Ökobilanz der Stromgewinnung aus landwirtschaftlichem Biogas

Projekt 35408 Vertrag 75187

Ausgearbeitet durch

W. Edelmann, K. Schleiss, H. Engeli, U. Baier.

Im Auftrag des

Bundesamtes für Energie

Schlussbericht November 2001

BFE OFEN UFE SFOE

Auftraggeber:

Forschungs- und P+D Programm Biomasse des
Bundesamtes für Energie

Auftragnehmer:

Arbeitsgemeinschaft Bioenergie GmbH
Lättichstr. 8, 6340 Baar

Autoren:

Dr. Werner Edelmann
Dr. Konrad Schleiss
Hans Engeli, dipl.sc.nat. ETH
Dr. Urs Baier

Begleitgruppe:

Dr. N. Jungbluth
Dr. K. Frischknecht

Dieses Dokument ist im Auftrag des Bundesamtes für Energie erarbeitet worden. Für den Inhalt und die Schlussfolgerungen sind alleine die Autoren verantwortlich.

Bundesamt für Energie BFE
Worblentalstrasse 32, CH-3063 Ittigen • Postadresse: CH-3003 Bern
Tel. 031 322 56 11, Fax 031 323 25 00 • office@bfe.admin.ch • www.admin.ch/bfe

Vertrieb:

ENET
Egnacherstrasse 69 · CH-9320 Arbon
Tel. 071 440 02 55 · Tel. 021 312 05 55 · Fax 071 440 02 56
enet@temas.ch · www.energieforschung.ch · www.energie-schweiz.ch

W. Edelmann, K. Schleiss, H. Engeli, U. Baier

Ökobilanz der Stromgewinnung aus landwirtschaftlichem Biogas

Studie i.A. des:

Bundesamt für Energie
Office fédéral de l'énergie
3003 Bern

Herbst 2001

Die vorliegende Studie wurde durch das Bundesamt für Energie in Auftrag gegeben. Die Verantwortung für deren Inhalt liegt bei den Autoren.

An dieser Studie haben mitgewirkt:

Dr. Werner Edelmann,
Projektleitung, Datenerhebungen, Verfassen des Berichts

arbi GmbH, Lättichstr. 8, CH-6340 Baar
arbi@biogas.ch, www.arbi.ch

Dr. Konrad Schleiss
Eingaben Sachbilanz, Modellierungen

Umwelt- und Kompostberatung, Eschenweg 4, CH-6340 Baar
k.schleiss@bluewin.ch, www.kschleiss.ch

Hans Engeli
Erhebung von Messdaten auf den Anlagen, Modellierungen

Engeli engineering, Hohmattrain 1, CH-8173 Neerach
engeli@compuserve.com,

Dr. Urs Baier
Analytik, Lektorat

Hochschule Wädenswil, HSW, Grüntal, CH-8820 Wädenswil
u.baier@hswzfh.ch, www.hswzfh.ch

****

sowie:

Dr. Niels Jungbluth
ESU-services, CH-8610 Uster (Rechengänge, Peer review)
www.esu-services.ch

Dr. Rolf Frischknecht
ESU-services, CH-8610 Uster (Peer review)
www.esu-services.ch

Thomas Böhni
Energie und Umwelt, Frauenfeld (Datenmaterial)
www.energieundumwelt.ch

Dank

Wir danken herzlich dem
Bundesamt für Energie, BfE, in Bern
für die finanzielle Unterstützung dieser Studie.

Ein besonderer Dank geht an die betroffenen Landwirte,
J. Schmid und O. Wartmann, die stets sehr kooperativ waren
und viel Verständnis für unsere „Extra-Wünsche“ aufbrachten.

Speziell danken möchten wir den Biogasbauern für Ihre Geduld:
Der Abschluss der Studie verzögerte sich leider immer wieder,
da immer wieder neue Aspekte auftauchten,
welche auch noch berücksichtigt werden mussten.

Und last – but not least – danken wir natürlich herzlich auch
den involvierten Herstellern von Anlagen und Komponenten
sowie all jenen, welche uns mit kritischen Fragen oder durch Unterstützung mit Daten bei der Verfassung der vorliegenden Studie halfen.

arbi

Arbeitsgemeinschaft Bioenergie

Baar, im Herbst 2001

Inhaltsübersicht

Verzeichnis der Autoren 2
Dank 3
Inhaltsübersicht 4

Zusammenfassung 6
Abstract 8

Glossar /Abkürzungen 10

Einleitung und Fragestellung 11

Untersuchte Anlagen und Methoden 12

- Komponenten einer landwirtschaftlichen Biogasanlage 12
- Betonfermenter bei J. Schmid, Goldach (Typ: Böhni, Selbstbau) 13
- Stahlfermenter bei O. Wartmann, Bissegg (Typ: Lipp GmbH) 14
- Systemgrenzen der Ökobilanz 16
- Allokationen 17
- Funktionelle Einheiten 18
- Bilanzierungsmethoden 18
- Neuerungen von Ecoindicator99 19
- Rechnungsmodule 22
- Sensitivitäten 23

Eingaben Sachbilanz: Aufwand für Infrastruktur 24

- Bau der Anlagen 24
- Infrastrukturaufwand BHKW 25
- Annahmen zur Lebensdauer der Anlagekomponenten 25
- Entsorgung 25
- Transporte 26

Eingaben Sachbilanz: Betrieb 26

- Biogaszusammensetzung 26
- Belastungen & Gutschriften für das Substrat vor Eintritt in die Biogasanlage 26
- Rinder- bzw. Milchviehgülle 27
- Schweinegülle 28
- Mischgülle (Standardgülle) 29
- Cosubstrate 29
- Güllenqualität 30
- Betriebsmittel 30
- Emissionen von Kohlendioxid und Methan 31
- Emissionen des BHKW 33
- Emissionen von Ammoniak 34

Emissionen von Lachgas 35
Energiehaushalt der Betriebe 36

Resultate: Wirkungsabschätzung 37

Infrastruktur, Bereitstellung des Substrats 37
Betrieb der Anlagen 38
Stromerzeugung 42
Allokation an Strom und Wärme 43
Einfluss der BHKW-Typen 44
Erteilung einer Gutschrift für die genutzte Wärme 45
Einfluss der BHKW-Typen 47
Einfluss einer höheren Methanemission aus dem Lager 48
Einfluss der einzelnen Wirkungskategorien auf das Gesamtresultat 49

Diskussion der Resultate 53

Die Kriterien für Ökostrom 53
Die Positionierung von landwirtschaftlichem Biogas 54
Einfluss der BHKW-Wahl 56
Zuverlässigkeit der Resultate 56
Annahmen zum Substrat und zur Belastung der Anlage 57
Emissionen von Lachgas 58
Güllenqualität 62
Geringere Methan-Mehremission im Vergleich zu unbehandelter Gülle 63
Allenfalls bessere Wärmenutzung 65
Baumaterial, Bauweise der Anlagen 66
Emissionen von Ammoniak 67
Mehremissionen von Ammoniak durch die Vergärung 69
Möglichkeiten der Reduktion von Ammoniakemissionen 72
Gutschrift für Reduktion der Ammoniakemissionen 76

Schlussfolgerungen und Empfehlungen 78

Gesicherte Aussagen 78
Ökostromtauglichkeit 80
Einfluss von veränderten Rahmenbedingungen auf die Zertifizierung 82
Neue Bedingungen beim Labeling *82*
Neue Erkenntnisse bezüglich der gasförmigen Emissionen *84*
Neue Bewertung der Ammoniakemissionen durch Ecoindicator *84*
Abschliessende Gedanken zur Beurteilung biotechnologischer Prozesse 84

Literaturverzeichnis 86

Anhang 91

Eingabewerte Reaktor-Heizaufwand während des Jahres 91
Eigene Messungen zum Energieaufwand der Anlagen 93
Beispiele von Energiebilanzen 94
Durch Ammonium und Ammoniak bewirkte Schäden 95

Zusammenfassung

In der Studie "Ökobilanz der Stromgewinnung aus landwirtschaftlichem Biogas" wird die Umweltfreundlichkeit der Stromgewinnung aus landwirtschaftlichem Biogas mit der Bilanzierungsmethode Ecoindicator'99 untersucht. Ziel der Arbeit war, abzuklären, ob für Strom aus landwirtschaftlichem Biogas prinzipiell die Möglichkeit der Vergabe des Labels "naturemade star" für besonders umweltfreundlichen Ökostrom besteht.

Das methodische Vorgehen wird im Detail beschrieben. Es wurden zwei Bauweisen der Anlage (Stahl und Beton) verglichen unter Variierung von Substraten (Güllen von Schwein, Milchvieh, bzw. Mischgülle mit und ohne Zugabe von Cosubstrat) sowie unter Variierung von Emissionen (Reduktion der Ammoniakemissionen, Nutzung der Nachgärung unter Reduktion der Methan- und Lachgasemissionen, erhöhte Methanemissionen aus der Lagerung unvergorener Gülle sowie unter Einsatz von verschiedenen Aggregaten zur Stromgewinnung). Verschiedene Sensitivitäten wurden gerechnet und anschliessend diskutiert, um die Beeinflussung des Resultats durch einzelne Parameter abzuklären.

Es kann festgehalten werden, dass die Stromgewinnung aus landwirtschaftlichem Biogas auch ohne Optimierungsmassnahmen umweltfreundlicher ist als die konventionelle Energiegewinnung aus fossilen Energieträgern. Für das Unterschreiten der stark einschränkenden Bedingungen des Labels "naturemade star" von aktuell 3'875 EI'99-Punkten/TJ Strom (Optik: Hierarchist) ist jedoch mindestens die Abdeckung des Güllenlagers zwecks Nutzung der Nachgärung bei gleichzeitiger Reduktion der Methan- und Lachgasemissionen erforderlich.

