



Vorträge und Podiumsdiskussion
im Rahmen der Fachtagung

**„Internationale Erfahrungen mit der Verwertung
biogener Abfälle zur Biogasproduktion“**

am 16.6.1995 im Interuniversitären Forschungsinstitut für Agrarbiotechnologie

Editor: R. Braun

TAGUNGSBERICHTE / CONFERENCE PAPERS
BD. 14 / VOL. 14

Tulln 1996

Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie



Impressum:

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt (Federal Environment Agency)
Spittelauer Lände 5, A-1090 Wien (Vienna), Austria
Die unverändert abgedruckten Einzelreferate geben die
Fachmeinung ihrer Autoren wieder.

Druck: Riegelnik, 1070 Wien

© Umweltbundesamt, Wien, 1996
Alle Rechte vorbehalten (all rights reserved)
ISBN 3-85457-305-7

Vorwort

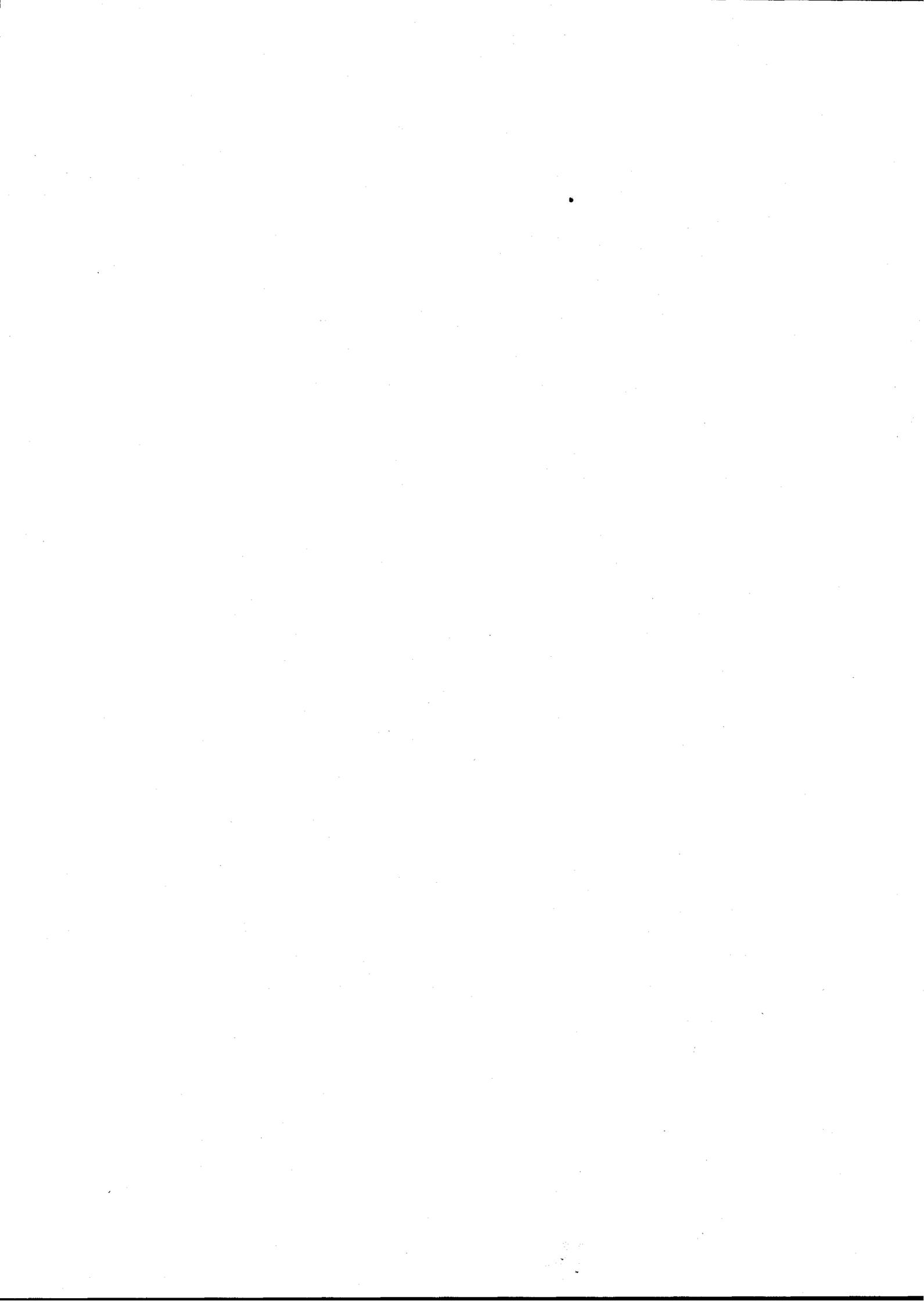
Das Abfallwirtschaftsgesetz legt oberste Priorität auf den Schutz von Mensch und Umwelt, auf die Schonung der natürlichen Ressourcen sowie auf den Verbleib emissionsneutraler Rückstände unter gleichzeitiger Schonung von Deponieraum. Umweltbelastungen sind durch geeignete Maßnahmen zur Vermeidung, Verwertung und Behandlung bzw. Entsorgung von Abfällen auf ein Minimum zu reduzieren. Abfälle sind daher einer sinnvollen Verwertung zuzuführen und nicht nur zu deponieren. Daher werden Verfahren zur Nutzung von Abfällen immer wichtiger. Neben der Vermeidung von Umweltbelastungen aus Deponien ist dabei die stoffliche und energetische Nutzung von Abfällen, auch im Sinne einer nachhaltigen Wirtschaftsweise, von großer Bedeutung.

Die gemeinsame Gärung von biogenen Abfällen mit Abfällen aus anderen Bereichen (wie z.B. Klärschlamm oder Gülle) zur Gewinnung von Biogas und Wirtschaftsdünger ist, mit dem Schlagwort „Cofermentation“ versehen, in der letzten Zeit auf verstärktes Interesse von Wissenschaftlern und potentiellen Anwendern gestoßen. Im Prinzip werden dabei bäuerliche Biogasanlagen oder auch Faultürme von Kläranlagen mit extern anfallenden biologischen Material aus der getrennten Abfallsammlung oder anderen Quellen beaufschlagt. Vor allem in ländlichen Gebieten mit dezentralen Abfallentsorgungsanlagen könnte die Cofermentation einen Beitrag zur Abfallentsorgung leisten.

Der nutzbare Energieinhalt wie die düngenden Inhaltsstoffe machen die Verwertung von biogenen Abfällen jedenfalls zu einem zukunftssträchtigen Thema, das vom Interuniversitären Forschungsinstitut für Agrarbiotechnologie (IFA) aufgegriffen wurde. Mit Unterstützung durch die Österreichische Gesellschaft für Biotechnologie wurde ein Symposium über „Internationale Erfahrungen mit der Verwertung biogener Abfälle zur Biogasproduktion“ organisiert, welches am 16. Mai 1995 im IFA in Tulln stattfand. Wissenschaftler aus der Bundesrepublik Deutschland, Belgien, der Schweiz und Österreich hatten Gelegenheit, vor einem interessierten Publikum über ihre Forschungsergebnisse und Erfahrungen sowie die Situation in Deutschland, Österreich und der Schweiz zu berichten. Es wurde während der Tagung neben den biologischen und verfahrenstechnischen Grundlagen auch auf hygienische Aspekte der Cofermentation eingegangen. Die die Veranstaltung abschließende Podiumsdiskussion zeigte den Handlungsbedarf zur Umsetzung einer verstärkten Anwendung der Cofermentation in Österreich auf.

Das Umweltbundesamt freut sich, die Beiträge der Veranstaltung in seiner Reihe „Tagungsberichte“ zu publizieren, um die Ergebnisse für eine größere Gruppe interessierter Personen leichter zugänglich zu machen und hofft, daß diese Publikation der Beiträge der Veranstaltung zu einer verstärkten Behandlung dieses Themas beiträgt.

M. Schneider
Umweltbundesamt



Teil I

Anaerobic Digestion of biogenic wastes - advantage or drawback?

Prof. Dr. ir. Willy Verstraete, Universität Gent, Belgien 1

Teil II

**Erfahrungen mit der Verwertung biogener Abfälle zur Biogas-
gewinnung in Deutschland**

Prof. Dr.-Ing. Peter Weiland, FAL Braunschweig, Deutschland 10

Teil III

**Verwertung biogener Abfälle in Schlammfauktürmen von
Kläranlagen**

Ass. Prof. Univ. Doz. Dipl.-Ing. Rudolf Braun, IFA-Tulln 27

Teil IV

Feststofffermentation in der Praxis

Dr. Arthur Wellinger, Forschungsanstalt Tänikon, Schweiz 44

Teil V

Hygieneaspekte bei der Cofermentation

Prof. Dr. Dr. h.c. Dieter Strauch, Universität Hohenheim, Deutschland 53

Teil VI

Zusammenfassung der Podiumsdiskussion zum Thema**„Gesetzlicher Handlungsbedarf zur Bioabfallvergärung“** 93



TEIL I

Anaerobic Digestion of biogenic wastes - advantage or drawback?

W. Verstraete

1. Summary

The principles of aerobic and anaerobic conversion of biogenic wastes are outlined and their respective energy and CO₂ balances are schematized. It is argued that the anaerobic digestion, although requiring well designed and controlled reactor systems, offers unique possibilities in terms of hygienisation, energy recovery and also carbon immobilisation respectively decrease of the greenhouse effect. Anaerobic digestion must, in order to attain its full significance, be situated in a holistic framework of cycling, possibly between geographic regions, of organics.

2. Introduction

In nature, micro-organisms have the important role to convert all dead organic matter back to their mineral components; i.e. what the bible calls 'return to ashes'. Indeed, by doing so the basic components of the living matter are set free for new life; they are truly recycled.

In principle, there are two types of microbial processes to achieve this bio-conversion. The first type of processes uses oxygen; these are the so-called aerobic processes and they slowly burn the hydrogen (= energy) present in the organic matter and thus produce some heat together with water, minerals and, most of all, new microbial biomass. The second type, instead of binding the hydrogen from the organic matter onto oxygen, rather binds the hydrogen onto carbon dioxide and thus produce methane gas (i.e. the anaerobic processes). These processes occur for millions of years in swamps, oil fields, and ... graveyards.

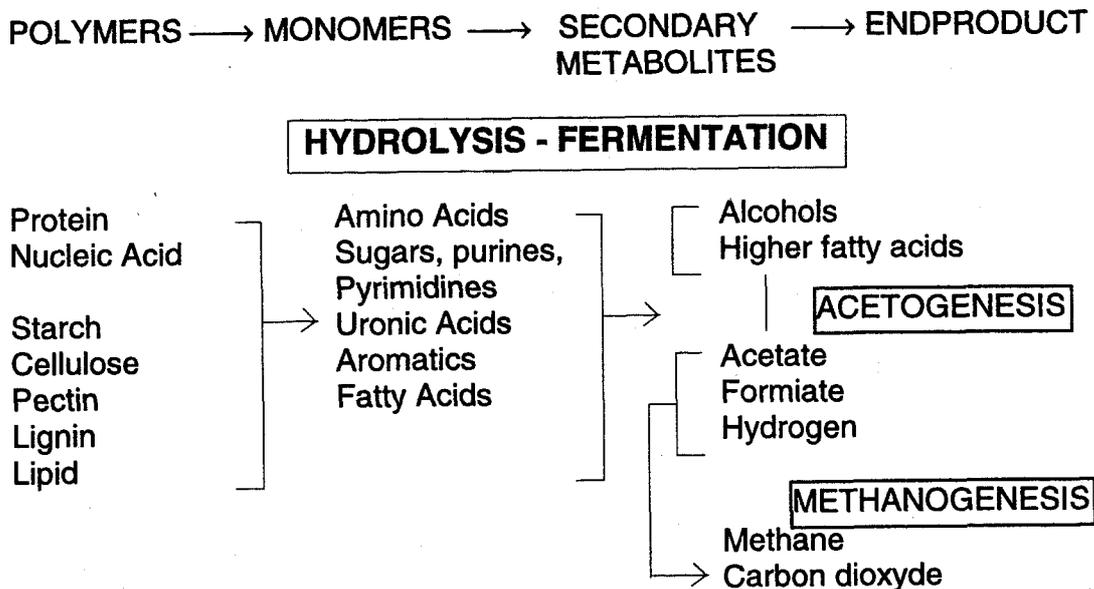
In the past 50 years, the biological waste treatment technologies were mainly based on aerobic processes. However, in the last decade, the improved insight into the biology of the anaerobic technology has given an upsurge of interest in the development of the anaerobic conversion processes.

3. Microbial anaerobic consortia

Micro-organisms are like people; a single type all by itself can not achieve much. However when they form associations, together they can achieve complex processes in a remarkably efficient way. Aerobic bacteria, fungi, protozoa require each other during the aerobic composting process because some are specialized in the breakdown of, for instance, cellulose, others in proteins and a third group is able to remove the lignin from the organic matter. All by all however, they appear to have rather loose associations in which they can change 'business' partners rather easily.

Anaerobic micro-organisms have little energy available. Apparently, it is a rule of ecology that the more difficult living conditions are, the more one needs to collaborate and the more one becomes dependent on one another. Anaerobic bacteria indeed establish very strict partnership among one another. A kind of chain process is formed in which the organic matter is dismantled step by step and in which each partner depends on the one before and after him in order to function properly. This is illustrated in Figure 1.

Figure 1: An overview of the conversion of complex molecules to methane and carbon dioxide



In such complex processes, it is obvious that the slowest step will limit the overall conversion. In the aerobic conversion, it is only recently understood that the really limiting factor is the supply of the oxygen to the bacteria. Figure 2 illustrates that, as a matter of fact, the so-called aerobic composting is mainly a kind of anaerobic conversion because only a very thin layer of a fraction of a millimeter actually is provided with oxygen.

Figure 2: Oxygen diffusion in a biofilm

$$L_{\text{eff}} = \left[\frac{2 D_t S}{k} \right]^{1/2}$$

$\int_{1-4 \text{ cm}}$

$$R = \text{Asp} \cdot L_{\text{eff}} \cdot C \cdot k$$

with $\text{Asp} = 100 \text{ m}^2/\text{m}^3$
 $L_{\text{eff}} = 10 - 200 \text{ } \mu\text{m}$
 $C = 40 \text{ kg X}/\text{m}^3$
 $k = 2 \text{ kg VS}/\text{kg X} \cdot \text{d}$

$R \cong 2 \text{ kg VS removed per m}^3 \cdot \text{d}$
 $1 \text{ m}^3 = 500 \text{ kg VS}$
 $\cong 250 \text{ kg b VS}$

Hence: $t_{\text{req}} = \frac{250}{2} \cong 125 \text{ d!}$

This is the explanation why all aerobic composting processes have so much trouble with odours and why they require so many months to achieve total stabilization i.e. total biological combustion. In the anaerobic conversion, no acceptor of the hydrogen has to come from outside; there is always plenty of carbon dioxide in the system. However, the bacteria who convert the intermediates have a tough life; they can only gain little for themselves by bringing about the conversion. Hence they grow slowly and if the first group is too fast, they become inhibited by the intermediates such as propionic acid and lactic acid (Table 1).

Table 1: Inhibitory concentration of intermediary products on microbial activity

Organic acids	pH	Concentration (g/l)
Formiate	5.0 - 6.0	0.1 - 1.0
Acetate	4.0 - 5.0	5 - 10
Propionate	5.0 - 6.0	1.0
Lactate	5.0 - 6.0	5 - 10

This is the so-called 'ensiling' process. The whole strategy of the anaerobic biotechnologist is therefore to make sure that the weakest group of the anaerobic decomposers is never overgrown by the stronger ones. The main drawbacks of anaerobic digestion of biogenic wastes are the problems associated with process control. In order to assure high rate steady state fermentation, a well-engineered reactor allowing adequate control of pH, temperature, moisture and gas escape is necessary. This brings about investment costs which are somewhat higher than for aerobic systems (Baeten and Verstraete, 1993).

4. Single and double process compost

Figure 3 indicates how conventional aerobic composting occurs. The key feature is that the major amount of work is achieved by the aerobic type of micro-organisms. This process depends on a single type of bio-catalyst.

Figure 3: Aerobic composting

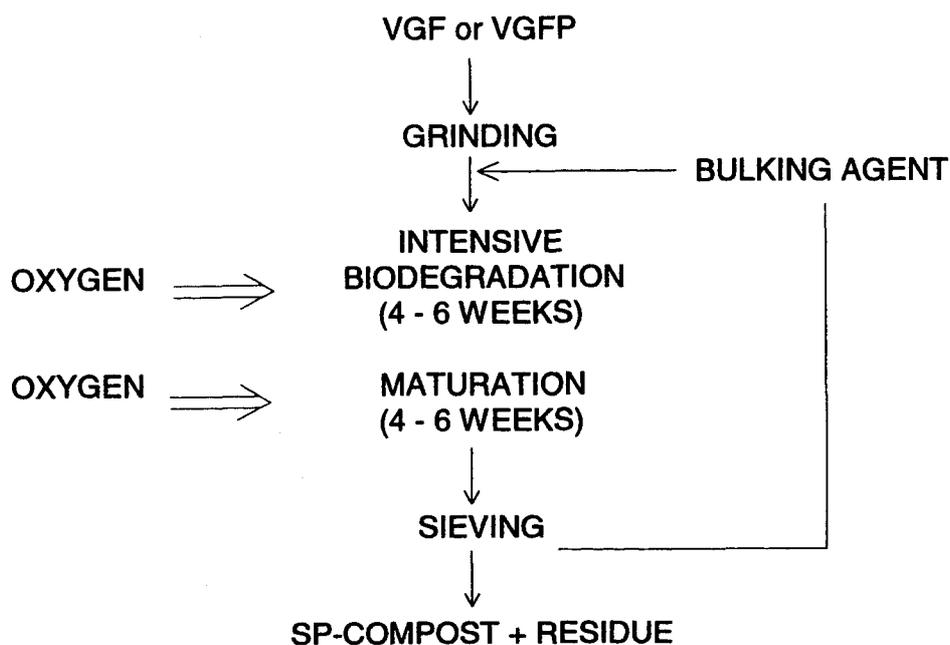


Figure 4 draws the process scheme of the anaerobic conversion. The major amount of organics is converted by the anaerobic micro-organisms. A short aerobic after treatment is needed. This process depends on a double type of bio-catalyst.

5. Energy balances

During aerobic composting, a considerable amount of heat is generated. Unfortunately, it is of low quality and hard to valorize. Furthermore, some 30 kWh per ton has to be supplied in order to aerate the material.

During anaerobic composting, energy is released in the form of biogas. Moreover, the release of heat by the bacteria can be used to maintain the reactor system at temperature. Table 2 illustrates that provided high concentrations of solids are digested (so-called solid state fermentation, SSF), the exothermic heat production during anaerobic digestion is considerable. Hence, in this case the low value heat is used properly.

Table 2: Heat production (Q_p) and heat consumption (Q_o) in a SSF reactor per m^3 of input

Q_p —→ Heat produced

* 1 mol $C_6H_{12}O_6$ yields:

- aerobic: $CO_2 + H_2O + 2400$ kJ
- anaerobic: $CO_2 + CH_4 + 404$ kJ

* 1 kg VS \cong 5 mol yields:

2000 kJ exothermal heat

* Suppose 30 % Total Solids = 300 kg TS/ m^3
of these 200 kg/ m^3 are fermented to $CH_4 + CO_2$

TOTAL 400 000 kJ/ m^3

Q_o —→ Heat required

Q_o	→	* Heat required to warm to 55°C (55 - 15) x 4.18 kJ/kg x 1000	=	167 000 kJ/ m^3
	→	* Heat required to compensate losses through walls at 15 MJ/ m^3 .d during 20 d 15000 x 20	=	300 000 kJ/ m^3
			TOTAL	467 000 kJ/m^3

6. Hygienic aspects

One of the crucial concerns in composting is the quality of the endproduct i.e. the compost. It is one of the special features of anaerobic digestion that due to the in-reactor treatment, all particles are subjected to a guaranteed temperature. It is a well known fact in environmental hygiene that hygienisation, i.e. the killing of undesired weed seeds, nematodes, fungi, bacteria and viruses at 55 °C proceeds in a matter of hours (Table 3). In mixed reactor systems, one is however never certain about the time a particle resides in the reactor. Therefore, plug flow reactor systems are a much better guarantee because a given particle is retained a guaranteed time in the reactor and thus always undergoes a proper hygienisation.

Table 3: Relation between temperature and time for disinfection of pathogenic organisms

	Time required for elimination (in minutes) at a temperature (°C) of				
	50	55	60	65	70
Cyst of <i>Entamoeba histolytica</i>	5				
Eggs of <i>Ascaris lumbricoides</i>	60	7			
<i>Corynebacterium diphtheriae</i>		45			4
<i>Brucella abortus</i>		60		3	
<i>Salmonella typhosa</i>			30		4
<i>Mycobacterium tuberculosis</i>					20
Viruses					25

7. The greenhouse effect, agenda 21 and organic matter

The reservoir of carbon as CO₂ in the atmosphere is no longer a steady state and is growing from year to year. Between 1860 and 1980, atmospheric CO₂ rose by approximately 70 ppm from pre-industrial 270 ppm to 340 ppm (La Marche et al., 1984). The increasing CO₂ concentration of the atmosphere currently at a rate of about 1 ppm per year is undeniably giving rise to major concerns about the equilibria of our ecosystems by the year 2030. Slowing down the greenhouse effect is a matter of mondial responsibility and is supported by the international bodies implementing the Agenda 21 of the United Nations Conference on Environment and Development (UNCED) of June 1992 in Rio de Janeiro. The concern about the contribution of CO₂ emission to the greenhouse effect is recently being concretized by a proposal of the European Union to impose a CO₂-levy. The proposed levies are considerable and amount to about ca. 15 ECU per ton mineral oil (gasoline, domestic fuel, heavy fuels, ...) and 3 ECU per ton of CO₂ emitted by combusting cokes, natural gas, tar, peat, ... (Publication of the European Union, 1992).

If the industrialized countries continue to opt for mass incineration of their organic residues, they avoid the opportunity to act, when there is still time, to curb down on CO₂ emission. They should certainly also avoid to further dump organic wastes in uncontrolled landfills since this leads to CO₂ and moreover CH₄ emissions. Although it is known that CH₄ traps heat more effectively than CO₂ does, the biggest uncertainty arises through the greenhouse weighting of methane. Literature data are very divergent. According to Atlas and Bartha (1993), methane traps heat 4 to 5 times as effectively as CO₂, while Wallis (1994) believes that a factor 35 has to be taken into account. This means that even relatively little methane can contribute significantly to the greenhouse effect.

A more environmental friendly alternative to the disposal of biowaste is to convert it into stable organic matter, using aerobic or anaerobic composting processes. When anaerobic residues are fermented in a digester, the labile fraction is converted in a contained system to biogas. The latter is combusted to CO₂ thereby saving on fossil fuel energy. The remainder of the organic matter is composed of lignine-linked organics which decompose very slowly. Actually, like humus in soil, one can approximate their decomposition rate at 1-2% per year, which corresponds with a DT₅₀ = 35-70 years. In other words, by subjecting organic residues to anaerobic digestion and thus converting them for a major part (60 to 70 % volume reduction) to

stable humus, one can build a significant sink of organic carbon in the biosphere releasing CO₂ over a long period of time.

The amount of organic matter produced in industrialized societies per capita per year, which is treatable by anaerobic digestion can be estimated as 100 kg biowaste at 30% dry matter i.e. 30 kg dry weight biowaste and 27 kg dry weight sewage sludge production. Consider the case of the solid biowastes only. Suppose they are treated and converted anaerobically. This represents about 30 kg organic matter corresponding to ca. 30 kg CO₂ per capita per year which is emitted if this route is chosen. If however this biowaste would be landfilled, the greenhouse effect of the landfill gas (CH₄ and CO₂), expressed as the amount of CO₂-equivalent greenhouse gas released would be in the order of 315 kg. The projected decrease of CO₂ for the industrialized countries is 5% (UNCED, 1992) or about 1 ton CO₂ per capita and per year. This means that by proper treatment of the biowaste produced, a significant decrease of CO₂ emission can be obtained without affecting the actual level of comfort of the citizen. However, to make such an approach conceptually attractive, the humus thus produced should be used properly and an overall biosphere sustainability management scheme should be adopted.

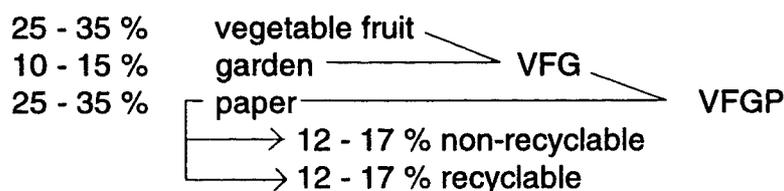
For the sake of completeness, it should be pointed out that aerobic composting and incineration also abate the uncontrolled emission of CH₄-gases in the atmosphere. However, aerobic composting does not allow to produce a highly hygienic residue (Baeten and Verstraete, 1993). Incineration on the other hand gives rise to a direct conversion of all organics to CO₂; in the case of both aerobic and anaerobic bioconversions, ca. 50% of the CO₂ is rapidly released while the rest is produced with a lag-time of ca. 50-100 years.

8. Inter-regional recycling of organic soil supplements

At the beginning of this century, there was an intensive trade of guano, that is dried bird droppings, from South America to all intensive agricultural areas of the world. Since the industrial revolution, only chemical fertilizers are transported in large amounts world wide. Figure 6 schematizes the concept of a new type of inter-region commerce in organic soil supplements. The tropical regions of agriculture are considered to make good use of the organic surpluses produced in the industrialized regions of the world. Of course, several quite critical elements have to be taken into consideration. The amounts of biowaste in the European Union concerned are quantified in Table 4.

Table 4: Programmed production of biowaste in the European Union

1 kg domestic waste I.E. per day:



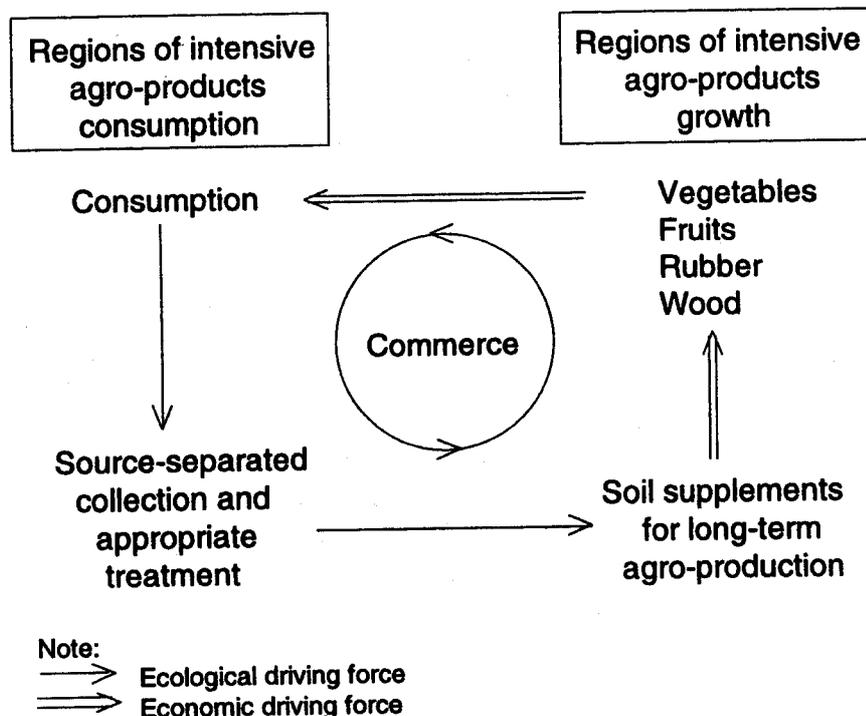
In 2000: for several countries in the EC, some 20 % of the total domestic waste production will be collected as VFG; that is:

$$\begin{aligned}
 &+ 60 \text{ kg VFG/ I.E. year} \\
 &\underline{\times 100 \times 10^6 \text{ I.E.}} \\
 &6\,000\,000 \text{ ton VFG per year}
 \end{aligned}$$

First of all, there can at no point be an obligation on the side of the tropical countries to take on these organics. A recent OECD workshop (1994) on this matter, agreed on a wording as follows added value recovery products from organic wastes should be facilitated in order to restore natural nutrient balances. It should be noted that the emphasis is on **trade** and not on **aid**.

Secondly, there must at all times be guarantees with respect to end product quality and its control. The concept schematized in Figure 6 should not end up in so-called "waste tourism". Actually, the convention of Basel (UN 22 March 1989) has set rigorous limits to the export of wastes beyond the national boundaries. Recently, the European Union has re-enforced the ban on export of dangerous wastes to third world countries. Fortunately, the European Union has been so wise not to exclude recovery products (Meeting of the Countries of the convention of Basel at Brussels on 25 March 1994).

Figure 6: Flow sheet of inter-regional recycling of organic matter



Third, the scheme must not only be holistic, it must also be economic.

A first element in this respect is the negative value of the organic matter in the industrialized country. At present, in Europe, one can consider the costs of landfilling as the shadow price. The costs of landfilling of domestic wastes steadily increases and in Europe are already of the order of some 50 ECU per ton landfilled.

A second element is the price of transport. From a seaport in Europe to a seaport in the Far-East, shipping prices for bulk goods are of the order of 50 ECU per ton. In other words, for the price of landfilling, the organics can be transported overseas to the country of use.

The third element is the price that can be acquired in the tropical country. It is clear that large scale reforestation can not support large costs for soil supplements. Furthermore, transport of these materials from the harbour to the site of use can be quite expensive. In this respect, long-

term policies of international, national and private bodies will be of vital importance. For instance, the country in which reforestation has to be installed could, as such or via its landowners, provide an economic incentive to companies and countries supplying the necessary organic soil supplements by allowing them to have shares in the plantations thus set-up.

Finally, as mentioned before, the European Union has proposed to elaborate CO₂-levies in an attempt to slow down the greenhouse effect. It is estimated that in the industrialized countries 4 tons of fossil fuels are used per capita and per year. Taking into account an average CO₂-levy of ca. 15 ECU per ton fuel, this amounts to 60 ECU per capita and per year. Part of this budget could be used to finance the inter-region cycling of organic matter.

Along the lines developed, it has become clear that inter-region recycling must focus on high quality organic matter rather than on mineral nutrients. Furthermore, the economic support from the producer side is particularly available for biowaste products, and not so much for sewage sludge and animal waste organics which will be used to the maximum on local markets. In addition, it has been indicated that a niche of mutual interest can be localized in the production of tropical wood. Indeed, production of food and cash crops, although also dependent on organic matter supply is much more sensitive to competition of chemical fertilizers than the long-term goal of reforestation. Needless to say that the latter also integrates in the remediation of the global CO₂-balance.

REFERENCES

- Atlas, R.M. and Bartha, R. 1993. *Microbial Ecology: Fundamentals and applications*. Third Edition. Benjamin/Cummings publishing company: pp. 563.
- Baeten, D. and Verstraete, W. 1993. In-reactor anaerobic digestion of MSW-organics. *In: Science and engineering of compost - Design, environmental, microbiological and utilization aspects* (H.A.J. Hoitink and H.M. Keener, (Eds.)). p. 111-130.
- La Marche, V.C., Greybill, D.A. Jr., Fritts, H.-C. and Rose, M.R. 1984. Increasing atmospheric carbon dioxide : Tree ring evidence for growth enhancement in natural vegetation. *Science* 225:1019-1021.
- UNCED (United Nations Conference on Environment and Development). 1992. Agenda 21, Rio de Janeiro. *Bescherming van de atmosfeer. In: Bossenverklaring, biodiversiteitsverdrag en klimaatverdrag*. Den Haag. pp. 152-164.
- Vermeulen, J., Huysmans, A., Crespo, M., Van Lierde, A., De Rycke, A., and Verstraete, W. 1992. Processing of biowaste by anaerobic composting to plant growth substrates. *Proc. International Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Waste, Venice, 14-17 April*. p. 147-157. (F. Cecchi, J. Mata-Alvarez & F. Pohland (Eds.))
- Verstraete, W. and Top, E. 1992. Holistic environmental biotechnology. *In: Microbial control of pollution* (J. Fry, G. Gadd, R. Herbert, C. Jones and I. Watson-Craik (Eds.)). pp. 1-18. Cambridge Univ. Press.
- Wallis, M. 1994. Waste incineration reassessed. *Warmer Bulletin* 41:18-19.

TEIL II

Erfahrungen mit der Verwertung biogener Abfälle zur Biogaserzeugung in Deutschland

P. Weiland

1. Einleitung

Angesichts der weltweit angestrebten Minderung der CO₂-Emissionen kommt Verfahren zur energetischen Nutzung von Biomasse eine große Bedeutung zu, da keine andere regenerative Energiequelle ein vergleichbar großes Energiepotential aufweist, das mittelfristig technisch genutzt werden kann. Zu den energetisch verwertbaren Biomassen gehören nicht nur die auf speziellen Energieplantagen angebauten hochertragreichen Energiepflanzen, sondern vor allem die in großer Menge verfügbaren biogenen Abfallstoffe, die bei der landwirtschaftlichen Tier- und Pflanzenproduktion, der industriellen Verarbeitung landwirtschaftlicher Produkte sowie bei der kommunalen Abwasserreinigung und Abfallentsorgung anfallen.

Von den verschiedenen Möglichkeiten der Umwandlung von Biomasse in nutzbare Energieträger kommt der Methangärung eine zentrale Bedeutung zu (Bild 1).

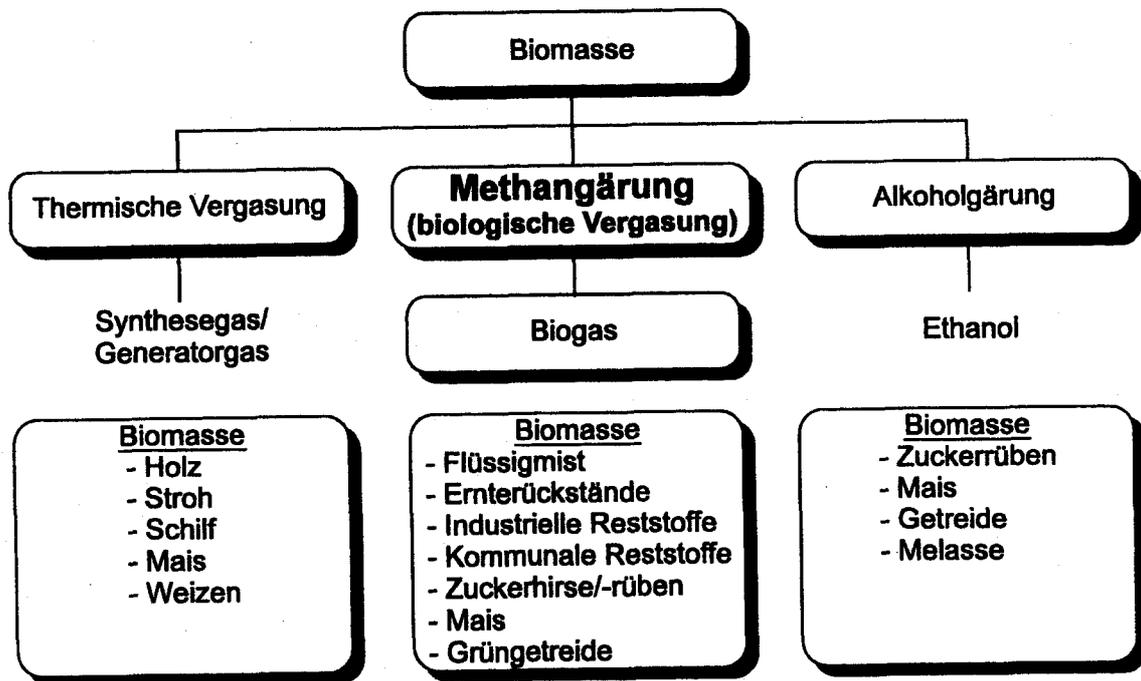


Bild 1: Konversion von Biomasse in andere Energieträger

Während die thermische Vergasung Biomassen mit geringem Feuchtegehalt erfordert und die alkoholische Gärung auf zucker- und stärkehaltige Stoffe angewiesen ist, sind für die Erzeugung von Biogas flüssige, pastöse oder feste Roh- und Reststoffe gleichermaßen gut anwendbar, wobei die stoffliche Zusammensetzung nur von untergeordneter Bedeutung ist. Feste biogene Abfallstoffe müssen lediglich einen geringen Lignifizierungsgrad und eine ausreichend große Kontaktfläche aufweisen.

Bei der Verarbeitung von Abfallstoffen bewirkt der Biogasprozeß nicht nur eine Nutzung des Energiepotentials, sondern führt gleichzeitig zu einer wirkungsvollen Minderung von

Umweltbelastungen und ermöglicht im Sinne einer nachhaltigen Kreislaufwirtschaft eine gezielte Rückführung von Nähr- und Humusstoffen in den landwirtschaftlichen Stoffkreislauf. Die Biogastechnik erlaubt daher nicht nur eine ressourcenschonende und klimaverträgliche dezentrale Energiegewinnung, sondern kann gleichzeitig einen wichtigen Beitrag zur Lösung von Umwelt- und Entsorgungsproblemen leisten.

2. Gesetzliche Grundlagen

Die Verwertung biogener Abfälle zur Biogaserzeugung wird in Deutschland in entscheidendem Maße durch gesetzliche Rahmenbedingungen beeinflusst, die vor allem zum Schutz der Umwelt, zur Schonung der Ressourcen und im Hinblick auf eine nachhaltige Wirtschaftsweise (sustainable development) erlassen wurden. In Tabelle 1 sind die wichtigsten gesetzlichen Grundlagen auszugsweise dargestellt.

Tabelle 1: Gesetzliche Grundlagen

<p>1. Abfallgesetz (AbfG) vom 27.08.1986</p> <ul style="list-style-type: none">- Abfälle sind zu vermeiden- Nicht vermeidbare Abfälle sind zu verwerten- Nicht verwertbare Abfälle sind umweltschonend zu beseitigen <p>2. TA Siedlungsabfall vom 14.05.1993</p> <p>Abfälle sind der Verwertung zuzuführen, wenn</p> <ul style="list-style-type: none">- dies technisch möglich ist- Mehrkosten gegenüber anderen Entsorgungsverfahren zumutbar sind- für die gewonnenen Produkte ein Markt vorhanden ist- die Verwertung für die Umwelt vorteilhaft ist <p>3. Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz vom 27.09.1994 (ab 27.09.1996 in Kraft)</p> <ul style="list-style-type: none">- stoffliche Verwertung- energetisch Verwertung <p style="text-align: right;">> Die umweltverträglichere Verwertung hat Vorrang.</p>
--

Das Abfallgesetz [1] schreibt vor, daß nicht-vermeidbare Abfälle zu verwerten sind und lediglich nicht-verwertbare Abfälle umweltschonend beseitigt werden dürfen. Das bedeutet, daß für biogene Abfälle in der Regel ein Verwertungszwang besteht. Darüber hinaus wird in der TA Siedlungsabfall [2] festgelegt, daß die Mehrkosten der Verwertung gegenüber Entsorgungsverfahren zumutbar sein müssen und für die gewonnenen Produkte ein Markt vorhanden sein muß. Beide Voraussetzungen werden von den Gärverfahren allgemein erfüllt. Das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz [3], das 1996 in Kraft tritt, läßt die stoffliche und energetische Verwertung gleichermaßen zu und gibt der umweltverträglicheren Verwertungsform den Vorrang.

