PETERS, 2005].

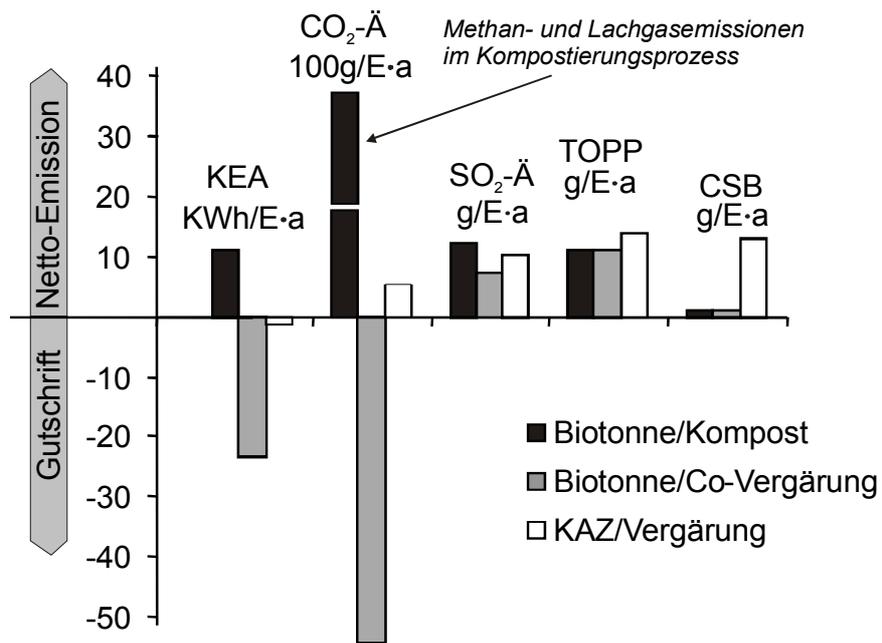


Bild G 2. Vergleich der untersuchten Umweltparameter für die Systeme Biotonne + Kompostierung bzw.Co-Vergärung und KAZ + Vergärung

Einleitende Diskussion der rechtlichen Situation in Deutschland

Zur Frage der Zulässigkeit der KAZ-Nutzung ist zunächst festzustellen, dass keine Verbotsformulierungen des Gesetzgebers existieren.

Das Wasserhaushaltsgesetz regelt in § 7a Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in ein *Gewässer*. Die Reinigung des Abwassers hat demzufolge nach dem *Stand der Technik* zu erfolgen. Verwirrend ist in diesem Zusammenhang WHG § 7a Absatz 4, der eine Reinigung nach dem Stand der Technik auch bei der Einleitung in eine öffentliche Abwasseranlage, also in den Kanal fordert. Die konsequente Umsetzung dieser Vorgabe würde für ein Einzelgebäude die Abwasserreinigung in einer Kleinkläranlage vor der Einleitung in den Kanal erfordern, wobei die Grenzwerte für Kläranlagen der Größenstufe I einzuhalten wären. Es ist jedoch naheliegend, dass eine solche Praxis nicht im Sinne des Gesetzes sein kann.

In den Gesetzen sind keine Hinweise über das zulässige *Zustandekommen* von Abwasser festgelegt. Die Definition des Abwasserbegriffes lautet entsprechend AbwAG § 2:

Abwasser im Sinne dieses Gesetzes sind das durch häuslichen, gewerblichen, landwirtschaftlichen oder sonstigen Gebrauch in seinen Eigenschaften veränderte und das bei Trockenwetter damit zusammen abfließende Wasser (Schmutzwasser) [...]

Eine durch Küchenabfallzerkleinerung entstehende Suspension entspricht somit der Definition des Abwasserbegriffes. Der Umgang mit Abfall ist im KrW-/AbfG geregelt. In § 2 (Geltungsbereich) heißt es in Satz 2, Absatz 6:

Die Vorschriften dieses Gesetzes gelten nicht für Stoffe, sobald diese in Gewässer oder Abwasseranlagen eingeleitet oder eingebracht werden.

Der maßgebliche Rechtsraum einer Küchenabfallsuspension ist daher eindeutig zugeordnet.

Einschränkungen zur Verbringung von Abwasser in eine öffentliche Kanalisation sind in den Entwässerungssatzungen der Städte zu finden. In der Stadt Karlsruhe sind die Einschränkungen in § 5 Satz 2a formuliert. In anderen Städten sind die Formulierungen gleichlautend oder ähnlich:

Ausgeschlossen sind Stoffe, die die Funktionsfähigkeit der öffentlichen Abwasseranlagen, die Gesundheit der darin arbeitenden Personen oder den Vorfluter beeinträchtigen, giftige, übelriechende oder explosive Dämpfe oder Gase bilden oder Bau- und Werkstoffe in stärkerem Maße angreifen können.

Bei einer strengen Auslegung könnte damit die Zuführung häuslichen Abwassers untersagt werden. Es fehlt eine nähere Definition der *Beeinträchtigung*. Abwasser bildet unter bestimmten Umständen stets übelriechende Gase, insbesondere in fehlerhaft ausgeführten Kanalbereichen. Eine (hydraulische) Beeinträchtigung des Vorfluters ist allein durch die Einleitung des gereinigten Abwassers anzunehmen.

Insbesondere sind ausgeschlossen: Abfallstoffe (auch in zerkleinertem Zustand), z. B.: Kehricht, Müll, Schutt, Sand, Glas, Schlamm, Asche, Küchenabfälle, Fasern, Trester, Trub, feststoffhaltige Schlempe, hefehaltige Rückstände, Molke, Latices, Lederreste, Borsten, Silagesickersaft, Abfälle aus Schlachtung und Tierkörperverwertung, Blut, mit Krankheitskeimen behaftete Stoffe und radioaktive Stoffe.

Die Zuführung zerkleinerter Küchenabfälle wird damit für unzulässig erklärt. Es muss jedoch eingeräumt werden, dass bei strenger Auslegung dieser Formulierung die Zuführung feststoffhaltiger Abwässer generell untersagt ist. Der überwiegende Teil der Abwasserschmutzstoffe liegt in partikulärer Form vor und würde in isolierter Form dem einen oder anderen der oben aufgeführten Abfallstoffe entsprechen. Die Zuführung von *Schlamm* ist anhand der Liste untersagt, gleichzeitig ist die Separation des *Primärschlamm*s einer der ersten Schritte im Prozess der Abwasserreinigung. Zugespitzt lässt sich die Frage stellen: Ist die Zuführung von Abwasser in ein Abwassersystem zulässig?

Eine Satzungsänderung mit einer genauen Abgrenzung zwischen zulässigen und unzulässigen Abwasserinhaltsstoffen ist in jedem Fall überlegenswert. Damit erübrigt sich die Frage, ob die Nutzung von KAZ gegenwärtig zulässig ist oder nicht. Gesetze, Regeln und Normen werden i. d. R. erstellt, um Verhalten zu lenken, um Sinnvolles zu fördern, Fehlentwicklungen zu vermeiden.

Jenseits der gegenwärtigen Rechtsformulierungen stellt sich damit die Frage, ob die Nutzung von KAZ abfall- bzw. abwasserwirtschaftlich sinnvoll ist. Die Rechts-

formulierungen sollten sich an der Antwort dieser Frage orientieren. Die Antwort der Frage darf jedoch nicht anhand der bestehenden Rechtsformulierungen erfolgen, wie es gelegentlich zur Verteidigung des De-facto-Verbotes von KAZ geschieht. Es ist in hohem Maße entwicklungshemmend, wenn man die Auffassung vertritt, etwas sei (un)vernünftig, weil es genau so in den Regelwerken steht. Vielmehr sollte man zunächst prüfen, was (un)vernünftig ist, und die Regelwerke daran ausrichten.

Mit dieser Arbeit wurde der Versuch unternommen, fehlendes Wissen zur komplexen Problematik der Küchenabfallentsorgung zusammenzutragen. In Teil A wurde bereits einleitend auf die Bewertungsmaßstäbe hingewiesen, die nach der VDI-Richtlinie 3780 bei der Bewertung neuer Technologien berücksichtigt werden sollten. Im Folgenden werden diese Stichpunkte erneut aufgegriffen und im Lichte der Untersuchungsergebnisse diskutiert.

Funktionalität

Die Funktionalität des Systems KAZ ist unbestreitbar. Das System wird in einigen Ländern bereits über Jahre eingesetzt, und es lassen sich keine Hinweise finden, die auf eine Nicht-Funktionalität hindeuten.

Die Funktionalität des Systems KAZ lässt sich anhand eines einfachen Gedankenexperiments belegen. Man stelle sich vor, ein Planungsbüro erhalte den Auftrag, ein Kanalsystem und eine Kläranlage für genau diesen Zweck – die gemeinsame Behandlung häuslichen Abwassers mit zerkleinertem Bioabfall – neu zu entwerfen. Eine Ablehnung des Auftrags mit dem Hinweis, das dies nicht möglich sei, dürfte kaum zu erwarten sein. Interessant ist bei dieser Überlegung, welche Unterschiede sich bei dieser Planungsvariante im Vergleich zu herkömmlichen Varianten ohne KAZ-Nutzung ergäben. Ließen sich Unterschiede eines fiktiven Kanalnetzes, das für genau diesen Zweck geplant wurde, zu herkömmlichen Kanalsystemen ausmachen? Würde die verfahrenstechnische Ausprägung Unterschiede aufweisen, die über die in Teil E aufgezeigten hinausgehen?

Es konnte gezeigt werden, dass der Transport im Kanalsystem unter den Voraussetzungen, die dem Transport der originären Abwasserinhaltsstoffe genügen, keine Probleme aufwirft. Höhere Reinigungsaufwendungen im Kanalnetzbetrieb können nicht ausgeschlossen werden. Die vorliegenden Untersuchungsberichte und die eigenen Untersuchungen deuten darauf hin, dass der Mehraufwand im Vergleich zum Status Quo gering, wenn nicht vernachlässigbar ist.

Die Verwertung der Küchenabfälle auf der Kläranlage stellt kein technisches Problem dar, die Küchenabfallpartikel können mit einem Vorklärbecken abgetrennt und einer Verwertung im Faulraum zugeführt werden. Das Energiepotenzial der Küchenabfälle wird in einer Kläranlage mit 30 Minuten Vorklärzeit zu etwa 50% abgeschöpft. Höhere Abschöpfungsgrade bis zu 100% sind technisch möglich, wenn die Vorklärleistung von geringem Ausgangsniveau erheblich gesteigert wird. Diese Maßnahme würde die biologische Reinigung nicht beeinträchtigen, sondern sogar fördern. Der weitere Werdegang der ausgefaulten Küchenabfälle deckt sich mit den hinlänglich praktizierten Co-Vergärungsverfahren und entspricht keiner Neuerung.