Als Referenzwert wurde die Bewirtschaftung von nicht vergorener Gülle herangezogen, d.h. es wurden nur die durch die Biogasgewinnung hervorgerufenen Mehrbelastungen betrachtet. Die Ökobilanz zeichnet sich durch Unsicherheiten aus bei den gasförmigen Emissionen (Ammoniak, Lachgas, Methan), welche einen starken Einfluss auf das Resultat ausüben. (Ammoniak ist für mehr als die Hälfte der Umweltbelastung des Prozesses verantwortlich). Die gasförmigen Emissionen werden durch eine sehr grosse Anzahl von Parametern beeinflusst, welche von Betrieb zu Betrieb sehr unterschiedlich sein können (Betriebstyp, Fütterung, Aufstallung, Art der Lagerung, Bodenbeschaffenheit, Bewirtschaftung von Gülle und Wasser etc.). Gleichzeitig werden die gasförmigen Emissionen durch Bakteriengemeinschaften bewirkt, welche ihrerseits wieder von verschiedensten abiotischen Umweltfaktoren beeinflusst werden. Unter diesen Prämissen können trotzdem die folgenden Aussagen als gesichert gelten:

- Die heutige Landwirtschaft, insbesondere die Bewirtschaftung der Hofdünger, ist stark umweltbelastend und trägt massgebend zu den schweizerischen Emissionen von Ammoniak, Methan und Lachgas bei. Dadurch, dass die Hofdünger während des Abbaus im Lager nicht in Kontakt mit Boden und Pflanzen sind, kann der mineralische Stickstoff nicht gebunden werden; er verflüchtigt sich teilweise bereits im Lager und speziell beim und unmittelbar nach dem Ausbringen als Ammoniak und auch als Lachgas.
- Die landwirtschaftliche Biogasgewinnung verstärkt die Emissionen insbesondere beim sehr stark umweltschädlichen Ammoniak: Durch den optimierten anaeroben Abbau werden mehr Kohlenstoffverbindungen abgebaut und daher mehr Stickstoff mineralisiert. Mehr Ammonium bei gleichzeitig höherem pH führt zu mehr Emissionen**,** welche in der Bilanz stark zu Buche schlagen. Ohne flankierende Massnahmen ist die landwirtschaftliche Biogasverstromung daher unter dem Label "naturemade star" nicht ökostromtauglich.

- Gesichert ist, dass die Nutzung der Nachgärung (durch Abdeckung zumindest des ersten Lagerbehälters) die Methan- und auch Lachgasemissionen stark reduziert. Diese Verbesserung hat im Vergleich zum Referenzsystem (Lagerung und Ausbringen unbehandelter Gülle) zur Folge, dass ein bedeutender Teil der durch die Biogasgewinnung hervorgerufenen Mehrbelastung verhindert, bzw. kompensiert werden kann.
- Gesichert ist ebenfalls, dass die Ammoniakemissionen ganz beträchtlich reduziert werden können, indem für die Gülle schonende Ausbringmethoden zu günstigen Zeiten angewendet werden. Sofern der Bauer seine Güllenbewirtschaftung von Versprühen auf Schleppschlauchverfahren umstellt, ist die Reduktion der Umweltbelastung mehrfach grösser als die durch die Biogasgewinnung bewirkte Mehrbelastung.

Für die in Haus und Hof genutzte Abwärme wurde eine Gutschrift im Umfang der Belastung bei Bereitstellung derselben Wärmemenge mit Erdgas in einem LowNO_x-Gaskessel erteilt. Tabelle A zeigt die Performances von Rechenvarianten unter Gutschrift für genutzte Wärme.

Pro TJ Strom produziert:	**Dim.**	**Oekostrom Grenzwert**	**MG**	**MG CH_4 +N_2O opt.**	**MG opt. tot.**	**MG+Cos**	**MG+Cos CH_4 +N_2O opt.**	**MG+Cos opt. tot.**
EI'99, Hierarchist	Punkte	**3'875**	4'890	**3'600**	**820**	4'240	**3'080**	**1'270**

Tab. A: *Durch Biogasgewinnung hervorgerufene Mehrbelastungen bei der Produktion von 1 TJ Strom mit dem Standard-BHKW 60 kW_{el} in einer 300 m^3 Betonanlage bei Wärmegutschrift für die in Haus und Hof genutzte Wärme (Auszug aus Tabelle 17)*
MG: Mischgülle, Cos: Cosubstrat, CH_4 + N_2O opt.: Nutzung der Nachgärung, Opt. tot.: Zusätzlich sorgfältiges Ausbringen der Gülle mit Schleppschlauchverfahren

Verschiedene Überlegungen, welche jedoch kaum exakt quantifizierbar sind, sprechen für ein besseres Abschneiden der Biogasgülle. Im Diskussionsteil werden diese Überlegungen ausführlich besprochen. Unter Berücksichtigung dieser Argumente kann auch das Zündstrahl-BHKW, welches infolge des Einsatzes von Zündöl eine leicht schlechtere Performance aufweist als ein Magermotor oder ein Motor mit Katalysator, bei Nutzung der Nachgärung prinzipiell Ökostromtauglichkeit erreichen.

Es wird empfohlen, für die Erteilung des Labels „naturemade star“ für Strom aus der landwirtschaftlichen Biogasgewinnung folgende Minimalbedingungen zu fordern:
- Der Güllelagertank muss als Nachgärbehälter ausgestattet werden,
- Der Landwirt verpflichtet sich, die Gülle immer möglichst umweltschonend auszubringen,
- Der Landwirt verpflichtet sich, den Wärmebedarf seines Hofs so weit als möglich mit der Abwärme des BHKW zu decken und
- die Betriebsdaten der Anlage regelmässig zur Kontrolle zu erfassen.
- Sofern der Landwirt ein Zündstrahl-BHKW betreibt, verpflichtet er sich, den Zündölverbrauch nach neuestem technischen Stand weitestmöglich zu senken.

Die erhobenen Betriebsdaten erlauben zusammen mit bei der Zertifizierung erhobenen Anlagedaten (Bauweise, Isolation der Komponenten, Grösse, BHKW-Typ etc.) die Bilanzierung der jeweiligen Anlage in einem Kenngrössenmodell.

Auf die zwingende Forderung nach der Nutzung der Nachgärung könnte bei der Zertifizierung eines Betriebs u.U. dann verzichtet werden, wenn der Betreiber gleichzeitig mit dem Bau der Biogasanlage sein Güllenmanagement auf Schleppschlauchverfahren umstellt, da dann die Einsparungen durch schonendes Güllenmanagement auf jeden Fall deutlich grösser als die gesamten Mehrbelastungen durch die Biogasanlage sind.

Abstract

The aim the study "*Life cycle assessment (LCA) of electricity produced by agricultural biogas*" is to determine, whether electricity from farm biogas may be ecologically safe enough to fulfil the standards of the top label "naturemade star" for eco-electricity. The LCA was done with "Ecoindicator'99". Results of "Ecoindicator'95" and "UBP" are presented for comparisons. Details on the methodology of the new EI'99 are given.

In the study, different combinations of parameters were calculated: Two methods of construction were compared (i.e. digester construction material: cement or steel). Different substrates were used (pig or dairy manure, respectively a mixture of both, eventually combined with the addition of co-substrates). The amounts of the emissions were varied by different technical assumptions (reduction of ammonia emissions by improved manure handling; use of the biogas generated in the slurry tank by covering it with a plastic membrane in order to reduce CH_4 and N_2O-emissions; assumed higher values for the emission of methane from the storage of undigested manure (reference); use of different motor technologies for electricity generation). The calculation of sensitivities allowed an accurate discussion of the parameters important in the context of this LCA.

It can be shown that the production of electricity from agricultural biogas (even without any technical improvement) is environmentally safer than electricity generated by fossil sources or an electricity mixture such as produced conventionally in Europe. The label "naturemade star" allows actually at the most 3'875 EI'99-points/TJ electricity as weighted by the so-called "Hierarchist". Here, technical solutions are needed to fulfil the conditions imposed: At the least, the manure storage tank must be covered by a membrane to take profit of the escaping methane and to reduce N_2O emissions, which could escape from an aerobic scum layer.

Biogas production was compared to ordinary storing of undigested manure, i.e. only surplus emissions caused by biogas production were taken into account. The amounts of CH_4, N_2O and NH_3-emissions may vary considerably. At the same time, these gaseous emissions show to have a very large influence on the result of the LCA (ammonia surplus emissions of the slurry while being stored and brought out to the fields count for over 50% of the environmental impact). The amounts of these emissions depend on factors such as: feeding diet of the animals, water use on the farm, kind of storage tank (covered/uncovered), type of soil, manure management etc.. Simultaneously, the bacteria producing the gases depend on a variety of abiotic factors such as (soil) climate, availability of oxygen and water, availability of organic matter etc.. Despite of these uncertainties, the following statement seem to be accurate:

- Modern agriculture, especially the management of animal manure, is very polluting and responsible for very large parts of the Swiss CH_4, N_2O and NH_3 emissions. Because having no contact to the soil while being stored, mineral nitrogen cannot be taken up and fixed by plants. It evaporates in the form of NH_3 and N_2O during storing already and especially while being brought out and immediately thereafter.
- While producing biogas, especially the emissions of ammonia are increased: anaerobic digestion increases the degree of degradation of the organic matter and hence the mineralisation of nitrogen. More ammonium-ions at simultaneously higher pH-levels cause higher concentrations of free ammonia and thus higher emissions - what shows to have a heavy impact on the result of the LCA. Without additional technical improvements, electricity form agricultural biogas is clearly not fit for the label "naturemade star".