Anaerobe Behandlungsverfahren gewinnen aufgrund dieser gesetzlichen Vorgaben zunehmend an Bedeutung, da sie zur Vermeidung, Verwertung und Beseitigung biogener Abfallstoffe gleichermaßen eingesetzt werden können (Bild 2).

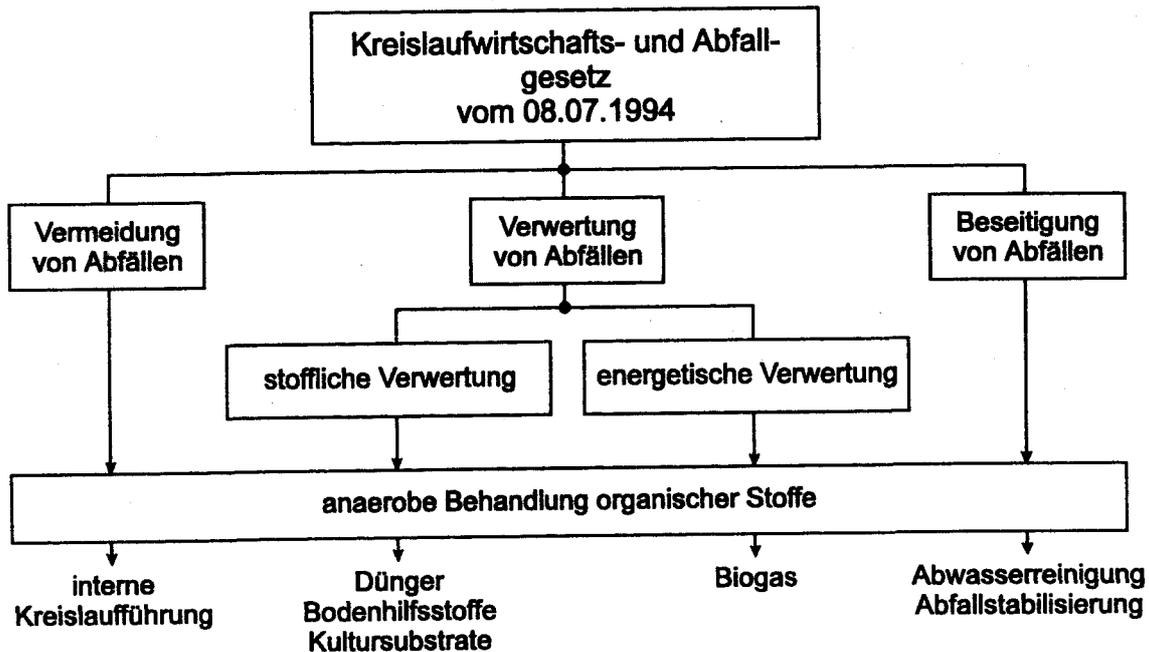


Bild 2: Die Bedeutung anaerober Verfahren im Rahmen gesetzlicher Regelungen

Je nach Ausgangsstoff ermöglichen sie eine interne Kreislaufführung, die Gewinnung von Dünger, Bodenhilfsstoffen und Kultursubstraten, die Reinigung von Abwasser sowie die Stabilisierung von festen Abfallstoffen.

Eine wichtige Rolle für den Einsatz von Biogasanlagen spielt darüber hinaus das 1991 erlassene Stromeinspeisungsgesetz [4] für erneuerbare Energien, durch dessen Einführung die Wirtschaftlichkeit von Biogasanlagen deutlich verbessert werden konnte (Tabelle 2).

Tabelle 2: Regelungen des Stromeinspeisungsgesetzes vom 07.12.1990 (1994 zuletzt novelliert)

- Die Elektrizitätsversorgungsunternehmen (EVU) sind verpflichtet, den aus erneuerbaren Energien erzeugten Strom abzunehmen und zu vergüten.
- Für den eingespeisten Strom müssen 80 % des Durchschnitts-Stromerlöses der deutschen EVU vergütet werden.
- Die Vergütung beträgt im Jahr 1995 15,36 Pf/kWh.

Es erlaubt grundsätzlich die Einspeisung des erzeugten Stromes in das öffentliche Netz und regelt die von den EVU's zu zahlende Vergütung. Derzeit müssen 80 % des Durchschnitts-Stromerlöses der deutschen EVU's vergütet werden. Das sind 15,36 Pf/kWh im Jahr 1995.

3. Aspekte für den Einsatz von Biogasanlagen

Die Biogastechnik sollte grundsätzlich nicht allein unter dem Aspekt der regenerativen Energiegewinnung angewandt werden, sondern muß stets in ein ganzheitliches Konzept der

Verwertung und Entsorgung von Roh- und Reststoffen eingebunden werden, da nur so die Nutzung der jeweiligen ökologischen und betrieblichen Vorteile möglich ist.

Bei der Anwendung von Vergärungsverfahren kann daher, je nach Herkunft der eingesetzten biogenen Abfälle, sowohl die Energiegewinnung, der Umwelt- und Klimaschutz als auch die Verbesserung der stofflichen Eigenschaften des eingesetzten Gärsubstrates im Vordergrund stehen (Bild 3).

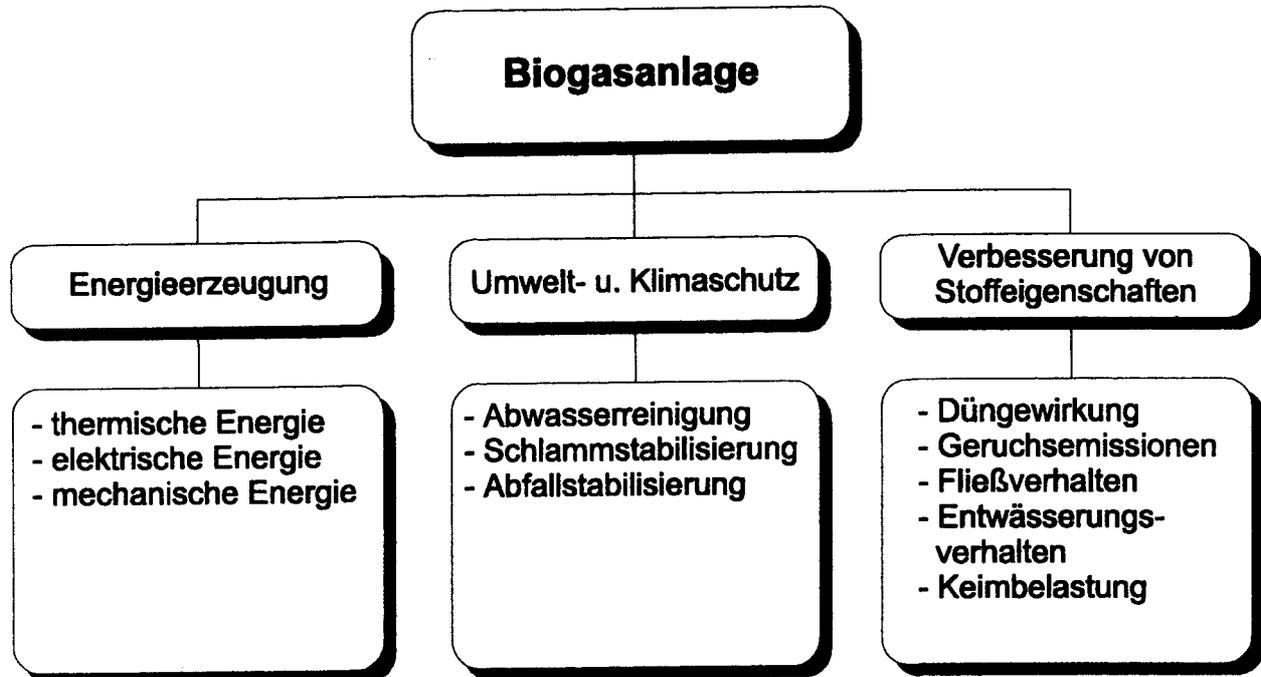


Bild 3: Aspekte für den Einsatz von Biogasanlagen

Bei den derzeit niedrigen Preisen für fossile Energieträger werden Biogasanlagen in der Regel nicht allein zur Energiegewinnung betrieben, sondern vorrangig mit dem Ziel der Verwertung und Entsorgung von Rest- und Abfallstoffen. Die Hauptanwendungsbereiche liegen daher auf dem Gebiet der Güllebehandlung, Abfallstabilisierung, Abwasserreinigung und der Schlammstabilisierung. Sofern die nach der Biogaserzeugung verbleibenden Reststoffe einer landwirtschaftlichen Verwertung zugeführt werden sollen, spielt neben dem Abbau der organischen Fracht vor allem die Veränderung der Stoffeigenschaften der behandelten Biomasse eine wichtige Rolle. So werden z.B. durch Behandlung von Flüssigmist dessen Handhabungs- und Anwendungseigenschaften verbessert und biogene Abfallstoffe erst durch die biologische Stabilisierung und die Verbesserung des Entwässerungsverhaltens in eine Form überführt, die eine umweltgerechte Verwertung zulässt.

4. Substrate und Energiepotentiale

Unter dem Aspekt der regenerativen Energieerzeugung können Biogasanlagen mit einer Vielzahl unterschiedlicher biogener Roh- und Reststoffe betrieben werden, die sowohl einzeln als auch in Mischung (Co-Fermentation) eingesetzt werden können. Für die Energieerzeugung geeignet sind Energiepflanzen, landwirtschaftliche Reststoffe aus der Tier- und Pflanzenproduktion, gewerbliche und industrielle Reststoffe aus der Lagerung sowie der Be- und Verarbeitung landwirtschaftlicher und aquatischer Rohstoffe als auch verschiedene im Kommunalbereich anfallende Abfälle (Bild 4).

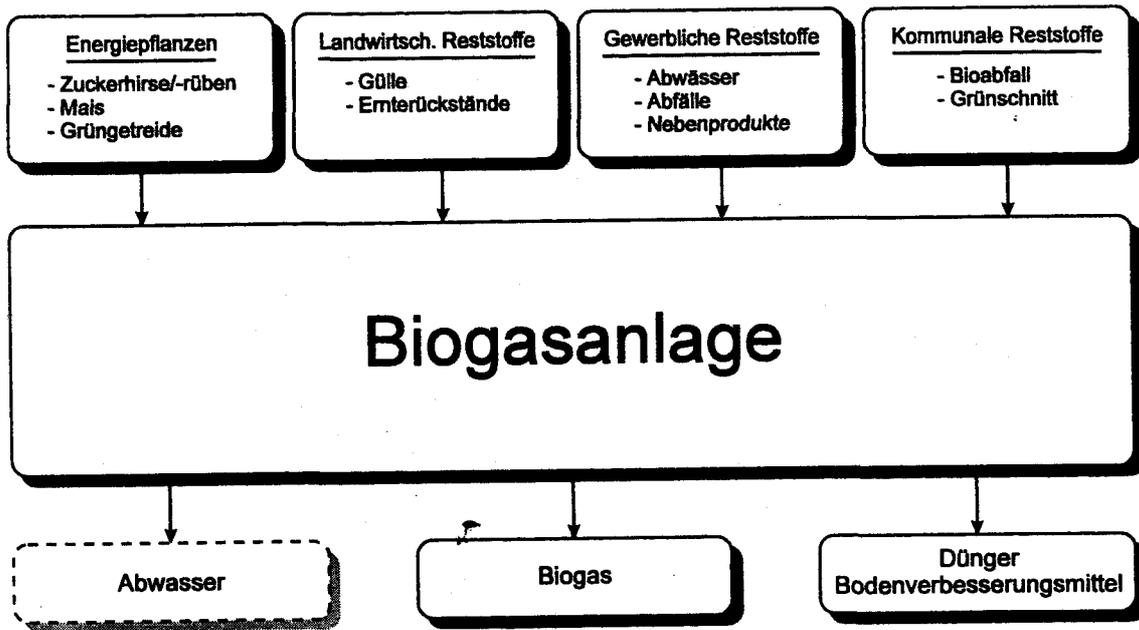
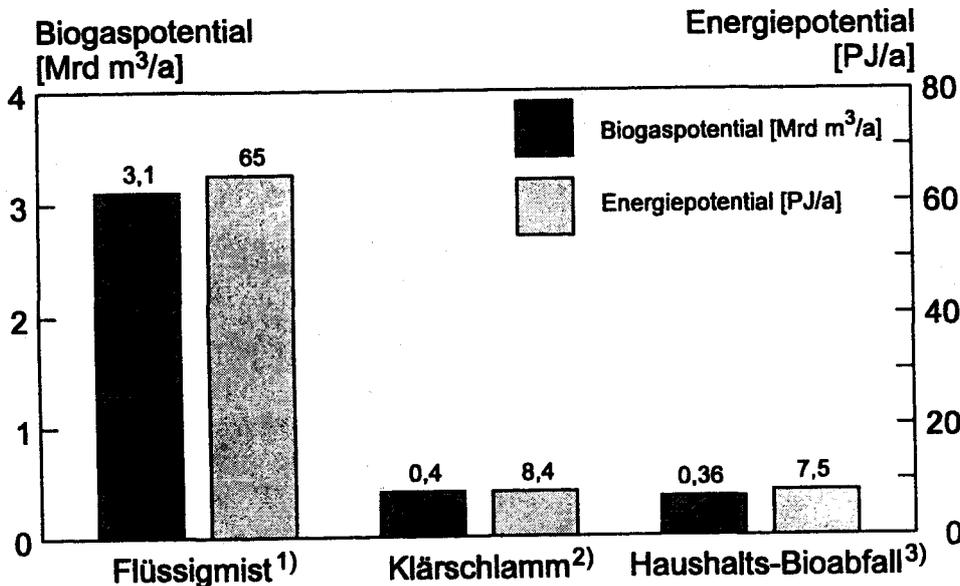


Bild 4: Ein- und Ausgangsstoffe von Biogasanlagen

Ein Vergleich des theoretisch verfügbaren Biogaspotentials der einzelnen Abfallstoffe zeigt, daß Flüssigmist das bei weitem höchste Energiepotential aufweist (Bild 5).



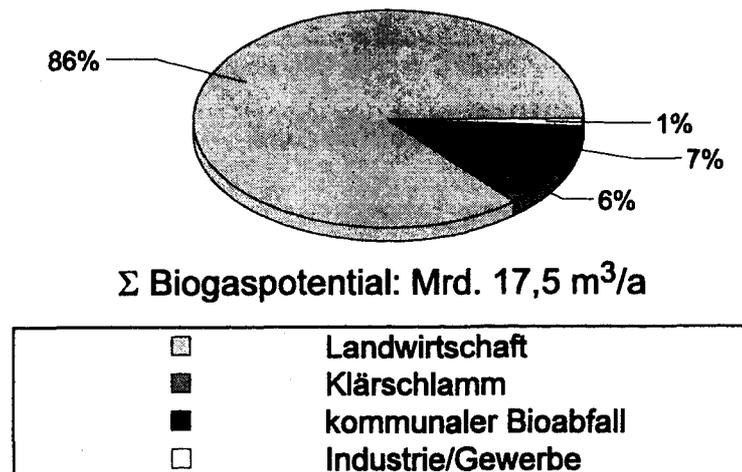
¹⁾ 90 % Verwertung ²⁾ 60 % Anschluß an Kläranlagen mit Faulturm ³⁾ 90 kg/EW a und 50 % Anschluß

Bild 5: Biogaspotential verschiedener biogener Abfälle

Unter Berücksichtigung, daß ein Teil des Flüssigmistes durch Weidegang nicht erfaßt werden kann, ergibt sich ein Biogaspotential in Höhe von ca. 3,1 Mrd. m³/a, das einem Energiepotential von ca. 65 PJ/a entspricht. Damit könnten etwa 0,7 % des Endenergieverbrauchs der Bundesrepublik Deutschland (1991: 9423 PJ) abgedeckt werden. Die aus Klärschlamm und kommunalem Bioabfall gewinnbare Gasmenge ist jeweils nur etwa 1/10 so groß.

Das aus industriellen Rest- und Abfallstoffen gewinnbare Energiepotential ist relativ schwer abzuschätzen, da diese Reststoffe überwiegend zur Futtermittelerzeugung genutzt werden und die nicht-verwertbaren Mengen von den Preisschwankungen am Futtermittelmarkt bestimmt werden. Die in der Agrar- und Nahrungsmittelindustrie anfallenden biogenen Abfallstoffe übersteigen die im Kommunalbereich gesammelten Bioabfälle jedoch um ein Vielfaches.

Wie Bild 6 zeigt, können etwa 86 % des theoretisch verfügbaren Biogaspotentials dem Bereich Landwirtschaft/Agrarindustrie zugeordnet werden.



Quelle: Helmut Kaiser Unternehmensberatung, 1994

Bild 6: Biogaspotential in Deutschland

Nach einer 1994 durchgeführten Erhebung könnten in der Bundesrepublik Deutschland bei vollständiger Verwertung sämtlicher im Agrar- und Kommunalbereich anfallenden biogenen Abfallstoffe ca. 17,5 Mrd. m³ Biogas pro Jahr erzeugt werden [5]. Dies entspricht ca. 4 % des jetzigen Endenergieverbrauchs bzw. 19 % des derzeitigen Energieverbrauchs an Erdgas.

5. Erfahrungen mit der Verwertung biogener Abfälle

Die Nutzung biogener Abfälle zur Biogaserzeugung ist in den einzelnen Branchen recht unterschiedlich verlaufen. Die Erfahrungen mit der Biogaserzeugung müssen daher differenziert nach den Bereichen Landwirtschaft, Kommunalentsorgung und Industrie betrachtet werden.

5.1 Güllebehandlung und -verwertung

In der Bundesrepublik fallen ca. 190 Mio t Flüssigmist und ca. 80 Mio t Festmist an [6]. Gemessen an diesem großen Potential ist die Zahl der landwirtschaftlichen Biogasanlagen, die derzeit bei 187 Anlagen liegt, relativ gering [7].

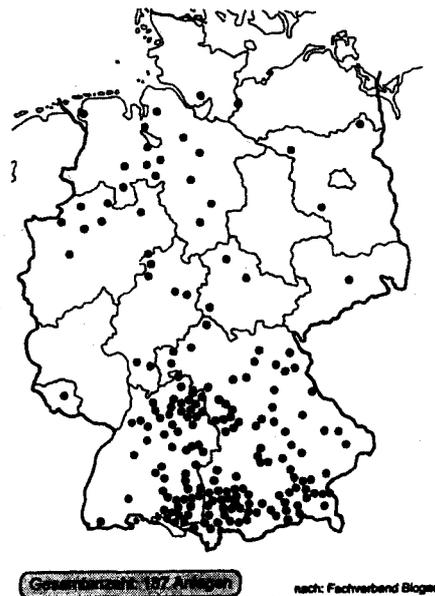


Bild 7: Landwirtschaftliche Biogasanlagen in Deutschland

Wie Bild 7 zeigt, befinden sich nahezu 80 % der Anlagen in Baden-Württemberg und Bayern. Es handelt sich vorwiegend um Einzelhofanlagen, die in Zusammenarbeit mit einem Planungsbüro und dem örtlichen Handwerk mit teilweise erheblicher Eigenleistung errichtet wurden.

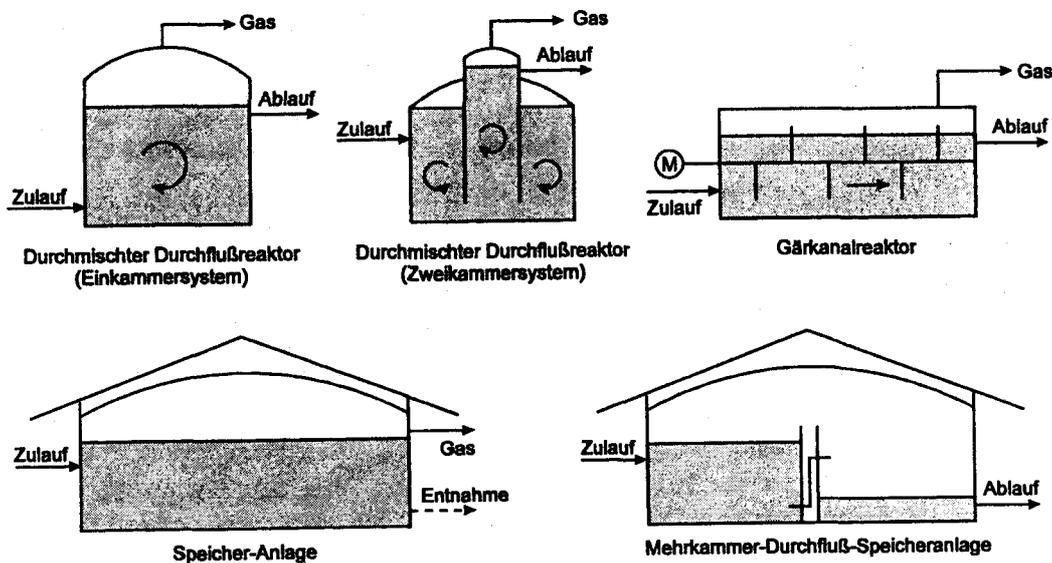


Bild 8: Grundbauformen landwirtschaftlicher Biogasanlagen

Obgleich eine Vielzahl unterschiedlicher Bauweisen und Techniken zur Anwendung kommen, haben sich in jüngster Zeit vor allem durchmischte Durchfluß- und Gärkanalreaktoren in Stahlbauweise sowie Speicher-Durchflußanlagen in Betonbauweise durchgesetzt. Die wesentlichen Grundbauformen sind in Bild 8 dargestellt. Die Reaktoren werden meist im mesophilen Temperaturbereich betrieben, wobei die Aufenthaltszeiten der Durchfluß-Speicheranlagen durchschnittlich bei 70 Tagen und die der reinen Durchflußanlagen bei 15 - 20 Tagen liegen. In einigen Anlagen erfolgt die Mitverarbeitung organischer Produktionsrückstände aus dem industriellen Bereich. Selbst bei relativ kleinen Anlagen (ca. 50 GV = 50 m³) werden in jüngster Zeit Blockheizkraftwerke zur Gasverwertung eingesetzt [7].

Landwirtschaftliche Großbiogasanlagen, die einzelbetrieblich oder regional zentralisiert betrieben werden, sind entweder Teil eines Gülleaufbereitungsverfahrens oder werden zur Co-Vergärung von Gülle und industriellen, gewerblichen oder kommunalen Abfallstoffen eingesetzt [8].

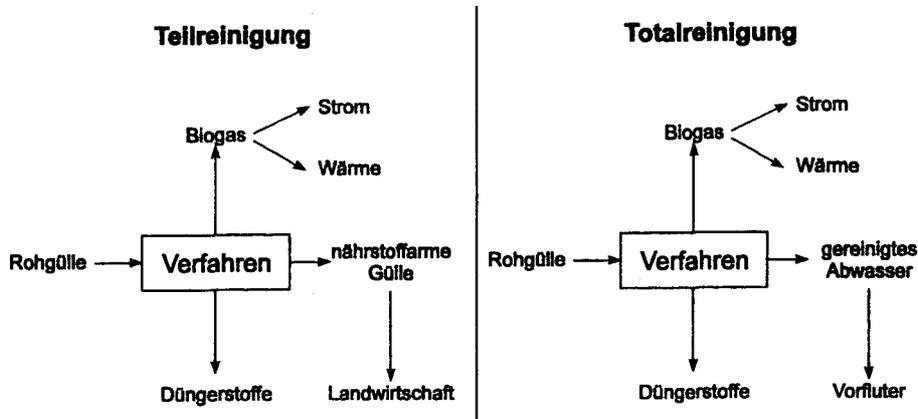


Bild 9: Verfahrensprinzipien der technischen Gülleaufbereitung

Primäres Ziel der Gülleaufbereitungsverfahren ist es, die Flüssigphase von Nährstoffen, organischen Verbindungen und Geruchsstoffen so zu entlasten, daß sie ohne Umweltbeeinträchtigung landwirtschaftlich verwertet oder als gereinigtes Abwasser entsorgt werden kann. Gemäß Bild 9 muß entsprechend zwischen Verfahren mit Teil- oder Totalreinigung unterschieden werden.

Dabei wird aus ökologischen und ökonomischen Gründen eine möglichst vollständige energetische und stoffliche Verwertung der Inhaltsstoffe angestrebt, mit dem Ziel, die Nährstoffe und Strukturkomponenten so abzutrennen und aufzubereiten, daß sie pflanzenbedarfsgerecht in den landwirtschaftlichen Stoffkreislauf zurückgeführt werden können und die für den Prozeß erforderliche Energie vollständig über das erzeugte Biogas abzudecken.

Tabelle 3: Zur Flüssigmistaufbereitung eingesetzte Grundoperationen

Verfahrensprinzip	Grundoperation
Biologischer Abbau	<ul style="list-style-type: none"> ○ Anaerober Abbau durch Methangärung ○ Aerobe biologische Abwasserreinigung ○ Nitrifikation und Denitrifikation ○ Kompostierung
Mechanische Stofftrennung	<ul style="list-style-type: none"> ○ Feststoff-Separierung ○ (Sieb, Zentrifuge, Flotation) ○ Umkehrosmose
Thermische Stofftrennung	<ul style="list-style-type: none"> ○ Verdampfung von Wasser ○ Strippen von Ammoniak mit Luft oder Dampf
Chemische Fällung	<ul style="list-style-type: none"> ○ Phosphatfällung ○ Ausfällung von MAP ○ Flockung organischer Komponenten

Zur Abtrennung und Aufkonzentrierung der Nährstoffe finden mechanische, thermische und chemische Verfahren Anwendung, die in der Regel eine vorgeschaltete anaerobe Behandlung voraussetzen (siehe Tabelle 3). So ist für den Einsatz von Umkehrosmose-, Verdampfungs- und Fällungsverfahren vor allem die Minderung der organischen Fracht sowie die Verbesserung des Fließverhaltens von Bedeutung, wohingegen bei Verfahren zur Strippung von Ammoniak mittels Luft oder Dampf die Mineralisierung der organischen Stickstoffverbindungen eine wesentliche Voraussetzung ist.

Neben der für die Nährstoffabtrennung und -aufkonzentrierung notwendigen Vorbehandlung bewirkt die anaerobe Vergärung von Flüssigmist eine Vielzahl weiterer positiver Umwelteffekte, die für Teil- und Totalreinigungsverfahren von großer Bedeutung sind. Die wichtigsten Umwelteffekte zeigt Tabelle 4.

Tabelle 4: Positive *Umwelteffekte* einer anaeroben Flüssigmistbehandlung

Prozeßeffect	Umwelteffect
<ul style="list-style-type: none"> ○ Biogaserzeugung ○ Abbau von Organika ○ Verminderung des C/N-Verhältnisses ○ Abbau viskositätserhöhender Substanzen ○ Mineralisierung organischer Stickstoffverbindungen ○ Abtötung von Unkrautsamen ○ Abtötung von Krankheitserregern 	<ul style="list-style-type: none"> → Minderung von CO₂-Emissionen → Minderung von CH₄- und Geruchs-Emissionen → Minderung von N₂O-Emissionen → Verminderung der Eutrophierung von Oberflächengewässern

Besonders erwähnt seien hier:

- die Minderung der CO₂-Emissionen aufgrund der Substitution fossiler Energieträger,

- die Minderung der bei Lagerung und Ausbringung auftretenden Methan- und Lachgasemissionen infolge des Abbaus der biologisch leicht verfügbaren organischen Inhaltsstoffe,

- die weitgehende Geruchsumstimmung durch Abbau der geruchsverursachenden aromatischen Verbindungen (z.B. Indol, Skatol, Kresol) sowie der niederen Fettsäuren (z.B. Essigsäure, Propionsäure, Buttersäure),

- die verbesserte Düngewirkung durch Mineralisierung der organischen Stickstoffverbindungen sowie
- die Verminderung der Keim- und Unkrautsamenbelastung, deren Effizienz vor allem von der Gärtemperatur und der Reaktorverweilzeit bestimmt wird.

Derzeit werden in der Bundesrepublik Deutschland an sieben Standorten sowohl einzelbetrieblich als auch regional zentralisiert technische Aufbereitungsverfahren im Demonstrationsmaßstab erprobt. Die Funktion, Leistung, Praktikabilität und Umweltentlastung sowie die Wirtschaftlichkeit werden im Rahmen eines Begleitforschungsvorhabens wissenschaftlich bewertet [9].

Die wichtigsten Kenndaten der einzelnen Anlagen zeigt Tabelle 5.

Tabelle 5: Angaben zu den Demonstrationsanlagen zur Flüssigmistaufbereitung

Anlagenstandort	Kapazität t/a	Verfahrensziel	Einsatzstoffe	Biogasverwertung	Düngemittelprodukte	
					organisch	mineralisch
Bakum	10.000	Totalreinigung	Schweinegülle	Strom/Wärme	Düngerkompost	-
Finsterwalde (im Bau)	90.000	Teilreinigung	Rindergülle Schweinegülle Schlachtabfälle	Strom/Wärme	Düngerkompost	NH ₄ HCO ₃
Göriz	33.000	Teilreinigung	Rindergülle	Strom/Wärme	Düngerkompost	NH ₄ HCO ₃
Haverbeck	10.000	Totalreinigung	Schweinegülle	Strom/Wärme	Düngerkompost	(NH ₄)-SO ₄ -Lsg. Ca/P-Granulat
Lingen	23.000	Teilreinigung	Schweinegülle Rindergülle Panseninhalt	Strom/Wärme	Düngerkompost	AHL-Lsg.
Pfaffendorf	50.000	Totalreinigung	Rindergülle Schweinegülle	Strom/Wärme (geplant)	Düngerkompost	NH ₃ -Wasser P-Schlamm
Surwold/Bürgermoor	15.000	Total-/Teilreinigung	Rindergülle Schweinegülle	Wärme	Düngerkompost	Salzkonzentrat

Die Methangärung stellt in der Regel den ersten Aufbereitungsschritt dar, dem bei Einsatz von Festbettreaktoren noch eine Feststoff-Separierung vorangeschaltet ist.

Je nach Anlagentyp besteht der Zulauf zur Biogasanlage aus Rohgülle, separierter Gülle, Gülle-Brüdenkondensat oder einer Mischung aus Gülle und gewerblichen Abfallstoffen, sofern Co-Substrate mitverwertet werden. Die Vergärung erfolgt überwiegend unter mesophilen Temperaturbedingungen (33 - 38 °C). Lediglich in den Anlagen Finsterwalde und Göriz wird zusätzlich eine Nachbehandlung unter thermophilen Bedingungen (ca. 55 °C) durchgeführt. Neben herkömmlichen Rührreaktoren (Bakum, Haverbeck, Surwold-Bürgermoor) werden Festbettsysteme mit Altreifen (Pfaffendorf) bzw. Sinterglas (Lingen) als Trägermaterial eingesetzt, sowie sog. Phasenmischreaktoren (Finsterwalde, Göriz), die sich durch schlanke Bauform und Lochblecheinheiten auszeichnen und mittels Impulspumpen intermittierend durchmischt werden.

Das erzeugte Biogas wird entweder in einem Blockheizkraftwerk (BHKW) zur Strom- und Wärmeenergiegewinnung eingesetzt oder in einem Heizkessel zur Produktion von Prozeßdampf genutzt. In jedem Fall ist eine Gasreinigung notwendig, um den im Biogas enthaltenen Schwefelwasserstoff (H_2S) zu eliminieren. Zur Anwendung kommen Aktivkohle-Adsorber (Finsterwalde, Göritz), Oxidationstürme mit Eisenoxiden (Bakum, Surwold-Börgermoor) sowie ein neuartiger Biofilter (Pfaffendorf).

Aufgrund der komplexen Struktur der einzelnen Verfahren lassen sich die verschiedenen Demonstrationsanlagen lediglich nach dem jeweils dominierenden Aufbereitungsschritt in Stripp-, Verdampfungs- und Membrantrennverfahren einteilen.

Für die verschiedenen Prozeßtypen wird nachfolgend das Verfahrensschema jeweils am Beispiel einer Demonstrationsanlage erläutert.

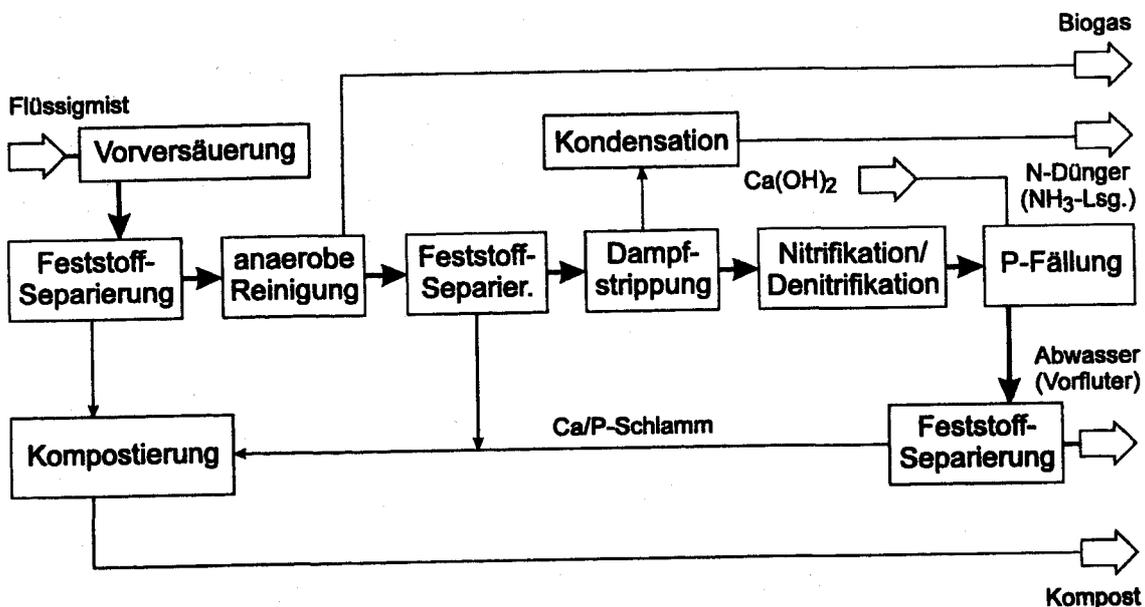


Bild 10: Demonstrationsanlage Pfaffendorf (Strippverfahren, Totalreinigung)

Bei der Anlage Pfaffendorf (Bild 10) handelt es sich um ein Totalreinigungsverfahren mit Dampfstrippung von Ammoniak und chemischer Phosphatfällung, bei dem zur anaeroben Reinigung zwei mit Altreifen gefüllte Festbettreaktoren von je 600 m^3 Reaktorvolumen eingesetzt werden.

Zur Erhöhung der Abbauleistung ist den Methanreaktoren ein Versäuerungsreaktor vorgeschaltet, der durch einen geregelten Lufteintrag bei einem definierten Redoxpotential ein besonders günstiges Säurespektrum (hoher Essigsäureanteil) liefern soll. Der Betrieb der beiden Festbettreaktoren verlief bisher zufriedenstellend, allerdings sind hinsichtlich Abbauleistung und Gasproduktivität derzeit noch keine deutlichen Vorteile gegenüber einfachen Rührreaktoren erkennbar.

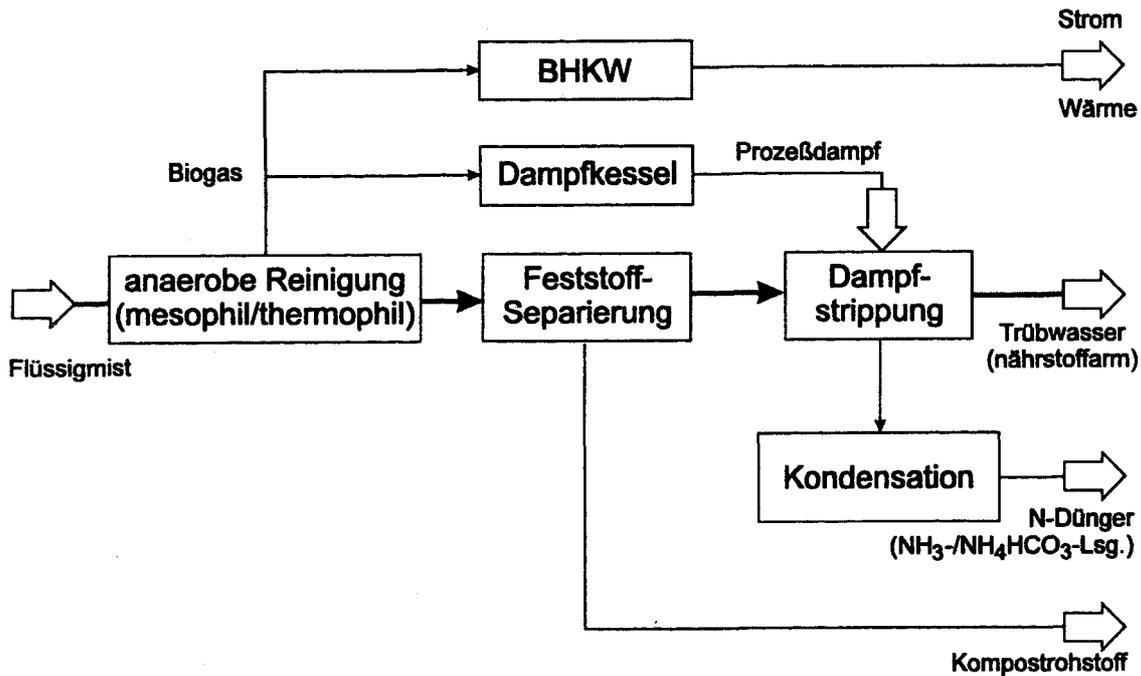


Bild 11: Demonstrationsanlage Görtz (Strippverfahren, Teilreinigung)

Bei dem ebenfalls mit Dampfstrippung arbeitenden Teilaufbereitungsverfahren in Görtz (Bild 11) erfolgt die Methangärung in zwei gleich großen (950 m³), hintereinandergeschalteten sog. Phasenmischreaktoren, von denen der erste mesophil (35 °C) und der zweite thermophil (55 °C) betrieben wird. Die bisherigen Erfahrungen haben gezeigt, daß fast 90 % des Abbaus bereits in der mesophilen Stufe erfolgt, so daß die thermophile Stufe nur eine Nachreinigung und Hygienisierung bewirkt. Die thermophile Stufe reagiert im Vergleich zur mesophilen Stufe empfindlich auf Änderungen in der Güllezusammensetzung und stellt daher höhere Anforderungen an die Betriebsführung. Die Gesamtabbauleistung liegt in der Größenordnung konventioneller Biogasreaktoren.