Die dargestellten Prognosen zum Kanalnetz- und Kläranlagenbetrieb, die auf der Basis von Literaturangaben, amerikanischen Erfahrungswerten und Modellrechnungen erstellt wurden, unterliegen jedoch Unschärfen, die allenfalls durch großtechnische Erfahrungswerte näher eingegrenzt werden können. Die Ursache der Unschärfe liegt in der Unschärfe der abwassertechnischen Modelle und in der Unschärfe der Grundannahmen.

Es liegen keine Hinweise zum Nutzerverhalten von KAZ in Deutschland vor. Die in dieser Arbeit verwendeten Kenngrößen der einwohnerspezifischen Frachten basieren auf den Ernährungsgewohnheiten in Deutschland und auf den spezifischen Küchenabfallmengen entsprechend gemittelter Literaturangaben. Die KAZ-Quote, d. h. der Abfallanteil, der tatsächlich mit dem KAZ behandelt wird, wurde amerikanischen und schwedischen Untersuchungen entnommen. Es ist offensichtlich, dass die Ergebnisgenauigkeit aller aufgeführten Bilanzrechnungen von der Genauigkeit der Grundannahmen abhängt.

Bis heute fehlen exakte Modelle zur Beschreibung der Zwei-Phasen-Strömung in Kanalisationsrohren, insbesondere zur Bewegung von Sedimenten. Im Rahmen dieser Arbeit wurde die Hahn-Kurve als entsprechender Modellvorschlag dargestellt – ein Modellansatz, der weiterentwickelt werden kann und dessen Tauglichkeit von zukünftigen Anwendern untersucht werden kann. Die Anwendung dieses Ansatzes lieferte zwei Schaubilder, anhand derer die erforderlichen Abflussmengen, Geschwindigkeiten und Gefälle zum Transport der Küchenabfälle ermittelt werden können. Demzufolge sind die erforderlichen Transportbedingungen in deutschen Kanalsystemen i. d. R. gegeben.

Für die Beschreibung des Kläranlagenbetriebs wurden bewusst einfache, nachvollziehbare Modelle verwendet (anstelle komplexer Simulation), die Ergebnisse zeigen daher die Größenordnung der zu erwartenden Veränderungen auf.

Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass die Zuführung von Küchenabfällen etwaige, nicht vorhersehbare Veränderungen des Betriebes mit sich bringen. Es sind jedoch keine sprunghaften Veränderungen der Betriebsführung zu erwarten. Die Veränderungen erfolgen in einer Geschwindigkeit, die der Geschwindigkeit der technischen Anlagenentwicklung entspricht. Die Feinjustierung des verfahrenstechnischen Rahmens kann und sollte daher nicht im Vorfeld einer KAZ-Zulassung geschehen. Die entsprechenden Maßnahmen können jeweils im Lichte der bis dahin erworbenen Erfahrung umgesetzt werden. Langfristig dürfte eine Erhöhung der Abtrennleistung der Vorklärbecken sinnvoll sein.

Die siedlungswasserwirtschaftliche Infrastruktur unterliegt einzelspezifischen Besonderheiten, die sich aus der historischen Entwicklung, der Landnutzung und Topographie im Einzugsgebiet ergeben haben. Die Nutzung von KAZ wird daher auch fallspezifische Wirkungen zeigen. Zusammenfassend lassen sich folgende Merkmale benennen, die besonders geeignete Rahmenbedingungen für die KAZ-Nutzung aufzeigen:

1. Entwässerung im Trennsystem
2. Städtisches Einzugsgebiet: In Bereichen verdichteter Bebauung sind die hydraulischen Rahmenbedingungen zum Transport der Abfallpartikel im Kanal gesichert. Zudem ist die getrennte Bioabfallsammlung gerade in dicht bebauten Gebieten, insbesondere Großwohnsiedlungen fragwürdig.
3. Geringes C/N-Verhältnis im Abwasser: Kläranlagen, die zur Unterstützung der Denitrifikation externe C-Quellen einsetzen, können im besonderen Maße von der Zuführung der Küchenabfälle profitieren.
4. Überkapazitäten auf der Kläranlage

Wirtschaftlichkeit

Die Vergleichskostenrechnung mit überschlägig gemittelten Kennziffern zeigt, dass das System KAZ mit höheren Aufwendungen verbunden ist als das bestehende System Biotonne. Die Aufwendungen ergeben sich überwiegend aus den Anschaffungskosten der Geräte, während die folgende Transport- und Behandlungskette mit vergleichsweise geringerem finanziellen Aufwand verbunden ist.

Das System KAZ kann daher nur im Rahmen einer privaten Investition wirtschaftlich sinnvoll sein. Die Kostenzuteilung entspricht der üblichen Praxis, die Aufwendungen zur Zuführung des Abwassers in den öffentlichen Kanal erfolgen stets im Rahmen privater Anschaffungen (Hausinstallation, WC-Sitz, Waschtische usw.).

Unter der Prämisse einer privaten KAZ-Anschaffung ergibt sich das Problem der Parallelität mehrerer Co-Erfassungs- und Behandlungssysteme für Küchenabfall, die eine Bilanzierung der wirtschaftlichen Folgen nur überschlägig ermöglichen.

Die Kostenrechnung zeigt jedoch, dass die private KAZ-Anschaffung in den meisten Fällen keine öffentlichen Zusatzkosten produziert, bei geeigneten Randbedingungen kann von einer öffentlichen Kostenminderung ausgegangen werden.

Unter dem Blickwinkel der Wirtschaftlichkeit ist die KAZ-Nutzung daher nicht abzulehnen. Die Anschaffung eines Gerätes ist eine private Entscheidung auf der Basis einer Abwägung der individuellen Mittel und Bedürfnisse.

Aus Gründen der Kostengerechtigkeit ist eine Umverteilung der Gebühren geboten, d. h. eine Reduzierung der Abfallgebühren gegen eine KAZ-Sonderzahlung an die Abwasserbetriebe. Diese Umverteilung erfordert eine KAZ-Deklarationspflicht. Zur Abfederungen etwaiger Investitionen könnte auch eine Gebühr erhoben werden, die über den Umverteilungsbetrag hinausgeht. Ein Kostensatz von etwa 1 € pro KAZ-Nutzer und Monat würde vermutlich von den meisten Nutzern akzeptiert werden und zur Deckung der nötigen Investitionen ausreichen.

Wirtschaftlich arbeitende, gewinnorientierte Entwässerungsbetriebe könnten die KAZ-Nutzung gezielt als Dienstleistung anbieten, zur Festlegung der Nutzungsgebühren müsste eine fallspezifische Kostenkalkulation erfolgen. Die Kostenbilanz dürfte sich bei steigenden Energiepreisen in der Zukunft noch verbessern, da das System KAZ einen Energieüberschuss abwirft.

Langfristig würde eine dementsprechende Entsorgungspraxis bei höheren KAZ-Verbreitungsgraden zu steigenden Kostenvorteilen im Bereich der Bio- und

Restabfallentsorgung führen. Einerseits ist mit geringeren Organikanteilen im Restabfall zu rechnen, die zu geringeren Kostenaufwendungen bei der Restabfallvorbehandlung in MVAs oder MBAs führen, andererseits dürfte die Verminderung des vergärungsanfälligen Anteils im Bioabfall zu einer homogeneren, gartenabfallgeprägten Kompostmiete führen, für deren Rotte weniger Belüftungsenergie eingesetzt werden muss.

Weitere Kosteneinsparungen sind aufgrund nachfolgender Überlegungen möglich: Für KAZ-Nutzer wäre ein Abfuhrsystem aus Tonne und Sack hinreichend. Die Abfalltonne zum Einwurf trockener Abfälle, ein Sack aus kompostierbarem Material zur Entledigung der Gartenabfälle. Bei hohen KAZ-Verbreitungsgraden ist eine Anpassung des Bioabfall-Abfuhrintervalls an die Jahresganglinie des Gartenabfallaufkommens denkbar.

Umweltwirkungen

Die Umweltwirkungen bedürfen einer differenzierten Betrachtung. Einerseits sind die Ergebnisse der Ökobilanzierung auszuwerten, andererseits muss die Problematik erhöhter Gewässerbelastungen durch die KAZ-Nutzung berücksichtigt werden.

Etwaige Einflüsse auf die Gewässerbelastung durch den unmittelbaren Klärablauf wurden im Teil E ohne detaillierte abwassertechnische Berechnung ausgeschlossen. Diese Einschätzung beruht auf der Feststellung, dass sich die Zulauffracht zur biologischen Stufe bei geeigneten Anpassungsmaßnahmen durch die KAZ-Nutzung nicht verändert, ggf. sogar absenken lässt. Bei einer neutralen Belastungssituation im Hinblick auf die Parameter BSB und TS sind daher keine nachteiligen Veränderungen zu erwarten. Die Zusatzfrachten der Parameter Stickstoff und Phosphor sind marginal, aufgrund der erhöhten Anteile leicht abbaubarer Kohlenstoffverbindungen kann die Nährstoffelimination stabilisiert und deren Effizienz erhöht werden, sodass die frachtbedingten Gewässerbelastungen über den Klärablauf ggf. sogar vermindert werden können.

Die hydraulische Zusatzbelastung der Gewässer kann ebenfalls als marginal eingestuft werden und bedarf keiner näheren Betrachtung. Bei einer Entwässerung im Trennsystem lassen sich folglich keine Einwände gegen die KAZ-Nutzung ableiten.

Die Situation stellt sich in Siedlungsgebieten, deren Entwässerung im Mischsystem vollzogen wird, anders dar: Zusätzliche Gewässerbelastungen durch Mischwasser-

entlastungen können nicht ausgeschlossen werden. Die Prognose dieser Entlastungsfrachten auf der Basis hydrologischer und hydraulischer Modelle ist sehr komplex und bis heute Gegenstand wissenschaftlicher Arbeiten. Da die KAZ-Nutzung keine Erhöhungen der Entlastungsfrachten und damit verbundenen Gewässerbelastungen nach sich ziehen sollte, wären Anpassungen der Entlastungsbauwerke erforderlich. Entsprechende Untersuchungen hierzu liegen nicht vor, die Fragestellung wurde im Rahmen dieser Arbeit nicht näher betrachtet. Die Problematik der Entlastungsfrachten bleibt somit unbeschrieben und sollte Gegenstand zukünftiger Untersuchungen sein. Der Einsatz von KAZ in Städten mit Mischsystem sollte bis zur Klärung dieser Frage ausbleiben.