- CH_4 and N_2O-emissions are reduced considerably, if covering the storing tank by a plastic foil in order to take profit of the biogas generated in the storage tank. This improvement (in comparison to the reference, i.e. ordinary storing of undigested manure) compensates for a large part of the surplus emissions of biogas production.
- Ammonia emissions may be reduced considerably by applying manure with accurate methods at good times (cool and humid weather, no wind, optimal growth stage of the plants, etc.). If a farmer changes its manure management, the savings may be up to 2-3 times larger than the total impact caused by biogas production. The ammonia emissions (dangerous to the environment) may be reduced specially, if the manure is not sprinkled (with a huge amount of tiny droplets and thus a huge surface for evaporation), but if applied directly to the soil by a trailhose or by a similar device.

A benefit was given for that part of the generator waste heat, which is used on the farm for room heating and warm water production: The environmental impact was calculated for producing the same amount of heat by a LowNO_x-burner (condensation) powered by natural gas. This impact was deduced from the impacts of biogas production. Table A shows the performance of some sensitivities including the benefits for the heat used on site.

Reference: Prod. of 1 TJ $_{el}$	**Dim.**	**Eco-limit**	**MM**	**MM** CH_4, N_2O opt.	**MM opt. tot.**	**MM+Cos**	**MM+Cos** CH_4, N_2O opt.	**MM+Cos opt. tot.**
EI'99, Hierarchist	Points	**3'875**	4'890	**3'600**	**820**	4'240	**3'080**	**1'270**

Tab. A: *Surplus emissions caused by the production of 1 TJ electricity with agricultural biogas using the Standard co-generator (60 kW_{el}) in a 300m^3 cement plant including the benefit for the heat used on site (extract of table 17)*
MM: mixture of pig and dairy manure (50/50); Cos: co-substrate; CH_4 + N_2O opt.: using the biogas generated in the storage tank by installing a covering; Opt. tot.: Additional: improved manure management while bringing the manure out to the fields.

There are different reasons - which could not be quantified in this study - which suggest that agricultural biogas production performs even better than presented in the tables and figures (e.g. improvement of the manure quality, which is a third product besides of electricity and heat). Taking account of the arguments presented in the chapter "discussions", the performance of the biogas-electricity could be improved by several hundred EI'99-Pts. This would allow to reach the limit imposed by "naturemade star" also while using co-generators driven with 7-10% of fossil oil for ignition (these show higher environmental impacts than the other co-generators compared in this study).

It is recommended to award the label "naturemade star" for electricity from agricultural biogas if the following conditions are fulfilled:
- The storage tank is covered in order to reduce CH_4 and N_2O-emissions,
- The farmer brings out his manure as carefully as possible,
- The waste heat of co-generation is used for heating purposes as much as possible and
- The data of running the plant are recorded regularly for controlling purposes.

These data combined with the plant construction data will allow to make an estimation on the performance of a plant to be certified. The covering of the storage tank may not be necessary, if the farmer changes to a manure management, which is less polluting than sprinkling, simultaneously with the biogas plant construction. The savings of improved manure management will be larger than the additional impacts caused by biogas production.

Glossar / Abkürzungen

a Jahr
Aerober Abbau: Abbau mit Hilfe von Sauerstoff
Allokation: Zuordnung
Anaerober Abbau: Abbau unter Ausschluss von Sauerstoff
BHKW Blockheizkraftwerk (gemeinsame Erzeugung von elektrischem Strom und Wärme)
Cos Cosubstrat (angeliefertes, hoffremdes organisches Material, welches in der Landwirtschaftsanlage zusammen mit der Gülle vergoren wird)
d Tag
EI Ecoindicator (Bewertungsmethode)
EI'95(+) (Verbesserte) Version des Ecoindicator 95
EI'99 Neueste Version des Ecoindicator
(Faulraum-) Belastung: Menge des pro Volumen und Zeit in die Biogasanlage zugeführten Materials (beispielsweise kg FS/m^3*d oder kg OS/m^3*d)
FS Frischsubstanz
GVE Grossvieheinheit (Rindvieh à 550 kg - oder entsprechende Anzahl kleinerer Tiere)
h Stunde
HRT Hydraulic retention time (Verweilzeit des Substrats in der Anlage)
KVA Kehrichtverbrennungsanlage (=Müllverbrennungsanlage)
LKW Lastkraftwagen
MG Mischgülle (hier: 50% Schweinegülle, 50% Rind- und Milchviehgülle)
MSP Mastschweinplatz
Nm^3 Norm-Kubikmeter (Gas unter physikalischen Standardbedingungen)
Ökobilanz: (Life cycle assessment, LCA) Erfassung und Gewichtung der Umwelteinwirkungen von den einzelnen *Wirkungskategorien* nach (subjektiv festgelegten) Kriterien, damit die schädlichen Auswirkungen der einzelnen Wirkungskategorien (z.B. in Form von Punktzahlen) untereinander vergleichbar werden, und so für den Prozess eine Gesamtpunktzahl ermittelt werden kann, welche die Summe der umweltrelevanten Auswirkungen und Begleiterscheinungen eines Prozesses veranschaulicht.
Ökofaktor (Umweltfaktor)**:** Einflussgrösse auf die Umwelt (hier: mit dem Verfahren verbundene Emission, welche eine Auswirkung auf die Umwelt zeigt)
OS Organische Substanz (bestimmt als Glühverlust der TS bei 550°C)
Sachbilanz (Ökoinventar; Life Cycle Inventory)**:** Summe aller materiellen Güter und (Energie-) Ressourcen, welche für den betrachteten Prozess benötigt werden, bzw. sämtlicher Emissionen, welche beim untersuchten Vorgang wie auch bei der Herstellung, Benutzung und Entsorgung der dazu notwendigen Güter und Ressourcen entstehen (bzw. eingespart werden), d.h. Auflistung der für den betrachteten Vorgang relevanten *Ökofaktoren.*
Sensitivitätsanalyse: Abklärung, wie stark ein *Ökofaktor* das Resultat beeinflusst, indem dessen Eingabewerte verändert werden, um die Veränderungen der Resultate auf Ebene des *Wirkungsprofils*, bzw. der *Ökobilanz* verfolgen zu können.
TS Trockensubstanz (Rückstand nach Trocknung bei 105°C bis zur Gewichtskonstanz)
UCPTE Bzgl. Herkunft durchschnittliche europäische Strommischung (AKW, fossil, Wasser etc.)
unterflur: unterirdische Bauweise
UBP Umweltbelastungspunkte (Bewertungsmethode)
Wirkungskategorie: Umweltrelevanter Wirkungsbereich von *Ökofaktoren*. Die Kategorien werden je nach eingesetzter Methode vorgängig definiert. Sämtliche Faktoren, welche für eine einzelne Kategorie relevant sind, werden auf die für die Kategorie typische Referenzsubstanz umgerechnet indem sie je nach ihrer Schadenswirkung mit einem entsprechenden Gewichtungsfaktor multipliziert werden (z.B. werden alle treibhausaktiven Faktoren wie CH_4, N_2O etc. in Form von CO_2-Aequivalenten in der Wirkungskategorie "Treibhauseffekt" aufsummiert)
Wirkungsprofil: Darstellung der Resultate sämtlicher *Wirkungskategorien* als Mengen der für die Kategorien jeweils relevanten Referenzsubstanzen (auf dieser Ebene fliessen noch keine subjektiven Wertungen ein)

Ökobilanz der Stromgewinnung aus landwirtschaftlichem Biogas

Einleitung und Fragestellung

In der Schweiz soll mit neuen und umweltfreundlichen Technologien erzeugter, erneuerbarer „Ökostrom“ zu besseren Preisen verkauft werden können, als konventionell hergestellter, nicht erneuerbarer Strom. Die Elektrizitätswirtschaft hat sich daher mit Vertretern der erneuerbaren Energien und der Konsumenten darauf geeinigt, das Label „naturemade star“ für erneuerbare Elektrizität mit kleiner ökologischer Belastung einzuführen. Eine wichtige Bedingung für die Beurteilung der Umweltverträglichkeit - und damit für die Erteilung des Labels - ist das Erstellen einer Ökobilanz.

Die vorliegende Untersuchung möchte mittels Ökobilanzen abklären, ob der auf Landwirtschaftsbetrieben aus Biogas hergestellte Strom die Bedingungen für Ökostrom grundsätzlich erfüllen kann. Dabei wird in erster Linie auf Gülle aus der Tierhaltung von Milchvieh und von Mastschweinen abgestellt.

Als Variante wird auch die gemeinsame Vergärung von landwirtschaftlichen Abfällen und von vergärbaren gewerblichen Cosubstraten betrachtet. Dabei wurde jedoch sowohl von der Menge als auch vom Gasertrag her die landwirtschaftliche Seite (Tierproduktion) über jene der Entsorgungsfunktion gestellt. Bei Betrieben, wo grosse Mengen an Cosubstraten von Dritten angeliefert werden, stellt sich praktisch ausnahmslos das Problem der Nährstoffbilanz der Böden. Die vorliegende Ökobilanz betrachtet daher Betriebe, welche ökologisch vertretbare Mengen von Cosubstraten zusammen mit den landwirtschaftlichen Substraten vergären, und wo der grösste Teil des Einkommens aus der landwirtschaftlichen Produktion stammt. Einer Förderung von übermässig grossen und nicht zonenkonformen Entsorgungsbetrieben - welche in der Landwirtschaftszone oft ungenügend kontrolliert werden - soll damit nicht Vorschub geleistet werden.