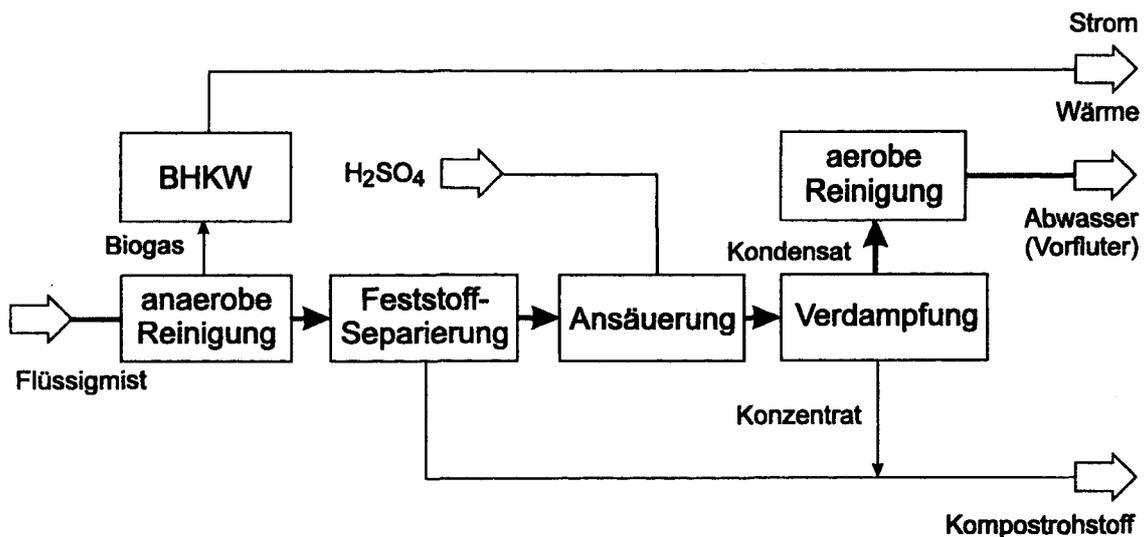


Bild 12: Demonstrationsanlage Bakum (Verdampfungsverfahren)

Bei der Anlage Bakum (Bild 12) handelt es sich um ein Totalreinigungsverfahren, bei dem die anaerob vorbehandelte, von Feststoffen befreite Gülle nach Ansäuerung einem Sprühfilmverdampfer zugeführt wird. Man erhält so ein Konzentrat, das sämtliche Nährstoffe enthält und ein mit flüchtigen Fettsäuren nur gering belastetes Kondensat, das nach einer

aeroben Nachbehandlung vorflutreif abgeleitet werden kann. Für die Methangärung wird ein am Institut für Technologie der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL) entwickelter vollständig gefüllter Schlaufenreaktor (600 m^3) eingesetzt, bei dem durch die spezifische Reaktorgestaltung und Betriebsweise keine Schwimmdeckenbildung möglich ist. Der Methanreaktor hat sich trotz häufig ändernder Zusammensetzung der Gülle als ausgesprochen funktions- und betriebssicher erwiesen und wird in modifizierter Form auch zur Vergärung fester biogener Abfallstoffe eingesetzt [10].

Bei der Anlage Surwold-Börgermoor (Bild 13) wird die Gülle nach einer Pasteurisierung, anaeroben Vorreinigung und Feststoffseparierung zunächst einer Mikrofiltration zugeführt, um für die Umkehrosmose einen völlig feststofffreien Zulauf zu erhalten. Die Umkehrosmose erfolgt 2-stufig mit einem Betriebsdruck von 40 bar in der 1. Stufe und 10 bar in der 2. Stufe. Das Permeat der 2. Stufe weist ohne zusätzliche Ansäuerung bis auf Ammoniumstickstoff eine niedrige Restbelastung auf, die deutlich unterhalb der üblichen Einleitungsgrenzwerte liegt. Das Retentat kann als Flüssigdünger eingesetzt werden.

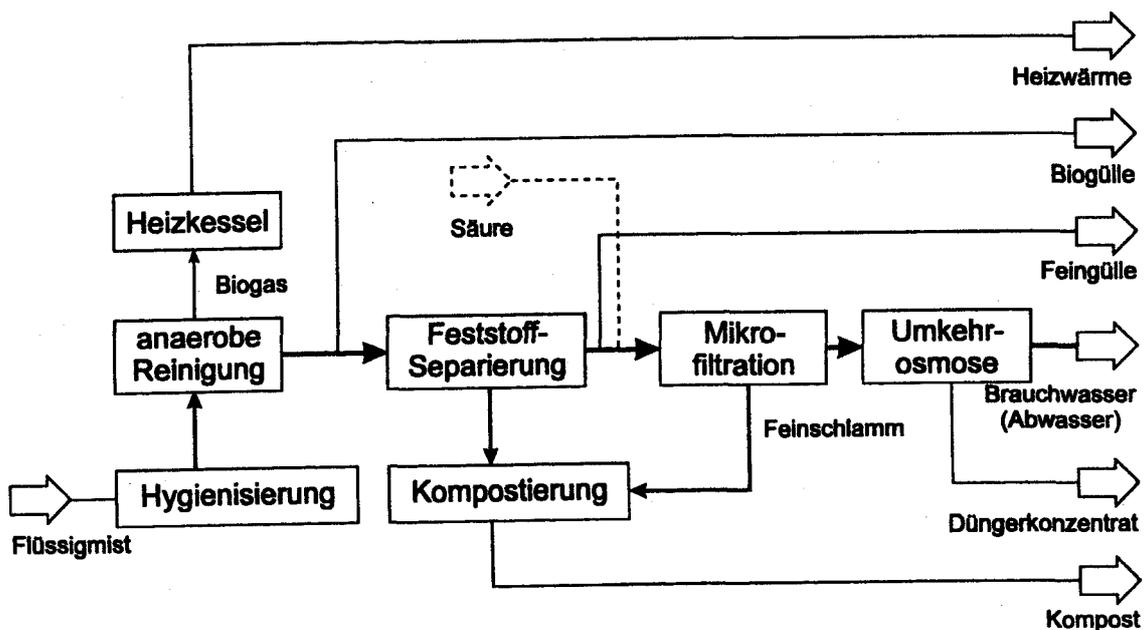


Bild 13: Demonstrationsanlage Surwold-Börgermoor (Membrantrennverfahren)

Für die Biogasproduktion werden zwei einfache Rührreaktoren von je 600 m^3 Reaktorvolumen eingesetzt, die unterschiedliche Mischsysteme aufweisen. In einem Reaktor werden zwei schnelllaufende Tauchrührwerke eingesetzt, die diskontinuierlich arbeiten, im anderen Reaktor kommt ein langsamlaufendes Zentralrührwerk zum Einsatz, das kontinuierlich betrieben wird. Beide Systeme weisen keine Leistungsunterschiede auf, jedoch ist aus wartungs- und betriebstechnischen Gründen dem Zentralrührwerk der Vorzug zu geben.

Bei sämtlichen Gülleaufbereitungsverfahren hat sich die Methangärung aufgrund der engen Bindung zu den übrigen Verfahrensstufen als ein für die Gesamtleistung des Prozesses zentral bestimmendes Element erwiesen.

5.2 Co-Fermentation von Gülle und biogenen Abfallstoffen

Neben dem Einsatz von Anaerobverfahren im Rahmen der verschiedenen Demonstrationsprojekte zur Gülleaufbereitung gewinnen Co-Fermentationsverfahren zunehmend an Bedeutung. Gegenüber Verfahren mit alleiniger Gülleverarbeitung weisen Co-Fermentationsverfahren, die neben Gülle bis zu 30 % industrielle bzw. kommunale biogene Abfallstoffe mitverarbeiten, den Vorteil auf, daß durch die Einnahme der Entsorgungsgebühren und die erhöhten Gaserträge eine wesentlich bessere Kosten/Nutzen-Situation erzielt wird [11].

Neben der Mitverarbeitung geringer Co-Substratmengen in bereits bestehenden Anlagen befinden sich derzeit vier Großanlagen in der Bau- bzw. Genehmigungsphase, die speziell für die gemeinsame Verarbeitung von Gülle und anderen biogenen Abfallstoffen konzipiert wurden (Tabelle 6).

Tabelle 6: Biogasgroßanlagen mit Co-Fermentation

Standort	Substrate	Kapazität t/d	Reaktor- volumen m ³	Betriebsweise	Produkte	Inbetriebnahme
Finsterwalde	Rindergülle Schweinegülle Küchenabfälle Schlachthofabfälle	250 davon Gülle 175 Abfälle 75	4 x 900	mesophil/ thermophil	Biogas Kompost NH ₄ HCO ₃ krist. Trübwasser	1995
Gröden	Rindergülle Schweinegülle org. Industrieabfälle	290 davon Gülle 220 Abfälle 70	2 x 3.100	mesophil	Biogas Gülle (entgast)	1995
Michaelisdonn	Rinder Gülle Schweinegülle org. Industrieabfälle	110 davon Gülle 83 Abfälle 27	2.250	mesophil	Biogas Gülle (entgast)	1995
Wittmund	Rindergülle Schweinegülle Fettflotate org. Produktionsabfälle	350 davon Gülle 290 Abfälle 60	2 x 3.500	mesophil	Biogas Gülle (entgast)	1996

Die Verarbeitungskapazität dieser vorzugsweise mesophil betriebenen Anlagen liegt zwischen 110 und 350 t/d. Als Co-Substrate sind Küchenabfälle, Fettflotate, Schlachthofabfälle und Bioabfall aus der Kommunalentsorgung vorgesehen.

Bei Co-Fermentationsverfahren bestehen derzeit noch eine Reihe rechtlicher Unsicherheiten, die bisher nur für jeden Einzelfall geklärt wurden. So ist nicht eindeutig definiert, bis zu welcher Co-Substratmenge und bei welcher Co-Substratart die Gülleverordnung für die Verwertung der Gärungsprodukte ihre Gültigkeit behält. Unklar ist fernerhin die Festlegung von Schadstoffgrenzwerten, die Frage der Haftung sowie die Genehmigung der Verarbeitung einzelner Abfallstoffe gemäß Abfallschlüssel.

5.3 Bioabfallbehandlung und -verwertung

Die anaerobe Vergärung von getrennt gesammelten Bioabfällen hat in Deutschland stark an Bedeutung gewonnen, nachdem durch die 1993 bundesweit eingeführte TA-Siedlungsabfall die Deponie organischer Abfallfraktionen weitgehend eingeschränkt wurde. Während 1993 erst ca. 25.000 t Bioabfall einer anaeroben Behandlung zugeführt wurden, liegt die derzeit in Betrieb und Bau befindliche Verarbeitungskapazität bereits bei über 100.000 t. Tabelle 7 gibt einen Überblick über die in Deutschland bereits errichteten Vergärungsanlagen und die von deutschen Unternehmen angebotenen Verfahren.

Zum Einsatz kommen Trockenvergärungsverfahren, die bei 20 - 40 % Trockensubstanz arbeiten, sowie ein- und zweistufige Naßvergärungsverfahren, die bei Trockensubstanzgehalten von 10 - 15 % betrieben werden. Die Anlagen werden im mesophilen und/oder thermophilen Temperaturbereich betrieben bei Verweilzeiten zwischen 5 und 25 Tagen. Die spezifische Biogasproduktion liegt bis auf wenige Ausnahmen bei 100 - 150 m³ pro Tonne Input. Die Verwertung des Biogases erfolgt bei sämtlichen Anlagen über ein oder mehrere parallel geschaltete BHKW's.

Tabelle 7: Übersicht zu Bioabfall-Vergärungsverfahren in Deutschland

Verfahren	Anbieter	Betriebsweise	Verweilzeit	Standort	Inbetriebnahme	Durchsatz
Einstufige Trockenfermentation						
ATF	Haase	kont./thermoph.	15 - 25 d	Hamburg	1994	1.000 t/a
KOMPOGAS	Bühler	kont./thermoph.	15 - 20 d	Kempton	1995	10.000 t/a
Einstufige Naßfermentation						
ANAERGIE	Noell	kont./meso./thermoph.	10 - 20 d	-	-	-
BIOSTAB	ATU-Ing.-Ges.	kont./mesophil	20 d	Kaufbeuren	1992	2.500 t/a
LINDE	Linde/KCA	kont./meso./thermoph.	12 - 15 d	-	-	-
ROEDIGER	Bilfinger & Berger	kont./mesophil	o.A.	-	-	-
WAASA	Thyssen	kont./thermoph.	7 - 10 d	-	-	-
WABIO	Babcock	kont./mesophil	14 - 21 d	Botrop	1995	6.500 t/a

Verfahren	Anbieter	Betriebsweise	Verweilzeit	Standort	Inbetriebnahme	Durchsatz
Zweistufige Naßvergärung						
AN	AN-Maschinenb.	disk./kont./mesoph.	7/2	Ganderkesee	1993	3.000 t/a
ANAERGIE	Noell	kont./mesoph./thermo.	7/5	-	-	-
BTA	MAT	kont./mesoph.	3/5	Baden-Baden	1993	5.000 t/a
D.U.T.	Dywidag	kont./thermoph.	o.A.	-	-	-
IMK	BioEnergie	kont./thermoph./mesoph.	3	-	-	-
ML-MethaKomp	ML-Entsorgung	kont./mesoph./thermoph.	2 - 4	-	-	-
PLAUEN	DSD/CTA	kont./mesoph.	5/10	Zobes	1989	15.000 t/a
UHDE-SCHWARTING	Uhde	kont./thermoph.	1/5	-	-	-

Zum jetzigen Zeitpunkt ist noch nicht erkennbar, welches Verfahrensprinzip langfristig am Markt dominieren wird. Außer Zweifel steht jedoch, daß insbesondere durch die Regelungen des Kreislaufwirtschaftsgesetzes die Vergärung von Bioabfällen in den nächsten Jahren massiv zunehmen wird.

5.4. Verwertung von Klärschlamm

Die Biogaserzeugung aus Klärschlamm wird in Deutschland seit über 60 Jahren praktiziert und war ursprünglich Ausgangspunkt für die Entwicklung beheizter Methanreaktoren. Derzeit sind in Deutschland über 1000 kommunale und industrielle Kläranlagen mit Faultürmen ausgestattet, von denen der weltgrößte in Bottrop ein Volumen von 15.000 m³ aufweist. Zur Anwendung kommen vorzugsweise einstufige, vollaufgemischte Reaktoren in Betonbauweise, die im mesophilen Temperaturbereich betrieben werden. In jüngster Vergangenheit wurden vereinzelt auch zweistufige Verfahren mit thermophiler Betriebsweise eingesetzt, die eine höhere Abbauleistung ermöglichen [12]. Das erzeugte Biogas wird überwiegend zur Deckung des Eigenenergiebedarfs der Klärwerke genutzt.

6. Ausblick

Gemessen am vorhandenen Potential an biogenen Abfällen wird die Biogastechnik bisher nur sehr wenig genutzt. Bei der zukünftig zu erwartenden verstärkten Anwendung kommt der Landwirtschaft eine zentrale Rolle zu, da hier einerseits das größte Biomasse-Potential für die Biogaserzeugung vorliegt und andererseits das anaerob aufbereitete Substrat im Sinne einer nachhaltigen Wirtschaftsweise auf landwirtschaftliche Flächen zurückgeführt werden sollte, sofern es frei von Schadstoffen ist. Neben der einzelbetrieblichen Anwendung gewinnen zentralisierte Großanlagen zunehmend an Bedeutung, da sie die für eine überbetriebliche Energieversorgung notwendige Betriebssicherheit aufweisen und durch die Möglichkeit, unterschiedliche Energie- und Stoffströme zu vernetzen, besonders wirtschaftlich betrieben werden können.

Die Biogastechnik hat in den verschiedenen Anwendungsbereichen insgesamt einen Entwicklungsstand erreicht, der eine weitgehend sichere Verarbeitung flüssiger, pastöser und fester Abfallstoffe ermöglicht. Zukünftiges Ziel muß es daher sein, das verfügbare Potential technisch stärker zu nutzen und die Verfahren hinsichtlich ihrer Wirtschaftlichkeit weiter zu verbessern.

Literatur

- [1] Gesetz über die Vermeidung und Entsorgung von Abfällen (Abfallgesetz - AbfG) vom 27. August 1986 (BGBl. I, S. 1410, ber. S. 1501), zuletzt geändert am 22. April 1993 (BGBl. I, S. 466)
- [2] Dritte Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz (TA Siedlungsabfall), Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen vom 14. Mai 1993 (BAnz. 45, Nr. 99a/93)
- [3] Gesetz zur Vermeidung, Verwertung und Beseitigung von Abfällen (Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz - KrW -/AbfG) vom 27. September 1994 (BGBl. I, S. 2705)
- [4] Gesetz über die Einspeisung von Strom aus erneuerbaren Energien in das öffentliche Netz (Stromeinspeisungsgesetz) vom 7. Dezember 1990 (BGBl. I, S. 2633) zuletzt geändert am 19. Juli 1994 (BGBl. I, S. 1618)
- [5] Kaiser, H.: Studie zur Vergärung von Bioabfällen in der Bundesrepublik Deutschland. Helmut Kaiser, Unternehmensberatung, Tübingen
- [6] Söntgerath, B., Döhler, H., Kuhn, E.: Wirtschaftsdüngeranfall, Landtechnik 47 (1992), S. 389
- [7] Köttner, M.: Biogas - Nutzung und Potential in Europa. UTA 2 (1995), S. 101
- [8] Weiland, P., Schuchardt, F., Hahne, J.: Neue Verfahren zur Aufbereitung und Verwertung von Gülle. Bornimer Agrartechnische Berichte 6 (1994), S. 91
- [9] Weiland, P., Hüttner, A.: Technologische Bewertung von Demonstrationsanlagen zur umweltverträglichen Gülleaufbereitung und -verwertung. Tagungsband zum 2. BMBF/KTBL-Kolloquium Güllebehandlung, Darmstadt 07.03.1995
- [10] Grote, J., Harmssen, H., Weiland, P.: Vergärung von biogenen Rest- und Abfallstoffen - Ein- und zweistufige Naßverfahren im vollständig gefüllten Rührschlaufenreaktor. ANS-Schriftenreihe 30 (1995), S. 335
- [11] Kuhn, E.: Kofermentation, KTBL-Arbeitspapier 192, Darmstadt 1995
- [12] Neumann, U.: Biogas aus organischen Abfällen. Abfallwirtschafts-Journal 5 (1993), S. 949

TEIL III

Verwertung biogener Abfälle in Schlammfäultürmen von Kläranlagen

R., Braun; R., Steffen; K., Steinlechner und F., Steyskal

1. Allgemeines

Die im Zuge von Produktion, Verwertung wie auch Entsorgung resultierenden Abfälle aus Industrie, Landwirtschaft und Kommunen müssen umweltkonform in den Kreislauf der Natur rückgeführt werden. Diesem Anspruch entsprechen aber bei weitem nicht alle heutigen Verwertungs- und Entsorgungsverfahren. Als Folge resultieren einerseits große Mengen nicht assimilierten CO₂ und anderer Spurengase (Treibhauseffekt), sowie ein stetig steigendes Deponievolumen mit allen negativen Folgeerscheinungen wie unkontrollierte Ausgasung und Sickerwasserbildung. Durch die Verwendung fossiler Brennstoffe wird immer mehr Kohlenstoff dem Kreislauf zugeführt, was zu einer Anhäufung von CO₂ in der Atmosphäre führt.

Grundsätzlich ist eine nachhaltige Kreislaufführung von Stoffen nur mit Biomasse über den Boden bzw. über die Assimilation von CO₂ (aus Biomasse) möglich. Alle Anstrengungen müssen daher eine landwirtschaftliche Verwertung von Abfällen über den Boden zum Ziel haben.

Diese zu verwertenden organischen Abfälle fallen hauptsächlich als Nebenprodukte der Lebensmittel-, Agrar-, Pharma- und chemischen Industrie, sowie aus der Landwirtschaft und den Gemeinden an. Es sind dies vorwiegend Pflanzenreste, Preß- und Extraktionsrückstände, Schlämme, Flotate, Fette, Öle, Ablaugen, Schlemphen, Melassen, Exkrememente sowie viele andere energetisch verwertbare Substanzen. In Tabelle 1 werden einige Beispiele für anfallende Abfall- und Nebenprodukte aus diversen Branchen gegeben. Die dabei anfallenden Massenströme sind noch immer nicht vollständig erfaßt, obwohl der Bundesabfallwirtschaftsplan (BAWP, 1995) des BMU erstmals 1992 versuchte die Abfallströme aus den verschiedenen Branchen wie Nahrungs- und Genußmittelindustrie, Fetterzeugung, Tierhaltung und -schlachtung, Lederindustrie sowie aus den Gemeinden zu quantifizieren.

Organische Abfallstoffe können prinzipiell auf vielfältige Weise verwertet oder entsorgt werden (Fig. 1). Neben der direkten stofflichen Wiedergewinnung von Wertstoffen, sind eine Verbrennung oder verschiedenartige biotechnologische Verwertungen möglich.

Ein einzelnes Verfahren kann kaum allen Ansprüchen gerecht werden. Am IFA-Tulln werden daher verschiedene Nutzungsvarianten von Abfällen und Nebenprodukten experimentell bewertet. In vielen Fällen ist eine Nutzungskaskade denkbar, wobei in einer ersten Stufe eine Fermentation leicht verwertbarer wertvoller Inhaltsstoffe zu höherwertigen Produkten wie Milchsäure, Propionsäure, Acrylsäure, Alkoholen, Lösungsmitteln, u.a. erfolgt. Anschließend wird eine Methangärung zur Nutzung des Energieinhaltes (Biogas) bzw. Rückstandes (Kompost) durchgeführt.

Tab. 1: Beispiele organischer Nebenprodukte und Abfälle aus Industrie, Landwirtschaft und Kommunen

PRODUKT / VERFAHREN	NEBENPRODUKTE und ABFÄLLE
Konserven	Schalen, Hülsen, Häute, Wurzeln, Kerne
Mühlen	Reinigungsabf., Schoten, Spreu, Hülsen, Staub
Zucker	Preßschnitzel, Rübenteile
Süßwaren	Kaffee-, Kakaorückstände
Gärungsprodukte	Preßrückstände, Melassen, Ablaugen
Fett und Öl	Pflanzenschleime, Preßkuchen, Preßrückstände
Gewürze	Pflanzenrückstände
Schlachthof	Panseninhalt, Exkremete, Flotatschlämme
Tierfutter	Pflanzenrückstände
Winzerei	Kämme, Trester, Rebschnitt
Pharma	Pflanzenrückstände
Textilwaren	Flachsreste, Kardierrückst., Wollfett, Wollstaub
Papier u. Zellstoff	Papierschlamm, Holzabfälle, Sägespäne
Holzverarbeitung	Sägespäne, Holzspäne, Rinde
Großküchen	Speisereste, Frittieröle
Großmärkte	Marktabfälle, verdorbenes Obst u. Gemüse
Gemeinden	Biotonne, Grasschnitt, Grünschnitt
Landwirtschaft	Gülle, Mist, Grasschnitt

Die zurzeit in Österreich zur Verfügung stehenden Entsorgungsmöglichkeiten sind Kompostierungsanlagen, Biogasanlagen sowie letztlich Deponien oder Müllverbrennungsanlagen. Die Kosten für die beiden letztgenannten Methoden sind allerdings um ein vielfaches höher und aufgrund der ausgeschöpften Kapazitäten sowie aus Umweltschutzgründen meistens nicht mehr durchführbar.

In Österreich waren 1994 etwa 325 Kompostierungsanlagen für biogene Abfälle in Betrieb (BAWP, 1995). In 79 dieser Anlagen wurden 310.000 t biogene Abfälle verarbeitet in 242 kleineren Anlagen 22.000 t. Weitere 140 Kompostierungsanlagen für biogene Abfälle waren 1994 in Planung oder Bau. Daneben sind 14 Kompostierungsanlagen für kommunalen Müll (Restmüll) mit einer Verarbeitungsmenge von 420.000 t/a in Betrieb. Derzeit ist weiters 1 anaerobe Kompostierungsanlage für biogene Abfälle in Betrieb, etwa 4 weitere sind in Planung oder Bau.

In den Kläranlagen sind etwa 88 Schlammfäultürme in Betrieb, welche vereinzelt biogene Abfälle übernehmen. Weiters werden biogenen Abfälle teilweise in den 15 österreichischen anaerob/aerob Industrieabwasserreinigungsanlagen, sowie in den etwa 50 landwirtschaftlichen Biogasanlagen verwertet.

Insgesamt reicht diese Kapazität nicht zur Verwertung der laufend steigenden Abfallmengen. Im Vergleich zu Österreich werden in der Schweiz 149 Kompostierungsanlagen betrieben - 34 in Planung oder Bau - (Schleiss und Chardonnens, 1994), in Deutschland (1994) nur 86 Anlagen - 97 in Planung oder Bau - (UBA Berlin, 1995).

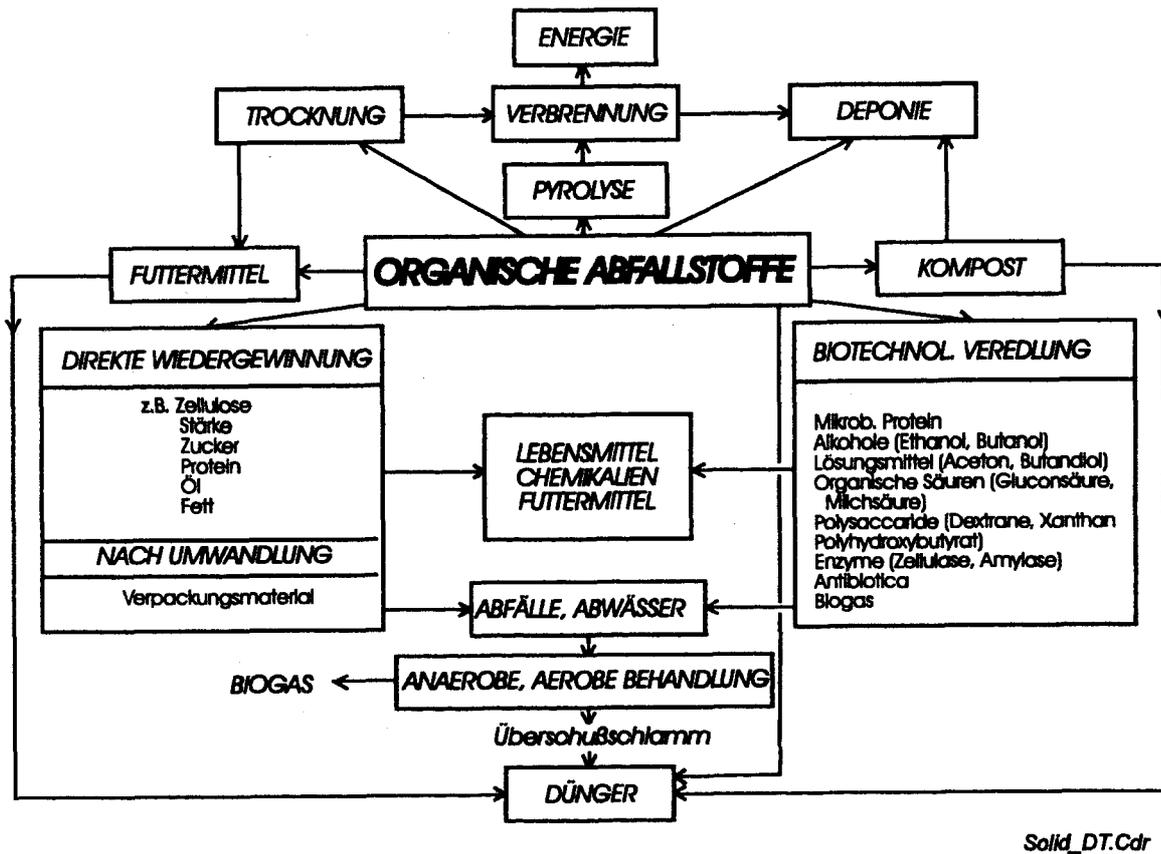


Fig. 1: Allgemeine Verfahrensweisen zur Abfallverwertung

Insbesondere pastöse, stark wasserhaltige Abfälle, Abfälle mit potentiell hohem Gehalt an Krankheitserregern und schadstoffbelastete Abfälle bereiten Probleme bei der Verwertung und Entsorgung. Die Verfahrenswahl für die Verwertung von biogenen Abfällen wird von vielfältigen Kriterien wie Wertstoffgehalt, Wassergehalt, Reinheit, Nährstoffverhältnissen, Schad- und Störstoffgehalt, Anfallsmodus, Haltbarkeit, Behandlungskosten, u.a. beeinflusst und ist daher im Einzelfall jeweils zu untersuchen. Bei der Betrachtung der beiden hauptsächlich angewendeten Entsorgungsverfahren, der Kompostierung und der Methangärung, ist der Wassergehalt maßgeblich für die Art der Abfallbehandlung entscheidend.

Ein großer Anteil biogener Abfälle ist aufgrund eines sehr hohen Wassergehaltes von über 70 - 80 % nur schlecht oder nicht zur offenen Kompostierung geeignet. Für derartige Abfälle bietet sich die Methangärung als Verwertungsverfahren an. Dazu steht mit den Schlammfauktürmen der Kläranlagen, sowie mit den landwirtschaftlichen Biogasanlagen bereits eine nutzbare Infrastruktur zur Verfügung.

2. Untersuchungen zur Verwertung von Flotatschlamm

2.1. Aufgabenstellung

In einer Variantenstudie (Braun und Steyskal, 1993) hat sich die Einbringung organischer Flotatschlämme in die Faultürme kommunaler Kläranlagen als günstigste Entsorgungsoption herausgestellt. Flotatschlamm, welcher als Problemstoff angesehen werden kann, wird derzeit nicht von der TKV angenommen. Eine der einzigen legalen Entsorgungsalternativen wäre die

Sondermüllentsorgung. Dazu würden Kosten im Bereich von 2.500,- öS/m³ Flotatschlamm anfallen. Kompostierungsversuche mit Flotatschlämmen und Zuschlagsstoffen eines Hühnerschlachthofes lieferten keine brauchbaren Ergebnisse. Eine oft gehandhabte Verwertung ist das Ausbringen in der Landwirtschaft oder das Einbringen in die Kanalisation. Um die versteckte Übernahme von Problemstoffen oder deren Einbringung ins Kanalsystem langfristig abzustellen, wurden im Auftrag der Fachabteilung I_c, Amt der Steiermärkischen Landesregierung, an der Kläranlage Graz-Gössendorf Pilotversuche zur Cofermentation von Flotatschlämmen mit Klärschlamm durchgeführt.

In erster Linie sollte die Abbaubarkeit des Cosubstrates sowie die Biogasausbeute bestimmt werden. Dabei soll jedoch durch Rückführung des Faulwasser keine zusätzliche Belastung für den aeroben Teil der Kläranlage entstehen.

2.2. Beschreibung der Pilot-Versuchsanlage

Die Projektdurchführung erfolgte mit Hilfe einer Pilotversuchsanlage (Fig. 2) an der Kläranlage Graz-Gössendorf, bestehend aus einem Kesselreaktor mit einem Nettovolumen von 4,4 m³. Die Beheizung des Reaktors erfolgte über eine elektrische Bänderheizung (35°C). Der Reaktor besitzt eine Isolierung mit 10 cm Mineralwolle in einer Aluminiumverkleidung.

Die Zugabe von Substrat und die Umwälzung erfolgten über eine Exzentrerschneckenpumpe am Boden des Reaktors.

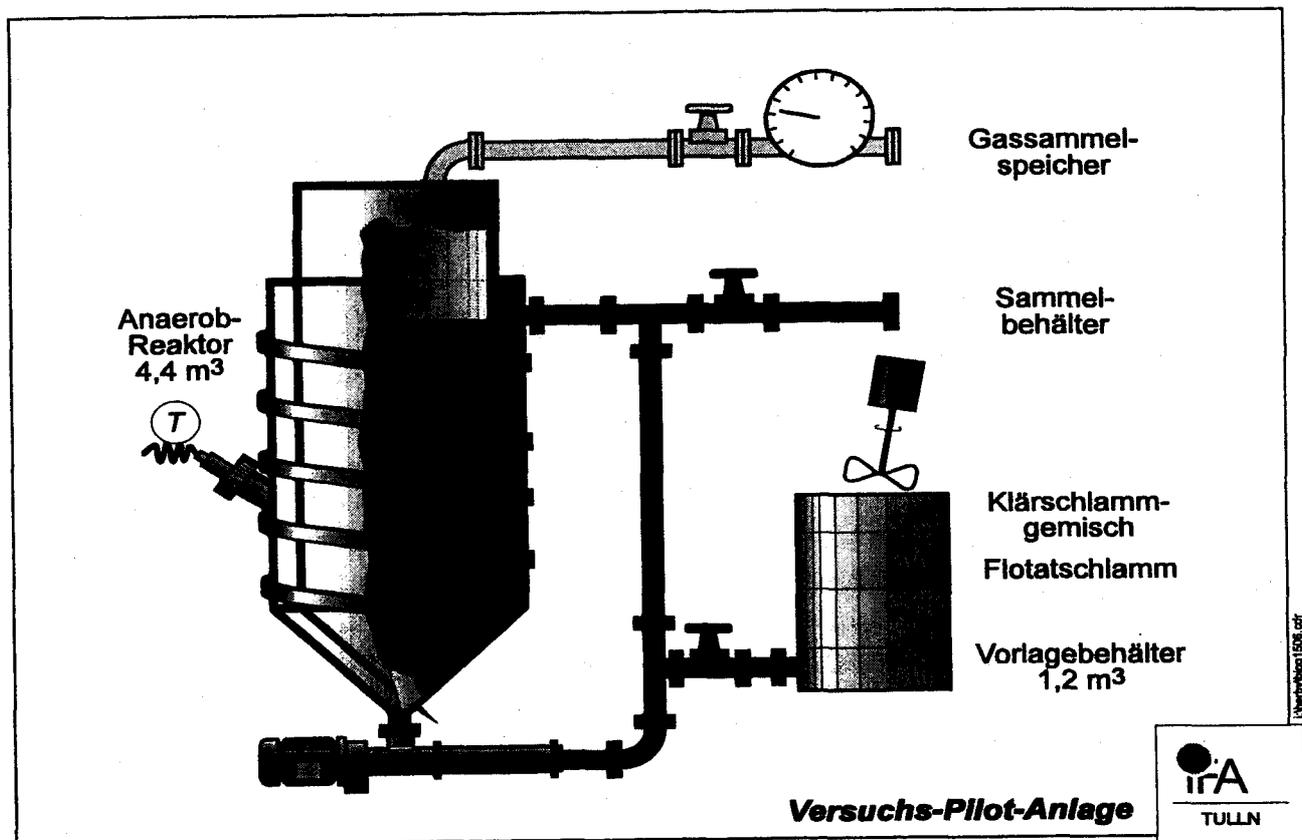


Fig. 2: Pilotversuchsanlage mit Reaktor, Umwälzleitung, Vorlagebehälter für Klärschlamm und Flotatschlamm, Ablaufbehälter, Gasmessung und Heizbändern zur Temperierung

Der Reaktor wurde täglich beschickt. Der Ablauf wurde in einem Lagerbehälter aufgefangen und anschließend in den Prozeß der Kläranlage wiedereingeführt.

Das produzierte Biogas wurde bei gleichzeitiger Messung der Temperatur und des Drucks über eine Gasuhr geführt. Im Biogas wurde kontinuierlich der Kohlendioxidgehalt bestimmt, sowie bei höchster Belastung die H₂S-Konzentration.

Zu Beginn des Pilotversuchs erfolgte die Erstbefüllung mit Faulschlamm aus den Faultürmen der Kläranlage Graz. Nach 7 Tagen wurde die kontinuierliche Beschickung mit einem Gemisch von Primärschlamm (80 %) und Sekundärschlamm (20 %) bei einer hydraulischen Aufenthaltszeit von 20 Tagen gestartet.

Nach 31 Tagen Versuchsdauer wurde mit der Zugabe von Flotatschlamm aus einem Hühnerschlachtbetrieb begonnen (Mischungsverhältnis 75 % Primärschlamm + 20 % Sekundärschlamm + 5 % Flotatschlamm). Ab dem 46. Versuchstag wurde 10 % Flotatschlamm und ab dem 70. Tag 20 % Flotatschlamm bei gleichbleibenden 20 % Sekundärschlammanteil dosiert. Diese Zusammensetzung des Zugabematerials wurde in weiterer Folge beibehalten. Nach zwei Verweilzeiten kontinuierlicher Prozeßführung, also nach dem 110. Versuchstag wurde die Aufenthaltszeit auf 30 Tage erhöht und bis Versuchsende am 170. Tag über weitere zwei Verweilzeiten nicht mehr verändert.

2.3. Methoden und Materialien

Die folgenden Bestimmungen wurden während der verschiedenen Versuchsphasen an den bezeichneten Orten durchgeführt (Tab. 2).

Tab. 2: Analysenart und -frequenz bei dem Pilotversuch zur Flotatschlammverwertung

Analysemethode	Flotatschlammanalyse (an der Pilotanlage und am IFA-Tulln)	Batch-Gärtests (am IFA-Tulln)	Pilotanlage (Kläranlage Graz - Gössendorf)
Trockensubstanz	+	-	++
org. Trockensubstanz	+	-	++
CSB	+	-	+
BSB ₅	-	-	+
pH-Wert	-	+	++
FFS	-	-	+
NH ₄ -N	+	-	+
TKN	+	-	+
Absetzvolumen	-	-	++
Gasmessung	-	++	++
CO ₂ -Bestimmung	-	++	++

- nicht bestimmt

+ fallweise bestimmt

++ täglich bestimmt

2.4. Ergebnisse

Flotatschlammanalyse

Der angelieferte Flotatschlamm aus einem Hühnerschlachtbetrieb wurde hinsichtlich

- Trockensubstanz (TS)
- organische Trockensubstanz (OTS) und Glühverlust (GV)
- Ammonium-Stickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$)
- gesamten organischen Stickstoff (TKN) und
- chemischen Sauerstoffbedarf (CSB)

untersucht.

Dabei ergaben sich die in Tabelle 3 dargestellten Durchschnittswerte mit den jeweiligen Schwankungsbreiten. Zum Vergleich werden auch die Meßwerte der in der Kläranlage anfallenden Massenströme aus Primärschlamm und Sekundärschlamm, welche im Gemisch als Substrat der anaeroben Stufe zugeführt wurden, angeführt.

Aus diesen Daten ist ersichtlich, daß die große Spannweite der Meßwerte des angelieferten Flotatschlammes zu Belastungen und Störungen des mikrobiologischen Gleichgewichtes in der anaeroben Stufe führen kann. Im Vergleich zum Primär- und zum Sekundärschlamm aus der Kläranlage lagen die Meßwerte des Flotatschlammes in allen Fällen höher.

Tab. 3: Durchschnittswerte der wichtigsten Meßwerte im Flotatschlamm und in den Rohschlämmen der Kläranlage Graz

Probe		TS [%]	oTS [%]	GV [%]	$\text{NH}_4\text{-N}$ [g/l]	TKN [g/l]	CSB [g/l]
Flotat- schlamm	Schw. Breite	9-18	8-17	95-98	0,3-0,6	3-4,5	100-200
	Durchschn.	12	11,5	96	0,4	3,5	125
Primär- schlamm	Schw. Breite	3-4,5	1,9-2,9	65-75	0,1-0,3	0,8-1,2	25-40
	Durchschn.	3,5	2,5	70	0,2	1,0	30
Sekundär- schlamm	Schw. Breite	7-9	1-3,2	75-85	n. bek.	n. bek.	n. bek.
	Durchschn.	8	2	80	n. bek.	n. bek.	n. bek.