Weitere Umweltwirkungen wurden im Rahmen einer Ökobilanz dargestellt. Die Ergebnisse zeigen, dass das System KAZ im Vergleich zu den untersuchten Alternativen einen mittleren Rang einnimmt, das System Biotonne mit anschließender Co-Vergärung zeigt die günstigste Ökobilanz mit Gutschriften für den kumulierten Energieaufwand und für die nicht realisierten Emissionen an Treibhausgasen.

Es ist bemerkenswert, dass das System KAZ trotz hoher Aufwendungen zur Herstellung und vergleichsweise geringer Gerätelaufzeit eine insgesamt positive Energiebilanz (KEA) aufzeigt. Die Größenordnung dieser Gutschrift fällt deutlich geringer aus als bei der Kombination Biotonne/Co-Vergärung. Gegenüber dem gegenwärtig favorisierten System Biotonne/Kompostierung zeigt die Ökobilanz der KAZ-Nutzung für die Mehrzahl der untersuchten Parameter einen Vorteil auf. Aus diesem Grund lassen sich – insbesondere im Vergleich zum favorisierten System – anhand der Ökobilanz keine zwingenden Argumente gegen die KAZ-Nutzung ableiten. Die Ökobilanz des Systems Biotonne/Kompostierung würde sich darüber hinaus vorteilhaft entwickeln, wenn die Komponente der Küchenabfälle aus dem zu kompostierenden Material herausgenommen würde, da das Auftreten anaerober Zonen, die für die Bildung der Treibhausgase maßgeblich sind, vermindert werden könnte.

Ausleitende Diskussion der rechtlichen Situation in Deutschland

Es wurde einleitend darauf hingewiesen, dass eine rechtlich handhabbare Abgrenzung zulässiger und unzulässiger Abwasserinhaltsstoffe anhand stofflicher Kriterien unmöglich erscheint. Eine Küchenabfallsuspension unterscheidet sich – stofflich gesehen – nicht von normalem Abwaschwasser. In beiden Fällen befinden

sich suspendierte und/oder gelöste Lebensmittelreste im Wasser, die dessen Verschmutzung bewirken. Es lassen sich auch keine stofflichen Abgrenzungen der in den Entwässerungssatzungen aufgeführten *verbotenen* Abfallstoffe zu den *legalen* Abfallstoffen wie Fezes und Toilettenpapier beschreiben. Diese *legalen* Stoffe dürften nicht zugeführt werden, wenn man Toilettenpapier den *verbotenen Fasern*, und Fezes den *verbotenen Schlämmen* oder *Schlempen* zuordnet. Die Schwierigkeit der Abgrenzung anhand stofflicher Kriterien besteht auch bei bestimmten Lebensmittelresten. Beispielsweise kann die Zubereitung eines Filterkaffees mit einem Papierfilter erfolgen, der sich problemlos in die Biotonne entsorgen lässt. Demgegenüber ist die Entsorgung des Kaffeesatzes mit dem Abwasser üblich, wenn zur Zubereitung eine Glaskanne mit Permanentfilter verwendet wird, bei dem der Satz an den Behälterboden gedrückt wird.

Die einzige mögliche Abgrenzung lässt sich über den Habitus definieren. Es ist in Deutschland gesellschaftlich akzeptiert, dass ein Teil der häuslichen Schmutzstoffe dem Abwasser überführt und mit diesem entsorgt wird. Einerseits ist diese Akzeptanz methodisch-technisch bedingt, da sich gewisse Schmutzstoffe nur unter Zuhilfenahme eines geeigneten Lösungsmittels (Wasser) entfernen lassen, andererseits sind hygienische Gründe anzuführen, die die Zulässigkeit der Spültoilette rechtfertigen.

Eine denkbare Rechtsformulierung zur Abgrenzung *legaler* und *illegaler* Abwasserfeststoffe im Sinne der gegenwärtigen Rechtsinterpretation könnte daher wie folgt lauten:

In Haushalten anfallende Schmutz- und Abfallstoffe, die ohne Verschmutzung von Wasser – z. B. durch Fegen, Saugen, Aufsammeln oder Umfüllen – erfasst werden können, dürfen nicht in das Abwassersystem eingebracht werden. Davon unberührt bleiben Schmutz- und Abfallstoffe menschlicher Abgänge und damit verschmutztes Toilettenpapier.

Um der Lebenswelt der Bürger gerecht zu werden, sollte folgender Zusatz ergänzt werden:

... sowie flüssige Lebensmittelreste, z. B. Getränkereste.

Die Herstellung einer Küchenabfallsuspension und deren Verbringung in das Abwassersystem wäre damit eindeutig abgegrenzt und unzulässig. Dieser Umstand ließe sich mit folgender Ergänzung aufheben:

Lebensmittel- und Speisereste dürfen der Abwasseranlage im zerkleinerten Zustand zugeführt werden. Die Verwendung eines Küchenabfallzerkleinerers muss gegenüber der Stadt angezeigt werden (und kann mit einer Gebühr belegt werden).

Es bleibt den Entscheidern und Zukunftsplanern der Städte vorbehalten, eine geeignete, klare Formulierung festzulegen. Eine sachliche Diskussion zugunsten der Allgemeinheit, der Wünsche und Bedürfnisse der Bürger sowie der Belange des Umweltschutzes ist die beste Voraussetzung, eine treffliche Formulierung zu finden.

Schlussbemerkung

Eine weite Verbreitung der KAZ-Nutzung ist in Deutschland längerfristig nicht zu erwarten. Die Anschaffungskosten der Geräte sind relativ hoch und die Benutzung wird zumeist als individueller Luxus zur Bedienung der Bequemlichkeitsansprüche gewertet.

Das frühe Kanalsystem der Stadt Karlsruhe (stellvertretend für die meisten anfänglichen Systeme) wurde nur auf die Ableitung von Regen-, Spül- und Badewasser ausgelegt. Die Begründung lautete damals: [STADTARCHIV KARLSRUHE, 1882, z. i. StKA, 1999]

Die Anschaffung und der bedeutende Wasserkonsum der Wasserclosetts ist jedoch für die arbeitende Klasse der Bevölkerung viel zu kostspielig, so angenehm die Einrichtung für den Vermögenden auch sein mag.

Diese fundamentale Fehleinschätzung des Nachfragepotenzials nach Spültoiletten, hatte eine fehlerhafte Kanalkonzeption zur Folge, die nachträglich mit dem Umbau zur Schwemmkanalisation korrigiert wurde.

Die Nutzung des Kanals zum Transport menschlicher Abgänge mit Spülwasser beschreibt den heutigen Status Quo. Im Hinblick auf die Schließung von Stoffkreisläufen ist dieses System nicht mehr zeitgemäß. Urin und Fezes sind als Nährstoffträger wiederverwertbar, im Abwasser bewirken sie lediglich eine Nährstoffbelastung.

Gedankenexperiment: Man stelle sich eine Kläranlage vor, in der die Stoffströme Urin, Fezes, zerkleinerte Küchenabfälle, Wasch- Bade- und Spülwasser vermischt

anfallen und nach Stand der Technik behandelt werden. Ein Zauberer bietet an, den letzten Kanalschacht vor der Anlage zu verzaubern, sodass einer dieser Stoffströme dort eliminiert wird. Der Zauber wirkt, solange es niemand wagt, den Deckel zu öffnen! Welchen Stoffstrom würde man zur Optimierung des Anlagenbetriebs und zur Minimierung der Gewässerbelastung abstellen?

Antwort: Der Zugang zum Kanalschacht muss entsprechend den einschlägigen Regelwerken gewährleistet sein.

- Almeida, M. C.; Butler, D.; Frieder, E. (1999): At-source domestic wastewater quality, *Urban Water*, Vol. 1, 49–55
- Amend, J.; Bumiller, W.; Kusche, I.; Donnert, D. (2000): Effiziente Abwasserreinigung durch einfache Prozessmodifikation und Nutzung von Küchenabfällen, Forschungszentrum Karlsruhe, Wissenschaftliche Berichte FZKA 6483
- Andreasen, K.; Nielsen, H. (1997): Application of microautoradiography to the study of substrate uptake by filamentous microorganisms in activated sludge, *App. And Envir. Microbiology*, Vol. 63, Nr. 9, 3662–3668
- Anonym (1951): Mount Dora, Fla., buys home garbage disposers, *Sew. Ind. Wastes*, Vol. 23, 294
- Anonym (1954): Another community-wide installation of household food waste disposers, *Sew. Ind. Wastes*, Vol. 25, Nr. 1, 43
- Anonym (1990): Warum sind Küchenabfallzerkleinerer abzulehnen? *KA-Betriebs-Info*, Vol. 20, Nr. 4, 391
- Anonym (2000): Kanalreinigung in NRW kostet 100 Millionen DM pro Jahr, *KA*, Vol. 47, Nr. 6, 911
- ASCE (1994): State and local public works needs, Civil engineering research foundation
- ATV-DVWK-A131 (2000): Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen, DWA, D-53773 Hennef
- Babbit, H. E. (1936): The dosing of sewage tanks with ground garbage; *Sewage Works Journal*, Vol. 8, Nr. 1, 16–21
- Balkenhoff, B. (1998): Untersuchung und Bewertung der Bioabfallvergärung in Faultürmen – Diplomarbeit, unveröffentlicht, Hochschule Bremen
- Balmat, J. L. (1957): Biochemical oxidation of various particulate fractions of sewage, *Sewage And Industrial Waste*, Vol. 27, Nr. 9, 757–761
- Baumann, E. R.; Dorman, D. A.; Skodje, M. T. (1955): Particle-size distribution of ground garbage, *Sew. Ind. Wastes*, Vol. 27, Nr. 11, 1245–1252
- Becker, K.; Schulze, G. (1981): Rattenbekämpfung als öffentliche Aufgabe, Pentagon Publishing GmbH, Friedrichsdorf/Ts., 1. Auflage
- Benett, E. R.; Lindstedt, E. K. (1975): Individual home wastewater characterisation and treatment, Completion Report Series No. 66, Environmental Resources Center, Colorado, State University, Fort Collins, CO, 145
- Bidlingmaier, W.; Müsken, J. (1997): Biologische Verfahren zur Behandlung fester Abfallstoffe – Umweltbiotechnologie, Gustav Fischer Verlag, 39–201
- Biehler, M. J.; Nuding, R. (1995): Vergleich verschiedener Verfahren zur Verwertung von Bio- und Grünabfällen auf kommunaler Ebene, *Entsorgungspraxis*, 7/8, 24–32
- Bloodgood, D. E. (1936): Digestion of garbage with sewage sludge, *Sewage Works Journal*, Vol. 8, Nr. 1, 3–12
- Böblingen (1994): Abfallwirtschaftsbetrieb des Landkreises Böblingen und Landratsamt Böblingen (Hrsg.) Das Kompostwerk Leonberg: Garantie für Qualität, Informationsbroschüre
- Boku – Universität für Bodenkultur Wien (2004): Klimarelevanz der Kompostierung unter Berücksichtigung der Verfahrenstechnik und Kompostanwendung, Forschungsdokumentation, <http://bokudok.boku.ac.at>
- Bolzonella, D.; Pavan, P.; Battistoni, P.; Cecchi, F. (2003): Garbage grinder: a friendly technology for the environment, *Environmental Technology*, Vol. 24, Nr. 3, 349–359
- Bolzonella, D.; Pavan, P.; Battistoni, P.; Cecchi, F. (2005): Mesophilic anaerobic digestion of waste activated sludge: influence of the solid retention time in the wastewater treatment process, *Process Biochemistry*, Vol. 40, Nr. 3–4, 1453–1460