Die Aufwendungen für den Anlagenbau wurden an zwei Praxisanlagen unterschiedlicher Bauart erhoben (Beton- bzw. Stahlfermenter). In der Betonbauweise wurde eine in der Schweiz weit verbreitete Anlage gewählt, welche weitgehend in Selbstbauweise erstellt werden kann. Die Anlage in Stahlbauweise ist vor allem im Süddeutschen Raum verbreitet; sie wird vom Hersteller auf dem Hof schlüsselfertig errichtet. Bei den Betriebs- und Emissionsdaten stützte man sich sowohl auf eigene Erhebungen als auch auf Literaturwerte. Als Grösse des Fermenters wurde 300 m^3 gewählt, was einer durchschnittlichen Anlagengrösse auf schweizerischen Landwirtschaftsbetrieben entspricht.

Aufbauend auf den Resultaten der Arbeit werden Kriterien diskutiert, welche zur Zertifizierung eines Betriebs für das Label "naturemade star" ins Auge gefasst werden könnten. Dieses Label wird für besonders umweltfreundlich gewonnenen Strom vergeben.

Untersuchte Anlagen und Methoden

Komponenten einer landwirtschaftlichen Biogasanlage

Abbildung 1 zeigt die verschiedenen Komponenten, welche beim Betrieb einer landwirtschaftlichen Biogasanlage notwendig sind. Zum Vergleich ist ein konventioneller Betrieb ohne Anlage dargestellt. Hier zeigt sich bereits ein Grundproblem der landwirtschaftlichen Biogasgewinnung: Die Komponenten einer Biogasanlage müssen zusätzlich angeschafft werden; sie ersetzen keine alternativen Behandlungsmethoden, wie dies bei der Vergärung von Haushaltsabfällen oder von Industrieabwässern der Fall ist (Dort kann Verbrennungs- oder Kompostierungskapazität eingespart, bzw. der Aufwand für aerobe Abwasserreinigung signifikant reduziert werden).

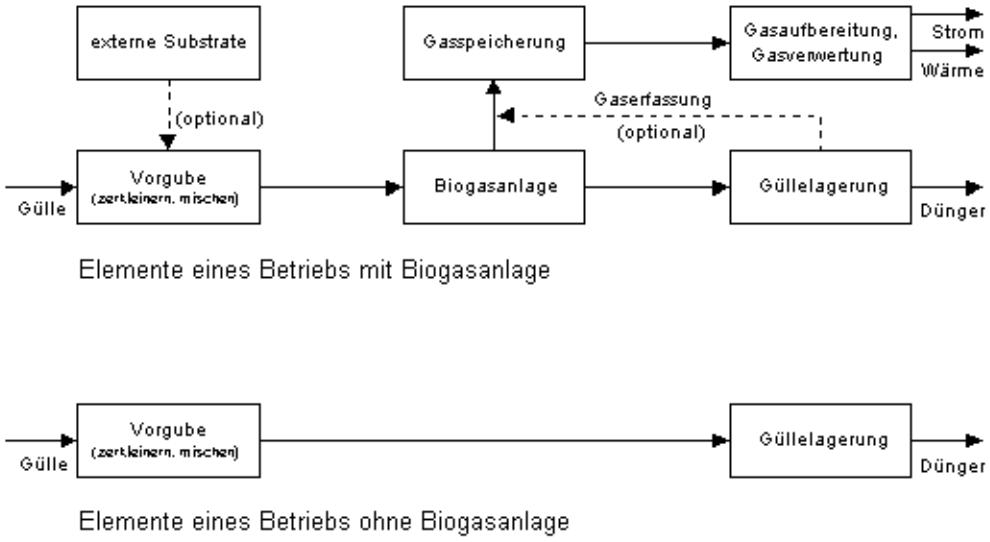


Abb. 1: *Komponenten einer landwirtschaftlichen Vergärung im Vergleich zu konventioneller Güllelagerung: Die Biogasanlage führt nicht zu einer Einsparung von anderen Komponenten.*

Im Fall der landwirtschaftlichen Biogasanlage müssen die Mehrinvestitionen für die Infrastruktur zur Vergärung und zur Gasverwertung ausschliesslich durch die zusätzlichen Produkte Strom und Wärme amortisiert werden. (Allenfalls könnte noch die - allerdings schwer quantifizierbare - Verbesserung der Güllenqualität berücksichtigt werden). Bauseitige Einsparmöglichkeiten bestehen keine, da die Gülle-Lagerkapazität unabhängig vom Vorhandensein einer Biogasanlage gleich gross bleiben muss.

Die Tatsache, dass die Biogasanlage eine zusätzliche Komponente auf dem Betrieb ist, wirkt sich nicht nur bei ökonomischen Überlegungen, sondern auch bei der Ökobilanz aus: Im Fall von Abfall- und Abwasserbehandlungsanlagen können im Fall der Vergärung verschiedene Emissionen, welche beim Bau und Betrieb von alternativen Verfahren entstehen würden, eingespart werden, wenn die Systemgrenzen entsprechend umfassend gezogen werden. Die landwirtschaftliche Biogasanlage führt hingegen vorwiegend zu Mehremissionen.

Betonfermenter bei J. Schmid, Goldach (Typ: Böhni, Selbstbau)

Die Anlage Schmid ist eine Selbstbauanlage nach dem Prinzip "Böhni" *(Böhni, 1999a)*. Es wird die Gülle von 30 Grossvieheinheiten (GVE) Kühen und 200 Mastschweineplätzen (MSP; ihrerseits gut 30 GVE) zusammen mit Cosubstrat vergoren. Die Tiere produzieren im Stall die Gülle. Diese gelangt in die Vorgrube und überschreitet dabei die Systemgrenze der Ökobilanz. Die Vorgrube ist mit 90 m^3 sehr gross für einen Reaktor à 300 m^3; sie ist durchschnittlich halbvoll. In der Vorgrube werden Cosubstrate (Panseninhalt, Gemüseabfälle, diverse organische Abfälle) zugemischt und mit der Mischpumpe zerkleinert.

Foto 1: *Durchmischen und Zerkleinern des Substrats in der Vorgrube (Wartmann, Bissegg)*

Das Gärgut gelangt dann in den teilweise auf über 35°C beheizten und mit mechanischem Rührwerk ausgestatteten Betonfermenter (300 m^3, d=9m, h=5m). Das Gas wird in einer Folie aufgefangen, welche den Zylinder nach oben abdeckt Aussen ist der Fermenter mit einer Holzwandung eingekleidet (Foto 2).

Über dem Gärgut verhindert eine Holzkonstruktion, dass die Folie bei kleinem Füllstand des Gases in die Gülle taucht. Boden und Fermenterwand sind aus Beton und mit Schaumstoffplatten zweilagig isoliert. Die Beheizung erfolgt über an der Fermenterwand angebrachte Kunststoffleitungen à 3 x 200 m Länge. Die vergorene Gülle wird in 2 Lagertanks à 450 bzw. 410 m^3 gespeichert.

Das Gas wird in einem Blockheizkraftwerk (BHKW) mit Zündstrahlmotor verwertet (vgl. Foto 4). Wenn im Haus Wärme gebraucht wird, nimmt man in Kauf, dass die (durchschnittlich eher zu hohe) Fermentertemperatur etwas absinkt, d.h. der Fermenter dient gleichzeitig bis zu einem gewissen Grad als Wärmespeicher für den Wärmebedarf auf dem Betrieb. Über zwei Wärmetauscher wird zudem die Heutrocknung unterstützt. Der Strom deckt den Eigenbedarf; Überschüsse werden ins Netz eingespeist *(Böhni, 1999c* und *2000)*.

Foto 2: *Gesamtansicht der Anlage Schmid, Goldach; vor dem Fermenter der Schutzraum für die Gasverwertung. Der Gasspeicher besteht aus einer die Gülle nach oben abdeckenden, offenen Folienkonstruktion.*

Stahlfermenter bei O. Wartmann, Bissegg (Typ: Lipp GmbH)

Die Anlage Wartmann weist dieselben Komponenten auf, wie Schmid Goldach. Der grösste Unterschied besteht im Fermenter. Es handelt sich um einen gewickelten Lipp-Stahlfermenter mit hinterlüfteter Fassade (Isolation: Mineralwolle). Die Stahlplatten der Fermenterwand werden durch den Hersteller (Fma. Lipp) vor Ort auf den richtigen Durchmesser gebogen und auf dem Betonfundament auf die entsprechende Höhe hochgezogen ("gewickelt"). Der Fermenter hat im Fall Wartmann 600m^3 Inhalt, wurde aber für die vorliegende Arbeit mit Werkangaben auf eine Grösse von 300 m^3 herunter gerechnet.

Anders als beim Betonfermenter, wo das Gas in einer Folie aufgefangen wird, welche den zylindrischen Betonbehälter nach oben abschliesst, besitzt die Anlage "Lipp" einen echten Gasspeicher, welcher in den Fermenter integriert ist: Der Fermenter ist nach oben mit einem Schutzdach abgeschlossen, unter welchem sich der Gasballon befindet.

Das Gas wird bei beiden Anlagen in einem von der Firma “Böhni” importierten BHKW genutzt. Es handelt sich um einen Zündstrahlmotor mit Dieseleinspritzung. *(Böhni, 1999b)*

Lipp Anlagen sollen in Zukunft mit einem Nachgärbehälter, wo das Gas der Nachgärung aufgefangen wird, ausgestattet werden. Es wurde daher bei den Rechengängen eine Sensitivität mit einer Reduktion der Methan- und Lachgasemission durch Nutzung der Nachgärung gerechnet.