Versuchsverlauf

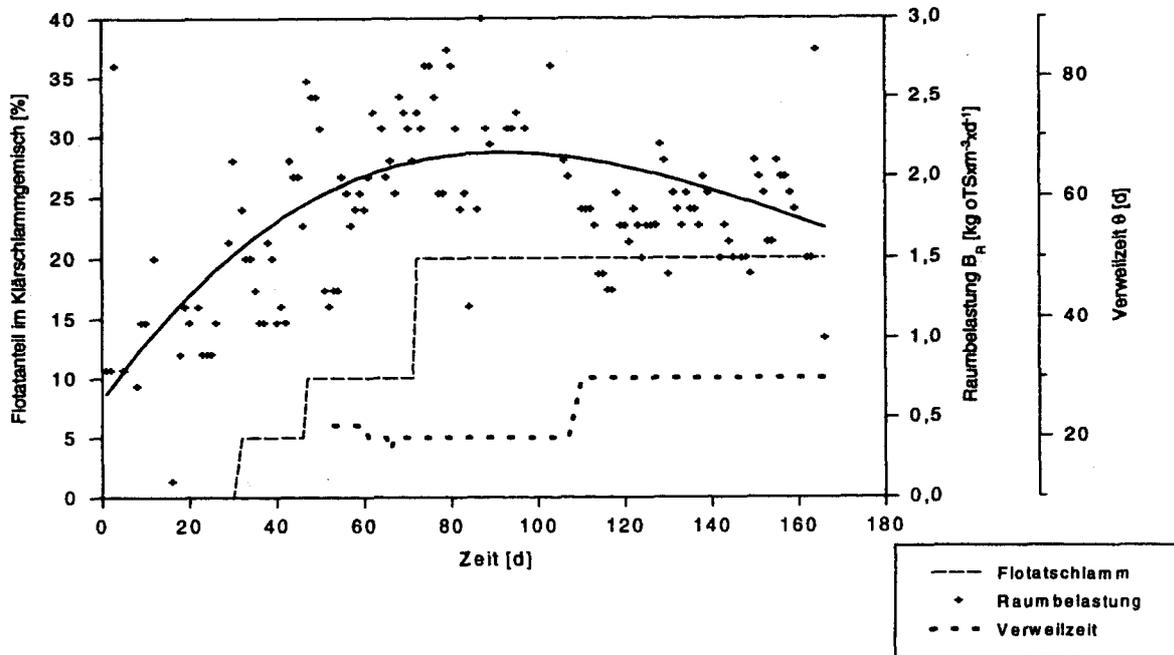


Fig. 3: Verlauf von Flotatschlammanteil im Gemisch mit Klärschlamm bzw. daraus resultierende Raumbelastung sowie Verweilzeitverteilung

In Figur 3 ist die Steigerung der aus der Flotatschlammzugabe resultierenden Raumbelastung dargestellt. Diese stieg etwa bis zum 100. Tag entsprechend linear von etwa 1 auf ein Maximum von 2 - 2,5 $\text{kg OTS} \times \text{m}^{-3} \times \text{d}^{-1}$. Durch die Erhöhung der Verweilzeit von 20 auf 30 Tage (am 110. Versuchstag) nahm in weiterer Folge die Raumbelastung wieder ab um gegen Versuchsende bei einem Wert von 1,5 - 2 $\text{kg OTS} \times \text{m}^{-3} \times \text{d}^{-1}$ zu liegen.

Die Biogasproduktivität stieg parallel zum Flotatschlammanteil (Raumbelastung) von anfänglich etwa 0,4 auf 1,5 - 2 $\text{m}^3 \times \text{m}^{-3} \times \text{d}^{-1}$ (Fig. 4). Die Biogausbeute blieb über den gesamten Bereich relativ konstant. Es konnten Werte zwischen 0,4 und 0,8 $\text{m}^3 \times \text{kg}^{-1} \text{OTS} \times \text{d}^{-1}$ während des gesamten Versuchsverlaufs festgestellt werden. Dies läßt auf eine gute Abbaubarkeit des Substrats schließen. Bedingt durch die Erhöhung der Verweilzeit, konnte ein besserer Abbau und eine leicht höhere Gasausbeute bei niedrigerer OTS-Fracht und damit eine gleichbleibende Gasproduktion bewirkt werden.

Es ist jedoch zu berücksichtigen, daß unvermeidbare Schwankungen der Zulauf-OTS aufgrund der Inhomogenität des Substrats das rechnerische Ergebnis bei kurzen Meßzeiträumen von nur wenigen Tagen (Einlauf- und 5%ige Zugabephase) verzerren.

Da die Biogasproduktivität von der Biogausbeute abhängt, ist die Gaszusammensetzung für die Beurteilung des Gärungsverlaufs sehr wichtig. Bei steigender Raumbelastung sinkt im Normalfall der Methananteil im Biogas und wird durch das hohe Substratangebot mehr und mehr durch Kohlendioxid ersetzt. Bei Erreichen der Belastungsgrenze sinkt dann der Methananteil stark ab.

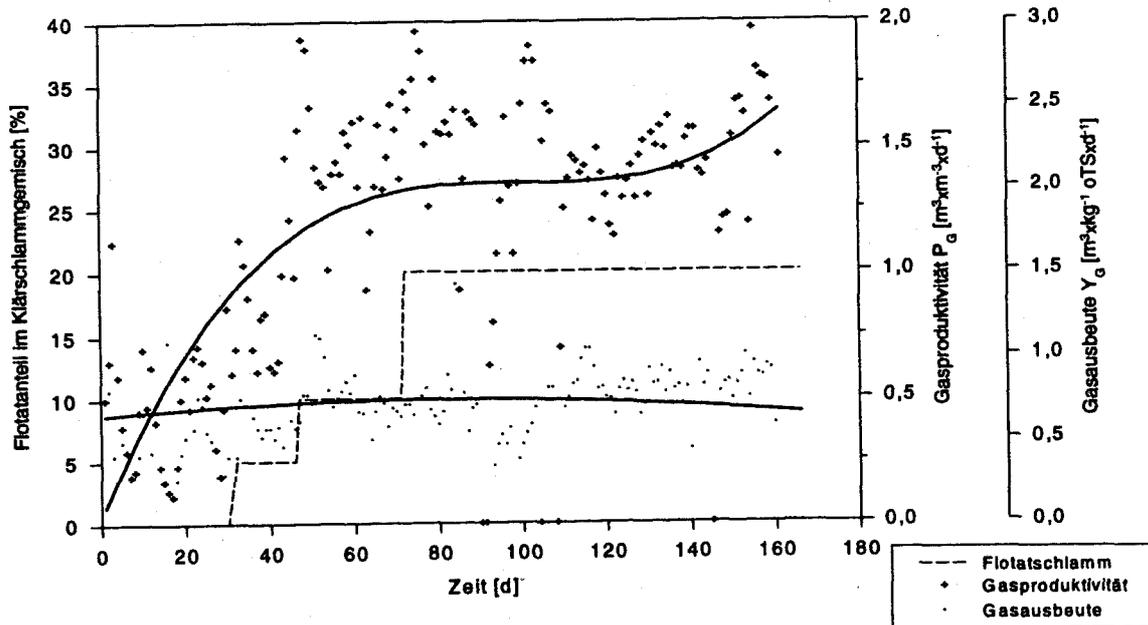


Fig. 4: Verlauf der Biogasproduktivität und der Biogasausbeute bei steigendem Flotatschlammanteil im Klärschlammgemisch

Im Fall des Pilotversuchs ist aber deutlich zu erkennen, daß im Gegensatz dazu der Methananteil im Biogas sogar eher zunimmt und sich einem Wert von 70% nähert. Dies ist ein Hinweis, daß bei der maximalen Flotatschlammzugabe noch keine Beeinträchtigung der Methangärung erfolgt ist (zusätzlich auch an der steigenden Gasausbeute erkennbar). In Fig. 5 wird der Verlauf der Gasproduktion und der Gaszusammensetzung im Vergleich zur Flotatschlammzugabe wiedergegeben.

Obwohl ab einem Flotatanteil von 10% im Klärschlammgemisch keine Erhöhung der Gasproduktivität mehr zu beobachten war, konnten über den gesamten Versuchsverlauf keine Störungen der Methangärung festgestellt werden. Der stabile pH-Wert im Ablauf des Reaktors von etwa 7,5 läßt keine Beeinträchtigung durch Versäuerung erkennen. Lediglich im Vorlagebehälter (Flotat + Klärschlamm) tritt bei den höheren Flotatschlammanteilen eine Versäuerung auf Werte unter pH 6,0 auf (Fig. 6). Außerdem führten auch die durch die warme Jahreszeit bedingten hohen Außentemperaturen zu einer schnelleren Hydrolyse der Fette und somit auch zum Absinken des pH-Wertes. Im Zuge der Methangärung wurde das vorversäuerte Substrat jedoch wieder neutralisiert.

Verfolgt man die organische Trockensubstanz (OTS) im Zulauf und im Ablauf über die gesamte Versuchsdauer (Fig. 7), so ist deutlich der Einfluß der Flotatschlammzugabe zu erkennen. Unmittelbar nach der ersten Flotatschlammzugabe steigt der OTS-Gehalt im Ablauf auf einen Wert knapp unter 2% und bleibt auf diesem Wert konstant bis zur Beendigung des Versuchs, obwohl die organische Belastung im Zulauf kontinuierlich bis auf etwa 5% ansteigt. Dies bedeutet, daß das organische Material sehr gut abgebaut wurde. Beim höchsten Zumischanteil von 20 % Flotatschlamm wurde ein OTS-Abbau von 65% erreicht, wobei jedoch keine vollständige Mineralisierung mehr eintrat. Dies ist am zunehmenden Glühverlust erkennbar.

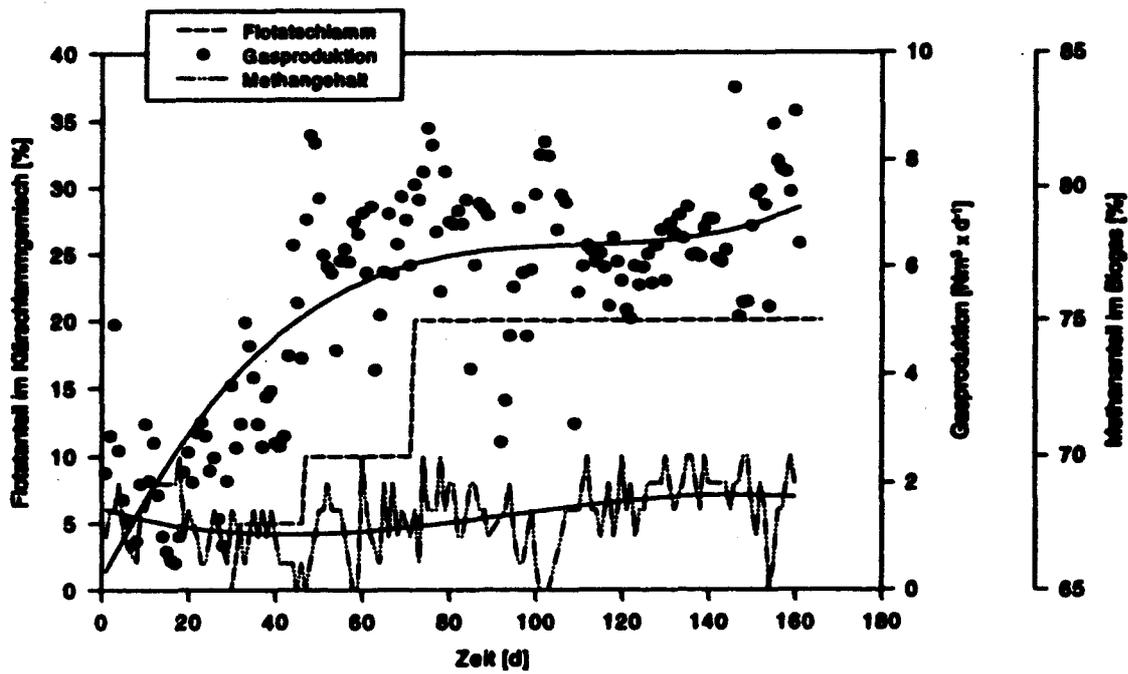


Fig. 5: Verlauf der Gasproduktion und der Gaszusammensetzung über den gesamten Versuchsverlauf bei steigender Flotatschlammzugabe

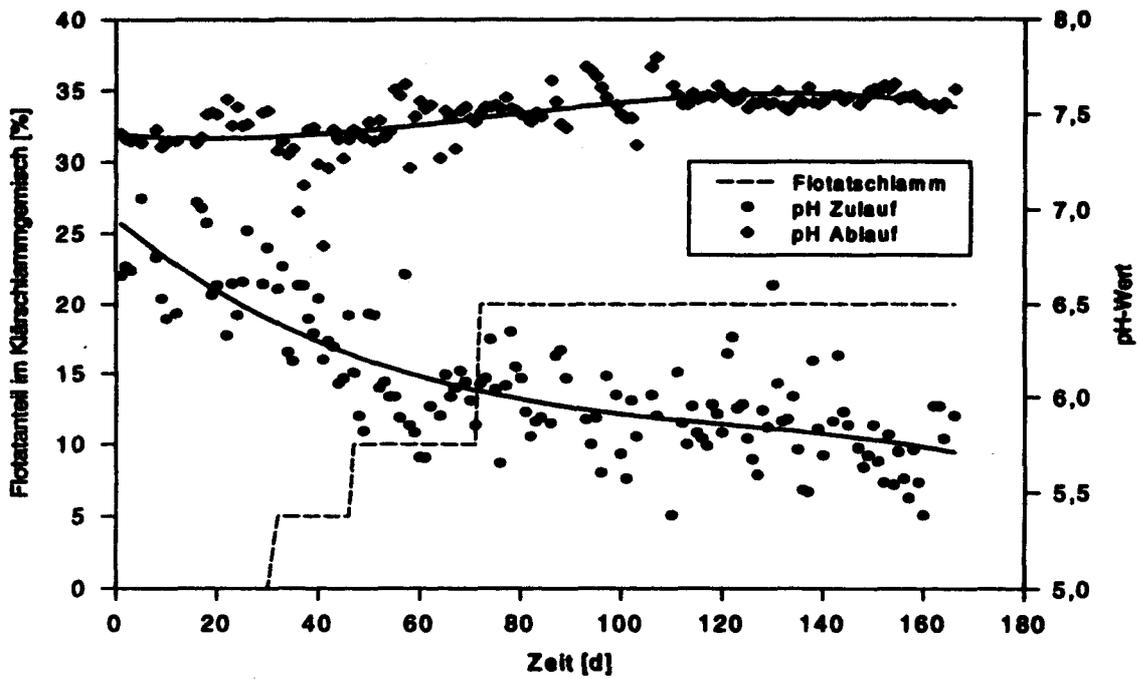


Fig. 6: Verlauf der pH-Werte im Pilotreaktor (Ablauf) und im Vorlagebehälter des Substratgemisches

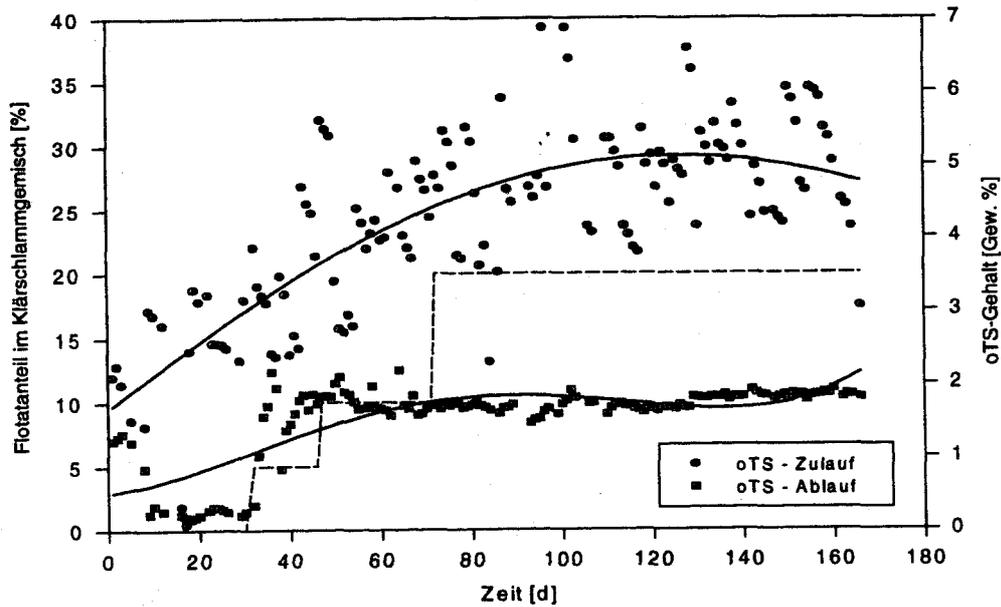


Fig. 7: Verlauf der organischen Trockensubstanz im Zulauf und Ablauf bei steigendem Flotatschlammanteil im Gemisch mit Klärschlamm

Bei kontinuierlichem Anstieg von CSB und BSB₅ im Zulauf (CSB bis über 100 g/l, BSB₅ bis etwa 60 g/l), blieb der BSB₅ im Ablauf über die gesamte Versuchsdauer praktisch konstant auf unter 10 g/l (Fig. 8 und 9). Der CSB im Ablauf hingegen stieg parallel zur organischen Trockensubstanz sofort nach der ersten Flotatschlammzugabe auf einen Wert von etwa 30 g x l⁻¹ und blieb in weiterer Folge bis zum Ende des Versuchs konstant. Auch diese Daten unterstreichen das gute Abbauverhalten des Flotatschlammes bei steigender Raumbelastung.

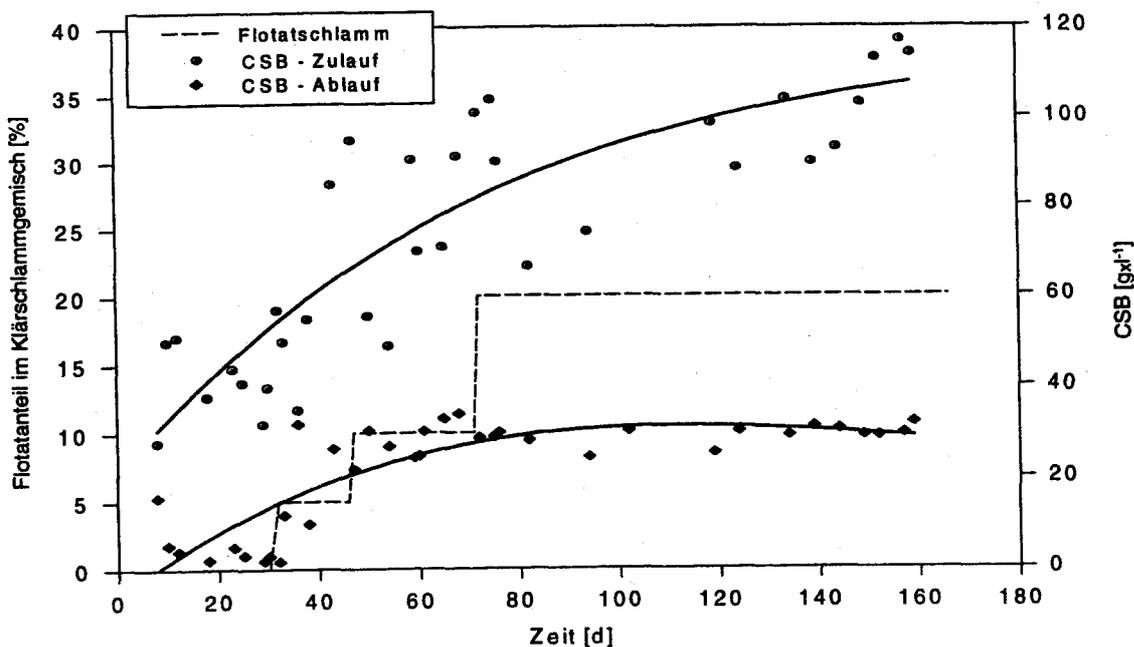


Fig. 8: Verlauf des CSB im Zulauf und Ablauf bei steigendem Flotatanteil im Klärschlammgemisch

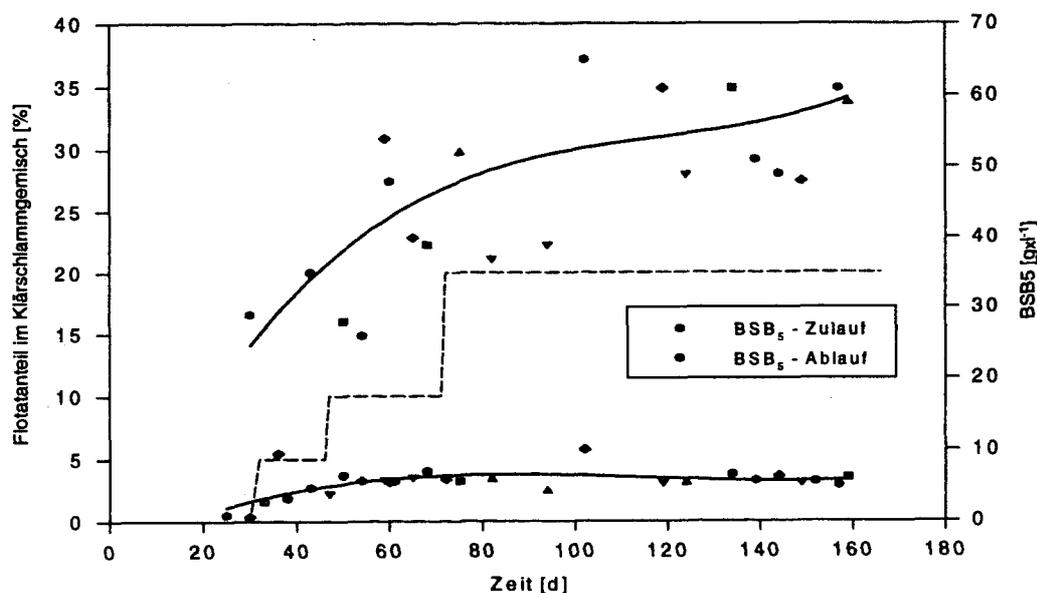


Fig. 9: Verlauf des BSB₅ im Zulauf und Ablauf bei steigendem Flotatanteil im Klärschlammgemisch

Analog zur organischen Trockensubstanz kann auch in Bezug auf den CSB-Abbau eine Biogasausbeute berechnet werden, welche in m³ Biogas pro kg abgebauten CSB pro Tag angegeben wird. Zum Vergleich der aus dem Versuch erhaltenen spezifischen Gasausbeute $Y_{G, \text{spez.}}$ (bezogen auf den CSB-Abbau) und der theoretisch möglichen, werden in Tabelle 4 die durchschnittlichen CSB-Werte von Zu- und Ablauf sowie der sich daraus ergebende CSB-Abbau dargestellt.

Der durchschnittliche CSB-Abbau wurde aus den einzelnen Werten des Abbaus während einer Zugabephase gebildet. Für die Berechnung der durchschnittlichen spezifischen Gasausbeute über die einzelnen Phasen, wurde die mittlere tägliche Gasproduktion durch den durchschnittlichen CSB-Abbau in kg während einer Phase dividiert. Daraus ergaben sich die in der Tabelle 4 angegebenen Werte.

Tab. 4: Durchschnittliche CSB-Werte im Zu- und Ablauf des Versuchs, der CSB-Abbau und die spezifische Gasausbeute über die einzelnen Zugabephasen

Flotatanteil im Klärschlammgemisch [%]	Verweilzeit θ [d]	CSB-Zulauf [g/l]	CSB-Ablauf [g/l]	CSB-Abbau [%]	spezifische Gasausbeute [m ³ x kg ⁻¹ CSB x d ⁻¹]	theor. spezif. Gasausbeute [m ³ x kg ⁻¹ CSB x d ⁻¹]
0	20	40,5	5,1	85,8	0,28	0,518
5	20	56,4	16,5	66,4	0,43	0,525
10	20	74,6	28,4	59,9	0,35	0,519
20	20	93,1	28,5	68,3	0,46	0,519
20	30	102,3	29,6	70,8	0,60	0,510

Bei der Bestimmung der flüchtigen freien Fettsäuren (FFS) im Trübwasser der Pilotanlage konnten nur Essigsäure und Propionsäure in allen Proben nachgewiesen werden. Buttersäure, Isobuttersäure, Valeriansäure und Isovaleriansäure konnten nur fallweise festgestellt werden. Dies bedeutet, daß die acetogene Stufe des Gesamtabbaus nicht gestört war und kontinuierlich das für die methanogenen Bakterien wichtigste Substrat Essigsäure von den acetogenen Bakterien nachgeliefert wurde. In Tabelle 5 werden alle Messungen dargestellt.

Die Konzentration der Essigsäure lag bis 10% Flotatschlammzugabe bei jeder Messung unter $200 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. Nach der Erhöhung auf 20% konnten jedoch öfter Werte über $200 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ festgestellt werden. Dieser Anstieg entspricht der höheren Raumbelastung und führt aufgrund der symbiotischen Lebensgemeinschaft der acetogenen und methanogenen Bakterien zu einer größeren Stoffwechselaktivität der Letzteren, was dementsprechend auch zu der höheren Gasproduktion führt.

Nur bei zwei Messungen konnten Werte von 1 bzw. fast $2 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ Essigsäure festgestellt werden. In beiden Fällen war diese Störung durch das Ausfallen der Beschickung an den Tagen zuvor bedingt. Dadurch kam es zu einer bereits weit fortgeschrittenen Hydrolyse im Vorlagebehälter und nach der Beschickung auch zu einer Anhäufung von Essigsäure und anderen niederen Fettsäuren im Reaktor. Durch Vermischen des Reaktorzulaufs mit frischem Substrat aus der Kläranlage konnte diese versäuerte Vorlage wieder neutralisiert und die Störung wieder behoben werden.

Aufgrund der Toxizität des Ammoniums für Mikroorganismen bei hohen Konzentrationen, wurde dessen Verlauf im Ablauf des Pilotreaktors kontinuierlich in regelmäßigen Abständen parallel zum CSB kontrolliert. Dabei ergab sich der in Figur 10 dargestellte Verlauf.

Tab. 5: Bestimmung der wichtigsten freien flüchtigen Fettsäuren (FFS) während des gesamten Versuchsverlaufs

Datum	Säuregehalt [mg/l]					
	Essigsäure	Propionsre.	Isobuttersre.	Buttersäure	Isovaleriansre.	Valeriansre.
16.01.1995	230	30	20	50	60	30
31.01.1995	170	< 10	-	-	-	-
03.02.1995	150	< 10	-	-	< 10	-
08.02.1995	110	-	-	-	-	-
24.02.1995	180	< 10	-	-	-	-
03.03.1995	980	20	-	-	< 10	-
14.03.1995	70	-	-	-	-	-
23.03.1995	1800	30	20	20	-	-
04.04.1995	350	40	-	-	-	-
24.04.1995	130	-	-	-	-	-
04.05.1995	180	< 10	-	-	-	-
12.05.1995	260	20	-	-	< 10	-
20.05.1995	240	< 10	-	-	-	-

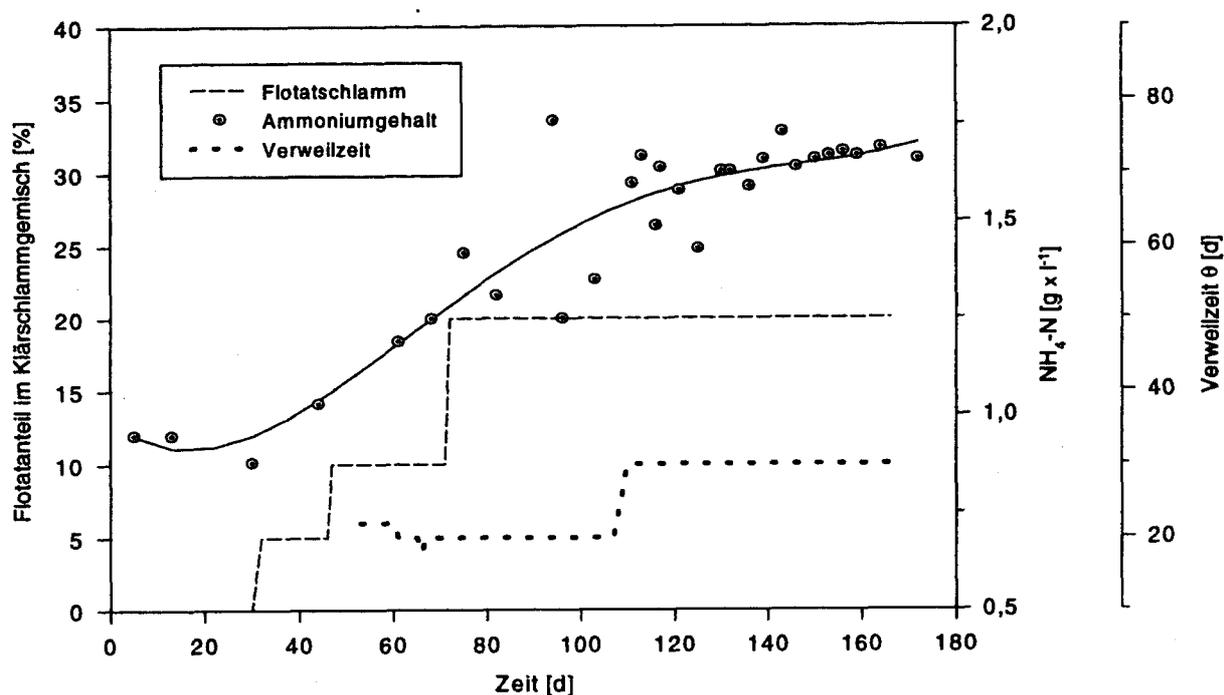


Fig. 10: Verlauf des Ammoniumgehaltes im Ablauf der Pilotanlage bei steigendem Flotatanteil im Klärschlammgemisch

Der Ammoniumgehalt im Trübwasser der Pilotanlage stieg bei Zugabe von Flotatschlamm fast linear von etwa 1 g l^{-1} zu Beginn des Versuchs auf etwa $1,6 \text{ g l}^{-1}$ gegen Ende. Dies entspricht einer Steigerung von über 50% gegenüber dem aus reinem Klärschlamm erhaltenen Faulschlamm. Der Wert von $0,9 - 1,0 \text{ g l}^{-1}$ entspricht auch dem üblichen Gehalt im Faulwasser der Kläranlage. Der mit dem Flotatschlamm zugeführte Stickstoff stammt aus gebundenem organischen Stickstoff.

Besondere Bedeutung kommt der ausreichenden Durchmischung des Reaktorinhaltes (Einmischen der Flotatschlammgabe) zu. Bei steigender Zugabe von Flotatschlamm reicht die im Normalfall gewählte Umwälzung (2 mal 30 Minuten pro Tag) nicht aus. Die Art der hydraulischen Umwälzung konnte im Zuge des Versuches soweit verbessert werden, daß eine anfänglich fallweise erkennbare Schwimmdeckenbildung nicht mehr auftrat. Die gewählte Mischintensität von 4 - 6 Umwälzungen des Reaktorinhaltes pro Tag hat sich in der weiteren Versuchphase als notwendig erwiesen, um Schwimmdecken oder Sinkschichten zu vermeiden. Aus dem gleichen Grunde wurde im Reaktor auch von unten nach oben durchmischt, da aufgrund der verfahrenstechnischen Prozeßführung im Pilotreaktor ein Zerstören der Schwimmdecke durch Aufspritzen nicht möglich war.

Die Tendenz des beigemischten Flotatschlammes zur Schwimmdeckenausbildung sowie das Trennverhalten zwischen wässriger und fester Phase kann durch das Absetzverhalten (Fig. 11) des Ablaufs der Pilotanlage dargestellt werden. Hierfür wird das Absetzvolumen in einem Imhofftrichter nach 2 Stunden, bzw. nach 1 Tag ab dem 135. Versuchstag gemessen.

Aufgrund der Prozeßführung in einer Kläranlage, wobei der aus der anaeroben Stufe erhaltene Faulschlamm entwässert und das Prozeßwasser wieder der aeroben Stufe zugeführt wird, wurde anschließend der Einfluß des schlechteren Absetzverhaltens im Ablauf durch die Zugabe von Flotatschlamm ermittelt.

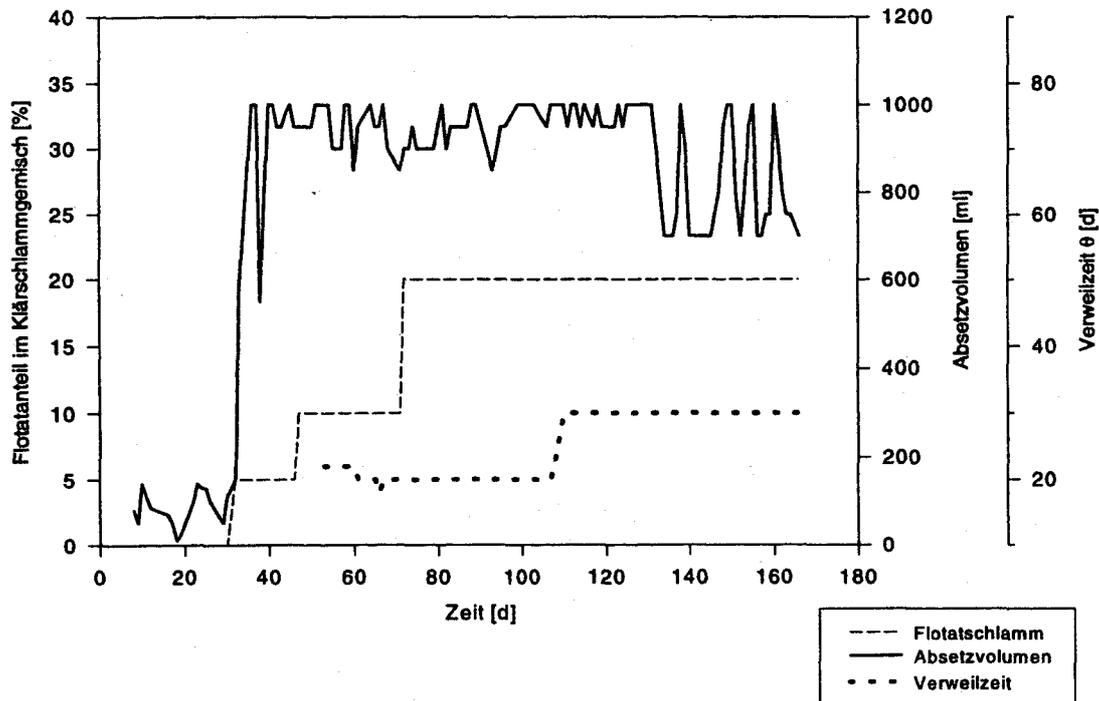


Fig. 11: Absetzverhalten des Ablaufs nach 2 Stunden, bzw. nach 1 Tag (ab dem 135. Versuchstag)

Dazu wurde ein Pressversuch mit einer Kammerfilterpresse durchgeführt und der Ablauf aus der Pilotanlage mit dem Faulschlamm der Kläranlage verglichen. Wie beim normalen Betrieb der Kläranlage wurde dem Trübwasser eine 0,4%ige Lösung des Flockulierungsmittels ZETAG 63™ in einem Verhältnis von 1:15 beigegeben. Nach dieser Zugabe stieg die Sedimentationsgeschwindigkeit im Ablauf der Pilotanlage schnell an. Hier konnte teilweise schon nach 10 Minuten ein Absetzvolumen von 50% bemerkt werden. Bei beiden Versuchen ergaben sich die in Tabelle 6 dargestellten Werte.

Tab. 6: Pressversuch mit Faulschlamm aus dem Versuch und der Kläranlage

Substrat	Probe	Ø TS [Gew. %]	Ø CSB [mg O ₂ /l]	Ø NH ₄ -N [g/l]
Pilotanlage mit Klär- und Flotatschlammgemisch	Zulauf	1,61	n. best.	n. best.
	Presskuchen	13,70	n. best.	n. best.
	Ablauf	0,16	825	1,43
Faulschlamm aus der Kläranlage	Zulauf	4,86	n. best.	n. best.
	Presskuchen	10,78	n. best.	n. best.
	Ablauf	0,15	640	1,03

Aus dieser Tabelle ist ersichtlich, daß sich das Pressverhalten des Ablaufs aus dem Versuch kaum von dem des Faulschlammes der Kläranlage unterscheidet. Beide Trockensubstanzen des Presskuchens liegen über 10 Gew.%. Auch die CSB-Gehalte unterscheiden sich kaum, so daß sich durch die Flotatschlammzugabe keine Mehrbelastung durch das rückgeführte Prozeßwasser für die aerobe Stufe ergeben würde. Die Ammoniumbelastung im Presswasser des Flotatschlammversuchs lag allerdings um etwa 40% höher als beim Faulschlamm der Kläranlage (vergl. Fig. 10).

3. Folgerungen für den Kläranlagenbetrieb

Wie aus der Voranalyse ersichtlich, liegen die Werte bei allen Parametern für Flotatschlamm höher als Primär- und Sekundärschlamm. Aus energetischer und wirtschaftlicher Sicht ist dies durchaus wünschenswert, jedoch kann dadurch aber auch die aerobe Stufe durch die Reinigung des Faulwassers zusätzlich belastet werden.

Vor der Übernahme von biogenen Abfällen muß daher geklärt sein, ob die Kapazität des Faulraumes sowie der Belüftung für die zu verwertende Menge biogener Abfälle ausreicht. Im Regelfall sollte die Verweilzeit nach der Zugabe der biogenen Abfälle 20 Tage nicht unterschreiten. Weiters sind meistens Änderungen an der Infrastruktur erforderlich. So muß eine Übernahmestation geschaffen werden, welche mit einem Mazerator zur Zerkleinerung der biogenen Abfälle bzw. zur Vermischung inhomogener Substanzen versehen sein muß. Diese sollte geschlossen sein und so groß gewählt sein, daß sie eine gewisse Pufferkapazität (1-2 Tage) bei größeren Lieferungen oder zur Durchmischung mit anderen Substraten besitzt.

Für jedes zugegebene Substrat muß vorher geklärt werden, ob sich der Faulschlamm über eine Kammerfilterpresse ausreichend entwässern läßt, damit der Faulschlamm ggf. deponiert und das Prozeßwasser in die aerobe Stufe rückgeführt werden kann.

Als wichtigster Vorteil der Zugabe von biogenen Abfällen in kommunale Faultürme ist die Erhöhung der Biogasausbeute und damit die Steigerung der Energieeigenproduktion an erster Stelle zu nennen. Als weiterer wesentlicher Vorteil werden Probleme mit Ablagerungen, Fettaushärtungen, Geruchsbildung u.ä. im Kanal vermieden, wenn diese Problemstoffe von den Kläranlagenbetreibern ordnungsgemäß übernommen werden können. Außerdem reduziert sich der Energiebedarf für die Belüftung im Belebungsbecken und der Aufwand (Flockungsmittel) für die Abtrennung von Feststoffen im Vorklärbecken.

Die Gefahren bei der Übernahme liegen hauptsächlich in der potentiell möglichen Verunreinigung der zugegebenen biogenen Abfälle mit Störstoffen und Schadstoffen. Als Störstoffe für den anaeroben Abbau sind hauptsächlich Schwermetalle, Antibiotika und Desinfektionsmittel zu nennen.