- Bouallagui, H.; Touhami, Y.; Ben Cheikh, R.; Hamdi, M.(2005): Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetable waste, *Process Biochemistry*, Vol. 40, Nr. 3–4, 989–995
- Bowerman, F. R.; Dryden, F. D. (1962): Garbage, detergents, and sewers, *Sew. Ind. Wastes*, Vol. 34, Nr. 5, 475–494
- Bucksteeg, K. (1990): Küchenabfallzerkleinerer – eine notwendige umweltgerechte Einrichtung oder ein unnötiges umweltbelastendes Markprodukt? *KA*, Vol. 37, Nr. 2, 183
- Bucksteeg, W.; Imhoff, K. R. (1964): Über die Auswirkungen der Küchenabfallzerkleinerung auf Kanalisation, Kläranlage und Vorfluter, *gwf*, Vol. 105, Nr. 44, 1226–1228
- Bühler (1993): Persönliche Mitteilung der Fa. Bühler GmbH, Braunschweig, zitiert in RÖSCH [1996]
- Buswell, A. M. (1936): Anaerobic fermentations Bull, Nr 32., Div. State Water Survey, Univ. Illinois
- Calvert, C. K.; Tolman, S. L. (1936): The effect of ground garbage on sewage treatment plant operation, *Water Works And Sewage*, May 1936, 161–168
- Canler, J. P.; Royer, C.; Duchene, Ph.(2001): Aerobic biological treatment of grease from urban wastewater treatment plants, *Wat. Sci. Techn.*, Vol. 44, Nr. 2, 219–226
- Carpenter, L. V.; Rogel, A. C.; Grabois, B. (1936): The disposal of garbage in the sewerage system, *Sewage Works Journal*, Vol. 8, Nr. 5, 728–741
- CECED – European Committee of Manufacturers of domestic Appliances (2003): Food waste disposers. An integral part of the EU's future waste management strategy, Ref. PP 03-01, www.ceced.org
- CLA – City of Los Angeles (2001): Monthly performance report – January 2001, Hyperion treatment plant, Dep. Of Public Works, Bureau of sanitation, unveröffentlicht
- CLA – City of Los Angeles (2003): Reduction continues in number of sanitary overflows caused by food service establishments, *Department Of Public Works- News*, Public Affairs Office
- Cobo, A. L. (1955): Detroit to be garbage free, *American City*, Vol. 70 (Oct. 1955), 118
- Cohn, M. M. (1935): The combined collection and disposal of sewage and foot wastes, *Sewage Works Journal*, Vol. 7, Nr. 1, 43–55
- Cohn, M. M. (1951): Recent developments in dual disposal, *Sew. Ind. Wastes*, Vol. 23, Nr. 1, 54–58
- Couch, L. I.; Kulin, H. J. (1950): Municipal garbage disposal by household grinders at Jasper, Indiana, *Sew. Ind. Wastes*, Vol. 22, Nr. 9, 1138–1146
- Cuhls, C. (2001): Schadstoffbilanzierung und Emissionsminderung bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung, Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 114
- DGE (1988): Deutsche Gesellschaft für Ernährung (Hrsg.): Ergänzungsband zum Ernährungsbericht 1988, Druckerei und Verlag Henrich, Frankfurt
- DGE (2000): Deutsche Gesellschaft für Ernährung (Hrsg): Ernährungsbericht 2000, Druckerei und Verlag Henrich, Frankfurt
- Diggelman, C; Ham, R. K. (1998): Life-Cycle comparison of five engineered systems for managing food waste, *University Madison Wisconsin*, Dep. Civil And Environmental Engineering
- Diggelman, C.; Ham, R. K. (2003): Household food waste to wastewater or to solid waste? That is the question, *Waste Management & Research*, Vol. 21, 501–514
- Doedens, H. (1998): Einfluß der Sammellogistik und des Gebührensystems auf die Bioabfallmengen, *Abfallwirtschaft – Neues aus Forschung und Technik – Biologische Abfallbehandlung III – Kompostierung, Anaerobtechnik, MBA, Klärschlammverwertung*, M. I. C. Beaza Verlag 1996.
- Doedens, H.; Ketelsen, K. (1992): Konzepte zur Entlastung des Hausmülls von organischen Abfällen, *Müll und Abfall*, Heft 7/92.
- DWSD – Detroit Water and Sewage Department (2003): FOG-program: Fat-free sewers, *In the Flow – A public affairs division publication*, Vol. 3, Nr. 2, 3–4
- Engelhardt, M. (2001): Ratten finden Bio-Gut, Artikel im *Tagesspiegel* von 26.08.2001

- Edelmann, W.; Schleiss, K. (2000): Gegenüberstellung der Ökobilanzen und ökonomischer Daten von Kompostierung, Vergärung und thermischer Behandlung biogener Abfälle, Schriftenreihe BFE, Bern
- Erpenbeck, J. (1981): Beständigkeit von Materialien gegenüber Nagetieren, in: Iglisch, Ingram (Hrsg.) Aktuelle Probleme der Bekämpfung und Abwehr von Ratten und Hausmäusen, Pentagon Publishing GmbH, Frankfurt a. M., 1. Auflage, S. 21–43
- Fair, G. M. (1934): Digestion of garbage, *Sewage Works Journal*, Vol. 6, Nr. 2, 259–261
- Folkerts, T. (2000): Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen bei der biologischen Behandlung häuslicher Bio- und Küchenabfälle – Ein Vergleich zwischen drei Verfahrensvarianten, Diplomarbeit Hochschule Bremen, unveröffentlicht
- Fox, C. R.; Davis, W. S. (1924): New Process of garbage disposal at Lebanon, Pa, *Engineering News Record*, Vol. 92, 857
- Fricke, K.; Goedecke, H.; Einzmann, U. (2003): Die Getrenntsammlung und Verwertung von Bioabfällen – Bestandsaufnahme 2003, in Fricke *et al.* (Hrsg.): Die Zukunft der Getrenntsammlung von Bioabfällen – 20 Jahre Biotonne – eine Standortbestimmung, 64. Informationsgespräch des ANS e. V., 8. und 9. Juli 2003 in Witzenhausen, S.11–64
- Gallert, C.; Henning, A.-K.; Stentzel, U.; Winter, J. (2002): Verarbeitung von getrennt gesammelten Bioabfällen in der Bioabfallvergärungsanlage Karlsruhe/Durlach, *KA*, Vol. 49, Nr. 5, 695–704
- Galil, N.; Shpiner, R. (2001): Additional pollutant and deposition potential from garbage disposers, *J. CIWEM*, Vol. 15, 34–39
- Gedrich, K. (1997): Ökonometrische Bestimmung der Lebensmittel- und Nährstoffzufuhr von Personen anhand des Lebensmittelverbrauchs von Haushalten, *Studien zur Haushaltsökonomie*, Bd. 13, Peter Lang, Frankfurt
- Gedrich, K. (2004): DGE Sachbearbeiter Ernährungsbericht, persönliche Information
- Gellenbeck, K.; Dornbusch, H.-J.; Gallenkemper, B. (1995): 4-wöchentlicher Restmüllabfuhrhythmus aus Sicht der Hygiene, des Geruchs und der Wirtschaftlichkeit im Landkreis Oldenburg, *Müll und Abfall*, 4/95, 225–241
- Gronauer, A. (1997): Bioabfallkompostierung, Verfahren und Verwertung, Bayrisches Landesamt für Umweltschutz, Schriftenreihe, Heft 139
- Gruvberger, C.; Aspegren, H.; Andersson, B.; la Cour Jansen, J. (2003): Sustainability concept for a newly built aerea in Malmö, Sweden, *Wat. Sci. Techn.* Vol. 47, Nr. 7–8, 33–39
- Hahn, H. O. (2002): Transport organischer Feststoffe in flachen Abwasserkanälen, *Dipl.-Arbeit*, Uni Karlsruhe, ISWW
- Haseltine, T. R. (1950): Addition of garbage to sewage, *Water And Sewage Works*, 1950, Nr. 11, 467–472
- Hassey, P.; Joyce, C. (2001): Grease impact assessment rehabilitation pilot project, *Weftech* conference paper 2001, www.wef.org
- Hellebrand, H. J. (1993): Grünlandökosysteme: Eine Diskussion zu Stoffströmen und Reststoffverwertung, *Landtechnik*, Vol. 48, 655–657
- Hellmann, B. (1995): Freisetzung klimarelevanter Spurengase in Bereichen mit hoher Akkumulation von Biomassen. Abschlussbericht DBU, GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit GmbH, München, Inst. für Bodenökologie, Zeller Verlag, Osnabrück
- Hernandez, G. L.; Redd, K. R.; Wert, W.A.; Min Liu, A.; Haug, R. T. (2002): Hyperion advanced digestion pilot program, 16th annual residuals and biosolids management conference, WEF 2002, www.wef.org
- Hörler, A. (1955): Zur Frage der Zulassung von Küchenkehrichtzerkleinerungsapparaten (Küchenmühlen), *Schweiz. Zeitschr. für Hydrologie*, XVII, 348–368
- Hosang, W.; Bischof, W. (1993): Abwassertechnik, 10. Auflage, Teubner Verlag, Stuttgart
- Hoy, S. (1985): The garbage disposer, the public health, and the good life, *Technology And Culture*, Vol. 26, Nr. 4, 758–784