Foto 3: *Gesamtansicht der Anlage Wartmann, Bissegg; links vom Fermenter der Lager- und Aufbereitungsbereich. Der Gasspeicher ist unter dem Dach im Fermenter integriert. Das BHKW befindet sich in einem Raum unmittelbar an den Fermenter anschliessend im Untergeschoss des Lagerbereichs.*

Foto 4: *Block-Heizkraftwerk: Zündstrahlmotor mit 7-10% Dieseleinspritzung bei geöffneter Schiebe-Abdeckung. Rechts der Steuerschrank.*

Güllelagerung

Unabhängig von der Biogasgewinnung muss die Gülle in der Schweiz über eine - je nach Höhenlage unterschiedliche - Zeit gelagert werden können. Die Biogasanlage kann nicht als Speicherkapazität angerechnet werden, da sie in der Regel stets denselben Füllstand aufweist. Als Vergleich zu den untersuchten Biogasvarianten wird die übliche Güllelagerung ohne Biogaserzeugung herangezogen (vgl. Abb.1). Dabei wurden jedoch nur die Unterschiede bei den Emissionen berücksichtigt, da der Infrastrukturaufwand sowohl mit als auch ohne Biogas im Bereich der Lagerung identisch ist. Für die Lagerung wurde generell ein identisches Rührwerk und in allen Fällen ein ähnlich starkes Rühren angenommen (konservativ wurde nicht berücksichtigt, dass die Biogasgülle homogener ist und sich tendenziell leichter rühren lässt).

Es wurde bei allen Verfahren von zwei Lagertanks ausgegangen, da bei dieser Anlagengrösse rund 1'200 m^3 Lagerkapazität notwendig sind. Ein einziger Überflurbehälter würde kaum in dieser Grösse erstellt. In der Regel besteht zunächst ein Unterflurbehälter und Erweiterungen werden dann meist überflur erstellt. Man ging daher von zwei Behältern à 500 m^3 unterflur (Quader) und 700 m^3 überflur (Zylinder; r=6m, h=6m) aus. Der Infrastruktur- und Betriebsaufwand für die Lagerung wurde jedoch nur der Vollständigkeit halber bilanziert und in einem ersten Rechengang zu Vergleichszwecken berechnet.

Die Lagerkapazität wurde mit 1'200 m^3 auf maximal rund 5 Monate festgelegt: Dies ist mehr als im schweizerischen Mittelland gesetzlich vorgeschrieben wird, trifft jedoch bei Betrieben der Grösse, wie sie hier untersucht werden, durchschnittlich zu (55 Liter x 150 GVE Rind x 150 Tage = 1237m^3). Da nur von einer relativ kleinen Menge an Cosubstraten ausgegangen wird, muss im Fall der Covergärung bei dieser Speichergrösse keine zusätzliche Lagerkapazität eingeplant werden. Zudem würde beispielsweise zusätzliches Abwasser aus der Milchstandreinigung oder Platzabwasser die theoretisch mögliche Lagerkapazität ebenfalls entsprechend reduzieren. Der durchschnittliche Füllstand wurde auf 60% festgelegt (abgeschätzt nach *FAL,1994*) (Füllstand Grube unterflur: durchschnittlich 1,8 m bei 270 m^2 Oberfläche; überflur: 3,6 m bei 115 m^2 Oberfläche)

Wie bereits erwähnt dient die Güllelagerung jedoch primär nur als Referenzgrösse dazu, die Mehremissionen (oder allenfalls Einsparungen) durch die Biogasgewinnung zu bestimmen. Da die Infrastrukturaufwendungen (Beton für Behälter etc.) und der Aufwand für das Rühren als identisch angenommen werden können, beschränkt sich der Unterschied hauptsächlich auf die Emissionen von Ammoniak, Methan und allenfalls Lachgas (bei der Variante mit Nutzung der Nachgärung).

Systemgrenzen der Ökobilanz

Abbildung 2 zeigt die Systemgrenzen: Auf der Input-Seite überschreitet die Gülle die Grenze mit ihrem Eintritt in die Vorgrube, bzw. in den Pumpensumpf. Beim Cosubstrat wird der Transportaufwand ab Abfallproduzent in die Systemgrenzen eingeschlossen, d.h. bewertet. Innerhalb der Grenzen sind in allen Varianten die Aufarbeitung des Substrats in der Vorgrube, die Biogasanlage inkl. Gasverwertung, die Mehremissionen des Güllelagertanks im Vergleich zur normal gelagerten Gülle (Referenzsystem), Mehremissionen bei der Anwendung der vergorenen Gülle sowie die CO_2-Bindung beim Futterabbau: Für die CO_2-Fixierung wird für das bei der Biogasverwertung emittierte CO_2 jeweils eine CO_2-Gutschrift erteilt.

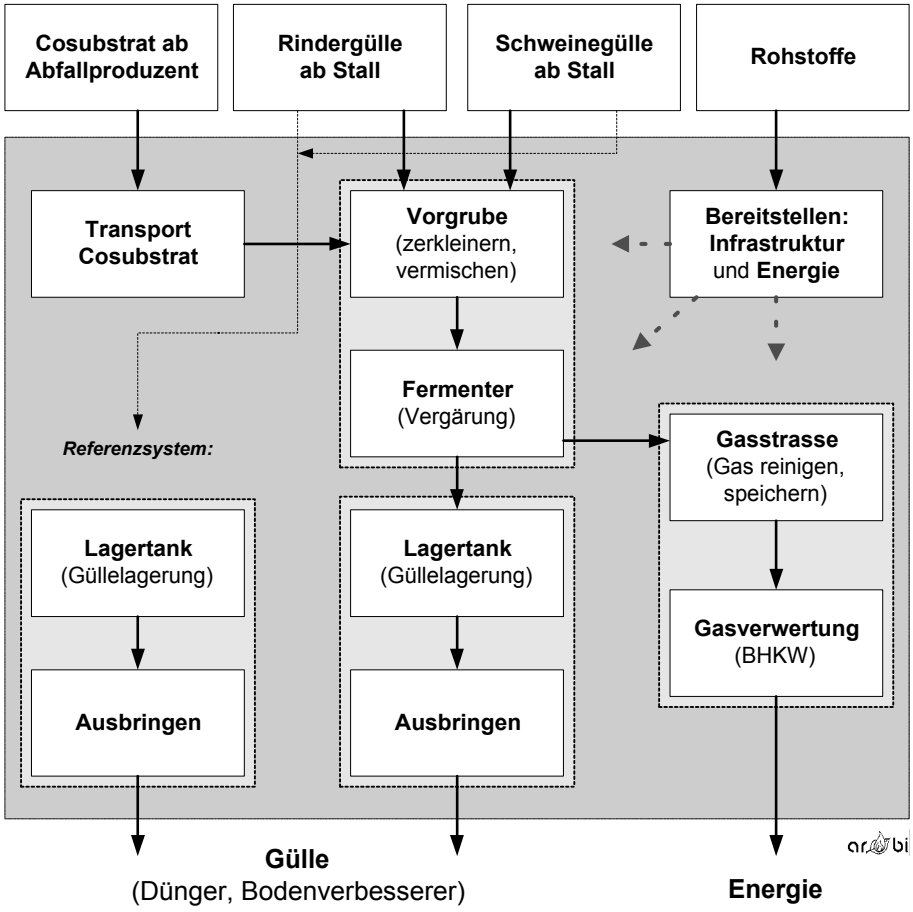


Abb. 2: *Systemgrenze der Ökobilanz landwirtschaftlicher Biogasgewinnung: Innerhalb der Systemgrenzen liegen die Module Vergärung(Vorgrube und Fermenter), Güllenbewirtschaftung (Lagern und Ausbringen), die Biogasnutzung (Gasstrasse und -verwertung) sowie der Transportaufwand für das Cosubstrat. Sämtliche bei Bereitstellung, Nutzung und Entsorgung der notwendigen Infrastruktur entstehenden Emissionen werden als Differenz zum Referenzsystem (Bewirtschaftung von unvergorener Gülle) bewertet.*

Allokationen

Unter Allokationen versteht man die Zuordnung von Emissionen an verschiedene Systemkomponenten, die bei Mehrproduktprozessen gemeinsam zu den Emissionen beitragen. Die Methan-, Ammoniak- und Lachgasemissionen werden der modernen Tierhaltung alloziert, soweit es sich nicht um Mehremissionen auf Grund der Biogasgewinnung handelt.

Die Biogasanlage liefert nicht nur elektrischen Strom, sondern auch Wärme, welche - zumindest in der kalten Jahreszeit - auf dem Hof genutzt werden kann. Es werden daher in einer der Darstellungen die Umweltbelastungen der Energiegewinnung entsprechend der genutzten Energiemengen auf Strom und Wärme verteilt. In Ermangelung geeigneter Grundlagendaten wurde der Verbesserung der Güllenqualität keine Belastungen alloziert (vgl. Diskussion).

Funktionelle Einheiten

Unter der funktionellen Einheit versteht man die Referenzgrösse, auf welche sich sämtliche Daten einer Ökobilanz beziehen. In dieser Untersuchung werden auf der Ebene "Betrieb" sämtliche Emissionen auf "***die jährliche Behandlung von Substrat in 1 m^3 Faulraum einer landwirtschaftlichen Biogasanlage"*** bezogen. Man ging dabei von einer landwirtschaftlichen Biogasanlage von rund 300 m^3 Gärvolumen aus, in welcher Gülle von Rindern und Schweinen mit oder ohne Zugabe von weiteren organischen Abfällen behandelt wird. Auf der Ebene "Betrieb" kann auch die Lagerung unvergorener Gülle als Referenzsystem bewertet werden.