Eine Störung des Prozesses kann aber auch durch Überdosierungen oder eine unvollständige Umwälzung im Reaktor hervorgerufen werden. Die bestehenden Mischvorrichtungen des Faulturmes müssen daher eine ausreichende Durchmischung, auch nach Zusatz der biogenen Abfälle, gewährleisten können. Allenfalls muß eine erweiterte Mischmöglichkeit vorgesehen werden.

Ein weiterer Störfaktor für den gesamten Kläranlagenbetrieb kann die Erhöhung der Stickstofffracht sein. Wie bereits erwähnt, wird der durch die biogenen Abfälle zusätzlich eingetragene Stickstoff in der anaeroben Stufe nicht reduziert sondern als NH_4^+ freigesetzt und bei der Schlammabtrennung nicht abgetrennt. Somit ist eine kontinuierliche Überprüfung sowohl des Nitrat- als auch des Ammoniumgehalts notwendig.

Eine häufig vernachlässigte Gefahr, die Kontamination des Klär- und Faulschlammes mit potentiell pathogenen Keimen, kann durch die Zugabe von Cosubstraten weiter erhöht werden. In Abhängigkeit von der Art der verwerteten biogenen Abfälle sowie der vorgesehenen Schlammensorgung kann eine Pasteurisierung (beispielsweise bei Speiseresten) zusätzlich erforderlich werden.

4. Zusammenfassung

Im Rahmen des Projektes konnte gezeigt werden, daß sich Flotatschlämme aus Hühner- und Schweinemastbetrieben als Cosubstrate von Klärschlämmen in Faultürmen eignen.

Während der verschiedenen Zugabephase wurde der Flotatschlammanteil im Klärschlammgemisch sukzessive von 0 auf 20 % erhöht. Der Abbau der organischen Substanz war sehr gut. Die OTS stieg im Zulauf bis auf einen Wert von 5% an und konnte im anaeroben Prozeß auf knapp unter 2% verringert werden. Auch der CSB konnte von über 100 $\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ bei der höchsten Flotatschlammzugabe auf etwa 30 $\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ reduziert werden.

Der Gärungsverlauf wurde über die gesamte Versuchsdauer kaum beeinträchtigt, was am Ablauf - pH (konstant ≥ 7) erkennbar war.

Auch die geringe Konzentration an flüchtigen Fettsäuren (FFS) bestätigte eine ungestörte Methangärung. Bis 10% Flotatanteil blieb die Essigsäurekonzentration unter 200 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, um dann nach der Erhöhung der Flotatschlammzugabe (20 %) auf über 200 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ anzusteigen.

Die Ammoniumbelastung im Trübwasser des Ablaufs stieg im Laufe der Versuchsdauer um etwa 50% an. Nachdem Ammonium in gelöster Form vorliegt, lag der Ammoniumgehalt im Presswasser auch um 40% höher als bei Normalbetrieb ohne Flotatschlammzugabe. Dies könnte unter Umständen zu einer Anreicherung des Stickstoffgehaltes im Ablauf der Kläranlage führen. Die Stickstoffeliminationskapazität der Kläranlage muß an diese Gegebenheiten angepaßt werden.

Der Feststoffanteil konnte in einer Kammerfilterpresse letztlich soweit entfernt werden, sodaß im Ablauf nur mehr eine CSB-Belastung von etwa 800 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ gemessen wurde. Dieser Wert liegt vergleichsweise bei der Faulschlammwässerung (ohne Zusatz biogener Abfälle) bei 600 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ CSB. Durch die Flotatschlammzugabe konnte kein negativer Einfluß auf das Pressverhalten des Faulwassers festgestellt werden.

Die Biogasproduktivität des Faulturms konnte von etwa 0,5 auf 1,5 $\text{m}^3 \times \text{m}^{-3} \times \text{d}^{-1}$ gesteigert werden. Geht man von der geschätzten Gasproduktivität der Kläranlage aus, so ergibt sich immerhin noch eine Steigerung von über 50%. Somit könnte die Energieeigenproduktion der Kläranlage fast verdoppelt werden.

Die einzigen Probleme ergaben sich aus verfahrenstechnischer Sicht mit der Ausbildung von Schwimmdecken. Die bei Versuchsbeginn (ohne Flotatzusatz) sowie in den Faultürmen der Kläranlage angewendete Rührfrequenz, hat sich in weiterer Folge als nicht ausreichend erwiesen. Um einer Schwimmdeckenbildung entgegenzuwirken, mußte der Reaktorinhalt täglich 4 - 6 mal umgewälzt werden. Diese Anforderungen werden auch bei Zugabe von Flotatschlämmen im Normalbetrieb der Kläranlage notwendig sein. Sinkschichten wurden während der gesamten Versuchsdauer nicht registriert.

5. Literatur

BAWP (1995): Materialien zum Bundesabfallwirtschaftsplan 1995. UBA, 1090 Wien

BRAUN, R., STEYSKAL, F. (1993): Behandlung und Verwertung organischer Abfälle am Beispiel Flotatschlamm. Endbericht des Forschungsauftrages der Fachabteilung Ic der Steierm. Landesregierung vom 18.11.1993.

SCHLEISS, K., CHARDONNENS, M. (1994): Stand und Entwicklung der Kompostierung in der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), CH-3003 Bern.

UBA BERLIN (1995): Kompostwerke in der Bundesrepublik - Stand 23.01.1995. Umweltbundesamt Berlin FG III 3.5, D-14191 Berlin.

TEIL IV

Feststofffermentation in der Praxis

A., Wellinger

Verwertung biogener Abfälle

Die Schweizer Technische Verordnung Abfall (TVA) vom 10.12.1990 fordert die getrennte Erfassung der Abfälle und deren Verwertung. Für die Aufbereitung der organischen Fraktion stehen zwei mikrobielle Verfahren zur Wahl: Die Vergärung und die Kompostierung. Der erste Prozeß läuft unter Ausschluß von Luft, d.h., unter Anaerobie ab. Die Produkte sind Biogas mit ca. 40% Kohlendioxid und 60% Methan sowie anaerob aufbereiteter Kompost. Die Kompostierung ist ein aerober Prozeß, welcher im Beisein von Luft abläuft und als Produkte Kohlendioxid, Niedertemperaturwärme und aerob aufbereiteten Kompost liefert. Stark wasserhaltiger Abfall ist jedoch für die Kompostierung wenig geeignet und birgt - wegen des hohen Eiweißanteils - erhöhte Gefahr zur Geruchsbildung.

Anaerobe Fermentation als Lösung

Der anaerobe Abbau von organischer Materie ist ein Prozeß welcher zur Aufbereitung und Stabilisierung von flüssigen oder festen, feuchten Abfällen besonders gut geeignet ist. Die in einem geschlossenen Behälter unter kontrollierten Bedingungen ablaufende Vergärung bietet gegenüber der Kompostierung einige Vorteile:

- Die Geruchsemissionen sind minimal und leicht kontrollierbar
- Der Platzbedarf pro Jahrestonne zu behandelndem Abfall ist um einen Faktor 10 kleiner als bei der Kompostierung.
- Die Vergärung ist in rund drei Wochen abgeschlossen. Der Gesamtprozeß bis zum reifen Kompost dauert 5 bis 6 Wochen und ist damit deutlich kürzer als die aerobe Aufbereitung.
- Das Verfahren ist preislich interessanter
- Der Prozeß liefert hochwertige Energie in Form von Strom und Wärme

Dem letzten Punkt der Energieproduktion kommt, unter dem Aspekt der Förderung erneuerbarer Energien, eine besonders große Bedeutung zu. Das bei der anaeroben Vergärung entstehende Biogas kann mittels Wärme-Kraft-Kopplung in Strom und Wärme umgesetzt werden. Aus 1 Tonne Abfall kann durchschnittlich mit 100 m^3 Biogas gerechnet werden mit Bandbreiten von 80 bis 160 m^3 , je nach Zusammensetzung. Die für die Vergärung notwendige Prozeßenergie dürfte laut ersten Erfahrungen weniger als 20 % des produzierten Gases ausmachen. Es resultiert also eine Netto-Energieproduktion.

Als zweites Produkt des Prozeß fällt ein Kompost an, der nach einer Nachrotte von zwei bis drei Wochen bezüglich Struktur und Inhaltsstoffen demjenigen der sechsmonatigen aeroben Kompostierung absolut vergleichbar ist. Er läßt sich also ebenso gut als Humus- oder Torfersatz nutzen. Die Vergärung hat den Nachteil, daß anaerobe Bakterien ligninhaltige

Substanzen nicht abbauen können. Obwohl der Prozeß nicht gehemmt wird, macht es wenig Sinn holzreiche Gartenabfälle zu vergären, da dabei wenig Gas produziert wird. In größeren Anlagen mit mehr als 10'000 Jahrestonnen organischem Abfall können daher der aerobe und der anaerobe Prozesse parallel zur Anwendung kommen. Das Motto lautet dabei: Getrennt aufbereiten - vereint nutzen.

Der anaerobe Abbau

Die **Biogasproduktion** ist ein strikt anaerober Prozeß, d.h. der Abbau erfolgt nur unter Ausschluß von Luft bei tiefem Redoxpotential. Anaerobe Bakterien kommen in der Natur überall dort vor, wo kein Sauerstoff vorhanden ist, wie am Grund von verschmutzten Gewässern oder in Sümpfen ebenso wie im Pansen von Wiederkäuern. Eine Kuh rülpsst pro Tag rund 400 l Methan.

Natürlicherweise wird Biogas über die ganze Temperaturpalette von unter 4°C bis über 100°C gebildet. In der praktischen Applikation der Biogastechnik unterscheidet man zwischen drei Temperaturbereichen: Der **psychrophilen** Vergärung von 15-25°C; der **mesophilen** Vergärung von 28-35°C und der **thermophilen** Vergärung zwischen 50 und 70°C. Da der psychrophile Abbau sehr langsam verläuft kommt dieser Temperaturbereich nur dort zum Einsatz, wo ohnehin eine sehr lange Lagerdauer (50 Tage oder mehr) verlangt wird, so zum Beispiel in der Landwirtschaft bei der Vergärung von Gülle.

Bei der Vergärung häuslicher Abfälle hat sich der thermophile Temperaturbereich durchgesetzt: Die höhere Temperatur erlaubt eine vernünftig hohe Abbaugeschwindigkeit namentlich von Cellulose und Hemicellulose. Der große Vorteil liegt jedoch im Hygienisierungsgrad. Bei Temperaturen über 50°C werden sämtliche bisher untersuchten pathogenen Keime wie Viren, Bakterien und Wurmeier inaktiviert.

Die technischen Verfahren

Flüssigvergärung

Die anaerobe Vergärung von festen Abfällen hinkt der Technik der Flüssigvergärung um einige Jahre hinten nach, weil die Prozeßführung wie auch die biologische Kontrolle bei sperrigem, nur schwer mischbarem Substrat schwieriger ist, als zum Beispiel bei stark verdünnten industriellen Abwässern. Schon relativ früh wurde daher die sogenannte **Co-Fermentation** untersucht, bei denen der feste Abfall zusammen mit Klärschlamm verflüssigt wurde. Der mit rund 4 % Trockensubstanz (TS) stark verdünnte Klärschlamm kann mit der Zugabe von festen organischen Abfällen bis auf einen TS-Gehalt von rund 12 % aufkonzentriert werden. Die Gasproduktion, bezogen auf das Fermentervolumen, wird dadurch deutlich verbessert, ohne daß die hydraulische Belastung übermäßig erhöht werden muß. Obwohl die Technik funktioniert, bleibt das grundsätzliche Problem bestehen: Es gibt bereits heute in verschiedenen Regionen zuviel Klärschlamm für den landwirtschaftlichen Bedarf. Eine Nachfragesteigerung ist, z.T. wegen des schlechten Rufes des Klärschlammes - bedingt durch die früher teilweise hohen Schwermetallgehalte -, nur schwer möglich. Zwei Verfahren der Co-Fermentation sind zur Zeit auf dem Markt: Italba in Italien, sowie DBA/WABIO, bzw. Waasa in Finnland. Einzig in ländlichen Regionen, wo der Klärschlamm eine vernünftig gute Qualität aufweist und von den Bauern daher noch abgenommen wird, macht dieses Verfahren noch Sinn. Es stellt eine Möglichkeit dar, auch in weniger dicht besiedelten Gebieten die leicht abbaubaren Abfälle kostengünstig für die Energiegewinnung

zu nutzen. In der Schweiz läuft auf der ARA Fruttigen eine Untersuchung mit einer neu konzipierten Aufbereitungs- und Dosiereinheit. In Deutschland drängen verschiedene Firmen auf den Markt, welche die Feststoffe mit rezykliertem Wasser verdünnen.

Unter Co-Fermentation versteht man heute ganz allgemein die gemeinsame Vergärung von flüssigen und festen Abfällen in flüssiger Phase. Zum Beispiel Gülle mit Gemüse oder Schlachthof-Abfällen, etc. Diese Form der Co-Vergärung wurde vor allem in Dänemark entwickelt. Dort werden die organischen Haushaltsabfälle, zusammen mit Zuschlagsstoffen aus der Industrie, den Gemeinschaftsanlagen zur Vergärung von tierischen Abfällen beigemischt. Damit kann nicht nur die Gasproduktion signifikant erhöht, sondern - dank den Entsorgungsgebühren für die Abfälle - auch die Wirtschaftlichkeit der Anlagen deutlich verbessert werden.

Feststoffvergärung

Bei der Vergärung von festen Stoffen unterscheidet man zwischen ein- und zweistufigen Verfahren. Beim Einstufenprozess läuft der ganze Abbau in demselben Behälter ab, während bei zweistufigen Prozessen die Vorversäuerung getrennt von der Methanbildung abläuft.

Die **einstufige Vergärung** läßt sich sowohl absätzig (batch) wie auch kontinuierlich betreiben. Das erste anaerobe Verfahren welches mit unverdünnten Feststoffen zur Anwendung kam, war die **Batch-Vergärung**. Diese Technik wird auch heute noch vereinzelt eingesetzt. In der Schweiz stehen vier kleinere Batch-Anlagen unter 100 m³ im Landwirtschaftsbereich im Einsatz (EREP SA). In Holland steht eine erste Anlage von 35.000 Jahrestonnen zur Vergärung von häuslichem Abfall im Bau (BIOCEL). In Deutschland werden neu zwei weitere Verfahren angeboten (3A und IMK). Alle absätziges Verfahren verwenden die Vorkompostierung zur Substraterwärmung.

Da große Batch-Systeme platz- und arbeitsintensiv sind, wurden seit den späten siebziger Jahren Fermenter für den semikontinuierlichen und **kontinuierlichen Betrieb** entwickelt. Fünf Verfahren sind z.Z. für häusliche Abfälle auf dem Markt. Bei Dranco (**dry anaerobic composting**), einem thermophilen Verfahren (Abb. 1), wird die Frischmasse zur Beimpfung mit vergorenem Substrat vermengt und oben in einen stehenden Zylinder eingebracht. Der Austrag erfolgt unten mittels eines Kratzbodens und einer Entnahmeschnecke. Der Fermenter wird über eine externe Schlaufe praktisch vollständig umgewälzt. Gleichzeitig wird das Frischmaterial mit Dampf aufgeheizt. Zur Zeit stehen zwei Anlagen in Betrieb in Brecht (B) mit 10'000 t/a und in Salzburg mit 20'000 t/a.

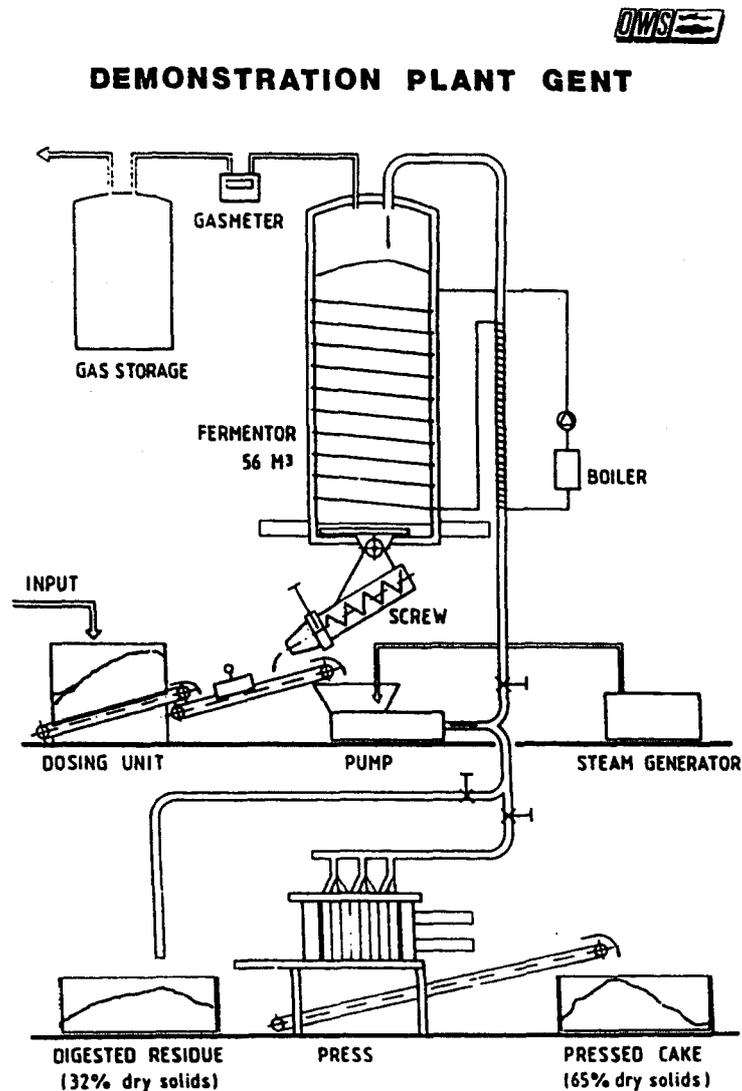


Abb. 1 Die Dranco-Pilotanlage in Gent

Der Abfall wird vor der Beschickung stark verkleinert und mit Rezirkulat vermengt, so daß eine pastöse Masse entsteht. Dieses sehr dichte Material birgt zwei Gefahren:

1. Falls zuviel freies Wasser im System vorhanden ist (tiefe TS-Gehalte), welches sich wegen dem höheren spezifischen Gewicht unten im Fermenter ansammelt, kann die ganze Säule an organischem Material aufschwimmen. Die Entnahme über Kratzboden und Schnecke ist dann nicht mehr möglich. Zur Vorbeugung wird dem feuchten Abfall Altpapier untergemischt.

2. Das dichte organische Material läßt die sich bildenden Gasblasen nur schlecht entweichen. Da nicht gerührt werden kann, beginnt sich die Masse aufzublähnen. Zur Vorbeugung (und gleichzeitig zur Beheizung) wird der Inhalt des Fermenters im Normalfall 0.5 mal pro Tag umgewälzt. In Extremfällen mußte die Umwälzung in Salzburg bis auf zweimal pro Tag erhöht werden.

KOMPOGAS ist ein thermophiles Verfahren aus der Schweiz mit einem liegenden zylindrischen Fermenter (Abb. 2). Beheizt wird über einen außenliegenden Wärmetauscher während der Beschickung, sowie über einen Heizmantel entlang des Fermenters. Eine leichte Durchmischung des Fermenterinhalts erfolgt senkrecht zur Fließrichtung mittels eines Speichenrührwerkes. Die Beschickung und die Entnahme des Substrates erfolgen über Kolbenpumpen. Ein Teil des vergorenen Substrates wird zur Beimpfung rezykliert. Bisher stehen vier Anlagen in Betrieb: In Rümlang mit 5'000 Jahrestonnen und in Bachenbülach mit 8-10'000 t, in Samstagern (10'000t) und Kempten im Allgäu (10'000t).

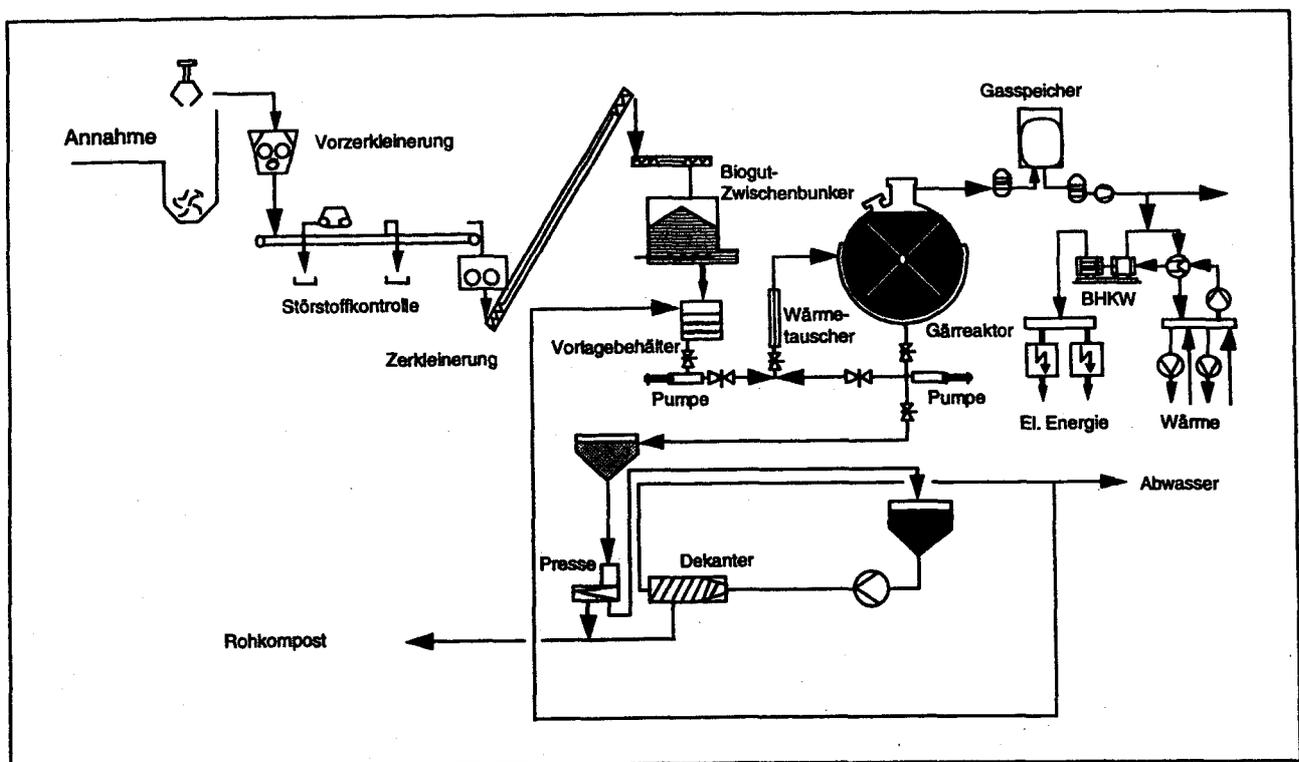


Abb. 2 Die Kompostogas-Demonstrationsanlage in Rümlang

Das Kompogas-System scheint verfahrenstechnisch perfekt zu sein. Mindestens sind bisher keine wesentlichen Probleme bekannt geworden. Schwierigkeiten entstanden in Kempten, weil die allgemein gutmütig reagierende Vergärung während längerer Zeit vom Betreiber überlastet wurde. Dafür gibt es aber keine technischen Lösungen.

Die ebenfalls schweizerische Firma BRV betreibt eine 8'000t Versuchs- und Demonstrationsanlage in Baar. Es handelt sich um einen teildurchmischten, kubischen Fermenter (Abb.3). Die Gäranlage wird in Kombination mit einer Hallenkompostierung (12'000t) betrieben.

FERMENTER

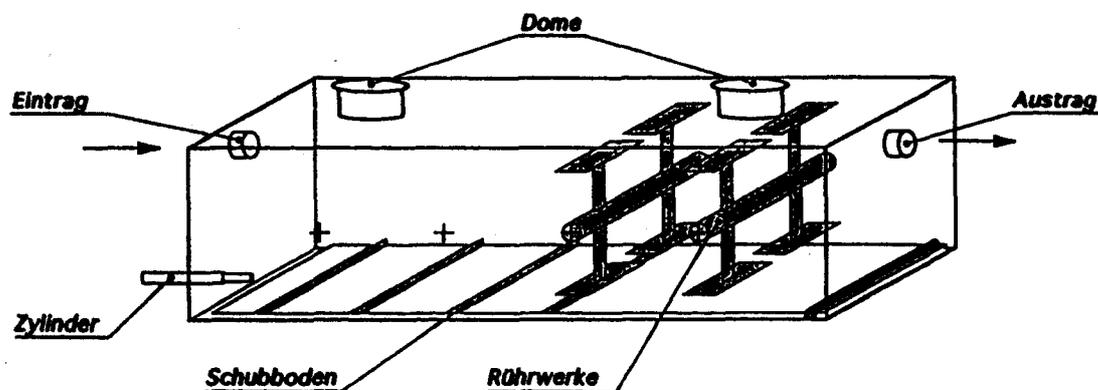


Abb. 3 Die Demonstrationsanlage der Firma BRV in Baar

Für eine Beurteilung liegen noch zu wenig Erfahrungswerte vor. Gewisse Vorbehalte sind dem recht aufwendigen Rühr- und Fördersystem, mit einer Kombination von Kratzboden und (4) seitlich angeordneten Rührwerksmotoren, entgegenzubringen.

VALORGA ist ein mesophiles Verfahren aus Frankreich, welches zur Verwertung von Gesamtmüll entwickelt wurde. Plastikmaterialien sowie Glas- und Metallteile werden vor der Vergärung mechanisch abgetrennt. Die stehenden, zylindrischen Fermenter werden mittels Einpressen von Biogas vollständig durchmischt (Abb. 4). Drei Anlagen mit mehreren parallel geführten Fermentern stehen in Amiens (55'000 t), auf Tahiti (40'000 t) und in Tillburg (52'000) in Betrieb. Das System ist nun - nach mehreren technischen Verbesserungen - ausgereift. Allerdings hat die aufwendige Technik ihren Preis. Die Anlagen sind unter 30'000 Jahrestonnen kaum wirtschaftlich zu betreiben.

ATF hat in Hamburg eine Anlage (1'000t) erstellt welche praktisch eine Kopie, der von uns seit fünf Jahren betriebenen Pilotanlage ANACOM (**anaerobic composting of organic matter**) zur Vergärung von Mist und Bioabfall (Abb. 5), darstellt. Der Abfall wird von oben aufgetragen und nach der Vergärung nach dem Propfstromprinzip unten, mittels einem Kratzboden, entnommen. Allerdings wird bei ATF immer noch Flüssigkeit zur Pufferung und Beheizung recycelt, ein Verfahren, das bei ANACOM nach dem ersten Betriebsjahr aufgegeben wurde. Die Anlagen sind spezifiziert für strukturreiches Material. Bei zu nassen Abfällen (z.B. reine Gemüseabfälle) treten dieselben Probleme auf wie bei Dranco.

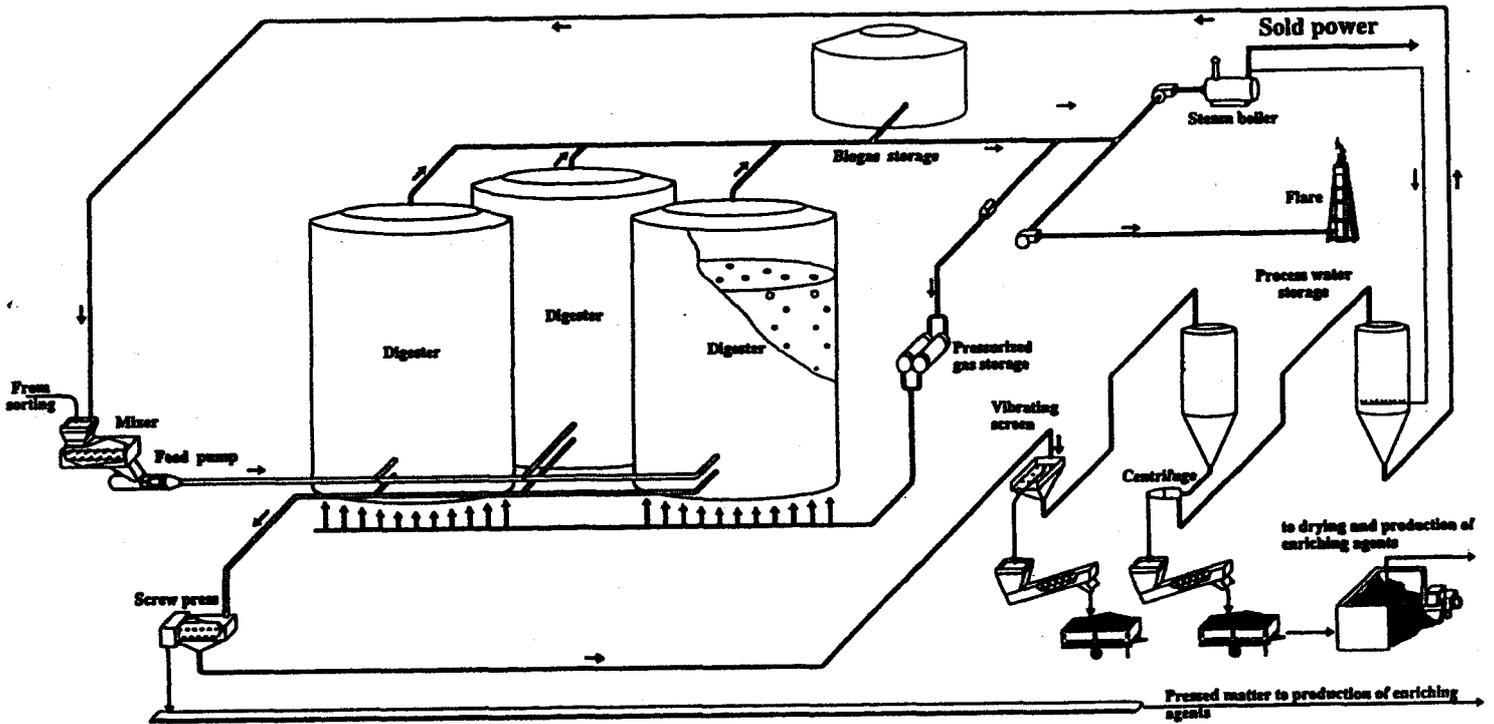


Abb. 4 Die Valorga Process-Anlage in Tillburg

Das grobe Material bietet zudem den Vorteil, daß im Anschluß an die Vergärung eine technisch einfache, kostengünstige Mietenkompostierung angeschlossen werden kann. Die Investitionen bleiben damit tief und erlauben auch den Betrieb kleiner Anlagen unter 5000 Jahrestonnen.

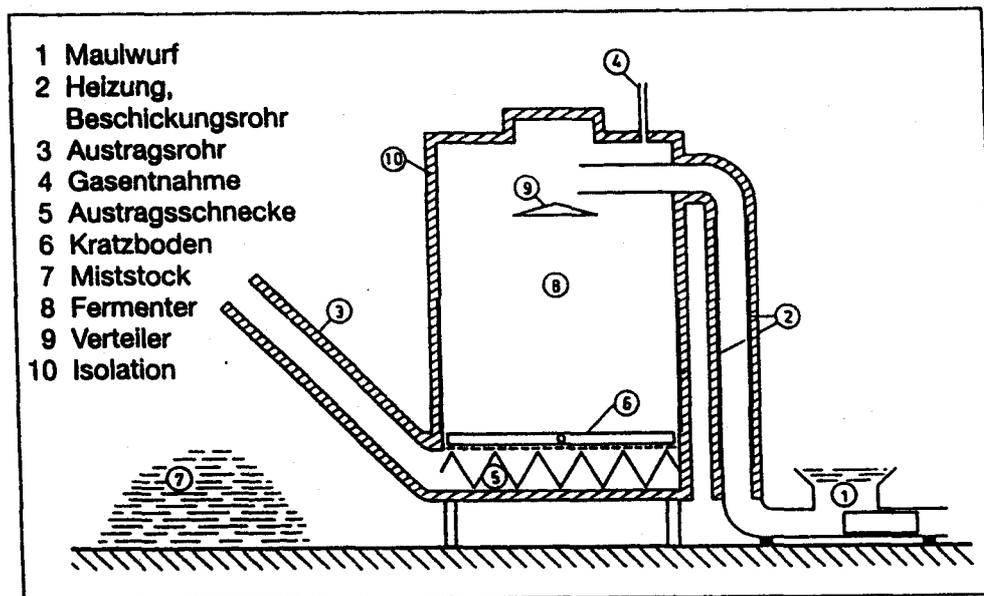


Abb. 5 Die Anacom-Pilotanlage in Tänikon

Die **zweistufige Vergärung** zeichnet sich aus durch eine räumliche Trennung der Vorversäuerung und der Methanbildung. Bei der Vergärung von festen Abfällen werden die in der ersten Stufe entstehenden Säuren von einer perkolierenden Flüssigkeit aufgenommen und im anschließenden Hochleistungsreaktor methanisiert. Nach dem anaeroben Abbau des Perkolates wird die Flüssigkeit in die erste Stufe rezykliert. Drei verschiedene mesophile, zweistufige Verfahren sind zur Zeit auf dem Markt: Das **PRETHANE/ RUDAD-Verfahren** von Paques, welches als Pilotanlage mit 20'000 Jahrestonnen zur Vergärung von Gemüseüberschüssen des Großmarktes in Breda (NL) betrieben wird. In einer ersten, diskontinuierlichen Stufe wird das Gemüse hydrolisiert. Das Perkolat wird anschließend in einem UASB-Fermenter methanisiert.

Das **AN-Verfahren** wird in einer Anlage für 6'000 Jahrestonnen in Ganderkese (D) verwirklicht. Neu bietet auch Herhof ein vergleichbares Verfahren an, ohne aber eine Anlage gebaut zu haben. Zur vollständigen Stabilisierung des Feststoffes muß eine 6 bis 12 wöchige Rotte nachgeschaltet werden.

Das BTA-Verfahren schließlich umfaßt eine nasse Aufbereitung des zerkleinerten organischen Abfalles in einem Stofflöser, wo gleichzeitig aufschwimmende Plastikteile und das sich absetzende Glas- und Sandgemisch abgetrennt werden können; eine thermische Vorbehandlung und eine Hydrolysestufe. Nach jedem Verfahrensschritt wird der Feststoffanteil von der Flüssigkeit getrennt. Die gelösten organischen Stoffe werden in einem Anaerobfilter abgebaut. Bisher steht eine Anlage in Helsingoer (DK) in Betrieb, sowie Aufbereiter in Kaufbeuren und Baden-Baden. Die dänische Anlage hat eine Kapazität von 20'000 Jahrestonnen. Sie kann aber bisher, wegen technischen Problemen, erst mit 50% der Nennleistung betrieben werden. Die Probleme reichen von Zentrifugen über Wärmetauscher bis hin zu den Vorbehandlungsstufen. Die dänische Firma Kröger versucht nun - die bereits 1991 gebaute Anlage - auf Vordermann zu bringen. Auch bei optimalem Betrieb bleibt jedoch die Anlage technisch aufwendig und mit hoher Prozessenergie verbunden.

Nachbereitung der vergorenen Abfälle

Praktisch unabhängig vom angewandten Verfahren muß das Gärprodukt entwässert werden. Dabei kommen meist Zentrifugen zum Einsatz oft in Kombination mit Pressen. Anzustreben ist ein Trockensubstanzgehalt von über 45 %, da feuchter Kompost schlecht lagerfähig ist. Dieser anaerobe Kompost kann direkt als sogenannter Grundkompost in der Landwirtschaft oder - gemischt mit Erde - im Gartenbau zum Einsatz kommen. Zur Erreichung einer höheren Kompostqualität empfiehlt sich eine rund zwei- bis dreiwöchige Nachrotte mit anschließender Siebung.

Biogasnutzung

Das entstehende Biogas hat einen Methananteil von 55 bis 65 %. Es ist damit hervorragend geeignet für den Betrieb einer Wärme-Kraft-Kopplungsanlage (WKK), aber auch als Treibstoff für Otto- oder Dual-Fuel Motoren zum Antrieb von Fahrzeugen.

Im Gegensatz zur Kompostierung weist die Vergärung eine positive Energiebilanz auf. Aus einer Tonne organischem Abfall können pro Tag rund 100m³ Biogas erzeugt werden, was etwa 65 Litern Benzin entspricht. Mittels WKK können daraus rund 170 kWh Strom und 340 kWh Wärme in Form von Warmwasser mit etwa 70°C erzeugt werden. Je etwa 10% - 20% werden für den Prozeßenergiebedarf der Anlage aufgewendet. Die Hauptstrommenge wird ins

Netz eingespeist. Dabei wird gemäß Energienutzungsbeschluß der Strom aus erneuerbarer Energie mit 16 Rappen pro kWh vergütet. Die Wärme kann mittels Nahwärmeverbund in angrenzenden Gebäuden genutzt werden.

Nicht immer ist es möglich, das gewonnene Biogas sinnvoll über eine WKK zu nutzen. Namentlich im Sommer bereitet die Verwendung der Wärme oft Mühe. Daher bietet sich die Lösung an, komprimiertes Biogas für den Antrieb von Fahrzeugen zu verwenden. Biogasbetriebene Fahrzeuge haben hervorragende Abgaswerte, welche nur rund halb so hoch sind wie beim Benzinbetrieb gemäß EEC-Fahrtst. Die Firma Kompogas bietet fertige Aufbereitungs-, Kompressions- und Tanksysteme für PKW's und LKW's an, welche auf den Gasbetrieb (bzw. dual fuel) umgerüstet werden.

Wirtschaftlichkeit

Im Rahmen von Offertvergleichen für verschiedene Bauherrschaften konnten 1992 die Preise einzelner Verfahren einander gegenübergestellt werden (Tabelle 1). Da bei der Kompostierung von feuchten, proteinreichen Bioabfällen, wegen der Geruchsemissionen, einzig eine Kompostierung in geschlossener Halle mit Biofilter zur Diskussion stand, sind die spezifischen Kosten für die Vergärung bis zu 40% günstiger. Sie umfassen sämtliche Aufwendungen von der Erstellung bis zum Betrieb inklusive Landkosten. Bei der Vergärung ist bei allen Varianten eine 14-tägige Nachkompostierung miteingerechnet.

Obwohl die Anlagekosten der Vergärung dank zunehmender Erfahrung und steigender Konkurrenz seit 1992 eher gesunken sind, zeigt der Vergleich der Valorga-Anlagen doch eine deutliche Economy of scale.