- Imhoff, K. (1943): Taschenbuch der Stadtentwässerung, 10. Auflage, Oldenbourg
- Imhoff, K.; Imhoff, K. R. (1999): Taschenbuch der Stadtentwässerung, 29. Auflage, Oldenbourg
- INFA (2004): Kostenbetrachtung für die separate Bioabfallsammlung und -behandlung im Vergleich zur gemeinsamen Entsorgung mit dem Restabfall, Endbericht, Institut für Abfall, Abwasser und Infrastrukturmanagement GmbH, Ahlen,
<http://www.vhe.de/fileadmin/pdf/aktuelles/Infa-Bericht-02122004.pdf>
- Jones, P. H. (1990): Kitchen garbage grinders – effect on sewerage systems and refuse handling, University Of Toronto
- Jones, P. H. (1992): Disposal of the putrescible fraction of refuse, Conference on environmental engineering, Gold coast, Queensland, Juni 1992
- Julliard, Y. (2002): Ethische Technikgestaltung, Technikethik aus der Sicht eines Ingenieurs, Europäische Hochschulschriften, Reihe XX, Bd. 661, Peter Lang, Frankfurt
- Karlsberg, T.; Norin, E. (1999): Food Waste Disposers – Effects on Wastewater Treatment Plants - A Study from the Town of Surahammar, VAV AB (Hrsg.), VA-Forsk Report, 1999–9
- Keefer, C. E.; Kratz, H. (1934a): The digestion of garbage with sewage sludge, *Sewage Works Journal*, Vol. 6, Nr. 1, 14–23
- Keefer, C. E.; Kratz, H. (1934b): The quantity of garbage that can be digested with sewage sludge, *Sewage Works Journal*, Vol. 6, Nr. 2, 250–258
- Kegebein, J.; Hoffmann, E.; Hahn, H. H. (2001): Co-Transport und Co-Verwertung, *gwf*, Vol. 142, Nr. 6, 429–434
- Kern, M. (1993): Grundsätze und Systematik des Vergleichsverfahrens von Kompostierungssystemen, in: Wiemer, K. & Kern, M. (Hrsg.): Bioabfallkompostierung – flächendeckende Einführung, M. I. C., Beza Verlag Witzenhausen, 343–375
- Kern, M. (1991): Untersuchungen zur vergleichenden Beurteilung von Kompostierungsverfahren. Technik – Umweltrelevanz – Kosten, in: Wiemer, K. & Kern, M. (Hrsg.) Bioabfallkompostierung – flächendeckende Einführung, M. I. C., Beza Verlag Witzenhausen, 235–279
- Ketzenberger, B. A. (1995): Effect of ground food waste on the rates of scum and sludge accumulation, University of Madison-Wisconsin
- Koning, J. de; Graaf, J. H. J. M. van der (1996): Kitchen food waste disposers, Technische Universität Delft
- Kujawa-Roeleveld, K.; Elmitwalli, T.; Gaillard, M.; van Leeuwen, M.; Zeeman, G. (2003): Co-digestion of concentrated black water and kitchen refuse in an accumulation system within the DESAR (decentralized sanitation and refuse) concept, *Wat. Sci. Techn.*, Vol. 48, Nr. 4, 121–128
- Lahl, U.; Zeschmar-Lahl, B. (2001): Lösungsansätze zur Umsetzung der Emissionsanforderungen der 30. BimSchV, in: Wiemer, K., Kern, M., (Hrsg.) Bio und Restabfallbehandlung V – biologisch – mechanisch – thermisch – Witzenhausen Institut. Neues aus Forschung und Praxis, S. 591–617
- Lebersorger, S.; Salhofer, S. (2003): Generation and diversion of bio waste in private households and potentials for waste minimization, in: Dhir, R. K., Newlands, M. D., Halliday, J. E. (Hrsg.): *Recycling and reuse of waste materials*, proceedings of the international Symposium at the university of Dundee, Scotland, Sept. 2003, 107–116
- Leinemann, B. (1998): Die Bildung klimarelevanter Spurengase während der Kompostierung in Abhängigkeit von der Bioprozessführung und dem Inputmaterial, Dissertation der gemeinsamen naturwissenschaftlichen Fakultät der TU Braunschweig
- Loesch, O.; Rupprecht, G. (1950): Vergleichende Untersuchungen über Gaserzeugung aus Müll und Klärschlamm in der Kläranlage München-Großlappen, *Gesundheitsingenieur*, Vol. 71, Heft 23/24, 382–387
- Loll, U.; Glasenapp, J. (2003): Aktuelle Schlammengen bei der Planung von Schlammbehandlungsanlagen und Entsorgungskapazitäten, in ATV-DVWK (Hrsg.) Klärschlamm aktuell 2, GFA, Hennef, 209–233

- Luckner, T. (2002): Zum Bewegungsbeginn von Sedimenten, Mitteilungen des Inst. für Wasserbau und Wasserwirtschaft, TU Darmstadt, Heft 124
- Lundie, S.; Peters, G. M. (2005): Life cycle assessment of food waste management options, *Journal Of Cleaner Production*, Vol. 13, 275–286
- Malcolm, W. L. (1937): Studies in the digestion of ground garbage, *Sewage Works Journal*, Vol. 9, Nr. 3, 389–405
- Marashlian, N.; El-Fadel, M. (2005): The effect of food waste disposers on municipal waste and wastewater management, *Waste Management And Research*, Vol. 23, 20–31
- Melcalf & Eddy Inc. (1995): Wastewater Engineering, Treatment-Disposal-Reuse, McGraw Hill, New Delhi
- Menner, M.; Eisner, P.; Malberg, A. (1997): Speiseresteverwertung – Erfassung und Verwertung von Speiseresten unter Berücksichtigung von Seuchenhygiene und Verwertungsalternativen, BayFORREST-Forschungsvorhaben F149M, Fraunhofer Institut für Verfahrenstechnik und Verpackung, Freising
- Merkel, W. (1951): Abschwemmung der Küchenabfälle und Zukunft des Stadtkomposts, *Gesundheitsingenieur*, Vol. 72, Nr. 10, 171–172
- Mertens, C.; Krumm, W. (1998): Sammlung und Transport von Bioabfall – Eine Simulationsstudie, *Müll und Abfall*, Vol. 11, 700–708
- Miele, J. A. (1997): The Impact of food waste disposers in combined sewer areas of New York City, Department Of Environmental Protection, New York
- MMV (2005): Mess, R. – persönliche Information der MVV-Energie, Mannheim
- Möller, U. (1985): Stabilisieren von Klärschlämmen und Abtrennen des Wassers, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.)
- Morgan, T. M. (1996): Solid waste contributions to sanitary sewers from food waste disposers in restaurants and institutions, Mr. Sc. Thesis, University of Wisconsin, Madison
- Neis, U. (2004): Schlammdeintegration zur Intensivierung der Schlammbehandlung, in Hahn, H.H., Kegebein, J. (Hrsg.): Auf dem Weg zur Kläranlage von morgen, Schriftenreihe des ISWW, Karlsruhe, Bd. 118, S. 207–226
- Newton, J. (2003): Lifting the fog on F. O. G. *Weftech* conference paper 2003, www.wef.org
- Nilsson, P.; Hallin, P.-O.; Johansson, J.; Karlen, L.; Lilja, G.; Petersson, B. A.; Petterson, J. (1990): Waste management at the source utilizing food waste disposers in the home – a case study of Staffanstorp, Universität Lund, Bulletin Serie VA Nr. 56
- Ødegaard, H. (1988): Coagulation as the first step in wastewater treatment, in: Hahn, H.; Klute, R. (Hrsg.): Pretreatment in chemical water and wastewater treatment, Springer-Verlag, Berlin, 248–260
- Palmer, C. L.; Nusbaum, I. (1951): Ground garbage studies at Detroit, *Sew. Ind. Wastes*, Vol. 23, Nr. 9, 1113–1117
- Peavy, H. S.; Rowe, D. R.; Tchobanoglous, G. (1985): Environmental engineering, McGraw Hill, New York
- Phillips, D. A.; Restrepo, I.; Rathje, W. L. (1984): El proyecto basura. The archaeology of industrial transformation in Mexico, *American Behavioral Scientist*, Vol. 22, 139–153
- Poole, B. A.; Erganian, G. K. (1951): Recent developments in dual disposal – A discussion, *Sew. Ind. Wastes*, Vol. 23, Nr. 3, 278–280
- Pöpel, H. J. (1993): Auswirkungen der Nährstoffelimination auf Menge, Zusammensetzung und Behandlung des Klärschlammes, in Klärschlammbehandlung und Klärschlamm Entsorgung, Schriftenreihe WAR, Vol. 66, 5–29
- Qaqunda, R. (2003): Bewertung und Leistungsvergleich amerikanischer und deutscher Kläranlagen, Diplomarbeit, ISWW, Uni Karlsruhe
- Rathje, W. L. (1984): The garbage decade, *American Behavioral Scientist*, Vol. 28, 9–29