Konkret bedeutet dies, dass zunächst sämtliche zum Bau, Betrieb und anschliessender Demontage notwendigen Güter erfasst werden müssen. Die Emissionen, welche beispielsweise bei der Herstellung und Verarbeitung von Baumaterials (z.B. Zement, Stahl etc.) entstehen, werden durch die jeweilige Lebensdauer in Jahren und die m^3 der Anlage geteilt, so dass die Emissionen pro m^3 Anlage und Jahr erhalten werden.

Auf der Ebene "Stromproduktion" ist die funktionelle Einheit die ***"Produktion von 1 TJ Elektrizität aus landwirtschaftlichem Biogas im BHKW "***.

Bilanzierungsmethoden

Der Arbeitsablauf einer Ökobilanz unterteilt sich im wesentlichen in die in Abbildung 3 dargestellten Arbeitsbereiche: In einem ersten Schritt werden die Ziele und die betrachteten Objekte definiert sowie die Systemgrenzen und die funktionelle Einheit festgelegt. Hier werden auch alle Annahmen getroffen, auf welchen die im weiteren Verlauf folgenden Berechnungen beruhen.

In einem zweiten Arbeitsschritt wird in einer Sachbilanz der gesamte Ressourcenbedarf bestimmt, welcher durch den Bau und den Betrieb einer Anlage, sowie durch den Einsatz von Energie bewirkt wird. Die dadurch bewirkten Emissionen (auch "Umwelt-" oder "Ökofaktoren"), sowie allenfalls Gutschriften für verhinderte Emissionen, werden prozessspezifisch in der Sachbilanz zusammengefasst (auch Ökoinventar, bzw. Life Cycle Inventory).

Der dritte Arbeitsschritt beinhaltet die Wirkungsabschätzung: Hier werden die Auswirkungen der Emissionen auf verschiedene Wirkungskategorien, wie Treibhauseffekt, Überdüngung oder Ozonabbau quantifiziert (Life Cycle Impact Assessment). Die Daten werden dabei in eine vergleichbare Form gebracht, indem die verschiedenen Einwirkungen auf eine Wirkungskategorie in eine für die Kategorie typische Referenzgrösse umgerechnet werden. So kann das totale Schadenspotenzial pro Wirkungskategorie, bzw. die Umweltverträglichkeit des betreffenden Prozesses bezüglich einer Wirkungskategorie abgeschätzt werden. Man erhält ein "Umweltprofil, welches auf naturwissenschaftlichen Erkenntnissen beruht und somit eine erweiterte Interpretation der Resultate erlaubt" *(Zimmermann, 1996)*.

Ebenfalls zum "Life Cycle Impact Assessement" gehört der vierte Arbeitsschritt (Abb. 3, Zentrum), bei welchem - nach persönlichen Wertungen und gesellschaftlichen Prioritäten - die Daten der Wirkungskategorien des Umweltprofils gegeneinander gewichtet werden, um sie so vergleichbar zu machen und damit eine Gesamtperformance für den jeweils betrachteten Prozess zu erhalten. Hier stehen verschiedene Methoden zur Verfügung. Im vorliegenden

Fall wurde mit Ecoindicator99, einer Weiterentwicklung der Methode der ökologischen Knappheit des Ecoindicator95 *(Goedkoop, 1995)*, gearbeitet. Zum Vergleich wurden die Daten auch mit Umweltbelastungspunkten *(Buwal, 1998)* betrachtet.

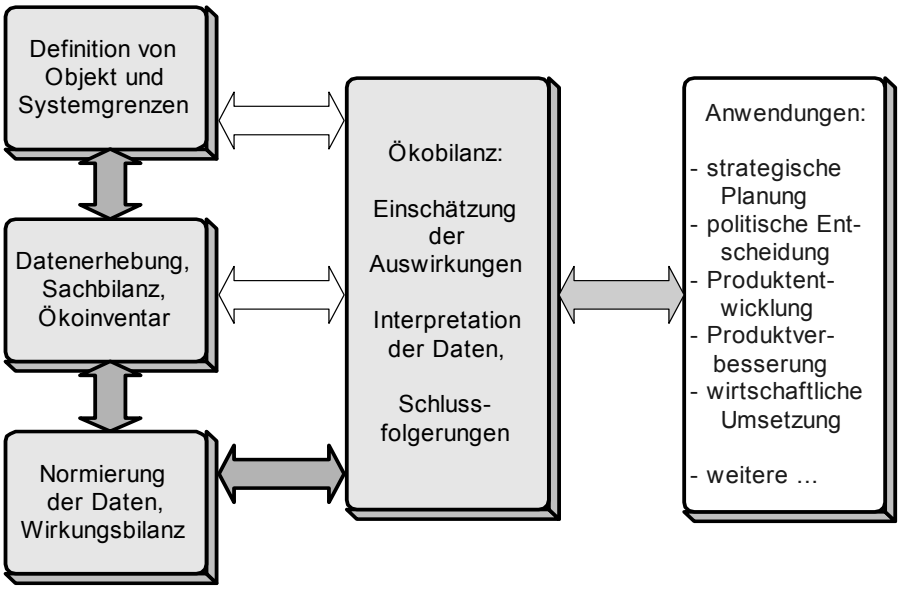


Abb. 3: *Aufbau einer Ökobilanz (modifiziert nach ISO 14040)*

Die schwach umrandeten, horizontalen Pfeile der Abbildung 4 sollen ausdrücken, dass die regelmässige kritische Hinterfragung der (Zwischen-)Resultate nicht als isolierter Arbeitsschritt betrachtet werden darf, sondern als ein Prinzip, welches mehr oder weniger ausgeprägt ständig die Arbeiten auf allen Ebenen begleitet: Durch regelmässige Interpretation der Zwischenresultate wird die Relevanz einzelner Parameter hinterfragt. Dadurch wird u.a. erkannt, bei welchen Grössen es lohnenswert erscheint, Sensitivitätsanalysen durchzuführen, bzw. bei welchen Grössen eine grössere bzw. kleinere Genauigkeit der Datenerhebung erforderlich ist.

Ziel der Ökobilanz ist, durch Aufzeigen der Umweltverträglichkeiten und durch Diskussion der Vertrauensintervalle der ermittelten Werte Grundlagen für weitergehende Massnahmen zu liefern (Abb. 3, rechts). Diese Vorschläge zur praktischen Umsetzung der Resultate sind jedoch nicht mehr Inhalt der Ökobilanz und werden auch in dieser Studie nur am Rande tangiert. Für eine etwas detailliertere Darstellung des Arbeitsablaufs wird auf *Edelmann, Schleiss (1999)* hingewiesen.

Neuerungen von Ecoindicator99

Wie oben dargelegt, werden Umweltfaktoren (Emissionen von CO_2, CH_4, SO_2, NH_3, Schwermetalle etc. etc.) auf Wirkungskategorien bezogen. Wie in Tabelle 1 dargestellt ist, werden in Ecoindicator99 anschliessend die Auswirkungen von 9 Wirkungskategorien in drei Schadenskategorien abgeschätzt. Gegenüber EI95 wurden verschiedene Punkte neu eingeführt bzw. differenzierter betrachtet (Erschöpfung von Ressourcen, Inanspruchnahme von Land, Schwermetalle etc.). In einigen Darstellungen werden bei den Resultaten die Ergebnisse bei Berechnung mit EI95 (EI-tot, $*10^{-10}$) zu Vergleichszwecken ebenfalls dargestellt.

Wie in EI95 werden die Resultate der drei Schadenskategorien normiert und zu einer Gesamtpunktzahl aggregiert (EI'99 total; Gewichtungsschritt). Dieser Schritt ist insofern der unsicherste, als zukünftige Auswirkungen gewichtet werden müssen, wobei die Gewichtung individuell verschieden sein kann, da Prioritäten je nach Person stark voneinander abweichen können.

Wirkungskategorien	**Schadenskategorie**
Erschöpfung von Material- und Energieressourcen	Entwertung von Ressourcen *[MJ zusätzlicher Energiebedarf]*
Reduktion der Grösse von Biotopen ("Landverbrauch") Versauerung und Eutrophierung (Überdüngung) Ökotoxizität (Pestizide etc.)	Schaden an Ökosystemen (Effekte auf Gefässpflanzen) *[% Pflanzenverlust / km^2*a]*
Klimaveränderung (Treibhausgase) Abbau der Ozonschicht Ionisierende Strahlungen Schädigung der Atemwege (Smog etc.) krebserregende Substanzen	Beeinträchtigung der menschlichen Gesundheit *[Verlust an Lebensjahren]*

Tab. 1: *Wirkungs- und Schadenskategorien von Ecoindicator99*

Die Schadenskategorien können folgendermassen umschrieben werden (*Jungbluth, Frischknecht, 2000)*:

- *Schäden an der menschlichen Gesundheit* werden in DALY's (disability adjusted life years) gemessen, ein Indikator welcher von der Weltgesundheitsorganisation und der Weltbank entwickelt wurde und sowohl vorzeitige Todesfälle als auch Krankheiten unterschiedlicher Schweregrade einschliesst. Schäden an der menschlichen Gesundheit werden für respiratorische und karzinogene Effekte, Effekte infolge der Klimaänderung, des Ozonschichtabbaus und radioaktiver Strahlung quantifiziert. Die verwendeten Modelle bestehen aus den Teilschritten: Analyse der Stoffverteilung nach der Emission, Expositionsanalyse, Effektanalyse, Schadensanalyse und Schadensbewertung.
- *Schäden an der Ökosystemqualität* werden in Abhängigkeit des Prozentsatzes der durch die Umweltbelastung verschwundenen Arten ausgedrückt. Die Schadenmodellierung ist hier nicht so homogen wie beim Schutzgut „Menschliche Gesundheit"; sie variiert je nach Wirkungskategorie.
- *Entwertung der Ressourcen* wird durch einen Indikator gewichtet, der die Qualität der verbleibenden mineralischen und fossilen Ressourcen beschreibt. Der Indikator drückt den Qualitätsverlust durch die Erhöhung des Energiebedarfs für einen zukünftigen Ressourcenabbau aus.