Tabelle 1 Preisvergleich verschiedener Anaerobverfahren mit einer Hallenkompostierung mit Biofilter

Verfahren	DRANCO 1992	KOMPOGAS 1992	VALORGA 1992	VALORGA 1994	GROSS- MIETE
Durchsatz	t/Jahr 10'000	t/Jahr 10'000	t/Jahr 10'000	t/Jahr 52'000	t/Jahr 10'000
Investitions- kosten	Fr. 8'172'000	Fr. 7'366'000	Fr. 12'820'000	Fr. 44'590'000	Fr. 10'830'500
Betriebskosten	Fr. 1'609'468	Fr. 1'390'304	Fr. 2'227'720	Fr. 6'068'140	Fr. 1'980'152
Spezif. Kosten	Fr./t	Fr./t	Fr./t	Fr./t	Fr./t
inkl. Landerwerb	161	139	223		198
ohne Landerwerb	158	137	219	135	184

TEIL V

Hygieneaspekte bei der Cofermentation

D. Strauch

1. Einleitung

Bei der Kofermentation im landwirtschaftlichen Bereich werden landwirtschaftstypische Reststoffe wie Gülle, Jauche, evtl. auch speziell vorbehandelter Festmist, Ernterückstände, verdorbene Silage, Energiepflanzen u.U. zusammen mit kommunalen Reststoffen wie Speiseabfälle, Rasenschnitt, Bioabfall, Schlachtabfälle oder auch agroindustriellen Reststoffen verarbeitet (Kuhn, 1995). Einzelne dieser Reststoffe können Krankheitserreger enthalten, so daß deren Inaktivierung vor oder im Verlauf der Kofermentation oder im Anschluß daran gewährleistet sein muß. Dies ist deshalb unabdingbar, weil in den meisten Fällen der Gärückstand auf landwirtschaftlichen Flächen verwertet wird und deswegen eine Verschleppung von Seuchen- und Infektionserregern zu vermeiden ist.

Einige der Stoffe, die der Landwirtschaft als Kofermentat angeboten werden, sind von vornherein als seuchenhygienisch bedenklich einzustufen. Aber auch die betriebseigene Gülle kann u.U. Krankheitserreger enthalten, die ebenfalls beim Gärprozeß zu inaktivieren sind. Darauf wird nachstehend näher eingegangen.

2. Krankheitserreger in Gülle und Stallmist

Viele Infektionen bzw. Infektionskrankheiten bei landwirtschaftlichen Nutztieren verlaufen mit Beteiligung des Verdauungs- und/oder des Urogenital- und Respirationstraktes. Die Erreger dieser Krankheiten werden von den erkrankten Tieren entweder direkt ausgeschieden oder gelangen indirekt in die Umwelt (Tab. 1). Jedoch werden Krankheitserreger nicht nur von erkrankten Tieren verbreitet, sondern auch von gesund erscheinenden, die Erreger nur vorübergehend ausscheiden, ohne zu erkranken (z.B. bei Befall mit Salmonellen). Bei Stallhaltung enden die pathogenen Agentien in aller Regel auf dem Stallfußboden, auch wenn sie nicht über den Verdauungs- und Urogenitaltrakt emittiert werden. Dort mischen sie sich mit Stallmist, Jauche und Gülle und gelangen bei deren Entfernung aus dem Stall ebenfalls in die Lagerstätten für Fest- und Flüssigmist. Wenn infizierte Wirtschaftsdünger landwirtschaftlich verwertet werden, besteht somit die Gefahr einer z.T. weiträumigen Verschleppung von Seuchenerregern oder der Erreger von übertragbaren Faktorenkrankheiten.

2.1 Bakterien

In der Liste einer EG-Arbeitsgruppe werden folgende bakteriellen Infektionserreger besonders erwähnt, die Probleme für die tierische und menschliche Gesundheit verursachen können, wenn sie in Fäces auftreten: Salmonellen, Leptospiren, Treponemen, Rotlauf-, Myko- und Milzbrandbakterien, Brucellen, enteropathogene E. coli, Rickettsien und Chlamydien (Kelly 1978). Diese Aufzählung kann ergänzt werden durch Yersinien, Campylobacter und Listerien. Ganz allgemein kann man jedoch davon ausgehen, daß die Erreger aller bakteriellen Infektionen in dem Wirtschaftsdünger vorhanden sein können. Eine andere Frage ist es, ob man sie auch darin nachweisen kann und wie lange sie außerhalb des Tierkörpers in diesem Substrat überlebensfähig sind.

Tab. 1: Ausscheidungswege für Krankheitserreger bei infizierten Tieren (Mayr, 1972; geändert)

Art	Ausscheidung durch
Direkte Ausscheidung	Nasen- und Rachensekret Kot Urin Augensekret Milch Scheidensekret Nachgeburt- und Lochialsekret Spermien (Ejakulat) Haut- u. Schleimhautteile und -sekrete
Indirekte Ausscheidung	Blut, das den Erreger enthält Kadaver Schlachtprodukte und -abfälle Eier und Eierprodukte Milch und Milchprodukte (Molkereien) Mist und Gülle

2.2 Viren

Auch sämtliche Viren, die aus dem infizierten Tierkörper in die Umwelt gelangen, können in den Wirtschaftsdüngern vorhanden sein. Eine Aufstellung über die Ausscheidung der Viren auf fäkalem Weg bei verschiedenen Infektionen zeigt Tabelle 2. Über die Konzentration dieser Viren in den Fäces gibt es nur wenig Informationen. Nach Sellers (1981) betragen die maximalen Virustiter in Fäces bei Maul- und Klauenseuche von Rind, Schaf bzw. Schwein 5,5, 2,7 bzw. 2,9 logID₅₀ je Gramm, bei der vesikulären Schweinekrankheit 5,7 sowie bei Rinderpest und afrikanischer Schweinepest 6,0 logID₅₀ je Gramm Fäces (Tab. 3).

Tab. 2: Vorkommen verschiedener Virusarten in Fäces, Sekreten und Exkreten (Sellers, 1981; geändert)

Fäces als Hauptquellen von ausgeschiedenem Virus	Virus hochtitrig auch vorkommend in
Enterovirus Reovirus Rotavirus Bovine Virusdiarrhoe Transmissible Gastroenteritis) Coronavirus (Kälberdurchfall Rinderpest Parvovirus Adenovirus	Respiratorische Sekrete Respiratorische Sekrete
Virus in großen Mengen in Fäces vorkommend	Maximale Virusmengen in
Aujeszkysche Krankheit Maul- und Klauenseuche Vesikuläre Schweinekrankheit Coxsackievirus Schweinepest Afrikanische Schweinepest	Nasale und pharyngeale Sekrete Vesikuläres Epithel Vesikuläres Epithel Blut Blut
Virus möglicherweise in Fäces vorkommend	
Vesikulärexanthem des Schweines Rift-Valley-Fieber	Vesikuläres Epithel des Schweines Blut

Tab. 3: Maximale Virustiter in Fäces (log ID₅₀ je Gramm; Sellers, 1981)

Virus	Rind	Schaf	Schwein
MKS	5,5	2,7	2,9
SVD	-	-	5,7
Afrik. Schweinepest	-	-	6,0
Rinderpest	6,0	-	-

2.3 Andere Erregergruppen

Chlamydien sind im Kot von Kälbern und Psittaziden gefunden worden. Auch Rickettsien können über Kot und Urin ausgeschieden werden, z.B. bei Q-Fieber, ebenso Kryptosporidien, Sarkosporidien, Giardien und Helmintheneier. Mykosen können anscheinend ebenfalls auf fäkalem Weg übertragen werden. So z.B. *Petrellidium boydii*, die als vorherrschendes Mitglied der Mycoflora im Rinderkot mykotischen Abort und Mycetome bei Tieren und Menschen verursachen kann (Bell, 1976).

3. Tenazität der Erreger in Wirtschaftsdüngern und Umwelt

Manche der erwähnten Infektionserreger zeigen z.T. eine beträchtliche Überlebensfähigkeit in den Wirtschaftsdüngern und in der Umwelt. Nähere Angaben dazu sind in der Literatur verstreut, einige zusammenfassende Darstellungen sind vorhanden (Müller, 1973; Strauch, 1987). Im vorliegenden Zusammenhang muß darauf hingewiesen werden, daß die Tenazität der pathogenen Agentien in Fest- und Flüssigmist (Gülle) unterschiedlich ist. Bei Festmist tritt in der Düngerstätte bei sachgemäßer Lagerung (Packung) eine Selbsterhitzung ein, der viele Erreger bereits zum Opfer fallen. Dieser Temperaturanstieg tritt in Gülle nicht auf, so daß sich manche Keime erheblich länger darin am Leben halten (Tab. 4, 5, 6).

Tab. 4: Überlebensdauer in Tagen verschiedener Salmonellatypen in Gülle/Jauche unter natürlichen Lagerbedingungen in landwirtschaftlichen Betrieben

	Rind		Kälber- gülle	Schweine- gülle	Hühner- gülle
	Gülle	Jauche			
S. dublin	49	65	12	39	/
S.typhimurium	177	58	29	39	28
S.paratyphi B	157	57	22	39	8
S.anatum	210	73	26	47	57
S.manchester	180	84	33	47	44
S.gall.-pullorum	/	/	/	/	14
pH-Wert	7,0-7,7	8,4-8,8	9,0-9,4	7,5-8,0	7,8-8,0

Tab. 5: Lagerdauer für eine mit *S. typhimurium* infizierte Gülle, berechnet auf der Basis von T_{90} -Werten für anaerobe bzw. aerobe Lagerung im Winter bzw. im Sommer (Errebo Larsen und Munch, 1983)

Erwünschte Reduktion	Lagerdauer in Wochen			
	Winter		Sommer	
	T_{90}		T_{90}	
	anaerob	aerob	anaerob	aerob
	5,9	1,6	2,0	0,6
10^4 Keime/ml auf < 1 Keim/10 ml	30	8	10	3
10^2 Keime/ml auf < 1 Keim/10 ml	12	3-4	4	1-2

Tab. 6: Überlebensdauer verschiedener Bakterienarten in der Umwelt

Keimart	Geschl. Räume (Stallbedingungen)	Boden	Wasser
<i>Bacillus anthracis</i>	> 70a	> 70a	unbegrenzt, Halbwertszeit bei 3 °C 620a
<i>Listeria monocytogenes</i>	> 2a	unbegrenzt	2a
<i>Brucella abortus</i>	> 50d	> 100d	> 90d
<i>Campylobacter</i>	-	> 30d	-
<i>Francisella tular.</i>	> 100 d	> 30d	> 100d
<i>Erysipelothrix rhusiopathiae</i>	> 30d	unbegrenzt	> 150d

4. Epidemiologie

Es gibt nur wenig Hinweise, daß über Wirtschaftsdünger Infektionen weiter verbreitet wurden. Für Salmonellose wird berichtet, daß Ausbrüche durch infizierte Gülle aufgetreten sind (Jones, 1982). Am Beispiel dieser Keimgruppe können auch die Umwelteinflüsse deutlich gemacht werden, die das Überleben außerhalb des Tierkörpers negativ beeinflussen.

4.1 Anzahl von Erregern in Rohgülle am Beispiel der Salmonellen

Die Zahl der in Gülle vorhandenen Krankheitserreger ist i.d.R. niedrig. In Dänemark betrug z.B. die Konzentration von Salmonellen in Gülle von 183 zufällig ausgewählten Milchviehherden weniger als 10/ml, bei 3 von 8 Herden mit bekannter Salmonelleninfektion lag der Befallsgrad zwischen 10^2 - 10^4 /ml, bei den übrigen zwischen 0,2 - 54 Salmonellen je ml Gülle. In England beträgt der Durchschnitt bei Herden mit bekannter Salmonellose 10^2 Keime/ml. Diese relativ niedrigen Keimzahlen sind den antagonistischen Wirkungen des Milieus Gülle ausgesetzt (Jones, 1991).

4.2 Vermehrung oder Reduzierung von Krankheitserregern in Gülle

Eine gelegentliche Vermehrung von Salmonellen bei der Güllelagerung wurde beobachtet (Jones, 1991), dies gehört zu den Ausnahmen. Nach allgemeiner Auffassung in der Fachliteratur tritt eine Reduzierung der Krankheitserreger während der Lagerung ein. Dies ist dadurch zu erklären, daß Krankheitserreger an das Wachstum im Gewebe des befallenen Wirtsorganismus adaptiert sind, während das Güllemilieu mit der vergleichsweise niedrigen Temperatur und der Anwesenheit antagonistisch wirkender anderer Mikroorganismen ihrer Vermehrung offensichtlich nicht förderlich ist.

4.3 Gründe für das Absterben von Krankheitserregern in Gülle

90% z.B. der Salmonellen, Yersinien, enteropathogenen E. coli und Staphylococcus aureus werden innerhalb der ersten bis vierten Lagerungswoche eliminiert, während des pH-Rückgangs (Jones, 1991). Die Ursache dafür liegt in der Bildung von Fettsäuren durch die natürliche Bakterienflora der Gülle. Diese Säuren sind toxisch für die Pathogenen und ihr Vorhandensein in Verbindung mit der Unfähigkeit der Salmonellen mit der natürlichen Bakterienflora um Nährstoffe zu konkurrieren ist für ihr Absterben verantwortlich.

4.4 Überleben von Keimen auf Pflanzen

Die Eliminierung von Keimen auf Pflanzen steht offenbar mit dem Einfluß der UV-Strahlung im Zusammenhang. So überlebten coliforme Bakterien bei Sonneneinstrahlung im Sommer auf grünen Pflanzen nur 10 Stunden, bei kaltem und feuchten Wetter aber 28 Stunden (Bell, 1976). Bei Ausbringung von Klärschlamm überlebten Salmonellen auf Gras nur 2 Wochen (Möller u. Krannich, 1968), während nach 8 Tagen weniger als 2 Salmonellen/g Gras nachgewiesen wurden, von dem diese Keime nach 15 Tagen vollständig verschwunden waren.

4.5 Einfluß der Länge von Pflanzen auf das Überleben von Keimen

Während z.B. *Salmonella dublin* nach Gülleausbringung auf Weideland in einer Höhe von ca 7,5 cm über dem Boden vom Gras 19 Tage lang isoliert werden konnte, war dies in den oberen Pflanzenteilen nur 10 Tage lang der Fall, und von der Pflanzenspitze (2,5cm) verschwanden die Keime sogar unmittelbar nach der Gülleausbringung (Taylor u. Burrows, 1971). Daraus läßt sich wegen der unterschiedlichen Freßgewohnheiten von Rindern, Schafen und Schweinen beim Weidegang auch auf unterschiedliche Gefährdung schliessen.

4.6 Überleben von Salmonellen im Boden

Faktoren, die das Überleben von Salmonellen im Boden beeinflussen sind: Ausgangskeimzahl, Menge der aufgebrachten Gülle, Temperatur, Frost, Wassergehalt, Luftfeuchte, Sonneneinstrahlung, Sauerstoffspannung, pH-Wert, anorganische Salze, Bodenpermeabilität, Korngröße, Vorhandensein verwertbarer organischer Substanz sowie die antagonistische Wirkung der Bodenmikroflora. Bei dieser großen Zahl von Einflüssen überrascht es nicht, wenn außerordentliche Diskrepanzen bei den festgestellten Eliminationszeiten auftreten.

Die Angaben in der Weltliteratur schwanken zwischen 4 bis 300 Tagen. Die wenigen vorhandenen zahlenmässigen Angaben über Keimzahlen bewegen sich zwischen 0 und 125 Salmonellen je 100 g Boden, nachdem 8 Tage zuvor 120 Keime gezählt worden waren. Bei künstlichen Bodensäulen lagen die Inaktivierungszeiten zwischen 12 und 108 Tagen (Jones, 1991).

Generell aktivieren dem Ernährungsbedarf der Pflanzen angepaßte Güllegaben die biologische Bodenaktivität und damit auch die Vermehrung der gegen pathogene Keime antagonistisch wirkenden Mikroflora. Je höher der Humusgehalt des Bodens ist, desto schneller scheint die Inaktivierung von Salmonellen zu erfolgen. Da die größte biologische Aktivität in den oberen Bodenschichten vorhanden ist, kommt ihr auch die größte Bedeutung bei der Eliminierung pathogener Erreger zu, die mit Abwasser, Klärschlamm oder Gülle auf den Boden aufgebracht werden.

In Kanada hat man in Gülle von Schweinemastanlagen Entero-, Adeno- und Coronavirus nachgewiesen, von denen einige auch im Ablauf von mit Gülle gedüngten Nutzflächen sowie im Boden, jedoch nie im dazugehörigen Grundwasser gefunden wurden. Man errechnete zwar, daß im Ablauf dieser güllegedüngten Flächen nach Regenfällen noch mindestens 1 KID 50 /ml lebensfähiges Virus vorhanden sein können. Daraus wird geschlossen, daß eine signifikante virale Verunreinigung von Oberflächenwasser auftreten kann, die zur Verbreitung von Virusinfektionen in Tierbeständen führen und damit eine bedeutende Rolle in der Epidemiologie bestimmter Viruskrankheiten spielen könnte (Derbyshire, 1976). Solche Vermutungen sind aber bisher noch nicht in der Praxis bewiesen worden. Für Festmist liegen keine Feststellungen dieser Art vor.

Für praktische Verhältnisse müssen diese Überlegungen modifiziert werden, da es verschiedene Faktoren gibt, die epizootiologische Ereignisse beeinflussen. Der Infektionsweg und die erforderliche Infektionsdosis variieren mit dem beteiligten Virus. Ein Tier kann eine Infektion mit Virus von Wirtschaftsdünger auf verschiedenen Wegen erwerben: 1. durch orale Aufnahme, 2. durch Aufnahme von Virus, das bei der Gülleausbringung aerosoliert wird, bzw. durch Aufspritzen von Fäkalien auf Oberflächen oder 3. durch Eindringen von Virus durch das Epithel.

In Tabelle 7 sind diese Infektionswege für einige Virusarten dargestellt.

Tab. 7: Infektionswege bei verschiedenen Virusinfektionen landwirtschaftlicher Nutztiere (Sellers, 1981)

Virus bzw. Krankheit	oral	respiratorisch	Haut
Maul- und Klauenseuche	+	+++	+
Vesikuläre Schweinekrankheit	+	++	+++
Enterovirus	+++		
Vesikuläres Exanthem			++
Rotavirus	+++		
Reovirus	++	++	
Schweinepest	++	++	
Afrikanische Schweinepest	+	++	
Adenovirus	+++	+++	
Schweineinfluenza		+++	
Parainfluenza 3		+++	
Inf. bov. Rhinotracheitis		+++	
Transmiss. Gastroenteritis	+++	++	
Hämaggl. Encephalomyelitis	+	+++	
Parvovirus	+	+++	
Rinderpest	+	+++	
Respir. Syncytial Virus		+++	
Ansteck. Pustul. Dermatitis		++	++

Einige Viren haben verschiedene Infektionswege, von denen jedoch einer weniger Virus erfordern kann als ein anderer. So weiß man z.B. vom MKS-Virus, daß für den oralen Infektionsweg 3000 mal mehr Virus benötigt wird als für die beiden anderen Wege. Außerdem gibt es große Schwankungsbreiten der Infektionsdosen für verschiedene Viruskrankheiten und Tierarten (Tab. 8), was auch für die Infektionen von Menschen zutrifft (Tab. 9; Strauch 1987).

Tab. 8: Für das Haften einer Infektion erforderliche Menge von Virus bei verschiedenen Infektionswegen (Sellers, 1981)

Virus bzw. Krankheit	Tierart	Infektionsweg		
		oral	respiratorisch	Haut
Maul- u. Klauenseuche	Rind	$10^{6,5}$	$10^{1,0} - 10^{3,0}$	$10^0 - 10^{3,0}$
	Schaf		$10^{4,0}$	$10^0 - 10^{4,0}$
	Schwein	$10^{5,0}$	$10^{2,6} - 10^{5,0}$	$10^0 - 10^{4,0}$
Vesik. Schweinekrankheit	Schwein	$10^{5,5} - 10^{8,5}$	$10^{3,5}$	$10^{3,3}$
Vesik. Exanthem	Schwein	$10^{4,0} - 10^{5,0}$		$10^{3,0}$
Afrik. Schweinepest	Schwein	$10^{7,0}$	$10^{3,0} - 10^{4,0}$	$10^{1,0}$
Rinderpest	Rind		$10^{3,0}$	
Porc. Enterovirus	Schwein	$10^{2,15}$		

Tab. 9: Oral infektiöse Dosen verschiedener Krankheitserreger bei erwachsenen menschlichen Freiwilligen (SCS Engineers, 1979; vereinfachend geändert)

Erreger	Prozentsatz erkrankter Versuchspersonen				
	0 - 25	26 - 50	51 - 75	76 - 100	
Shig. dysenteriae	10^{1-2}		10^{2-4}	10^3	10^4
Shig. flexneri	10^{2-4}			10^{3-9}	10^{6-8}
Vibrio cholerae	10^3		10^{8-11}	10^{4-6}	
Salmonella versch. Serovare	10^{5-8}		10^{5-7}	10^{4-8}	10^{8-10}
Strept. faec.	10^9		10^{10}		
Cl. perfringens			10^8	10^9	10^9
Norwalk agent	0,75 % mit Stuhlfiltrat				
Hepatitis A-Virus	0,75 % mit Stuhlfiltrat				

Wegen ungenügender Informationen in der Fachliteratur unterliegen die Infektionsrisiken, die von tierischen Fäkalien ausgehen, bisher noch mehr der Vermutung als dem exakten Beweis. Deshalb kann das mit den Wirtschaftsdüngern verbundene Gefährdungspotential leider noch nicht genau definiert werden (Strauch und Ballarini, 1994)

5. Seuchenhygienische Risiken bei Güllegemeinschaftsanlagen

In Güllegemeinschaftsanlagen, die als Vorstufe für Anaerobanlagen dienen können, besteht die Möglichkeit, daß von dem einen oder anderen Mitgliedsbetrieb infizierte Gülle in das Gemeinschaftslager geliefert wird. Dies kann dann eintreten, wenn sich eine Infektionskrankheit im Inkubationsstadium befindet, d.h. wenn die Tiere noch keine Krankheitserscheinungen zeigen. Tabelle 10 zeigt die Konzentration normaler Güllekeime in 1.015 Gülleproben aus ca. 300 Tierhaltungsbetrieben, die in 3 Jahren analysiert wurden. Es muß besonders betont werden, daß es sich um normale Güllekeime handelt, da von anderer Seite gelegentlich die Behauptung aufgestellt wird, diese normale Keimflora könnte u.U. auch die menschliche Gesundheit bedrohen, was aber keinesfalls zutrifft. Wenn dies tatsächlich so wäre, müßte der Mensch auch von seiner eigenen Darmflora bedroht sein.

Wie sich aus Tabelle 11 ergibt, wurden aber auch in bis zu 6% von Gülleproben Salmonellen gefunden, obwohl alle Tiere in diesen Beständen klinisch gesund waren und auch nach der für Salmonellen typischen Inkubationszeit keine Krankheitsfälle auftraten. Bei den zweimal jährlich über 3 Jahre durchgeführten Untersuchungen trat nur einmal in einem der untersuchten Betriebe ein Salmonellenbefall zweimal hintereinander auf. In allen übrigen Fällen verschwanden die Salmonellen nach der ersten Untersuchung und wurden dafür in anderen, vorher negativen Betrieben nachgewiesen. Daraus ergibt sich, daß auch in klinisch gesunden Tierbeständen mit dem gelegentlich passageren Auftreten von Salmonellen gerechnet werden muß, was beim Betrieb von Güllegemeinschaftsanlagen mit einkalkuliert werden sollte. Interessant ist in diesem Zusammenhang die Feststellung, daß bei den im ersten Untersuchungsjahr auch analysierten Festmistproben aus der Rinderhaltung in keinem Fall Salmonellen nachgewiesen wurden. Dies hängt ohne Zweifel mit den Selbsterhitzungsvorgängen in den Dungstapeln zusammen, die in den Güllelagern und Jauchegruben entfallen.

Da also in Güllegemeinschaftsanlagen mit dem Antransport von infizierter Gülle gerechnet werden muß, sind entsprechende Vorsichtsmaßnahmen einzuhalten, die nachfolgend zusammengefaßt sind.

Tabelle 10: Durchschnittliche Keimgehalte in Fest- und Flüssigmist sowie in Jauche aus klinisch gesunden Tierbeständen (Philipp et.al., 1990)

Jahr	Substrat / Tierart	Probenzahl n =	Keimarten KBE /g		
			EBA	CFK	FKS
1988	Festmist/R	206	$3,4 \times 10^6$	$7,7 \times 10^6$	$4,2 \times 10^6$
	Gülle / R + S	415	$2,2 \times 10^5$	$2,8 \times 10^5$	$2,1 \times 10^5$
	Jauche / R + S	188	$4,1 \times 10^4$	$2,8 \times 10^4$	$4,2 \times 10^5$
1989	Gülle / R	190	$4,1 \times 10^5$	$5,9 \times 10^5$	$4,4 \times 10^5$
	Gülle / S	58	$9,7 \times 10^4$	$1,9 \times 10^5$	$9,0 \times 10^5$
	Gülle / R + S	32	$5,6 \times 10^4$	$9,8 \times 10^4$	$3,2 \times 10^5$
	Gülle gesamt	280	$3,1 \times 10^5$	$4,0 \times 10^5$	$7,3 \times 10^5$
1990	Gülle / R	82	$3,3 \times 10^5$	$3,7 \times 10^5$	$7,1 \times 10^5$
	Gülle / S	22	$2,9 \times 10^5$	$2,7 \times 10^5$	$4,8 \times 10^5$
	Gülle / R + S	28	$2,0 \times 10^5$	$2,0 \times 10^5$	$7,1 \times 10^5$
	Gülle gesamt	132	$2,7 \times 10^5$	$2,8 \times 10^5$	$7,8 \times 10^5$

R = Rindergülle

S = Schweinegülle

R+S = Mischgülle Rind und Schwein

EBA = Enterobacteriaceae

CFK = coliforme Keime

FKS = Fäkalstreptokokken

Tabelle 11: Vorkommen von Salmonellen in Wirtschaftsdüngern aus klinisch gesunden Tierbeständen (Philipp et. al., 1990)

Jahr	Substrat / Tierart	Probenzahl n =	Salmonellen	
			n =	%
1988	Gülle / R + S	415	13	3,3
	Jauche / R + S	188	1	0,53
	Festmist / R	206	-	0
1989	Gülle / R	190	4	2,15
	Gülle / S	58	3	5,17
	Gülle / R + S	32	-	0
	gesamt	280	7	2,5
1990	Gülle / R	82	5	6
	Gülle / S	22	-	0
	Gülle / R + S	28	-	0
	gesamt	132	5	3,78

R = Rindergülle, S = Schweinegülle, R+S = Mischgülle Rind und Schwein

5.1 Bereiche seuchenhygienischer Risiken bei Güllegemeinschaftsanlagen (Hilliger et al., 1991)

5.1.1 Anlieferer

Das Risiko steigt durch

- Infektionskrankheiten im Nutztierbestand
- Bestandsergänzung überwiegend oder vollständig aus anderen Betrieben oder über Händler
- kurze Lagerdauer der Gülle
- zunehmende Zahl angeschlossener Betriebe
- zunehmende Zahl angeschlossener Tiere
- zunehmende Entfernung zur Gemeinschaftsanlage
- Verwendung gemeinschaftlich benutzter Transportfahrzeuge.

Risikominderung durch

- Meldepflicht bei Verdacht auf Seuchenausbruch u. tierärztliche Untersuchung
- Führung eines Tiergesundheitsbuches in Anlehnung an Kontrollbuch gem. § 13 Tierseuchen - Schweinehaltungs-VO
- Mindestlagerkapazität für Gülle von 8 Wochen
- Zugangsrecht für den Vertragstierarzt der Gemeinschaftsanlage sowie Auskunftspflicht
- Teilnahme am Tiergesundheitsdienst.

5.1.2 Gemeinschaftsanlage

Das Risiko steigt

- bei fehlenden Alarmplänen und Anweisungen für den Seuchenfall in einem Mitgliedsbetrieb oder bei Störfällen
- wenn nur 1 oder 2 Lagerbehälter für laufende Anlieferung und Abgabe von Gülle vorhanden sind
- je kürzer die Zeit zwischen letzter Füllung eines Behälters und Beginn der Abfuhr ist; 5-6 Monate Lagerdauer lassen das seuchenhygienische Risiko äußerst gering werden
- je größer das Fassungsvermögen eines Behälters ist
- wenn Einrichtungen zur Reinigung (und Desinfektion) aller Fahrzeuge, Geräte, Rohrleitungen, Gummistiefel etc. fehlen bzw. nicht regelmäßig benutzt werden
- bei schlecht zu reinigenden (und zu desinfizierenden) Verkehrswegen innerhalb der Anlage
- bei fehlender Entsorgung von Reinigungs- und Regenwasser
- bei sich kreuzenden Zu- und Abfahrtswegen in der Anlage
- je näher die Anlage zu Betrieben mit Nutztierhaltung liegt.

Risikominderung durch

- Benennung eines Leiters
- Aufzeichnungspflicht (täglich) über Menge, Herkunft, Verbleib der gelieferten Gülle sowie verwendete Transportfahrzeuge
- Benennung eines Vertragstierarztes
- Alarm- und Störfallpläne
- Begrenzung des Einzugsbereiches, z.B. eine Gemeinde, für Einzelgehöfte Radius ca. 2 km; bei Kreisgrenzenüberschreitung müssen Amtstierärzte beider beteiligten Kreise Genehmigung erteilen
- Einhaltung einer Mindestentfernung zum nächsten Nutztierstall von 200 m
- Behälterkapazität für Lagerungsdauer von 9 Monaten (Störfälle)
- mehrere, mindestens 3 möglichst gleich große Behälter zur Einhaltung einer Lagerzeit von 3 Monaten nach letzter Befüllung
- Befestigung aller Wege für Reinigung und Desinfektion
- ordnungsgemäße Entsorgung von Reinigungs- und Regenwasser.

5.1.3 Abnehmer**Das Risiko steigt**

- bei Gülleabgabe an Betriebe mit eigener Nutztierhaltung
- je länger die Anlieferungswege sind
- bei Benutzung von Zwischenlagern
- bei Gülleanwendung auf Grünland, Feldfutter, Gemüse- und Obstanbauflächen.

Risikominderung durch

- nicht vorhandene Nutztierhaltung
- Gülleausbringung vorzugsweise auf Ackerland. Für andere Fälle Beratung durch den Vertragstierarzt
- Lage in der gleichen Gemeinde bzw. dem Kreis, Überschreitung der Kreisgrenzen ist von den beiden Amtstierärzten zu genehmigen
- keine Zwischenlagerung außerhalb der Gemeinschaftsanlage
- keine Weitergabe angelieferter Gülle an Dritte
- keine Annahme von Gülle von Dritten. Ausnahmen nur mit Zustimmung des Vertragstierarztes
- Aufzeichnungspflicht: angelieferte Güllemenge, Ausbringungstag, begüllte Fläche (Flurstück) und Kultur.

6. Möglicher Einfluß der Chemikalienanwendung in der Tierhaltung auf Anaerobanlagen

In der Tierhaltung wird aus verschiedenen Gründen mit chemischen Substanzen gearbeitet, die eventuell negative Auswirkungen auf den anaeroben Fermentationsprozeß haben könnten. Dazu gehören einmal die routinemäßigen Stalldesinfektionsmaßnahmen in der Rinder-, Schweine- und Geflügelhaltung, im Tierseuchenfall die amtlich angeordnete Desinfektion, weiterhin Futterzusatzstoffe zur Leistungsverbesserung und schließlich tierärztlich angewendete Arzneimittel zur Bekämpfung von Infektionen. Im Rahmen einer größeren Untersuchungsserie wurden Desinfektionsmittel, Futterzusatzstoffe und Arzneimittel auf eine mögliche negative Wirkung gegen die Biogasproduktion getestet (Winterhalder, 1985).

Die Untersuchungen wurden an Laborfermentern durchgeführt, wobei von einem Schweinemaststall mit 700 Plätzen ausgegangen wurde bei einem Endgewicht der Tiere von 100 kg. Der Gülleanfall wurde mit 10% des Lebendgewichts veranschlagt.

Bei der Anwendung von Desinfektionsmitteln (DM) wurde für Routinemaßnahmen die übliche Menge von 0,4 Liter/m² Fläche einer 2 % igen DM Lösung zugrunde gelegt und die Konzentrationsbereiche für Schlußdesinfektion und Desinfektion der Gülle um das 10-, 50- und 100- fache erhöht.

Bei der Futterzusatzstoffanwendung wurden 40 bzw. 50 mg/kg Futter angenommen, wobei 50% und 100% der Tiere als behandelt galten und bei zwei Präparaten (Olaquinox, Animed S - 3) eine 100 % ige Überdosierung bei 100% der behandelten Tiere erfolgte. Dabei war die theoretische Annahme, daß 100% des aufgenommenen Wirkstoffes wieder ausgeschieden werden, was in der Praxis nicht zutrifft.

Bei den Arzneimitteln galt auch die nur theoretische Annahme einer 100% igen Ausscheidung der applizierten Menge, wobei 25%, 50%, 75% und 100% der Tiere als behandelt angenommen wurden und einer zusätzlichen Überdosierung um 100% und 400%.

6.1 Auswirkungen von Desinfektionsmitteln

Folgende Präparate (Wirkstoffe) kamen zur Anwendung: Formalin (37% Formaldehyd) Peressigsäure (15% Peressigsäure), Natronlauge (1mol NaOH/ l), Lysovet PA (Aldehyde, Phenole, Alkohole), Chloramin 80 (22% aktives Chlor), Tegodor (Aldehyde, quarternäre Ammoniumverbindungen), Dekaseptol (Chloroform, Schwefelkohlenstoff , Phenolderivate) sowie Löschkalk (Ca(OH)₂).

Die Präparate PES 15, Natronlauge und Kalk zeigten auch bei der hohen Überdosierung keine nennenswerten Auswirkungen auf die Biogasproduktion (Abb.1), während das Präparat Dekaseptol die Biogasbildung innerhalb eines Tages vollständig zum Erliegen brachte und auch nach einer Woche keine Erholung eintrat (Abb.2). Die übrigen Präparate bewirkten nur in der 50- und 100- fachen Überdosierung eine Depression der Gasbildung, die sich z.T. bei der 50- fachen Überdosierung nach 15 Tagen wieder weitgehend erholt hatte (Formalin, Lysovet PA, Chloramin 80, Tegodor), während die 100 % ige Überdosierung nur bei Formalin eine Erholungstendenz zeigte.

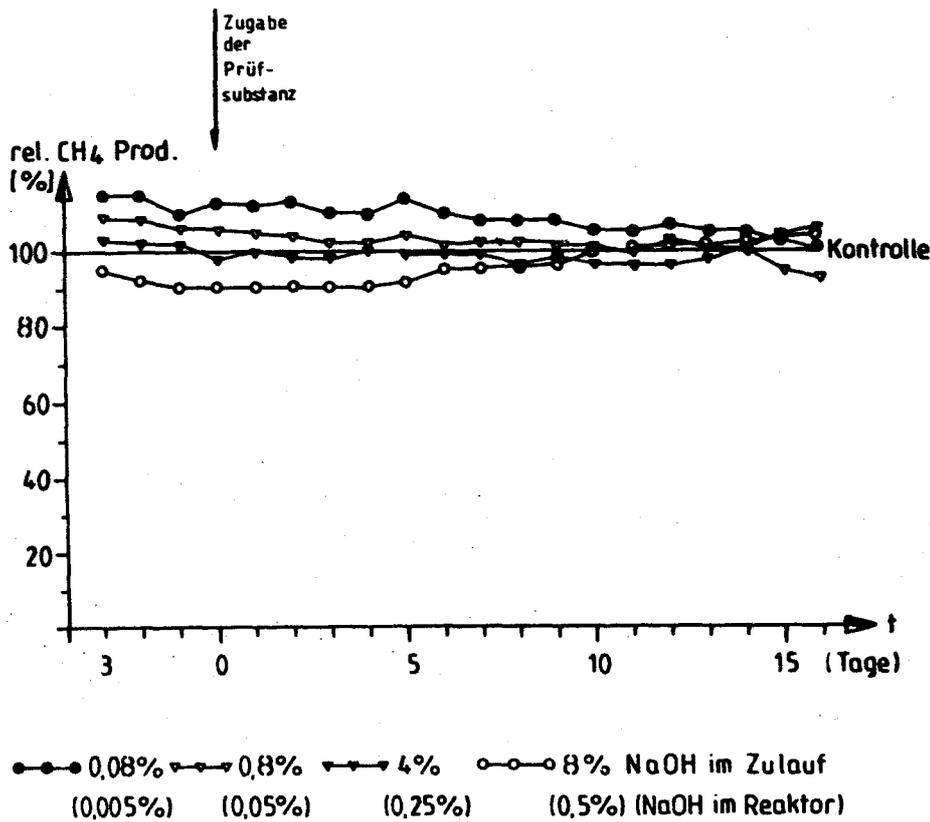


Abb. 1: Einfluß von Natronlauge auf die Biogasbildung bei Desinfektionsmaßnahmen im Tierhaltungsbetrieb (Winterhalder, 1985)

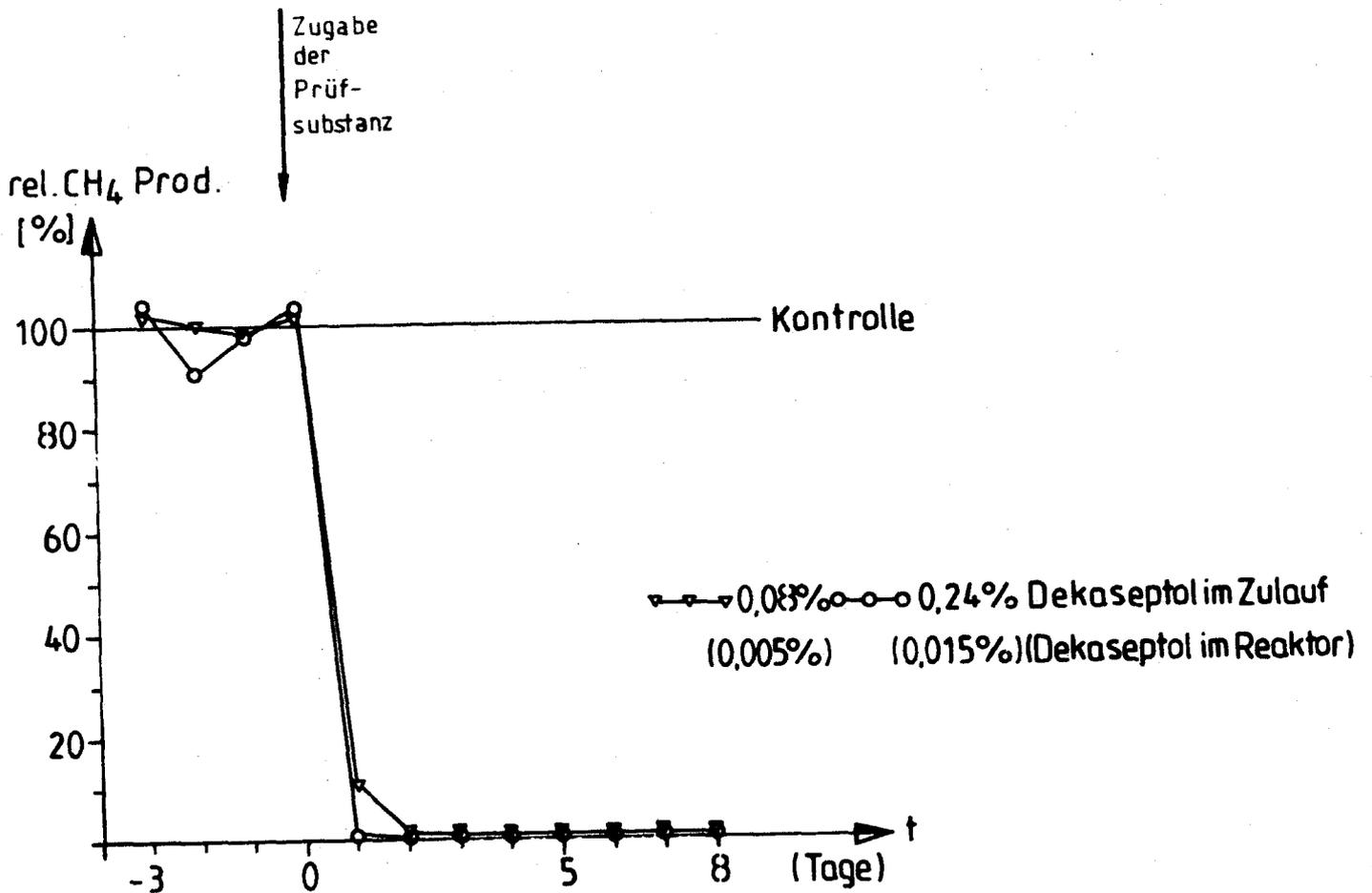


Abb. 2: Einfluß des Desinfektionsmittels Dekaseptol auf die Biogasbildung bei Desinfektionsmaßnahmen im Tierhaltungsbetrieb (Winterhalder, 1985)

Als Ergebnis läßt sich festhalten, daß eine normale Stalldesinfektion und Gülledesinfektion keine dramatischen Auswirkungen auf die Biogasproduktion hatten, mit Ausnahme des Präparates Dekaseptol, bei dem offenbar die Wirkstoffe Chloroform und Schwefelkohlenstoff den totalen Zusammenbruch der Methanbildung bewirkten.