- Rathje, W. L.; Harrison, G. G. (1978): Monitoring trends in food utilization: application of an archaeological method, *Federation Proceedings*, Vol. 37, Nr. 1, 49–54
- Raudkivi, A. J. (1982): Grundlagen des Sedimenttransports, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg
- Ries, T. (2003): Kommunaler Klärschlamm – Wohin damit? Vortrag: Aktuelle Verfahren zur Klärschlammbehandlung und -entsorgung. FZK, Fortbildungszentrum für Technik und Umwelt
- Rösch, C. (1996): Vergleich stofflicher und energetischer Wege zur Verwertung von Bio- und Grünabfällen, Forschungszentrum Karlsruhe, Wissenschaftliche Berichte FZKA 5857
- Salzmann, C. (2000): Untersuchungen zum Sedimentations- und Hydrolyseverhalten von zerkleinerten Küchenabfällen, Vertiefearbeit am ISWW – Uni Karlsruhe
- Sattler, K.; Emberger, A. (1995): Behandlung fester Abfälle, Vogel, 4. Auflage
- Scharman, K. (1957): Effects of garbage grinders on sewers at Tucson, Arizona, *Sew. Ind. Wastes*, Vol. 29, Nr. 4, 480–482
- Scheffold, K. (1995): Bioabfall eine relevante Gebührengroße, *Müll und Abfall*, Heft 4/95.
- Schneider, K.-J. (1994): Bautabellen für Ingenieure, 11. Auflage, Werner-Verlag
- Schmelz, G. (1997): Co-Vergärung von Klärschlamm und Bioabfällen – ein Weg für die Zukunft? In: Klärschlammbehandlung und Entsorgung – Erfahrungen und Perspektiven, 12. ZAF-Seminar, 18.–19.9.1997, TU Braunschweig, Zentrum für Abfallforschung, Volltext unter: www.zfw.tu-bs.de/pubs/tb485/05schmel.htm
- Schmelz, G.; Tatus, R. (2000): Gemeinsame Behandlung von Klärschlamm und Bioabfällen in Faulbehältern, VDI-Tagungsbericht, Bamberg 13.–14.04.2000.
- Siegrist, R. G.; Boyle, W.C. (1976): Characteristics of rural housing wastewater, *J. Of Environm. Eng.*, Div. ASCE, Vol. 113, Nr. 3, 550–566
- Snyder, C. W. (1951): Effects of sewage on cattle and garbage on hogs, *Sew. Ind. Wastes*, Vol. 10, Nr. 10, 1235–1242
- Song, Y. H.; Berg, U.; Weidler, P. G.; Beuchle, G.; Nueesch, R. (2004): Tobermorite-seeded crystallization of calcium phosphate for phosphorus recovery from wastewater, in: Hahn, Hoffmann, Ødegaard (Hrsg.): Chemical water and wastewater treatment VIII, IWA-Publishing, 365–375
- Steiniger, F. (1953): Rattenbiologie und Rattenbekämpfung einschließlich Toxikologie gebräuchlicher Rattengifte, Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart
- Steinmüller (1993): Persönliche Mitteilung der Fa. Steinmüller, Energie und Umwelttechnik an C. Rösch, zitiert in RÖSCH [1996]
- StKA – Stadt Karlsruhe (Hrsg.): Die Stadtentwässerung in Karlsruhe, Informationsbroschüre, Tiefbauamt, 4. Auflage, 1999
- Strutz, W. (2002): Staff-Engineer Fa. In-Sink-Erator, persönliche Information
- Swaffield, J. A.; McDougall, J. A. (1996): Modelling solid transport in building drainage systems, *Wat. Sci. Techn.*, Vol. 33, Nr. 9, 9–16
- Tafari, A. N.; Selvakumar, A. (2002): Wastewater collection system infrastructure research needs in the USA, *Urban Water*, Vol. 4, Nr.1, 21–29
- Thaler, S. (1996): Küchenabfallzerkleinerer – ja oder nein? *KA*, Vol. 43, Nr. 10, 1822–1823
- Thaler, S. (2003): Argumente gegen den Einsatz von Küchenabfallzerkleinerern in Deutschland, *KA*, Vol. 50, Nr. 5, 606
- Thogerson, J. (1996): Wasteful food consumption: trends in food and packaging waste, *Scandinavian Journal Of Management*, Vol. 12, Nr. 3, 291–304
- Thome-Kozmiensky, K. J. (1998): Klärschlamm Entsorgung, TK Verlag, Neuruppin
- Tolman, S. L. (1947): Ground garbage – its effect upon the sewer system and sewage treatment plant, *Sewage Works Journal*, Vol. 19, Nr. 3 441–463
- Uitdenbogerd, D. E. (1995): Kitchen waste disposal treatment: An evaluation, Landbou Universiteit Wageningen

- USEPA (1997): US Environmental protection agency, Clean water needs survey, EPA 832-R-97-003
- VDI – Verein Deutscher Ingenieure (2000): Technikbewertung. Begriffe und Grundlagen, VDI Richtlinie 3780
- Vesely, S. (2002): Aufkommen, Bekämpfung und Trends der Rattenpopulation in städtischen Siedlungsgebieten, Diplomarbeit, ISWW, Uni Karlsruhe
- Wendler, D. (2005): Erfassung und Behandlung ausgewählter Stoffströme in der Siedlungswasserwirtschaft, Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 131
- Wendler, D.; Rosenwinkel, K.-H. (2003): Einflüsse von Küchenabfallzerkleinerern auf Kanalisation, Abwasserreinigung und anaerobe Schlammbehandlung, *KA*, Vol. 50, Nr. 5, 596–605
- Wenlock, R. W.; Buss, D. H.; Derry, B. J.; Dixon, E. J. (1980): Household food wastage in: Britan, *The British Journal Of Nutrition*, Vol. 43, Nr. 1, 53–70
- Whitley, F. H. (1936): Experiments on the digestion of garbage and sewage solids, *Sewage Works Journal*, Vol. 8, Nr. 1, 13–15
- Wicke, C. A. (1987): The effect of the household garbage disposer on the environment, State of Wisconsin
- WIN – Water Infrastructure Network (2001): Water infrastructure now, www.wef.org/pdffiles/WINnow.pdf
- Wirths, W. (1978): Ernährungssituation – Entwicklung und Datenanalyse dargestellt am Beispiel der Bundesrepublik Deutschland, Ferdinand Schöningh, Paderborn
- Wizgall, R. (2004): Strategie zur Klärschlamm Entsorgung kommunaler Kläranlagen in Baden-Württemberg. Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg, www.kurs-net.de/downloads/fohlen_kamingespraechewizgall_uvm.pdf
- Wolff, E. (1954): Granulation of ground garbage, *Sew. Ind. Wastes*, Vol. 26, Nr. 12, 1453–1455
- Wraight, F. D. (1956): Garbage grinder experiences in Jasper, Indiana, *Sew. Ind. Wastes*, Vol. 28, Nr. 1, 44–48
- Wright, W. H. (1940): Study of Trichinosis XIV. A survey of municipal garbage disposal methods as related to the spread of Trichinosis, *Publ. Health Rep.*, Vol. 55, 1069
- ZMP (2002): Marktpotenziale für Convenience-Produkte in Deutschland, Herausgeber und Verlag: ZMP Zentrale Markt und Preisberichtsstelle für Erzeugnisse der Land-, Forst- und Ernährungswirtschaft GmbH, www.zmp.de / www.cma.de

NPO Problematic food grind tests

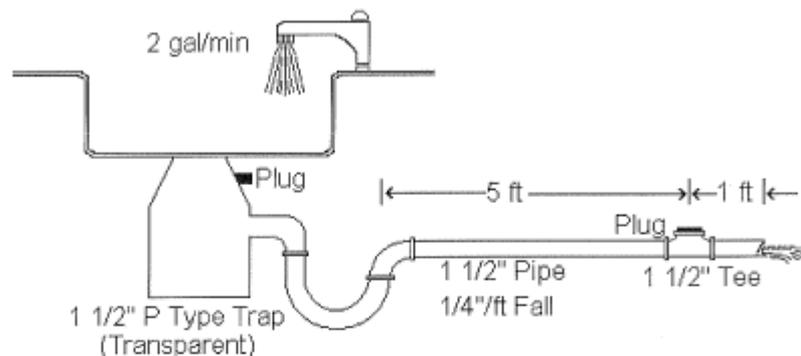
Rev1

1. **AHAM**

This section describes in detail all of the AHAM test procedures for household disposers.

A. **Fineness Test**

- Set-up test area per Figure 1 below:



- Make test load: 1/4 lb. (113 grams) of cooked beef rib bones, 1/4 lb. celery, including top or leaves; 1/4 lb. of raw carrots; 1/4 lb. lettuce leaves.
- Mix test load and feed into an operating continuous feed type disposer with water supplied at the rate of 2 gal/min. For batch feed type disposers, fill hopper loosely with as much of the test load as it will accommodate. Operate disposer until 1 lb. of test load has been used.
- Collect all ground waste discharge from disposer on a nest of 12 inch dia. sieves stacked as follows: #40 on bottom, #8 next, 1/4 inch next, and a 1/2 inch size sieve on top of stack.
- Using a spray nozzle and a water flow rate of 3 gal/min, wash retained waste through sieves, collecting material washed through larger sieves on the successive smaller size sieves. Hold spray nozzle 1 foot above each sieve and wash down for 15 seconds moving spray over the entire sieve area.
- After each sieve has been "washed", set sieve at a 45° angle and let excess water to drain for five minutes, then weigh sieve and retained wet waste material. Subtract sieve weight from total. Waste remaining on the 1/2 inch sieve will, in most cases, be too small to measure.
- Observe and record material remaining by visual inspection. Note number of fibers exceeding 2-1/2 inches in length retained on any sieve. The #8 and #40 sieves are used as an aid in calculating the amount of waste passing through 1/2 inch and 1/4 inch sieve.
- Determine and record the percentage of waste retained on each sieve. To do this, divide the weight of the waste (wet) measured on each sieve by the total weight of ground waste (wet) measured on the four sieves and multiply by 100.

- [1] KARPE, H.-J.: Zur Wirtschaftlichkeit bei der Planung von Fernwasserversorgungen. Karlsruhe 1969 (Eigenverlag des Verfassers).
- [2] PÖPEL, J.: Schwankungen von Kläranlagenabläufen und ihre Folgen für Grenzwerte und Gewässerschutz. GWF, Schriftenreihe Wasser - Abwasser, 16. Oldenbourg Verlag, München 1971.
- [3] MEIER, P.M.: Möglichkeiten zur technischen und wirtschaftlichen Optimierung von Zweckverbänden. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 4. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1972.
- [4] ABENDT, R.; AHRENS, W.; CEMBROWICZ, R.G.; HAHN, H.H.; KNOBLAUCH, A.; ORTH, H.: Operations Research und seine Anwendung in der Siedlungswasserwirtschaft I. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 5. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1972.
- [5] NOLL, K.: Untersuchungen zur Grundwasserentnahme aus den pleistozänen Sedimenten des Rheintalgrabens im Rhein-Neckar-Raum. Karlsruhe 1972 (Eigenverlag des Verfassers).
- [6] NEIS, U.: Experimentelle Bestimmung der Stabilität anorganischer Schwebstoffe in natürlichen Gewässern. Karlsruhe 1974 (Eigenverlag des Verfassers).
- [7] AHRENS, W.: Optimierungsverfahren zur Lösung nichtlinearer Investitionsprobleme - angewandt auf das Problem der Planung regionaler Abwasserentsorgungssysteme. Quantitative Methoden der Unternehmensplanung, Bd. 4. Verlag Meisenheim/Glahn 1975.
- [8] ORTH, H.: Verfahren zur Planung kostenminimaler regionaler Abwasserentsorgungssysteme. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 9. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1975.
- [9] MOSEBACH, K.G.: Phosphatrücklösung bei der Ausfällung von Simultanschlamm. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 11. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1975.
- [10] AHRENS, W.; CEMBROWICZ, R.G.; DEHNERT, G.; HEISS, H.-J.; HAHN, H.H.; HENSELEIT, H.J.; ORTH, H.; SENG, H.J.: Operations Research und seine Anwendung in der Siedlungswasserwirtschaft II. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 12. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1976.
- [11] DEHNERT, G.: Regionale Planung der Standorte für Abwasserbehandlungsanlagen mit Hilfe graphentheoretischer Algorithmen. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Bd. 1. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1976.
- [12] HAHN, H.H. (Hrsg.): Umweltschutz im Bereich des Wasserbaus. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 14. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1976.
- [13] JØRGENSEN, S.E.: Reinigung häuslicher Abwässer durch Kombination eines chemischen Fällungs- und Ionenaustauschverfahrens. Karlsruhe 1976 (Eigenverlag des Verfassers).
- [14] RUF, J.: Gewässergütesimulation unter Berücksichtigung meteorologischer Einflüsse. Prognostisches Modell Neckar, Bericht 16. Dornier System. Friedrichshafen 1977.
- [15] AHRENS, W.; DEHNERT, G.; DURST, F.; GERBER, J.; HAHN, H.H.; PAESSENS, H.; WEUTHEN, H.K.: Tourenplanung bei der Abfallbeseitigung. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Bd. 3. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1977.
- [16] KLUTE, R.: Adsorption von Polymeren an Silikaoberflächen bei unterschiedlichen Strömungsbedingungen. Karlsruhe 1977 (Eigenverlag des Verfassers).