Ein wesentlicher Unterschied von EI'99 besteht nun in der Darstellung der Auswirkungen der Schadenskategorien auf die Totalpunktzahl. Als Defaultwert wird - nach Auswertung von Umfragen mit Fragebogen (*Mettier, 1999*) - der Schaden an Ökosystemen und die Beeinträchtigung der Gesundheit zu je 40% und die Erschöpfung von Ressourcen zu 20% gewichtet. Gleichzeitig werden aber die Resultate für zwei weitere "archetypische Charaktere" (*Thompson, 1990, Hofstetter, 1998*) dargestellt, welche im Gewichtungsdreieck (Abb. 4) eine vom Defaultwert unterschiedliche Position einnehmen.

Die drei Archetypen werden als „Individualist“, „Hierarchist“ und „Egalitarian“ bezeichnet. Sie unterscheiden sich in folgender Weise:

- ***Hierarchist** (Defaultwert)*: glaubt an politische Lenkungsmöglichkeiten und setzt bei den Prioritäten die belebte Umwelt vor der unbelebten. Er bewertet Schäden an Ökosystemen, d.h. an seinem Lebensraum gleich stark wie die Gesundheitsschäden; die Erschöpfung der Ressourcen hat die kleinste Priorität. (G:Ö:R= 40:40:20)

- ***Individualist***: glaubt an technologische Lösungen und an exakte Messwerte. Er setzt sich und seine Gesundheit ins Zentrum und die Prioritäten im Vergleich zum Defaultwert deutlich stärker bei möglichen Gesundheitsschäden. Die Schäden an Ökosystemen werden entsprechend weniger gewichtet. (G:Ö:R= 55:25:20)

- ***Egalitarian***: ist eher skeptisch, befürchtet negative Auswirkungen auf allen Ebenen und geht von einem langfristigen, ganzheitlicheren Ansatz aus, wo die Natur als Lebensgrundlage für den Menschen in den Vordergrund gerückt wird. (G:Ö:R= 30:50:20)

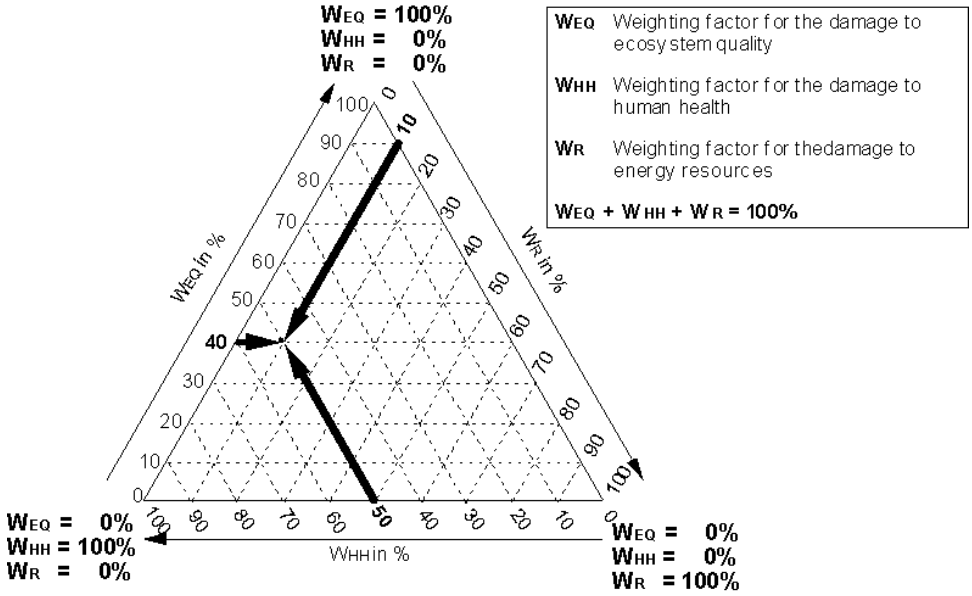


Abb. 4: *Gewichtungsdreieck; die Summe der Gewichtungen ergibt immer 100%; Hier ist eine Position mit Gewichtung Gesundheitsschaden 50%, Schaden an Ökosystemen 40% und Ressourcenerschöpfung 10% dargestellt (Default: 40:40:20) (PreConsultants, 2001)*

Um eine Bewertung der Resultate nach persönlichen Preferenzen vollziehen zu können, werden bei den Resultaten hier jeweils alle drei Archetypen zum Vergleich dargestellt.

Emissionen und damit verbundenen Schäden sowie Landinanspruchnahme werden bei EI'99 als in Europa auftretend angenommen. Diese Einschränkung wurde aber für Schäden durch Ressourcenverbrauch sowie infolge der Emission von Treibhausgasen, ozonschichtabbauenden Stoffen, persistenten karzinogenen Substanzen, anorganischen Luftschadstoffen und einigen langlebigen radioaktiven Isotopen nicht gemacht. Ausführliche Angaben zum methodischen Vorgehen finden sich auf www.pre.nl.

Rechnungsmodule

Als Standardvariante wurde die Vergärung einer Mischgülle von Rind und Schwein (50/50) in einem Betonfermenter gewählt, bei welchem das Gas in einem Dimag-BHKW (Magermotor, 60 kW_{el}) genutzt wird (vgl. Abb. 5). Als Referenzsystem diente die Güllelagerung.

Zum Vergleich werden folgende Varianten bezüglich Konstruktionsmaterial, Substratzusammensetzung und Gasverwertung gerechnet:

Baumaterial:

- Stahlfermenter System "Lipp"

Substrat:

- Reine Rindergülle
- Reine Schweinegülle
- Mischgülle mit Cosubstrat

Energienutzung:

- BHKW mit Zündstrahl
- BHKW 160 kW_{el}: Standard Erdgas-BHKW mit Katalysator *(Frischknecht 1996)*

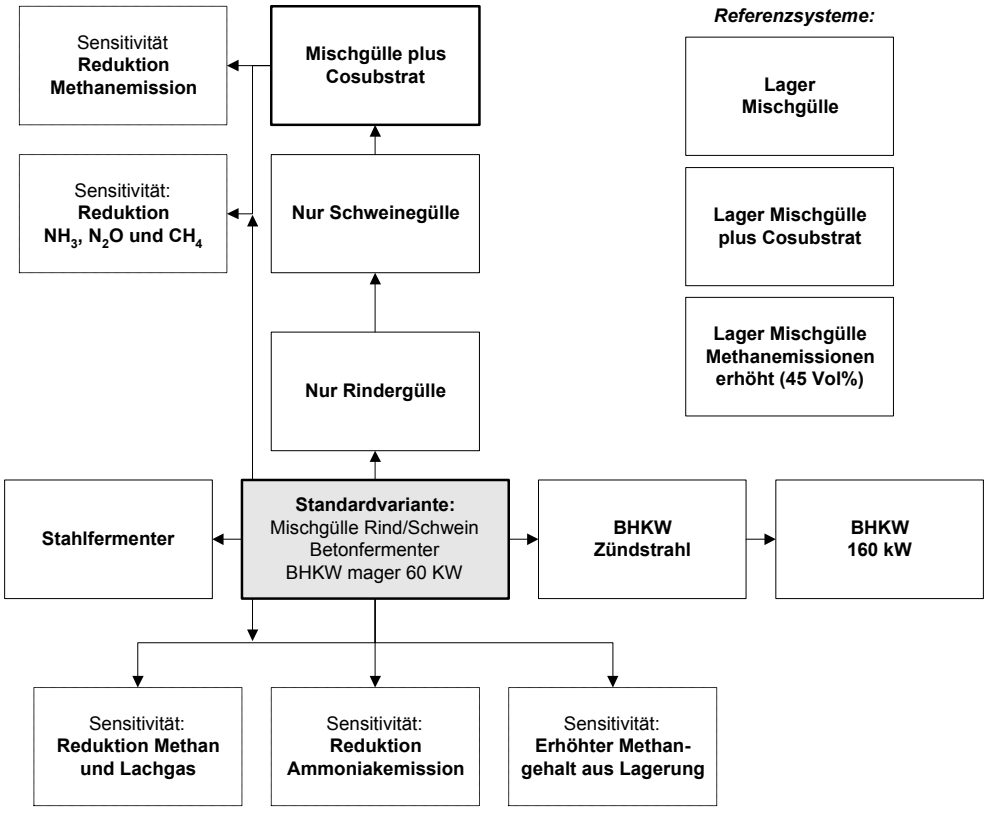


Abb. 5: *Gerechnete Varianten: Als Bezug für die Rechenvarianten diente die Standardvariante mit Mischgülle, BHKW Dimag 60 kW_{el} und Baumaterial Beton, bzw. für einige Sensitivitäten die Standardvariante plus Cosubstrat. Das Modul Lager umfasst auch das Ausbringen der Gülle auf das Feld inkl. der damit verbundenen Emissionen.*

Es wurden der Biogasgewinnung nur die Mehremissionen gegenüber normaler Lagerung und Ausbringung angelastet (Allokation der sowieso auftretenden, "normalen" Lager- und Ausbring-Emissionen an die Tierproduktion; vgl. oben). Bei der Güllenbewirtschaftung wurden für vergorene und unvergorene Gülle jeweils identische Ausbringmethoden angenommen (vgl. Diskussion).