Da die geprüften Desinfektionsmittel in Ihrer Zusammensetzung fast die gesamte Palette von Grundsubstanzen der Desinfektionsmittel abdecken, kann angenommen werden, daß im Falle einer notwendigen Desinfektion die Anaerobtechnologie i.d. Regel nicht irreversibel geschädigt wird.

6.2 Auswirkungen von Futterzusatzstoffen

Folgende Präparate (Wirkstoffe) kamen zur Anwendung: Tylan 100 (Tylosin), Rumensin (Monensin), Bayonox (Olaquinox), Avotan (Avoparcin), Fortigro (Carbadox), Animedica S-3 (Arzneimittelvormischung mit Arsanilsäure, Furazolidon, Sulfamidin).

Die Wirkstoffe Tylosin, Avoparcin und Fortigro zeigten bei 50 % und 100 % behandelte Tiere sogar eine zeitweilige Mehrproduktion von Biogas gegenüber der unbehandelten Kontrolle (Abb.3), ähnliches gilt auch für Olaquinox und Animedica S-3 (100 % Überdosierung bei 100 % behandelte Tiere), wobei letzteres Präparat sogar eine bis zu 20 % höhere Gasausbeute bei 100 % iger Überdosis bewirkte, während die Dosierungen bei 50 % und 100 % behandelte Tiere eine zeitweilige Gasdepression um 10 % bzw. 30 % bewirkten, die aber nach 40 Tagen wieder die Werte der Kontrolle erreichte. Lediglich Monensin brachte einen Rückgang der Gasproduktion bei beiden geprüften Konzentrationen, die nach 10 Tagen fast auf Null absank und sich auch nach 50 Tagen nicht mehr erholte (Abb.4). Bei späteren amerikanischen Untersuchungen trat aber nach 80 Tagen eine Regeneration der Gasbildung ein.

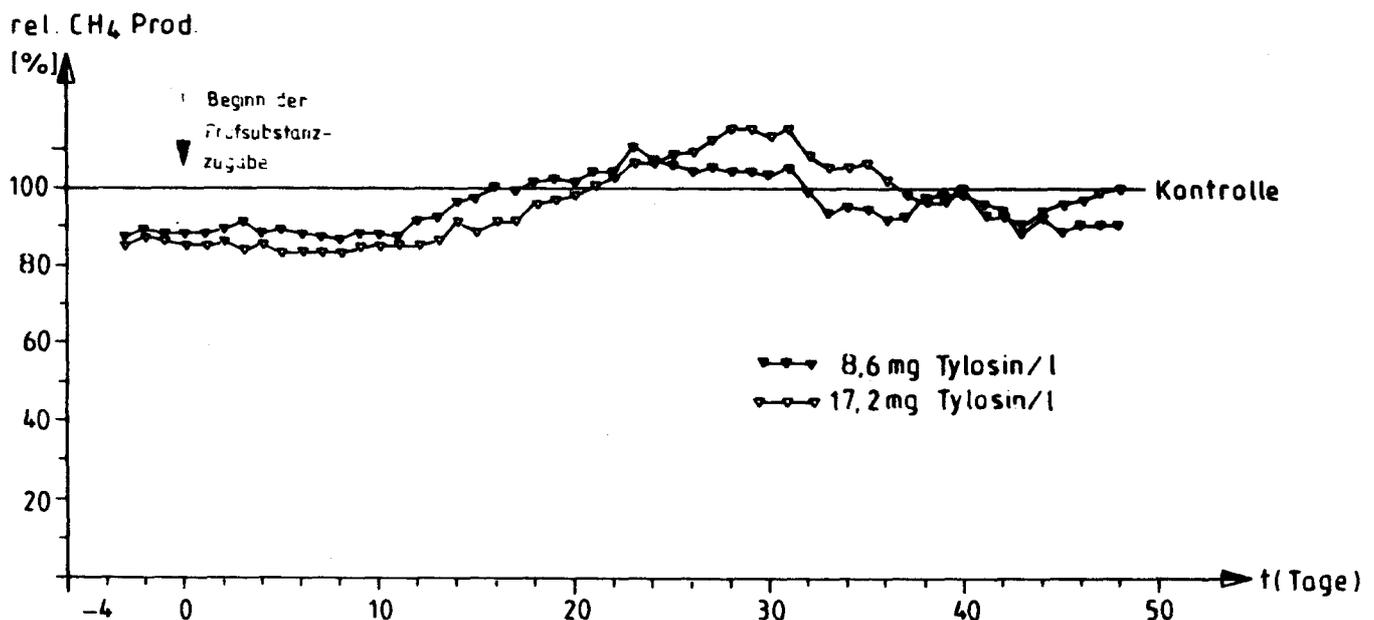


Abb. 3: Einfluß des Futterzusatzstoffes Tylosin auf die Biogasbildung bei Anwendung in der Nutztierhaltung (Winterhalder, 1985)

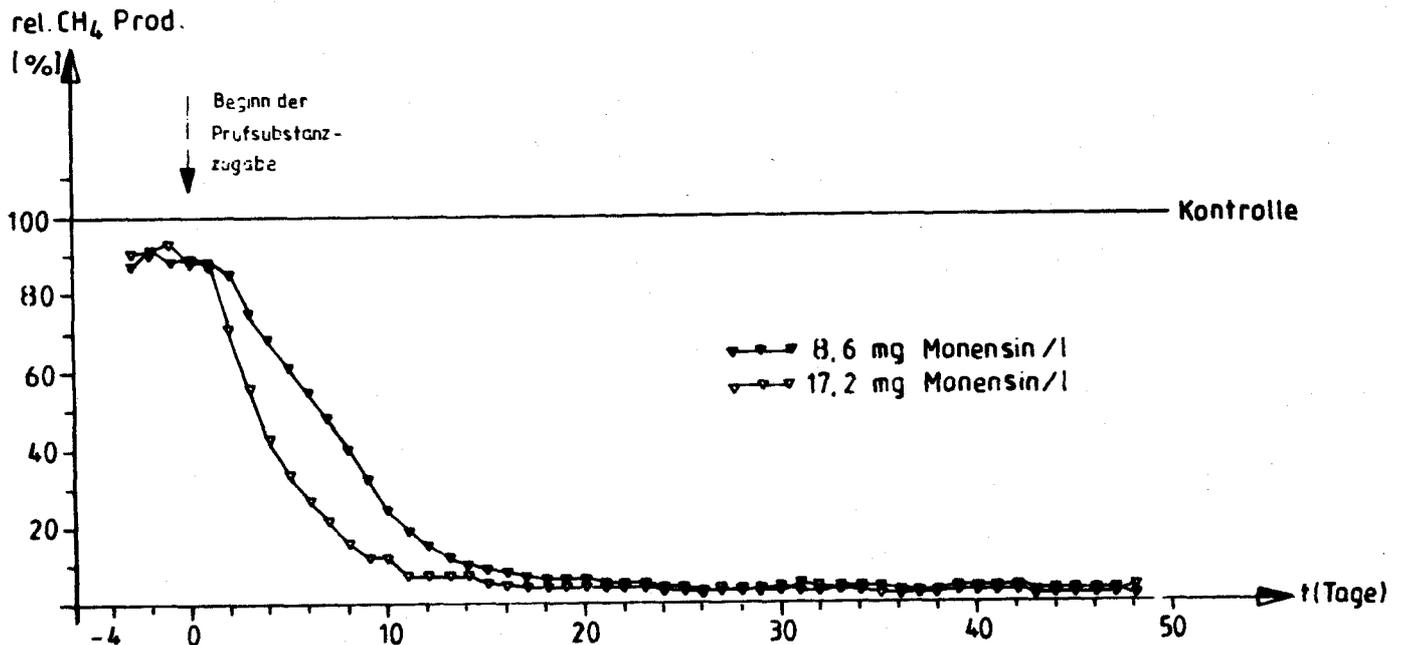


Abb. 4: Einfluß des Futterzusatzstoffes Monensin auf die Biogasbildung bei Anwendung in der Nutztierhaltung (Winterhalder, 1985)

Als Ergebnis läßt sich zusammenfassen, daß alle verwendeten Wirkstoffe mit Ausnahme von Monensin in den geprüften Konzentrationen keine besonderen Störungen der Anaerobtechnik verursachten.

6.3 Auswirkungen von Arzneimitteln (Chemotherapeutika)

Folgende Präparate (Wirkstoffe) kamen zur Anwendung: Apralan solubile (Apramycin), Gentamycin 5 (Gentamycin), Jernadex (Neomycin), Trimethosulf (Trimethoprim, Sulfathiazol, Sulfadiazin, Sulfamerazin), CTP (Chloramphenicol, Tylosin, Prednisolon).

Mit Ausnahme von CTP verursachten alle geprüften Präparate in allen angewendeten Konzentrationen keine besonderen Störungen der Gasbildung. Bei CTP wurde nur bei 400 % iger Überdosierung die Gasbildung für etwa 7 Tage um 60 % reduziert, erreichte aber dann bereits wieder den Wert der Kontrolle.

Auch hier kann als Ergebnis festgehalten werden, daß die geprüften Wirkstoffe keine besonderen Störungen der Anaerobtechnik verursachten.

Zusammenfassend kann also gesagt werden, daß sowohl Desinfektionsmittel als auch Futterzusatzstoffe und bestimmte injizierbare Chemotherapeutika bei Anwendung in den für den jeweiligen Zweck erforderlichen Konzentrationsbereichen keine Störungen der Bildung von Biogas verursachten. Eine Ausnahme bildeten dabei zwei Präparate, davon eines im Desinfektionsmittelbereich (Dekaseptol) und das andere als Futterzusatzstoff (Monensin), die jeweils die Gasbildung über den Versuchszeitraum zum Erliegen brachten.

Sollte bei der Anwendung von anderen als den geprüften Wirkstoffen eine Depression der Gasbildung bemerkt worden sein, müßte die Zufuhr von Gülle in die Anaerobreaktoren so lange eingestellt werden wie der betreffende Wirkstoff verwendet wird. Eine zweite Möglichkeit wäre die Verdünnung der Gülle mit solcher oder Jauche aus anderen Betrieben oder eine zeitweilige Zugabe von Wasser zusammen mit anderen Fermentaten höheren Feststoffgehaltes, um die Wirkstoffkonzentrationen so herabzusetzen, daß sie keine hemmende Wirkung auf die Gasbildung mehr entfalten. Um gestörte Anaerobreaktoren wieder in Gang zu bringen, könnte man sie mit dem Inhalt anderer, gut funktionierender Biogasanlagen wieder animpfen.

7. Amtliche Definition seuchenhygienisch unbedenklicher Gülle

Da häufig bei den Diskussionen über die Anwendung von Gülle in Wasserschutzgebieten von der einen oder anderen beteiligten Institution etwas merkwürdige Vorstellungen über die seuchenhygienische Bedenklichkeit von Gülle geäußert werden, wird abschließend noch eine diesbezügliche Stellungnahme der Veterinärabteilung des deutschen Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten wiedergegeben:

Seuchenhygienische Unbedenklichkeit von Gülle als Wirtschaftsdünger

(BM f. Ern., Landw. und Forsten, AZ 322-3142/1 vom 18.9.1992)

Gülle kann bis zu 10^{10} Mikroorganismen/ml enthalten; ob und in welchen Maße Tierseuchenerreger enthalten sind, hängt primär von dem Gesundheitszustand der Haustiere ab.

Befinden sich seuchenkranke oder verdächtige Tiere in einem Bestand, so gelten die Beschränkungen des Tierseuchengesetzes bzw. der einschlägigen Verordnungen auch für die Gülle, deren Ausbringung im unbehandelten Zustand dann nicht gestattet ist.

Davon ausgehend wird folgende Definition vorgeschlagen:

Gülle als Gemisch aus Kot- und Harnausscheidungen von Rindern, Schweinen oder Geflügel ist als Wirtschaftsdünger seuchenhygienisch unbedenklich, wenn sie

- a) aus einem Bestand stammt, der keinen tierseuchenrechtlichen Sperrmaßnahmen unterliegt oder
- b) vor der Ausbringung einem Behandlungsverfahren zur Abtötung oder Reduzierung der Zahl pathogener Erreger unterzogen **oder**
- c) mindestens sechs Monate ohne Zufluß gelagert wurde.

Abschließend kann gesagt werden, daß die Gülle aus klinisch gesunden Tierbeständen als Basismaterial für die Kofermentation mit anderen außerlandwirtschaftlichen Stoffen sicherlich die seuchenhygienisch unbedenklichste Komponente darstellt, wenn man sie mit den im nächsten Abschnitt behandelten Stoffen vergleicht.

8. Seuchenhygienische Bedeutung außerlandwirtschaftlicher Kofermentate

Sehr häufig werden von landwirtschaftlichen Biogasanlagen gewerbliche Speiseabfälle, Fettabscheiderinhalte und Flotate mit verarbeitet, wobei der Zusatz von Fett die Gasausbeute wesentlich - um bis zu 300 % - verbessern kann. Dieser Vorteil wird aber u.U. dadurch kompensiert, daß diese Stoffe auch Krankheitserreger enthalten, die aber das seuchenhygienische Risiko bei der landwirtschaftliche Verwertung des ausgefaulten Reaktorinhaltes erhöhen. In zunehmendem Maße wird den Landwirten auch Bioabfall zur Kofermentation angeboten. Dabei sind beträchtliche Mengen zu berücksichtigen (Tab. 12), die derzeit noch überwiegend in Kompostierungsanlagen verarbeitet werden. Eine relativ große Palette von Krankheitserregern kann im Bioabfall auftreten (Tab. 13) und in Tabelle 14 werden die Komponenten von Biomüll noch einmal aus hygienischer Sicht bewertet.

Tabelle 12: **Anlagekapazitäten für Biobabfallkompostierung in Deutschland**
(Hangen,1993)

1985	105.500 Mg	
1990	350.950 Mg	
1993	804.095 Mg	8 Mio Einwohner
1994	1.200.000 Mg	
1996	2.400.000 Mg	24 Mio Einwohner

Die Größenordnung der derzeit in Deutschland jährlich von Haushalten durch **Eigenkompostierung** verwerteten Bioabfallmengen liegt bei **5.300.000 Mg** (Wiegel, 1994).

Tabelle 13 : Mögliches Vorkommen von obligat oder fakultativ pathogenen Erregern in Bioabfall aus häuslichen Abfällen (nach Literaturangaben)

Bakterium	Viren
<i>Salmonella</i>	Parvo - Virus
<i>Shigella</i>	Adeno - Virus
<i>E. coli</i>	Herpes - Virus
<i>Yersinia</i>	Picorna - Virus
<i>Campylobacter</i>	Calici - Virus
<i>Enterobacter</i>	Reo - / Rota - Virus
<i>Klebsiella</i>	Flavi - / Pesti - Virus
<i>Citrobacter</i>	Retro - Virus
<i>Proteus</i>	Orthomyxo - Virus
<i>Pseudomonas</i>	Paramyxo - Virus
<i>Serratia</i>	Corona - Virus
<i>Streptococcus</i>	
<i>Staphylococcus</i>	
Parasiten	Pilze
Taenieneier	Aspergillus-Arten z.B. A. fumigatus u. andere
Ascarideneier	Schimmelpilze

Tabelle 14: **Komponenten von Biomüll und ihre hygienische Bedeutung (Böhm,1993)**

	A	B
FLEISCHRESTE (Roh oder unzureichend erhitzt)		
- Fleischabschnitte, Sehnen, Schwarten	+	-
- Knochen, Knorpel	+	-
LEBENSMITTEL TIERISCHER HERKUNFT		
- Eierschalen	+	-
- verschiedene Fleisch- und Milchprodukte	+	-
- Rohmilchprodukte	+	-
- Abfälle von Fischen und Meeresfrüchten	+	-
SONSTIGE ABFÄLLE (Tier und Mensch)		
- verschmutztes Verpackungsmaterial für Fleisch und tierische Produkte	+	-
- Einstreu und Abfälle von Heimtieren	+	+
- benutzte Einmaltaschentücher und Hygieneartikel	+	-
-Windeln	+	-
HAUSHALTSABFÄLLE von		
- Kartoffeln	-	+
- Möhren	-	+
- Zwiebeln	-	+
- Tomaten	-	+
- Gurken	-	+
- Salat	-	+
- Kohl	-	+
- Bohnen	-	+
- Schnittblumen	-	+
- Balkon- u. Zimmerpflanzen	-	+
GARTENABFÄLLE		
- Äste und Stauden	-	+
- Früchte	-	+
- Laub und Rasenschnitt (faekale Verschmutzung)	(+)	+
ANDERE ABFÄLLE (Vegetabil)		
- Papier	-	-
- Pappe	-	-
- organisches Verpackungsmaterial (z.B.: Holzwolle)	-	-

A = Können Träger von Krankheitserregern für Mensch und / oder Tier sein

B = Können Träger von Krankheitserregern für Pflanzen sein

Wie gefährlich gerade Speiseabfälle für die Volkswirtschaft werden können hat der Schweinepestseuchenzug in Deutschland 1993/94 gezeigt. Ein nicht unerheblicher Teil der Seuchenausbrüche ist durch die illegale Verfütterung von Speiseabfällen an Schweine entstanden, weil die Vorschriften über die Erhitzung der Abfälle (90 °C mind.1 Stunde) vor der Verfütterung von Tierbesitzern nicht eingehalten wurden. Allein in Niedersachsen betragen die der Landwirtschaft entstandenen Schäden ca. 400 Mio DM, nicht eingerechnet die Schäden, die der Landwirtschaft vor- und nachgelagerten Bereichen entstanden sind. (s. nachstehendes Schema).

Hieraus ergibt sich also, daß durch die nicht aus der Landwirtschaft stammenden organischen Reststoffe ein beträchtliches seuchenhygienisches Risiko für die Betreiber von landwirtschaftlichen Biogasanlagen mit Kofermentation entsteht, wenn nicht durch die Anaerobtechnologie gewährleistet ist, daß das landwirtschaftlich verwertete Endprodukt auch mit Sicherheit seuchenhygienisch unbedenklich ist.

Um hier für Speisereste einmal Klarheit zu schaffen, hat das Veterinärdezernat im Bayerischen Staatsministerium für Arbeit und Sozialordnung, Familie, Frauen und Gesundheit am 1.2.1995 in München eine Anhörung zum Thema „Beseitigungsverfahren für Speisereste“ durchgeführt, dessen Ergebnisse nachstehend in verkürzter Form wiedergegeben sind.

Anhörung „Beseitigungsverfahren für Speisereste“ am 1.2.1995 im Bayerischen Staatsministerium für Arbeit und Sozialordnung, Familie, Frauen und Gesundheit in München.

Vorgegeben waren **6 mögliche Entsorgungswege** für Speisereste, die unter den drei Gesichtspunkten

- seuchenhygienische Unbedenklichkeit
- rechtliche Zulässigkeit
- technische Durchführbarkeit

diskutiert wurden.

1. Entsorgung über Abwasser/Kläranlagen

Scheidet unter allen 3 erörterten Gesichtspunkten aus.

2. Entsorgung über Restmüll auf Deponien

Wie bei Nr. 1

3. Entsorgung durch Verbrennung

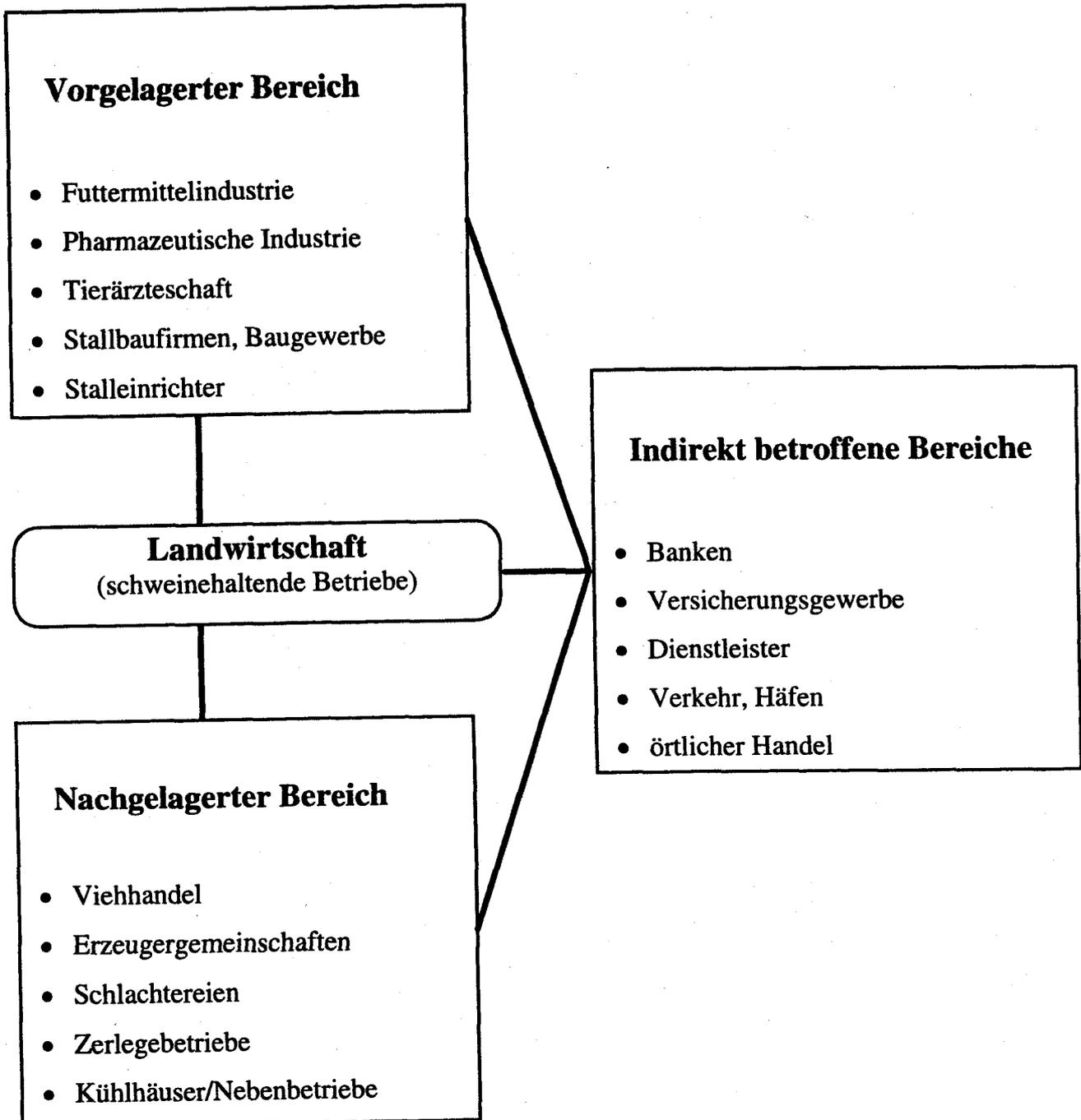
Wie bei Nr. 1

4. Entsorgung durch Kompostierung

Bei der **Eigenkompostierung** reichen die Temperaturen nicht aus, um Seuchenerreger abzutöten. **Kein akzeptabler Entsorgungsweg.**

**Verflechtungen zwischen schweinehaltenden Betrieben und den der
Landwirtschaft vor- und nachgelagerten Bereichen**

(Landwirtschaftskammer Weser-Ems, 1994)



Die **Kompostierung in dezentralen, kleinen Anlagen** (häufig bei Landwirten) stellt wegen der einfachen Technik die seuchenhygienisch erforderliche sachgerechte Mietenumsetzung nicht sicher. Das Risiko der Erregerverbreitung durch Schadnager und Ungeziefer ist hoch. **Kein akzeptabler Entsorgungsweg.**

Durch **Kompostierung in zentralen großen Anlagen** werden hohe, i.d. R. Seuchenhygienisch wirksame Temperaturen erreicht. Ob diese Temperaturen ausreichen, Tierseuchenerreger in (rohen) Knochen abzutöten, ist bislang nicht erforscht. **Weitere diesbezügliche Untersuchungen sind erforderlich.**

5. Entsorgung durch Biogasanlagen

Seuchenhygienische Unbedenklichkeit kann bei **mesophil** arbeitenden Anlagen nur durch Zerkleinerung und ausreichende Erhitzung der Speisereste vor der Einspeisung in den Anaerobreaktor erzielt werden. Strenge Trennung in reine und unreine Seite.

(Anm. d. Verf.: bei thermophil - über 55 °C-arbeitenden Biogasanlagen, die mit 100 % ig sicherer Pfropfenströmung arbeiten, ist nach Untersuchungen in der Schweiz bei dem Kompogas-Verfahren auch ohne Vorerhitzung eine seuchenhygienisch einwandfreie Fermentation möglich)

Technische Durchführbarkeit ist ohne weiteres möglich.

6. Verarbeitung zu Futtermitteln

Seuchenhygienische Unbedenklichkeit war in Bayern bei 85 überprüften Erhitzungsanlagen nur in 15 Fällen sichergestellt. Die Vollzugsbehörden wurden angewiesen, nur noch Anlagen weiter betreiben zu lassen, die bezüglich ihrer räumlichen Voraussetzungen und ihrer technischen Einrichtungen ausnahmslos den Anforderungen der Ausführungshinweise zu § 24 a der Viehverkehrs- VO entsprechen.

(Ab dem Jahr 2000 darf die Erhitzung von Speise- und Schlachtabfällen vor dem Verfüttern an Schweine nur noch in Anlagen erfolgen, „ die in ausreichender Entfernung von einem Betrieb mit Klautierhaltung“ liegen).

Erhitzungsanlagen mit dem Hygieneniveau einer TBA, die abseits von Klautierhaltungen liegen, sind aus seuchenhygienischer Sicht unproblematisch.

Als Gesamtergebnis wurde die allgemeine Übereinstimmung festgehalten, daß Speiseabfälle nicht beseitigt, sondern wiederverwertet werden sollen. Aus seuchenhygienischen, abfallrechtlichen, technischen und Kostengründen **kommen zur Entsorgung von gewerblichen Speiseresten grundsätzlich nur folgende Verwertungsverfahren in Betracht:**

- anaerobe Fermentation mit vorgeschalteter Hygienisierung
- Verfütterung nach Hitzebehandlung.

Sowohl für Biogasanlagen als auch Erhitzungsanlagen sind hohe seuchenhygienische Anforderungen auf TBA-Niveau erforderlich. Gegen dezentrale Anlagen bestehen seuchenhygienische Bedenken (s. § 24a der VV-VO - neue Fassung)

Änderung des § 24a der Viehverkehrsverordnung (gültig ab 28.4.2000)**Fütterung****§ 24a****Verfütterungsverbot**

(1) Das Verfüttern von Speise- und Schlachtabfällen an Klautiere ist verboten. Die zuständige Behörde kann Ausnahmen für das Verfüttern an Schweine genehmigen, sofern die Speise- und Schlachtabfälle vor dem Verfüttern in einer in ausreichender Entfernung von einem Betrieb mit Klautierhaltung gelegenen Erhitzungsanlage einem von der zuständigen Behörde zugelassenen Erhitzungsverfahren unterworfen worden sind, durch das Tierseuchenerreger abgetötet werden. § 24a Abs. 1 Satz 2 gilt ab dem Tag des fünften auf die Verkündung folgenden Jahres, der dem Tag der Verkündung entspricht.

(1a) Speiseabfälle dürfen zur Verfütterung an Schweine nur abgegeben werden, wenn der Abnehmer eine Ausnahme nach Absatz 1 Satz 2 nachweist. Die Abgabe von Speiseabfällen, für die keine Zulassung zur Verfütterung nach § 8 Abs. 1 Nr. 3 des Tierkörperbeseitigungsgesetzes erforderlich ist, ist der zuständigen Behörde anzuzeigen.

(2) Das Verfüttern von Futtermitteln im Sinne des § 2 Abs. 1 Nr. 1 des Futtermittelgesetzes, die aus Gewebe warmblütiger Landsäugetiere bestehen oder solche enthalten, an Wiederkäuer ist verboten.

Auch in Baden - Württemberg wurden zwei landwirtschaftlichen Anaerobanlagen (thermophil bzw. mesophil arbeitend) Genehmigungen zur Kofermentation mit Krankenhaus-Speiseabfällen bzw. gewerblichen Speiseabfällen unter strengen Auflagen erteilt. Die Genehmigungen sind nachstehend vollständig bzw. auszugsweise abgedruckt. Es wird darauf hingewiesen, daß die Genehmigungsbehörde bei der thermophilen Anlage von einer Vorpasteurisierung der Speiseabfälle absieht, weil der Inhalt des Anaerobreaktors 20 Tage lang bei einer nachweisbaren Mindesttemperatur von 55 °C ausgefault werden muß. Bei der mesophilen Anlage hingegen muß eine Vorpasteurisierung bei 70 °C über mindestens 30 Minuten erfolgen.

Auflagenkatalog zur Genehmigung einer thermophil arbeitenden landwirtschaftlichen Biogasanlage mit Ko-Fermentation von Krankenhaus-Speiseabfällen.

Dem Antragsteller wird entsprechend § 8 Abs. 2 Nr. 2 des Tierkörperbeseitigungsgesetzes vom 2. September 1975 gestattet, Speiseabfälle, soweit sie nach § 6 beseitigungspflichtige Erzeugnisse enthalten, abzuholen, zu sammeln, zu befördern und in seiner Vergärungsanlage zu behandeln. Andere diesem Gesetz unterliegende Stoffe, insbesondere Schlachtabfälle und Blut, dürfen nicht verwendet werden.

Nebenbestimmungen nach § 8 Abs. 4 Tierkörperbeseitigungsgesetz

1. Die Speiseabfälle sind so aufzubewahren, zu befördern und zu behandeln, daß
 - a) die Gesundheit von Mensch und Tier nicht durch Erreger übertragbarer Krankheiten oder toxische Stoffe gefährdet,
 - b) Gewässer, Boden und Futtermittel durch Erreger übertragbarer Krankheiten oder toxische Stoffe nicht verunreinigt,
 - c) schädliche Umwelteinwirkungen nicht herbeigeführt,
 - d) die öffentliche Sicherheit und Ordnung sonst nicht gefährdet oder gestört werden.
2. Die Speiseabfälle sind so aufzubewahren und zu befördern, daß Menschen nicht unbefugt und Tiere nicht mit ihnen in Berührung kommen können. Sie sind vor Witterungseinflüssen zu schützen.
3. Die Behältnisse, in denen die Speiseabfälle befördert werden, sind nach jedem Gebrauch mit heißem Wasser zu reinigen und, sofern es die Seuchensituation erfordert, zu desinfizieren.
4. Die Speiseabfälle sind vor der Vergärung auf eine Korngröße von weniger als 1 cm zu zerkleinern.
5. Die Speiseabfälle sind nach der Zerkleinerung wenigstens 20 Tage lang bei einer Mindesttemperatur des Vergärungsvorganges von 55 °C zu vergären. Die Temperatur ist mit einem Temperaturschreiber aufzuzeichnen.
6. Die nach der Vergärung anfallenden **Reststoffe sind**, ggf. nach Zwischenlagerung, **auf Ackerflächen auszubringen**.
7. Die Ablieferungspflichtigen (Betreiber der Kantine bzw. Großküche) sind von dieser Ausnahmegenehmigung von dem Antragsteller in Kenntnis zu setzen.
8. Vor Aufnahme der Speiseabfallbeseitigung sind dem Regierungspräsidium sowie dem Staatlichen Veterinäramt die Anschriften derjenigen Betriebe, aus denen die Speiseabfälle abgenommen werden, mitzuteilen. Jede Änderung bei der Anzahl der abgebenden Betriebe ist dem Regierungspräsidium und dem Staatlichen Veterinäramt unverzüglich anzuzeigen.

9. Über die Herkunft und Menge (Volumen) der Speiseabfälle sowie über die Temperatur des Vergärungsvorganges sind Aufzeichnungen und Belege zu führen, die den Überwachungsbehörden jederzeit auf Anfrage vorzulegen sind. Die Aufzeichnungen und Belege sind mindestens drei Jahre aufzubewahren.
10. Den Bediensteten der zuständigen Behörden, insbesondere auch dem Staatlichen Veterinäramt sowie dem Regierungspräsidium, ist jederzeit Zutritt zur Überwachung vorstehender Maßnahmen und Einsicht in die Aufzeichnungen zu gewähren. Erforderliche Proben sind unentgeltlich zur Verfügung zu stellen. Die Kosten der Überwachung sind von dem Antragssteller zu tragen.
11. Die Zulassung wird bis..... befristet. Die Zulassung kann jederzeit widerrufen werden, wenn eine der Nebenbestimmungen nicht eingehalten und diesem Mangel nicht innerhalb einer, von der für die Überwachung zuständigen Behörde zu setzenden Frist abgeholfen worden ist.
12. Verstöße gegen vorstehende Nebenbestimmungen unterliegen nach § 19 Abs. 1 Nr. 3 den Bußgeldvorschriften des Tierkörperbeseitigungsgesetzes.

Die sofortige Vollziehung der Nebenbestimmungen wird gemäß § 80 Abs. 2 Nr. 4 der Verwaltungsgerichtsordnung (VwGO) angeordnet.

Auflagenkatalog zur Genehmigung einer mesophil arbeitenden landwirtschaftlichen Biogasanlage mit Ko-Fermentation von Speiseabfällen

Dem Antragsteller wird entsprechend §8 Abs.2 Nr. 2 des Tierkörperbeseitigungsgesetzes vom 2. September 1975 gestattet, Speiseabfälle, soweit sie nach § 6 beseitigungspflichtige Erzeugnisse enthalten, abzuholen, zu sammeln, zu befördern und in seiner Vergärungsanlage zu behandeln. Andere diesem Gesetz unterliegende Stoffe, insbesondere Schlachtabfälle und Blut, dürfen nicht verwendet werden.

Nebenbestimmungen nach § 8 Abs. 4 Tierkörperbeseitigungsgesetz

1. Die Speiseabfälle sind so aufzubewahren, zu befördern und zu behandeln, daß
 - a) die Gesundheit von Mensch und Tier nicht durch Erreger übertragbarer Krankheiten oder toxische Stoffe gefährdet,
 - b) Gewässer, Boden und Futtermittel durch Erreger übertragbarer Krankheiten oder toxische Stoffe nicht verunreinigt,
 - c) schädliche Umwelteinrichtungen nicht herbeigeführt,
 - d) die öffentliche Sicherheit und Ordnung sonst nicht gefährdet oder gestört werden.

2. Die Speiseabfälle sind so aufzubewahren und zu befördern, daß Menschen nicht unbefugt und Tiere nicht mit ihnen in Berührung kommen können. Sie sind vor Witterungseinflüssen zu schützen. **Es ist das Prinzip der reinen und unreinen Seite einzuhalten.** Danach sind unerhitzte Speiseabfälle bis zur Erhitzung so aufzubewahren, daß bereits erhitzte Speiseabfälle und bereits vergorenes Substrat mit ihnen nicht in Berührung kommen können. **Betriebsräume und Einrichtungen der unreinen Seite sind arbeitstäglich zu reinigen und einmal wöchentlich nach näherer Anweisung des beamteten Tierarztes zu desinfizieren.** Die Grundsätze der Betriebshygiene müssen auch auf der reinen Seite beachtet werden.
3. Die **Behältnisse, in denen die Speiseabfälle befördert werden, sowie die Laderäume der Transportfahrzeuge sind nach jedem Gebrauch mit heißem Wasser zu reinigen und zu desinfizieren. Es ist ein Wagenwaschplatz einzurichten, der auch bei Minustemperaturen betrieben werden kann.**
4. **Die Speiseabfälle sind vor der Vergärung auf eine Korngröße von weniger als 1 cm zu zerkleinern und unter Verwendung eines Rührwerkes anschließend bei mindestens 70 °C über die Dauer von mindestens 30 Minuten zu pasteurisieren.**
5. Die Temperatur ist während der gesamten Dauer der Pasteurisierung mit einer geeigneten Temperaturschreibvorrichtung aufzuzeichnen.
6. Es ist dafür zu sorgen, daß **zwischen Ausbringung des Endsubstrats auf landwirtschaftliche Nutzflächen und Beweidung bzw. Futtergewinnung eine Schutzfrist von mindestens 30 Tagen eingehalten wird.**

Die Nebenbestimmungen Nr. 7 - 12 sind identisch mit denjenigen in der Genehmigung für die thermophile Biogasanlage.

9. Seuchenhygienische Untersuchungen an Anaerobanlagen

Nachdem die Biogastechnologie infolge der Ölversorgungskrisen in der Landwirtschaft auf Interesse gestoßen war, wurden von uns erste Untersuchungen über die seuchenhygienische Effizienz der anaeroben Faulung durchgeführt (Heel, 1983). Diese Untersuchungen fanden an Laborfermentern im Biogaslabor des Institutes für Agrartechnik unserer Universität statt. Dabei ergab sich, daß bei mesophiler Betriebsweise nicht mit einer sicheren Inaktivierung von beispielsweise Salmonellen gerechnet werden kann. Erst bei Umstellung auf thermophile Verhältnisse gelang es, diese Keime zu inaktivieren. Da es zweifelhaft war, ob diese Laborergebnisse auf die Praxis übertragbar waren, wurden in Zusammenarbeit mit einem landwirtschaftlichen Betrieb, der eine ausschließlich zur Energiegewinnung konzipierte Biogasanlage erworben hatte sowie mit der Herstellerfirma Versuche in dieser Anlage durchgeführt (Silvers, 1990). Dabei handelte es sich um eine zweistufige Anlage, wobei die erste Stufe i.d.R. mesophil und die zweite Stufe thermophil betrieben wird. Da die Anlage zur

Durchmischung des Behälterinhaltes mehrere Lochblechebenen enthielt, waren zum Einbringen der Keimträger mit den Testkeimen in die beiden Anaerobreaktoren einige Umbauten nötig.