- [17] KNOBLAUCH, A.: Mathematische Simulation des Phosphorkreislaufs in einem gestauten Gewässer. GWF, Schriftenreihe Wasser- Abwasser, Bd. 17. Oldenbourg Verlag, München 1978.
- [18] ABENDT, R.: Aussagefähigkeit von Sauerstoffhaushaltsrechnungen. Hochschulsammlung Ingenieurwissenschaft, Wasserwirtschaft, Bd. 1. Hochschulverlag, Stuttgart 1978.
- [19] SENG, H.J.: Systematische Beurteilung der Umweltverträglichkeit bei Abfalldeponiestandorten. Hochschulsammlung Ingenieurwissenschaft, Abfallwirtschaft, Bd. 2. Hochschulverlag, Stuttgart 1979.
- [20] INSTITUT FÜR SIEDLUNGSWASSERWIRTSCHAFT: Fortschritte bei der Anwendung von Flockungsverfahren in der Abwassertechnologie. 2. Verfahrenstechnisches Seminar. Karlsruhe 1979 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [21] HAHN, H.H. (Hrsg.): Von der Abfallbeseitigung zur Abfallwirtschaft, Fachkolloquium zu Ehren von Prof. Dr.-Ing. Hans Straub, Karlsruhe 1980 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [22] INSTITUT FÜR SIEDLUNGSWASSERWIRTSCHAFT: Planung und Organisation von Einzelkläranlagen und Gruppenkläranlagen, 6. Planungstechnisches Seminar. Karlsruhe 1980 (Eigenverlag des Instituts).
- [23] KÄSER, F.: Transport suspendierter Feststoffe in Fließgewässern. Karlsruhe 1981 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [24] EPPLER, B.: Aggregation von Mikroorganismen. Karlsruhe 1981 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [25] INSTITUT FÜR SIEDLUNGSWASSERWIRTSCHAFT: Fortschritte bei der Anwendung des Flotationsverfahrens in der kommunalen Abwasserreinigung, 3. Verfahrenstechnisches Seminar. Karlsruhe 1981 (Eigenverlag des Instituts).
- [26] PAESSENS, H.: Tourenplanung bei der regionalen Hausmüllentsorgung. Karlsruhe 1981 (Eigenverlag des Instituts).
- [27] KIEFHABER, K.P.: Versuchsanlagen zur Entspannungsflotation von Abwasser - Vergleich von Versuchsergebnissen. Karlsruhe 1982 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [28] HAHN, H.H.; SENG, H.J. (Hrsg.): Wirtschaftlichkeit in der Abfallwirtschaft. Karlsruhe 1982 (Eigenverlag des Instituts).
- [29] HAHN, H.H.; PAESSENS, H. (Hrsg.): Tourenplanung in der Abfallwirtschaft II. Karlsruhe 1982 (Eigenverlag des Instituts).
- [30] DICKGIESSER, G.: Betriebssichere und wirtschaftliche Klärschlamm Entsorgung. Karlsruhe 1982 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [31] HAHN, H.H. (Hrsg.): Wasserversorgung und Abwasserbehandlung in Entwicklungsländern. Karlsruhe 1982 (Eigenverlag des Instituts).
- [32] HAHN, H.H. (Hrsg.): Schlämme aus der Abwasserfällung/-flockung. Karlsruhe 1983 (Eigenverlag des Instituts).
- [33] v. FALKENHAUSEN, K.: Planung eines Entsorgungssystems für die Klärschlammbehandlung. Karlsruhe 1983 (Eigenverlag des Instituts).
- [34] HEISS, H.-J.: Stabilität kostenminimaler Lösungen bei der Planung von Abwasserentsorgungssystemen. Karlsruhe 1983 (Eigenverlag des Instituts).
- [35] HAHN, H.H. (Hrsg.): Planung im Gewässerschutz unter besonderer Berücksichtigung von Flussgebietsmodellen. Karlsruhe 1984 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [36] BANTZ, I.: Ein Rechenverfahren zur Darstellung der Auswirkungen von Stoßbelastungen auf die Qualität von Fließgewässern. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).

- [37] LÖHR, J.: Einfluss der Tiefendurchmischung auf die Entwicklung von Phytoplankton - dargestellt am Beispiel des Maines. Karlsruhe 1984 (Eigenverlag des Instituts).
- [38] TROUBOUNIS, G.: Strukturorientierte Simulation des Kohlenstoff, Stickstoff-, Phosphor- und Sauerstoffhaushaltes flacher Gewässer. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [39] DITTRICH, A.: Transport und Sedimentation organischer Stoffe in Abwasserteichen. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [40] GROHMANN, A.; HAHN, H.H.; KLUTE, R. (Hrsg.): Chemical Water and Wastewater Treatment. Practical Experience and New Concepts. Proceedings from the 1st Gothenburg Symposium, 1984. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 1985 (vergriffen).
- [41] HAHN, H.H.; NEIS, U. (Hrsg.): Belastungsschwankungen auf Kläranlagen: Auswirkungen und Möglichkeiten zur Reduktion, insbesondere durch Chemikalieneinsatz. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts).
- [42] SCHMITT, T.G.: Der instationäre Kanalabfluss in der Schmutzfrachtmodellierung. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts, 2. Auflage).
- [43] IOSSIFIDIS, V.: Die Rolle der Ablagerungen bei der Schmutzfrachtberechnung in Kanalisationsnetzen. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts, 2. Auflage).
- [44] SCHMITT, T.G.; HAHN, H.H. (Hrsg.): Schmutzfrachtberechnung für Kanalisationsnetze. Karlsruhe 1986 (Eigenverlag des Instituts, 2. Auflage).
- [45] DÖLL, B.: Die Kompensation der Oberflächenladung kolloidaler Silika-Suspensionen durch die Adsorption kationischer Polymere in turbulent durchströmten Rohrreaktoren. Karlsruhe 1986 (Eigenverlag des Instituts).
- [46] MERTSCH, V.: Sedimentation, Eindickung und Entwässerung von Fällungs-/Flockungsschlämmen. Karlsruhe 1987 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [47] KORDES, B.: Berechnung der Energiebilanz von Kläranlagen unter Berücksichtigung zeitlicher Schwankungen. Karlsruhe 1987 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [48] GEPPERT, B.: Tourenplanung bei der innenstädtischen Hausmüllentsorgung. Karlsruhe 1987 (Eigenverlag des Instituts).
- [49] GUTEKUNST, B.: Sielhautuntersuchungen zur Einkreisung schwermetallhaltiger Einleitungen. Karlsruhe 1988 (Eigenverlag des Instituts).
- [50] HAHN, H.H.; KLUTE, R.; BALMER, P. (Hrsg.): Recycling in Chemical Water and Wastewater Treatment. Proceedings from the 2nd international Gothenburg Symposium. Karlsruhe 1986 (Eigenverlag des Instituts).
- [51] HAHN, H.H.; PFEIFER, R.; (Hrsg.): Abwasserreinigung in Entwicklungsländern mit besonderer Berücksichtigung der Industrie. Karlsruhe 1987 (Eigenverlags des Instituts).
- [52] HOFFMANN, E.: Strömungsstrukturen in Flockungsreaktoren. (in Vorbereitung).
- [53] HAHN, H.H.; PFEIFER, R. (Hrsg.): Fällung/Flockung - Erfahrungen aus Labor und Praxis. Karlsruhe 1990 (Eigenverlag des Instituts).
- [54] KRÜGER, E.M.: Stabilität mineralischer Basisabdichtungen von Hausmülldeponien bezüglich des Ausbreitungsverhaltens anorganischer Schadstoffe. Karlsruhe 1989 (Eigenverlag des Instituts).
- [55] SISKOS, D.: Kläranlagenauslegung für stehende Vorfluter. Karlsruhe 1989 (Eigenverlag des Instituts).
- [56] HOU, R.: Kontrollstrategien für Fällung und Flockung auf Kläranlagen mit einem Vorhersagemodell der Zu- und Ablauffracht. Karlsruhe 1990 (Eigenverlag des Instituts).
- [57] XANTHOPOULOS, C.: Methode für die Entwicklung von Modellregenspektren für die Schmutzfrachtberechnung. Karlsruhe 1990 (Eigenverlag des Instituts).