Die Ergebnisse dieser Versuche sind in stark gekürzter Form nachstehend zusammengefaßt.

1. Die Tenazitätsversuche **im Labor** mit den Testkeimen *S. senftenberg* W775 sowie einem Wildstamm von *S. typhimurium* in Gülle aus dem thermophilen Fermenter bei Temperaturen von 55 °C ergaben, daß beide *Salmonella*-Serovare innerhalb von 4 Stunden inaktiviert wurden.
2. Die Versuche mit den beiden an Keimträger adsorbierten *Salmonella*-Serovaren **in dem thermophilen Fermenter 2** (Solltemperatur 55 °C) ergaben, daß in einigen Fällen selbst nach 4-tägiger Verweilzeit die *Salmonellen* noch nachgewiesen wurden. Hingegen wurden Spulwurmeier in dieser Zeit inaktiviert.
3. Ursache für die nicht immer zuverlässige seuchenhygienische Unbedenklichkeit des Ablaufs von Fermenter 2 ist die nicht an jeder Stelle erreichte Solltemperatur von 55 °C sowie die in einem Fall beobachtete übermäßige Beschickung mit 38 m³ anstelle von 12 m³ Rohgülle. Dadurch verkürzte sich die theoretische hydraulische Verweilzeit von 5-6 auf nur noch 1,6 Tage.
4. Außerdem wird beim Austrag der im Idealfall seuchenhygienisch unbedenklichen Gülle aus Fermenter 2 eine Rekontamination durch Frischgülle bzw. Inhalt des Fermenters 1 bei der Passage durch einen Wärmetauscher möglich.
5. Die Anlage wurde damals ausschließlich zur Energiegewinnung konzipiert. Dabei wurden seuchenhygienisch relevante Gesichtspunkte nicht berücksichtigt.

Nach damaliger Aussage des Herstellers sollte bei neu konzipierten Anlagen, aufgrund unserer Ergebnisse, die Vermischung von möglicherweise nicht entseuchtem Inhalt des mesophil betriebenen Behälters 1 mit entseuchtem Material des thermophilen Behälters 2 in der Entleerungsstrecke in Zukunft vermieden werden. In einer erst vor kurzem veröffentlichten schematischen Darstellung dieses Verfahrens werden jedoch die Sedimente beider Fermenter immer noch zusammengeführt, so daß das entseuchte Material des Behälters 2 durch Ablauf des Behälters 1 theoretisch wieder reinfiziert werden könnte (Kuhn, 1995, Seite III-39). Dies wäre aus hygienischer Sicht nur tolerierbar, wenn nach der Feststoffseparation des vereinten Inhalts beider Behälter eine Kompostierung gemäß den Vorschriften des LAGA-Merkblattes M 10 erfolgt, durch die eine Hygienisierung des dann erst abgabefähigen Endproduktes gewährleistet ist. Die in Abb. 2 der erwähnten schematischen Darstellung vorgesehene „Direkt-Abgabe“ des Feststoffes wäre ohne hygienisierende Nachrotte aus hygienischer Sicht nicht zulässig.

In einer weiteren, derzeit noch laufenden Untersuchung, wurden in den bereits erwähnten Laborfermentern 50 % Gülle mit 50 % Speiseabfällen mesophil bzw. thermophil behandelt. Dabei ergab sich, daß *Salmonellen* als Testkeime unter mesophilen Bedingungen länger als 6 Tage im Gärgut überlebten, während sie unter thermophilen Fermentationsbedingungen bereits nach 2 Stunden nicht mehr nachweisbar waren (Grunwald, 1995).

In der Schweiz wurden umfangreiche hygienische Versuche mit Bakterien, Viren und Parasiteneiern an einer Anlage des Systems „Kompogas“ durchgeführt. Diese Anlage arbeitet thermophil und nach dem Prinzip der Pfropfenströmung. Das Fließverhalten des Reaktors wurde mit farbigen, biegbaren Trinkhalmen als Tracern bestimmt. Neben Bakterien und

Wurmeiern wurden auch 6 Virusarten untersucht, darunter das sehr hitzeresistente Parvovirus. Der D_{90} -Wert (Inaktivierung von 90 % des eingesetzten Virus) von 5 Virusarten (Picorna-, Rota-, Adeno-, Herpes- und Parapockenvirus) betrug bei einer Reaktortemperatur zwischen 55,1 °C und 55,7 °C weniger als 1 Stunde, während der D_{90} -Wert des Parvovirus bei 17,5 Stunden lag. Die Verfasser interpretieren ihre bisherigen Befunde dahingehend, „daß von Mensch und Tier stammende Viren in der thermophil betriebenen KOMPOGAS-Anlage, auch unter Nachahmung natürlicher Bedingungen (an Oberflächen adsorbiert), zuverlässig eliminiert werden“ (Wellinger et al., 1992; Metzler und Pesaro, 1993).

10. Beurteilung von Firmenangaben über die hygienische Leistungsfähigkeit von ihnen hergestellter bzw. gelieferter Anaerobanlagen

Für das Kasseler Abfallforum 1995 (26.-28.4.1995) hatten die Veranstalter für die Herausgabe der Sammlung „Herstellerforum Bioabfall“ (Wiemer, K., Kern, M., 1995) interessierten Firmen für die Beschreibung ihrer Anaerobverfahren Themenbereiche vorgegeben: Inputmaterial, Aufbereitung und Störstoffausschleusung, Steuerung des Vergärungsprozesses, Biogas, Energiebilanz, Wasserbilanz, Aufbereitung des Gärreststoffes, **Hygiene**, Arbeitsschutz, Geruchsemissionen, technische Neuentwicklungen, Referenzanlagen.

Eine Auswertung der von den Firmen gemachten Angaben zur Hygiene ihrer Verfahren ist in Tabelle 15 zusammengestellt. Daraus läßt sich u.a. feststellen, daß die Angaben z.T. unvollständig oder ziemlich unpräzise sind. Von den 18 Firmen erwähnen nur 5 das Vorliegen eines Gutachtens über die hygienische Effizienz ihres Verfahrens. Ausreichende Angaben über die Art der gutachterlichen Untersuchungen sind in keinem Fall gemacht worden. In einem Fall wurde vom Verfasser bei einer Firma - die ein Gutachten über ihr Endprodukt in dem „Herstellerforum“ erwähnt - nachgefragt, wie das Gutachten zustande kam. Dabei ergab sich, daß die Firma 3mal eine Probe dieses Endproduktes an eine landwirtschaftliche Untersuchungsanstalt zur Untersuchung auf Salmonellen eingeschickt hatte. Bei keiner Probe wurden Salmonellen nachgewiesen, worauf dem Verfahren die seuchenhygienische Unbedenklichkeit seines Endproduktes attestiert wurde. Da das Rohmaterial dieses Verfahrens nicht auf das Vorkommen von Salmonellen untersucht wurde, hat die Feststellung, daß das Endprodukt frei von Salmonellen war, aus hygienischer Sicht keine Aussagekraft, weil u.U. im Rohmaterial der Charge, aus der das begutachtete Endprodukt stammte, keine Salmonellen vorhanden gewesen sind.

In einer zweiten Veröffentlichung (Kuhn, 1995) sind von 21 Planern/Herstellern landwirtschaftlicher Biogasanlagen Beschreibungen geliefert worden, „für deren Inhalt der jeweilige Planer/Hersteller verantwortlich ist“ (Tabelle 16). Nur in einem Fall wird für den Bereich Hygiene ein „Nachweis durch wissenschaftliches Begleitprogramm“ erwähnt, jedoch ohne nähere Angaben. In 15 Fällen wurden entweder gar keine Angaben zur Hygiene gemacht oder das Wort Hygienisierung ohne nähere Angaben nur erwähnt.

Die Auswertung dieser beiden Tabellen ergibt aus hygienischer Sicht ein sehr unbefriedigendes Bild von der Bereitschaft der Hersteller/Planer von Anaerobanlagen, sich mit dem Thema Hygiene oder Hygienisierung intensiv auseinanderzusetzen. Dies sollte allen Interessenten für die Anschaffung von Anaerobanlagen zu denken geben und sie zu großer Vorsicht mahnen. Die Betreiber von Anaerobanlagen unterliegen für die von ihnen gelieferten Produkte dem Produkthaftungsgesetz. Angenommen es wird durch die Verwertung einer unsachgemäß hygienisierten Charge von anaerob behandeltem Material aus der

Kofermentation ein Seuchenzug von Schweinepest mit hohen Tierverlusten ausgelöst, so kann das für den Betreiber einer Biogasanlage u.U. ruinöse Folgen haben.

Interessenten für Biogasanlagen sind deshalb gut beraten, wenn sie sich von den Planern/Herstellern schriftliche Garantien über die Erzeugung hygienisch unbedenklicher Endprodukte geben lassen, die auf wissenschaftlichen Gutachten unabhängiger Forschungsinstitute beruhen, die von den zuständigen staatlichen Behörden zugelassen bzw. anerkannt sind. Wie bereits vorstehend kurz erwähnt, ist eine alleinige Untersuchung des Endproduktes auf das Vorkommen von bestimmten Infektionserregern aus hygienischer Sicht nicht ausreichend, sondern es müssen bekannte Testkeime in das Anaerobsystem für solche Gutachten eingebracht werden, um ihr Verhalten beim Durchgang durch die Anaerobfermenter kontrollieren zu können. Nur durch eine solche Untersuchungsmethode können für Gutachten verwertbare Befunde erhoben werden.

Als Vorbild hierfür könnten die im Merkblatt 10 der deutschen Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA, 1995) vorgeschriebenen Prüfungen zum Nachweis der seuchenhygienischen Unbedenklichkeit für die Bereiche Phytohygiene (Tabelle 17) sowie Human- und Veterinärhygiene (Tabelle 18) dienen.

Tabelle 15 : Firmenangaben für den Themenbereich Hygiene
 Herstellerforum Bioabfall (Hrsg. Wiemer, K. und Kern, M., 1995)
 - Anaerobtechnik -

Verfahren	Hygiene
AN-Anaerobverfahren	A. 33-35 °C 2-4 Tage, B. 65 °C 1 Std.
IMK-Verfahren	2-stufig aerob (70 °C), anaerob (A od. B, 10-12 Tage). Durch hohe Temperaturen bei Intensivrotte vollständige Hygienisierung (Gutachten)
Kompogas	B. 55 °C ca. 15-20 Tage (Gutachten)
DBA-WABIO-Verfahren	Nach A (14-18 Tage) Erhitzung auf 70 °C ca. 30 - 60 Min. (Gutachten)
Plauener Verfahren	1. Stufe 8-12 °C, pH 3,5-4,0, 3-5 Tage; A. 30-35 °C, 8-12 Tage (Gutachten über Endprodukt „Humus“)
ATF-Verfahren	A. oder B. 15-25 Tage; nur A, dann Nachrotte 70 °C 4-8 Wo.; Endprodukt entspr. Bundesgütegem. Kompost
HERHOF-Anaerob-Aerob-Verfahren	1. Stufe aerob 55 °C 1-2 Tage; 2. Stufe anaerob 35 °C ?Tage; 3. Stufe aerob 65 °C 3 Tage, insges. 7-10 Tage
Linde-KCA-Verfahren	A. 32-37 °C bzw. B. 55-59 °C (Teilhyg.), 12-18 Tage; hyg. Nachrotte; Co-Ferment. Gülle + hyg. Bioabfall in Ref.anlage
BTA-Verfahren	Vorbehandlung 70 °C 1 Std. falls keine Nachkomp. - A. 35-37°C 14-16 Tage; Nachkompostierung in Boxen 7-10 Tage
ML-Metha Komp.-Verfahren	A. ? °C ?Tage; Hyg. im nachgesch. ML-Bio-Containerverf. ? °C ?Tage; für Bio-Cont.verf. Gutachten
DRANCO-Verfahren	B. 50-55 °C, 15-30 Tage Teilhyg.; Nachkompostsierung 10-15 Tage, 60 °C 4-5 Tage „werden erwartet“
PAQUES-Prethane-Biopaq-Verfahren	A1. 35-40 °C ?Tage; A2. 35-38 °C 12-24 Std.; insges. 3-5 Tage Nachkompostierung in Rottezellen 55-60 °C 3-4 Tage
BIOSTAB-Verfahren	A. 30-35 °C; B. kann einges. werden: 60 °C 18-20 Tage, „es werden alle Anforderungen der Hygiene erreicht“
UHDE-Schwarting-Verfahren	B. 55 °C, „mehrere Tage (etwa 7) hygienisiert“
3 A-Verfahren	1. Aerob-2. Anaerob-3. Aerob; „durch 1.+3. mit Temp. über 60 °C kann hygienisch einwandfreier Kompost sichergestellt werden“
Biocomp-Verfahren	A. 35-40 °C ?Tage; B. 55 °C 2 Wo.; Nachkomp. 75 °C 4 Wo. Hyg.-pflichtige Substanzen vor Behandlung 70 °C 30 Min erhitzt
WAASA-Verfahren	B. ?°C ?Tage; „die Verweilzeiten im Gärreaktor korrelieren mit den Temp./Zeitkombinationen f. Schlammpasteur. d. ATV/VKS-AG Entseuchung von Klärschlamm“
VALORGA-Verfahren	A. 37-40 °C 24 Tage, B ist möglich oder aerobe Nachbehandlung 60 °C 14 Tage oder thermische Nachbehandlung zur Hygienisierung

A = mesophil

B = thermophil

Gutachten = Nach Herstellerangaben liegt ein seuchenhygienisches Gutachten vor.

Tabelle 16 : Firmenangaben für den Themenbereich Hygiene
(KTBL-Arbeitspapier 219: Kofermentation, 1995)

Verfahren/Planer/Hersteller	Hygienisierung
AAT Abwasser- u. Abfalltechnik GmbH + Co. - Österreich	Erwähnt, aber keine näheren Angaben
Bauer Kompost GmbH-BRD	Bei thermophilem Betrieb, 15-20 Tage
BEA GmbH-BRD	Pasteurisierung 70 °C mind. 1 Stunde
BWSC A/S - Dänemark	thermophil 50-55 °C /15 Tage, vorpasteur.b.Bedarf 70°C 1 Std. ges. Biomasse „nachhyg.“ 55 °C 4 Std.
Biogaskontor-BRD	Keine Angaben
BTA-BRD	s. Tabelle 15 (d. Verf.)
DSD-CTA GmbH-BRD	s. Tabelle 15 (d.Verf.) Plauener Verfahren
Entec GmbH-Österreich	Keine Angaben
Henze Harvestore GmbH-BRD	Keine Angaben
IEG GmbH-Österr.	Erwähnt, keine näheren Angaben
INNOVAS GbR-BRD	Seuchenhyg. bedenkli. Material über Hygienisierungstation im Annahmehereich, keine näheren Angaben
Krüger Hölter Wassertechnik GmbH-BRD	„Sichere Hygienisierungsstufe, Nachweis durch wiss. Begleitprogramm“
Linde-KCA-Dresden GmbH-BRD	Keine Angaben, s. aber Tabelle 15 (d. Verf.)
Lipp GmbH-BRD	Keine Angaben
METACON ApS-Dänemark	Keine Angaben
NOVATECH GmbH-BRD	„Betonfermenter mit Hygienisierung“, keine näheren Angaben
Ingenieurbüro Schneider-BRD	Keine Angaben
Ingenieurbüro Schnell-BRD	Erwähnt, keine näheren Angaben, 36 °C 40 Tage
Schwarting-Uhde GmbH-BRD	1. Stufe 35°-37°C, 2. Stufe 52°-55°C „garantierte Verweilzeit (Pfröpfenströmung)“; s. auch Tab. 15 (d. Verf.)
SKET SMM GmbH-BRD	Keine Angaben
TBW GmbH-BRD	„Vorlagebehälter je nach Anforderung gerührt u. beheizbar (Hygien. bei 70 °C)“

Tabelle: 17 Prüfungsumfang zum Nachweis der seuchenhygienischen Unbedenklichkeit
Phytohygiene - (LAGA - M 10, B 3.1.1)

Qualitätsparameter	Prozessprüfung		
	Prototypprüfung	Inbetriebnahmeprüfung	Folgeprüfung
Phytohygiene	Neue Verfahren und Verfahren ohne Phytohygieneprüfung in den letzten 5 Jahren	Alle Kompostierungsanlagen in den ersten 18 Monaten	Alle Kompostierungsanlagen in einem dreijährigen Regelintervall
Anzahl Untersuchungsgänge	zwei zeitlich getrennte Prüfungen (Abstand mind. 4 Monate)	1-3 zeitlich getrennte Prüfungen in Abhängigkeit vom Anlageninput (Abstand mind. 2 Mon., höchstens 6 Mon.) ¹⁾ je nach Anlageninput in Jahrestonnen < 6.500 1 Prüfg. > 6.500 ≤ 20.000 2 Prüfg. > 20.000 3 Prüfg.	1-3 zeitlich getrennte Prüfungen in Abhängigkeit vom Anlageninput (Abstand mind. 2 Mon., höchstens 6 Mon.) ¹⁾ je nach Anlageninput in Jahrestonnen < 6.500 1 Prüfg. > 6.500 ≤ 20.000 2 Prüfg. > 20.000 3 Prüfg.
Anzahl Wiederholungen der Einlegeproben	4fache Wiederholung	3-4fache Wiederholung je nach Anlageninput ¹⁾ < 6.500 3 Wdhlg. > 6.500 4 Wdhlg.	3-4fache Wdhlg. je nach Anlageninput ¹⁾ < 6.500 3 Wdhlg. > 6.500 4 Wdhlg.
Anzahl Prüforganismen	3 Testorganismen	1-3 Testorganismen je nach Anlageninput ²⁾ < 6.500 1 Testorganismus (Plasm.br.) > 6.500 3 Testorganismen	1-3 Testorganismen je nach Anlageninput ²⁾ < 6.500 1 Testorganismus (Plasm.br.) > 6.500 3 Testorganismen
Rottebereiche mit Einlageproben	Alle charakteristischen Rottebereiche sind zu erfassen ³⁾	Alle charakteristischen Rottebereichen sind zu erfassen ³⁾	Alle charakteristischen Rottebereiche sind zu erfassen ³⁾
Summe	Dynamische Verfahren: 72 Verfahren mit 3 (4) Rottebereiche: 72 (genaue Festlegung liegt bei der zuständigen Behörde)	in Abhängigkeit von der Anlagengröße und Anzahl der Rottebereiche = 6 bis 144	in Abhängigkeit von der Anlagengröße und Anzahl der Rottebereiche = 6 bis 144

- Anm.: ¹⁾ Bei offenen Anlagen ist eine Prüfung im Zeitraum Dezember bis Februar vorzunehmen.
²⁾ Plasm.br. = Plasmodiophora brassicae. Wdhlg. = Anzahl der Wiederholungen. Prüfg. = Anzahl der Prüfungen. Für Anlagen <1500 Jahrestonnen sind 2 Wiederholungen ausreichend.
³⁾ Bei Anlagen mit kontinuierlicher Materialdurchmischung und automatischer Umsetzung werden mindestens 12 Proben je Testorganismus verwendet (s. E 2.1.1.1)

Tabelle: 18 Prüfungsumfang zum Nachweis der seuchenhygienischen Unbedenklichkeit - Human- und Veterinärhygiene (LAGA - M 10, B 3.2.1)

Qualitätsparameter	Prozeßprüfung		Produktprüfung
	Prototypprüfung	Inbetriebnahmeprüfung	Endproduktkontrolle
Seuchenhygienische Unbedenklichkeit			
Human- und Veterinärhygiene	Neue Verfahren und Verfahren ohne Hygieneprüfung in den letzten 5 Jahren	Alle Kompostierungsanlagen in den ersten 18 Monaten	bei Sicherstellung der hygienischen Unbedenklichkeit
Anzahl Untersuchungsgänge	2 Untersuchungsgänge, innerhalb der ersten 18 Monate, davon eine in der Winterperiode (Dez.-Febr.), wenn offenes System	2 Untersuchungsgänge, innerhalb der ersten 18 Monate, davon eine in der Winterperiode (Dez.-Febr.), wenn offenes System	mindestens jährliche Untersuchung
Anzahl der Prüforganismen	1 Testorganismus	1 Testorganismus	1 Testorganismus
Probenzahl	siehe Tab. 11-13 bei E 2.1.2 ^{*)}	siehe Tab. 14-16 bei E2.1.2 ^{*)}	Anlageninput in Jahrestonnen < 10.000; je 1.000 t eine Sammelprobe, mindestens 3 Proben > 10.000; je 2.000 t eine Sammelprobe, mindestens 5 Sammelproben
Summe	ca. 10-50 Proben je Untersuchungsgang	ca. 10-50 Proben je Untersuchungsgang	1 Prüfung mit mind. 3 bzw. 5 Sammelproben

^{*)} müssen im Originaltext nachgelesen werden.

Auf der Basis der vorstehenden Erörterungen wären die **Forderungen der Hygiene für die anaerobe Kofermentation von Gülle mit seuchenhygienisch bedenklichen biogenen Abfallstoffen wie folgt zu formulieren:**

„Bisher seuchenhygienisch nicht überprüfte sowie neu auf den Markt kommende Anaerobtechnologien müssen in Anlehnung an die Vorgaben des Merkblattes 10 der Ländergemeinschaft Abfall (LAGA - M 10) „Qualitätskriterien und Anwendungsempfehlungen für Kompost“ vor ihrer Zulassung auf ihre seuchenhygienisch einwandfreie Funktionsfähigkeit überprüft werden.“

11. Einige Anmerkungen aus hygienischer Sicht zu der „Biogasstudie Österreich unter besonderer Berücksichtigung Niederösterreichs“ (Krieg et al., 1995)

In den 14 Punkten der Kurzfassung dieser Studie ist an keiner Stelle die Hygieneproblematik erwähnt. Auch in den Handlungsempfehlungen für kurzfristige und langfristige Maßnahmen ist der Begriff Hygiene an keiner Stelle angesprochen. Hier besteht offenbar ein Defizit, das unbedingt durch über Literaturstudien hinausgehende Aktivitäten beseitigt werden sollte, da nur hygienisch einwandfreie Abgabeprodukte die Voraussetzung für die Freistellung der Betreiber von Anaerobanlagen von der Produkthaftung sind, soweit es die seuchenhygienische Problematik betrifft.

Zum Abschnitt „Seuchenhygiene“ im Kapitel 9 ist folgendes anzumerken:

Es kann nicht pauschal festgestellt werden **„die Fermentationsverfahren erfüllen die seuchenhygienischen Anforderungen an Abfallbehandlungsanlagen“** (1.).

Auch die Aussage „ je nach **Erregertyp** und dessen **Häufigkeit** im Ausgangssubstrat (2.) sowie je nach **Verwendungszweck** (3.) des Faulschlammes bzw. des Gärrückstands incl. Überschußwasser ist eine **ausreichende Entseuchung** (4.) gegeben“, ist aus Sicht der Hygiene nicht akzeptabel.

Begründung:

1. Da die seuchenhygienische Wirksamkeit von der Technik der Anaerobverfahren abhängig ist und ständig neue Verfahren auf den Markt kommen, kann diese Pauschalaussage nicht aufrechterhalten werden. Dies ist nur für solche Verfahren möglich , die auf Grund einer seuchenhygienischen Prüfung die amtliche Anerkennung bzw. Zulassung erhalten haben.
2. Es wird im normalen Betrieb weder der Erregertyp bestimmt noch dessen Menge bzw. Häufigkeit festgestellt. Wenn das doch erfolgt, setzen i.d.R. tierseuchenrechtlich begründete Behandlungsmaßnahmen ein. Auch hier gilt nur die amtliche Anerkennung einer seuchenhygienischen Überprüfung als Maßstab für die Entseuchung.
3. Der Verwendungszweck darf für die Feststellung „seuchenhygienisch bedenklich“ bzw. „unbedenklich“ keine Rolle spielen. Alles Material das von einer Anaerobanlage abgegeben wird, muß aus der Sicht von Human-, Veterinär- und Phytohygiene seuchenhygienisch unbedenklich sein.

4. Der Begriff „ausreichende Entseuchung“ ist nicht festgelegt, deshalb steht diese Aussage im „luftleeren Raum“. Ein Produkt ist entweder entseucht oder es ist nicht entseucht, so daß es nach wie vor seuchenhygienisch bedenklich ist.

Es wird deshalb empfohlen, bei der Erarbeitung solcher Studien und maßgeblicher Aussagen für den Bereich Hygiene mit der Materie vertraute neutrale und amtlich anerkannte Institute zuzuziehen.

12. Zusammenfassung

Landwirtschaftstypische Reststoffe können gelegentlich Krankheitserreger enthalten, während die zur Kofermentation angebotenen organischen Abfälle kommunaler oder gewerblicher Herkunft relativ häufig mit Infektionserregern belastet sind. Deshalb werden zunächst Hinweise über das Auftreten solcher Erreger in den verschiedenen Reststoffen gegeben und die damit verbundenen epidemiologischen Gegebenheiten kurz besprochen. Durch die Zunahme von Güllegemeinschaftsanlagen, auch als Bestandteil nachfolgender Anaerobtechnologien werden die seuchenhygienischen Gefahren verstärkt. Hierzu werden Hinweise für ihre Reduzierung in den Bereichen Anlieferer, Gemeinschaftsanlage, Abnehmer gegeben.

Die Anwendung chemischer Stoffe in der Tierhaltung kann sich auch auf den Betrieb von Anaerobanlagen u.U. nachteilig auswirken, insbesondere auf die Höhe der Gasproduktion. Es wird über einschlägige Erfahrungen mit Desinfektionsmitteln, Futterzusatzstoffen und Chemotherapeutika zur Behandlung kranker Tiere berichtet.

Der Klarstellung unterschiedlicher Interpretationen dient eine amtliche Stellungnahme zur Definition seuchenhygienisch unbedenklicher Gülle aus dem deutschen Bundeslandwirtschaftsministerium. Weiterhin wird auf die seuchenhygienische Bedeutung von organischen Reststoffen aus dem nichtlandwirtschaftlichen Bereich eingegangen, die weit höher einzuschätzen ist als diejenige von landwirtschaftstypischen organischen Reststoffen. Schließlich werden die Ergebnisse seuchenhygienischer Untersuchungen an Anaerobanlagen mit Kofermentation vorgestellt und diskutiert.

Ein nur schwer zu durchschauender Bereich sind die Angaben von Firmen/Planern zur hygienischen Effizienz der von ihnen gebauten bzw. geplanten Anaerobanlagen. Hierzu wird Interessenten empfohlen, sich von den Anbietern schriftliche Garantien darüber geben zu lassen, daß ihre Anlagen von amtlich anerkannten unabhängigen Fachinstituten auf ihre hygienische Leistungsfähigkeit überprüft wurden, die auch für den laufenden Betrieb als Garantieleistung zugesichert wird. Es ist nicht einzusehen, warum an die seuchenhygienische Überprüfung von Anaerobanlagen mit Kofermentation geringere Anforderungen gestellt werden sollten, als das für den Kompostierungsbereich in Deutschland bereits vorgeschrieben ist (LAGA - M 10, 1995).

Abschließend werden noch Anmerkungen aus Sicht der Hygiene zu einigen Formulierungen in der „Biogas-Studie Österreich- unter besonderer Berücksichtigung Niederösterreichs“ gemacht.

13. Literaturverzeichnis

- Bell, R.G. (1976): The development in beef cattle manure of *Petriellidium boydii* (Shear) Malloch, a potential pathogen for man and cattle. *Can. J. Microbiol.* 22, 552-556.
- Böhm, R. (1993): Hygieneaspekte bei der getrennten Sammlung sowie der Handhabung von Bioabfällen. *Bioabfall-Management '93*, S. 98 - 110. Rheinisches Institut für Ökologie, Melchiorstr. 14, D - 50670 Köln
- Derbyshire, J.-B. (1976): Fate of animal viruses in effluent from liquid farm Wastes. *J. Milk Food Technol.* 39, 214-217.
- Errebo Larsen; H., B. Munch (1983): Practical application of knowledge on the survival of pathogenic indicator bacteria in aerated and non-aerated slurry. In: D. Strauch (Ed.), *Hygienic problems of animal manures*. Univ. Hohenheim, Stuttgart, Germany.
- Grunwald, R. (1995): Hygienisch-mikrobiologische Untersuchungen zur gemeinsamen anaeroben Fermentation von Gülle und Speiseresten in Biogasanlagen. *Agrarwiss. Diplomarbeit*, Institut für Umwelt- und Tierhygiene, Universität Hohenheim- 460, D-70593 Stuttgart.
- Hangen, H.O. (1993): Konkurrenzdruck für Rindenmulch und Torf steigt. *Entsorgungspraxis-Spezial 9/93*, S.1.
- Heel, M. (1983): Hygienisch - bakteriologische Untersuchungen an mesophil und thermophil betriebenen Biogasreaktoren. *Agrarwiss. Diplomarbeit*, Inst. für Tiermedizin u. Tierhygiene, Univ. Hohenheim - 460, D-70593 Stuttgart.
- Hilliger, H.G., H. Frerking, A. Jacob, D. Küttler, K.-H. Lotthammer, L. Mehrkens (1991): Tierärztliche Stellungnahme zum infektionshygienischen Risiko beim Betrieb von Gemeinschaftsanlagen für Flüssigmistlagerung. *Dtsch. tierärztl. Wschr.* 98, 66-67.
- Jones, P.W. (1982): Waste and animal health. *Publ. Hlth. Engin.* 10, 35-39.
- Jones, P.W. (1991): Pathogenic bacteria in animal wastes and hazards for other animals and humans from handling animal wastes. Unveröff. Manuskript.
- Kelly, W. R. (Ed., 1978): Animal and human health hazards associated with the utilization of animal effluents. CEC-EUR 6009 EN, Office for official publications of the European Community, Luxembourg.
- Krieg, Á., M. Braun, H. Euler, B. Klingler (1995): Biogas-Studie Österreich- unter besonderer Berücksichtigung Niederösterreichs. In: *Biogastechnologie. Ein Beitrag zur nachhaltigen Kreislaufwirtschaft*, S. 11-148. NORKA-Verlag, Wienerstr. 106, A - 3403 Klosterneuburg, ISBN 3-85126-065-1.
- Kuhn, E. (Hrsg., 1995): Kofermentation. KTBL-Arbeitspapier 219. KTBL-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverlag, Postfach 480249. D-48079 Münster-Hiltrup.
- Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA, 1995): Qualitätskriterien und Anwendungsempfehlungen für Kompost. LAGA-Merkblatt M 10, Stand 15.2.1995. Müllhandbuch, Kennzahl 6856, Lieferung 5/95; Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Mayr, A. (1972) Belebte Krankheitsursachen. In: Frey, W., *Allgemeine Pathologie*. Verlag Paul Parey, Berlin.

- Metzler, A., F. Pesaro (1993): Human-, tier- und pflanzenpathogene Keime in der Feststoffvergärung. Auftrag EF-REN (91) 043; Jahresbericht 1992, Bundesamt für Energiewirtschaft, CH - 3003 Bern.
- Möller, F., K. Krannich (1968): Zschr. ges. Hyg. 14, 68; zit. in Möller et al., Untersuchungen zur Überlebensdauer von Enterobakterien und Enteroviren in faulschlammgedüngten Böden. Zschr. Ges. Hyg. 31, 237-241.
- Philipp, W., R. Gresser, E. Michels, D. Strauch (1990): Vorkommen von Salmonellen in Gülle, Jauche und Stallmist landwirtschaftlicher Betriebe in einem Wasserschutzgebiet. Forum Städte - Hygiene 41, 209 - 212.
- SCS - Engineers (1979): Health effects associated with wastewater treatment and disposal systems; state - of - the - art - review. US - EPA, Office of Research and Development, Research Triangle Park, N.C.; 27711/USA, EPA-600/1-79-016a.
- Sellers, R. F. (1981): Absolute safety. In: Walton, I.R., E.G. White (Eds.), Communicable disease resulting from storage, handling, transport and landspreading of manures, S. 239 - 250, CEC-EUR 7627 EN, Office of official publications of the European Communities, Luxembourg.
- Silvers, G. (1990): Hygienisch-mikrobiologische Untersuchungen an der mesophil-thermophil arbeitenden Biogasanlage eines Milchviehbetriebes. Agrarwiss. Diss., Universität Hohenheim
- Strauch, D. (1987): Hygiene of animal waste management. In: Strauch, D. (Ed.), Animal production and environmental health, S. 155 - 202. Series World Animal Science, Vol. B 6, Elsevier Science Publ., Amsterdam.
- Strauch, D., G. Ballarini (1994): Hygienic aspects of the production and agricultural use of animal wastes. J. Vet. Med. B 41, 176 - 228.
- Strauch, D., W. Philipp (1996): Hygieneaspekte der biologischen Abfallbehandlung und -verwertung. In: Bidlingmaier, W. (Hrsg.), Biologische Abfallverwertung; im Druck. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Wellinger, A., K. Wyder, A. Metzler (1992): KOMPOGAS - ein neues Verfahren zur anaeroben Aufbereitung von organischen Abfällen. In: Thomé, K.J., P. Scherer (Hrsg.), Getrennte Wertstofffassung und Biokompostierung, S. 263 - 271, EF-Verlag, Berlin.
- Wiegel, U. (1993): Eigenkompostierung von Hausgartenabfällen. Müllhandbuch, Kennzahl 5630, Lieferung 2/93. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Wiemer, K., M. Kern (1995): Herstellerforum Bioabfall-Verfahren der Kompostierung und anaeroben Abfallbehandlung im Vergleich. M.I.C. Baeza-Verlag, Kirchstr. 8, D-37213 Witzenhausen.
- Winterhalder, K. (1985): Untersuchungen über den Einfluß von Desinfektionsmitteln, Futterzusatzstoffen und Antibiotika auf die Biogasgewinnung aus Schweinegülle. Agrarwiss. Diss., Universität Hohenheim.
- Taylor, R.J., M.R. Burrows (1971): The survival of E. coli and Salmonella dublin in slurry on pasture and the infectivity of S. dublin for grazing calves. Brit. Vet.J. 127, 536 - 543.

TEIL VI

Podiumsdiskussion zum Thema „Gesetzlicher Handlungsbedarf zur Bioabfallvergärung“

Dipl.-Ing. Dr. Gilnreiner, *Zivilingenieurbüro (Moderator)*

Dipl.-Ing. Plank, *Landwirtschaftskammer Steiermark*

Oberbaurat Dr. Himmel, *Steiermärkische Landesregierung*

Hofrat DI. Schörghuber, *Niederösterreichische Landesregierung*

Prof. Dr. Strauch, *Universität Hohenheim*

Prof. Dr.-Ing. Boxberger, *Universität für Bodenkultur*

Mag. Glasl, *Bundesministerium für Umwelt*

Im Zuge der einführenden Diskussion stellte sich heraus, daß kleinräumige, dezentrale, landwirtschaftliche aerobe und anaerobe Kompostierungsanlagen in den Bundesländern als bevorzugbare Strukturen gelten. Es müssen jedoch Modelle für die Entwicklung und die Integration solcher Kompostier- und Kleinbiogasanlagen im ländlichen Raum gefunden werden. In diesem Sinne wurde ein gewisser Handlungsbedarf in der Entwicklung der Anlagentechnik festgestellt, da die üblicherweise angebotenen Anlagen für Landwirte und private Betreiber in den meisten Fällen zu teuer sind.

Weiters wurde festgehalten, daß vom Gesetzgeber Regelungen für die Verwertung und die Handhabung der diversen biogenen Abfälle erlassen werden müssen.

Zur Frage der Cofermentation von Speiseresten tierischer Herkunft wurde für Österreich eine der deutschen Kleinmengenabgaberegulierung ähnliche Regelung diskutiert (Mengen unter 10 kg/Tag aus privaten Haushalten müssen demgemäß nicht an die Tierkörperbeseitigungsanstalt abgegeben werden). Angesichts der Erfahrungen bei der klassischen Schweinepest mit Beteiligung von Speiseresten bei Primärausbrüchen in den letzten Jahren, wurde es in Deutschland notwendig, eine weitgehende Erfassung von Speiseresten aus dem gewerblichen Bereich anzustreben. Diese Feststellung veranlaßte dort eine Diskussion über den Begriff „geringe Menge von Tierkörperteilen und Erzeugnissen“, der bisher mit 10 kg festgelegt war. Dabei kam eine Expertenrunde im Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BMELF) zu der Feststellung, es sei notwendig, den Begriff „geringe Menge“ in Anlehnung an ein Urteil des Obergerichtes Münster bundeseinheitlich neu auszulegen. Danach liegt eine „geringe Menge“ dann nicht mehr vor, wenn in Gaststätten und Einrichtungen zur Gemeinschaftsverpflegung mehr Tierkörperteile und Erzeugnisse als in einem privaten (4-Personen) Haushalt anfallen. Aufgrund des Ergebnisses dieser Expertenrunde hat das BMELF die Bundesländer gebeten, die neue Auslegung ausnahmslos zum baldmöglichsten Zeitpunkt anzuwenden. Wenn also Speiseabfälle nach den Vorschriften des Tierkörperbeseitigungsgesetzes zu beseitigen sind, muß dies in Zukunft in einer TBA erfolgen. Ihre Abgabe an andere Einrichtungen (wie z.B. Biogasanlagen mit Cofermentation) bedarf - ggf. mit Zustimmung des Beseitigungspflichtigen - einer Ausnahmegenehmigung.

Zur Frage der Hygiene wurde festgehalten, daß eine mesophile Vergärung (37°C) biogener Abfälle keine Hygienisierung gewährleistet. Um einer eventuellen Seuchenverbreitung entgegenzuwirken, müssen Cosubstrate bzw. Endprodukte daher einer Pasteurisierung unterzogen werden.

Von einigen Diskussionsteilnehmern wurde abschließend noch darauf hingewiesen, daß Kompostierung und anaerobe Behandlung zur Verwertung von biogenen Abfällen nicht in Konkurrenz stehen. Beide Systeme müssen nebeneinander bestehen, da sich die diversen biogenen Abfälle unterschiedlich gut für eine aerobe bzw. anaerobe Verwertung eignen.

Zusammenfassend wurde festgestellt, daß die Cofermentation biogener Abfälle aufgrund bisheriger Erfahrungen positiv zu beurteilen ist. Sowohl in den bestehenden Schlammfauktürmen biologischer Kläranlagen, als auch in den dezentralen landwirtschaftlichen Biogasanlagen können biogene Abfälle vorteilhaft mitverwertet werden.

Handlungsbedarf besteht jedoch insbesondere hinsichtlich gesetzlicher Regulierung und Kontrolle von Cosubstratzugabe bzw. der anschließenden Verwertung der Reststoffe in der Landwirtschaft. Auch betreffend Verfahrenstechnik sind weitere systematische Untersuchungen der diversen biogenen Abfälle hinsichtlich Auswirkung auf das Faulverhalten als Cosubstrat notwendig.

Besondere Bedeutung kommt weiters der hygienischen Kontrolle bzw. dem Nachweis potentiell in biogenen Abfällen vorliegender Schadstoffe zu.

Bei ordnungsgemäßer, kontrollierter Durchführung ist die Cofermentation biogener Abfälle in den bestehenden Strukturen der Kläranlagen bzw. in den dezentralen landwirtschaftlichen Biogasanlagen eine ökologisch sinnvolle und nutzbringende Ergänzung bzw. Alternative zu anderen Behandlungsverfahren.