- [58] HAHN, H.H.; XANTHOPOULOS, C. (Hrsg.): Schadstoffe im Regenabfluss aus städtischen Gebieten - Präsentation eines BMFT - Verbundprojektes. Karlsruhe 1990 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [59] LEE, C.-M.: Tone zur physikalisch-chemischen Abwasserreinigung. Karlsruhe 1990 (Eigenverlag des Instituts).
- [60] HARTMANN, K.-H.: Anaerobe Behandlung von Sickerwässern aus Hausmülldeponien. Karlsruhe 1991 (Eigenverlag des Instituts).
- [61] HAHN, H.H.; PFEIFER, R. (Hrsg.): Vor-, Simultan- oder Nachfällung? – Entscheidungskriterien für Planung, Entwurf und Betrieb. Karlsruhe 1991 (Eigenverlag des Instituts).
- [62] LEONHARD, D.: Eindickung und Entwässerung als Konsolidierungsvorgang. Karlsruhe 1992 (Eigenverlag des Instituts).
- [63] WEISSER, M.: Untersuchungen zur Belastung kommunaler Klärschlämme durch organische Schadstoffe - Abschlußbericht zum BMFT-Forschungsvorhaben 02 WS 464/8. Karlsruhe 1992 (Eigenverlag des Instituts, 2. Auflage).
- [64] HAHN, H.H.; XANTHOPOULOS, C. (Hrsg.): Schadstoffe im Regenabfluss II. Präsentation des BMFT-Verbundprojektes. Karlsruhe 1992 (Eigenverlag des Instituts, 2. Auflage).
- [65] HAHN, H.H.; PFEIFER, R. (Hrsg.): Sanierung von Kläranlagen. Karlsruhe 1992 (Eigenverlag des Instituts).
- [66] DÜRETH-JONECK, S.: Entwicklung eines naturnahen, praxisorientierten. Mobilitätstests für Schwermetalle und Arsen in kontaminierten Böden. Karlsruhe 1993 (Eigenverlag des Instituts).
- [67] HAHN, H.H.; TRAUTH, R. (Hrsg.): Fällungs-/Flockungchemikalien. Anforderungen, Angebot, Auswahl und Qualität. Karlsruhe 1993 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [68] HAHN, H.H.; TRAUTH, R. (Hrsg.): Wechselwirkungen der biologischen und chemischen Phosphorelimination. Karlsruhe 1993 (Eigenverlag des Instituts).
- [69] LANGER, S.J.: Struktur und Entwässerungsverhalten polymergeflockter Klärschlämme. Karlsruhe 1994 (Eigenverlag des Instituts).
- [70] MÜLLER, N.: Gewässergütemodellierung von Fließgewässern unter Berücksichtigung qualitativer, quantitativer, flächenhafter und sozioökonomischer Informationen. Karlsruhe 1994 (Eigenverlag des Instituts).
- [71] HAHN; H.H.; TRAUTH, R. (Hrsg.): Klärschlamm - Ressource oder kostenintensiver Abfall? Karlsruhe 1994 (Eigenverlag des Instituts).
- [72] MIHOPULOS, J.: Wechselwirkung Flockenbildung - Flockenabtrennung unter Berücksichtigung der Durchströmungsmuster in Sedimentations- und Flotationsbecken. München 1995 (Oldenbourg Verlag).
- [73] XANTHOPOULOS, C.; HAHN, H.H. (Hrsg.): Schadstoffe im Regenabfluss III. München 1995 (Oldenbourg Verlag).
- [74] HAHN, H.H.; TRAUTH, R. (Hrsg.): Wirtschaftlichkeitsfragen in der Abwasserreinigung. München 1995 (Oldenbourg Verlag).
- [75] SCHMID, K.: Tensidunterstützte und biologische Sanierung der Feinkornfraktion aus der Bodenwäsche bei kohlenwasserstoffhaltigen Altlasten. München 1996 (Oldenbourg Verlag).
- [76] HÖLZER, D.: EDV-gestützte Planung von Belebtschlammanlagen unter Berücksichtigung betrieblicher Aspekte. München 1996 (Oldenbourg Verlag).
- [77] HARITOPULOU, T.: Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe und Schwermetalle in urbanen Entwässerungssystemen - Aufkommen, Transport und Verbleib. München 1996 (Oldenbourg Verlag).

- [78] HAHN, H.H.; TRAUTH, R.: Wechselwirkung zwischen Einzugsgebiet und Kläranlage. München 1996 (Oldenbourg Verlag).
- [79] FUCHS, S.: Wasserwirtschaftliche Konzepte und ihre Bedeutung für die Ökologie kleiner Fließgewässer - Aufgezeigt am Beispiel der Mischwasserbehandlung. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [80] BEUDERT, G.: Gewässerbelastung und Stoffaustrag von befestigten Flächen in einem kleinen ländlichen Einzugsgebiet. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [81] WITT, P.CH.: Untersuchungen und Modellierungen der biologischen Phosphatelimination in Kläranlagen. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [82] PSCHERA, S.: Abwasserbehandlung mit Ozon: Klassifizierung von Abwasser zur optimierten Verfahrensgestaltung in der Kreislaufwirtschaft. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [83] TRAUTH, R.: Lokalisierung von Grundwasserschadstoffquellen in urbanen Räumen. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [84] JAKOBS, J.: Quantifizierung der Wirkung von Kanalnetzbewirtschaftungsmaßnahmen mit Hilfe des detailliert hydrodynamischen Schmutzfrachtmodells HAuSS. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [85] XANTHOPOULOS, C.: Stoffströme in der Urbanhydrologie Teil 1 – Oberfläche. München 1998 (Oldenbourg-Verlag).
- [86] SCHMITT, T.G.: Stoffströme in der Urbanhydrologie Teil 2 - Kanalisaton. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [87] SEYFRIED, C.F.: Stoffströme in der Urbanhydrologie Teil 3 – Kläranlage. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [88] HAHN, H.H.; SCHÄFER, M. (Hrsg.): Stoffströme in der Urbanhydrologie Teil 4 - Emission/Immission. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [89] HAHN, H.H.; WILHELMI, M.: Abwasserreinigung - Reststoffproblem oder Sekundärrohstoffquelle. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [90] SCHULZ, ST.: Der Kanal als Reaktor: Neubildung von AOX durch Wirkstoffe in Reinigungsmitteln. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [91] WOLTER, CH.: Steuer- und Regelkonzepte der Vorklärung unter Einbeziehung der Vorfällung/Flockung und Schlammhydrolyse. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [92] PFEIFER, R.: Schmutzstoffrückhalt durch chemisch/physikalische Regenwasserbehandlung im Trennsystem. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [93] LIN, L.Q.: Entstabilisierung und Aggregation von Silika und Huminsäure mit Aluminiumsalzen in turbulenten Rohrströmungen. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [94] HAHN, H.H.; WILHELMI, M. (Hrsg.): Abwasserfällung- und Flockung. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [95] HUPPERT, N.: Elimination von Ibuprofen und NBBS in kommunalen Kläranlagen analysiert mittels Festphasenmikroextraktion. München 1999 (Oldenbourg Verlag).
- [96] FUCHS, S.; HAHN, H.H. (Hrsg.): Schadstoffstoffe im Regenabfluss IV. Abschlusspräsentation des BMBF-Verbundprojektes NIEDERSCHLAG. München 1999 (Oldenbourg Verlag).
- [97] SCHÄFER, M.: Regionalisierte Stoffstrombilanzen in städtischen Einzugsgebieten - Möglichkeiten, Probleme und Schlussfolgerungen.
- [98] HAHN, H.H.; KRAUS, J. (Hrsg.): Technologische Aspekte der Wasser-, Abwasser- und Schlammbehandlung. Karlsruhe 1999 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).

- [99] KISHI, R.T.: Einzugsgebietseigenschaften und Fließgewässergüte (Modellierung stofflicher Parameter mit Hilfe raumbezogener Daten). Karlsruhe 2000 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [100] NAUDASCHER, I.: Kompostierung menschlicher Ausscheidungen durch Verwendung biologischer Trockentoiletten - mit besonderer Berücksichtigung des Kleingartenbereichs. Karlsruhe 2001 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [101] ANDERS, G.: Der Einsatz von Scheibentauchkörpern zur Güllebehandlung mit dem Ziel der weitergehenden Nährstoffreduktion. Karlsruhe 2002 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [102] WITTLAND, C.: Angepasste Verfahren zur Industrieabwasserreinigung - Modell zur Verfahrensauswahl. Karlsruhe 2000 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [103] HAHN, H.H.; KRAUS, J. (Hrsg.): Projektmanagement, Maschinentechnik und gesetzliche Vorgaben. Karlsruhe 2000 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [104] SCHMID-SCHMIEDER, V.: Vergleich der Leistungsfähigkeit von Biofilmverfahren bei Sanierungen bzw. Erweiterungen von kommunalen Kläranlagen. Karlsruhe 2001 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [105] HAHN, H.H.; KRAUS, J.: Geruchsemissionen. Karlsruhe 2001 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [106] ANTUSCH, E.: Lokalisierung organischer Schadstoffemissionen durch Sielhautuntersuchungen. Karlsruhe 2002 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [107] OBERACKER, F.E.: Verwendung und Entsorgung arsenhaltiger Wasserwerkschlämme. Karlsruhe 2002 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [108] HAHN, H.H.; KRAUS, J.: Bläh- und Schwimmschlamm. Karlsruhe 2002 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [109] HITZLER, A.: Beurteilung und Optimierung von Sandwaschanlagen auf Kläranlagen. Karlsruhe 2002 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [110] KLINGEL, M.: Prozess-Simulation in der Abwasser- und Abfallbehandlung. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [111] SONG, Y.: Precipitation Chemistry of Calcium Phosphate for Phosphorous Recovery. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [112] KRAUS, J.: Herstellung von Leichtzuschlagstoffen aus Klärschlamm. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [113] ZHANG, P.: Herstellung und Charakterisierung und Wirksamkeit polymerer anorganischer Flockungsmittel. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [114] HAHN, H.H.; KRAUS, J.: Wertschöpfung durch Betriebsoptimierung. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [115] LUCAS, S.: Auftreten, Ursachen und Auswirkungen hoher Fremdwasserabflüsse – eine zeitliche und räumliche Analyse. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [116] SCHWARZ, M.: Mikrobielle Kolmation von abwasserdurchsickerten Bodenkörpern: Nucleinsäuren zum Nachweis von Biomasse und Bioaktivität. Karlsruhe 2004 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).

-
- [117] HOLZ, A.: Immissionsorientierte Bilanzierung punktueller und diffuser Schwermetallfrachten. Karlsruhe 2004 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [118] HAHN, H.H.; KEGEBEIN, J.: Auf dem Weg zur Kläranlage von morgen. Karlsruhe 2004 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [119] BUTZ, J.: Stoffstrombilanzen für Phosphor und sechs Schwermetalle am Beispiel des oberen Kraichbachs. Karlsruhe 2005 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [120] MAHMUTSPAHC, Z.: Projektfinanzierung – ein PPP Modell für internationale siedlungswasserwirtschaftliche Projekte. Karlsruhe 2005 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [121] HAHN, H.H.; FRIEDRICH, K.: Chemikalien in der Abwasserbehandlung – was haben wir dazugelernt? Karlsruhe 2005 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).