Sensitivitäten

Sensitivitäten (Abb. 5) geben Auskunft über die Wirksamkeit einer Massnahme auf das Gesamtresultat. Es wurden daher verschiedene Sensitivitäten gerechnet im Bereich jener Emissionen, welche - wie ein erster Rechengang zeigte - besonders stark zu Buche schlagen:

- ***Optimierung von Methan und Lachgas durch Nutzung der Nachgärung*** im Lagertank: Man ging davon aus, dass der erste Lagertank mit einer Folie abgedeckt sei. Dadurch kann das Gas der Nachgärung aufgefangen und zusammen mit dem Gas des Fermenters genutzt werden. Diese Massnahme erhöht nicht nur den Energieertrag, sondern reduziert auch die Belastung der Atmosphäre mit Methangas und Ammoniak. In der gerechneten Sensitivität entstehe bei einer allfälligen anschliessenden freien Lagerung im zweiten Lagertank nur noch ein Viertel der Methanemissionen an die Umwelt; 75% des bei der Lagerung entstehenden Methans können als Biogas genutzt werden.

  Zusätzlich wird berücksichtigt, dass im mikroaeroben Bereich der Schwimmdecke relativ viel Lachgas entsteht: Wenn die Lagerung vorwiegend anaerob abläuft, kann entsprechend weniger Lachgas entstehen (vgl. Diskussion der Lachgasemissionen).

- ***Reduktion der Ammoniakemissionen durch Optimierung der Ausbringmethode***: Nach verschiedenen Quellen erfolgt der grösste Teil der Ammoniakemission beim Ausbringen der Gülle. Durch die Wahl von geeigneten Ausbringgeräten und günstiger klimatischer sowie vegetativer Voraussetzungen können die Emissionen ohne weiteres auf die Hälfte oder sogar noch tiefer gesenkt werden. Hier wurde von einer Einsparung von 60% der Emissionen ausgegangen, was beispielsweise durch den Einsatz des Schleppschlauchverfahrens bei günstigen klimatischen Bedingungen gegenüber dem Ausbringen mit dem Druckfass zu erreichen ist (vgl. Diskussion der Ammoniakemissionen).

- ***Höherer Methananteil beim Lagern unbehandelter Gülle:*** Die Methanemissionen der normalen Güllelagerung werden gegen die Emissionen der Methangärung aufgerechnet (vgl. oben; Punkt Allokationen). Da ohne grosse Messserien keine statistisch zuverlässigen Emissionsanteile für Methan aus der Lagerung bestimmbar sind, wurde auf Literaturwerte zurückgegriffen, welche dafür sprechen, dass 24% des Kohlenstoffs als Methan und rund drei Viertel als Kohlendioxid entweichen. Weil eigene (Einzel-)Messungen[1] sowie auch theoretische Überlegungen für einen höheren Methananteil sprechen, wurde eine Sensitivität mit 45% Methananteil im Lager gerechnet (vgl. Diskussion: Methan).

[1] Messungen mit Photospectrometer "Airtox"; Messungen vor allem in Unterflur-Lagerbehältern. Die Messmethodik ist beschrieben in *Edelmann, Schleiss, 1999* (Messung ohne Kunststoffkiste)

Eingaben Sachbilanz: Aufwand für Infrastruktur

Bau der Anlagen

Tabelle 2 zeigt den Infrastrukturaufwand pro 1 m^3 Faulraum in einer landwirtschaftlichen Biogasanlage von 300 m^3 Reaktorvolumen. Bei der "Infrastruktur Lager" beziehen sich die Werte auf jene m^3 Lagerraum, welche notwendig sind, um das aus 1 m^3 Fermentervolumen austretende Material speichern zu können (Daher u.a. auch grösserer Flächenbedarf für die Infrastruktur Lager).

Aufwendungen für: (pro m^3 und Jahr)	Einheit	Infra Beton	Infra Stahl	Infra Lager
Bau Anlage				
Fläche III-IV	m^2	0.360	0.367	1.100
Beton (ohne Armierungseisen)	kg	28.8	11.2	80.0
Stahl unlegiert	kg	1.08	1.30	2.72
Stahl hochlegiert	kg	0.13	0.24	0.04
Holzbaustoff Brettschichtholz	kg	0.66		
Kupfer	kg	0.025	0.017	
Polystyrol schlagfest	kg	0.057		
PE (HD)	kg	0.017	0.133	
PVC schlagfest	kg	0.033		
Stahl niedriglegiert	kg		0.341	0.017
Gummi EPDM	kg	0.120	0.167	
Mineralwolle	kg		0.105	
Moertel (verlängerter)	kg		0.200	
Polyesterharz gesättigtes	kg		0.133	
Transportdienstleistungen				
Transport LKW 28 t	tkm	0.77	0.42	1.87
Transport Schiene	tkm	0.15	0.33	0.03
Abfallentsorgung				
Beton (inkl. Armierung) in Inertstoffdeponie	kg	29.88	12.50	82.72
Holz unbehandelt in KVA	kg	0.66		
Polystyrol in KVA	kg	0.06		
PVC in KVA	kg	0.03		
Kunststoffe in KVA	kg	0.14	0.43	
Mineralwolle in Inertstoffdeponie	kg		0.11	
Energieverwertung				
Bauarbeiten BHKW 160 kWel	Stk	0.00022	0.00022	
Elektrotechnik BHKW 160 kWel	Stk	0.00022	0.00022	
Gasmotor 206 kW	Stk	0.00022	0.00022	
Generator 200 kW	Stk	0.00022	0.00022	
Heizung/Sanitär BHKW 160 kWel	Stk	0.00022	0.00022	
Inbetriebnahme BHKW 160 kWel	Stk	0.00022	0.00022	
Montage Modul BHKW 160 kWel	Stk	0.00022	0.00022	
Planung BHKW 160 kWel	Stk	0.00022	0.00022	
Schallschutzhaube BHKW 160 kWel	Stk	0.00022	0.00022	
Schaltschrank BHKW 160 kWel	Stk	0.00022	0.00022	
Speicher 10'000 l	Stk	0.00022	0.00022	
Wärmetauscherblock BHKW 160 kWel	Stk	0.00022	0.00022	
Zu-/Abluft BHKW 160 kWel	Stk	0.00022	0.00022	
Zusammenbau Generator-Motor BHKW 160 kWel	Stk.	0.00022	0.00022	

Tab. 2: *Infrastrukturaufwand pro m^3 Gärraum und Jahr für Beton- und Stahlfermenter, sowie für Güllenlager. Güllenlager: m^3 Lagerkapazität, die pro m3 Fermenter und Jahr nötig sind.*

Die Angaben zu Flächenbedarf und Baumaterialien stammen von den Anlagenherstellern. Die Infra-Daten von Beton stammen überwiegend von *Böhni (1999a)*. Diejenigen zum Stahl wurden von der Firma Lipp geliefert. Die Daten für das Lager und den Betonsilo stammen von E. Arnold, CH-Schachen.

Infrastrukturaufwand BHKW

Die Standardvarianten werden mit einem Magermotor-BHKW (Dimag, 60 kW_{el}) gerechnet, welches sich durch sehr gute Abgaswerte auszeichnet. Auf Landwirtschaftsbetrieben sind heute vor allem Zündstrahlaggregate im Einsatz. Daher wurden zum Vergleich zwei weitere BHKW-Varianten (Zündstrahlmotor Schnell, 70 kWel und 160 kW_{el} Frischknecht) betrachtet. Der Infrastrukturaufwand für das Standard-BHKW wurde von *Frischknecht (1996)* übernommen, wobei die Lebensdauer von 10a auf 15a erhöht wurde, um so der Tatsache Rechnung zu tragen, dass der Materialaufwand beim vergleichsweise kleineren BHKW nur etwa 2/3 desjenigen des 160 kW_{el} entspricht. Dieses Vorgehen trifft auch für das BHKW Schnell zu. Generell wurde der Infrastrukturaufwand ohne Katalysator und mit nur einem Wärmespeicher gerechnet.

Annahmen zur Lebensdauer der Anlagekomponenten

In der Sachbilanz werden sämtliche Belastungen und die Gutschriften auf die funktionelle Einheit der jährlichen Nutzung von 1 m^3 Gärvolumen zusammengetragen. Das heisst, dass die Angaben zu den baulichen Vorinvestitionen entsprechend der Nutzungsdauer der jeweiligen Komponente umgerechnet wurden. Die stoffliche Abschreibungsdauer wurde analog zu üblichen ökonomischen Annahmen gewählt. Die baulichen Aufwendungen spielen in der Ökobilanz bei Anlagen zur Energiegewinnung gegenüber den betrieblichen Emissionen nur eine untergeordnete Rolle. Eine - wie heute in vereinzelten Fällen schon beobachtete - etwas längere Nutzungsdauer würde das Resultat kaum wesentlich beeinflussen. Man ging hier daher von folgenden Werten aus:

- Bauteil: 20 Jahre (unabhängig, ob Stahl oder Beton)
- Maschinen und BHKW: 10 a (BHKW Schnell und Dimag: vgl. oben).
- Gasspeicher-Ballon im Freien: 5a (Böhni), unter Dach: 10a (Lipp)

Entsorgung

Eine Ökobilanz umfasst alle Aufwendungen von der Gewinnung der Rohstoffe bis zu deren Entsorgung, bzw. Wiederverwendung. Das Recycling wurde vor allem bei der Entsorgung der Metalle berücksichtigt. Es wurde andererseits angenommen, dass Beton mitsamt dem Armierungseisen in eine Inertstoffdeponie und der Asphaltbelag in eine Reaktordeponie gelangen. Die Isolationsmaterialien und das Bauholz werden in einer Müllverbrennungsanlage mit entsprechender Rauchgasreinigung entsorgt.

Transporte

Tabelle 3 zeigt den Transportaufwand für die Baumaterialien.

Material		Transport LKW 28 t	Transport Schiene	Quelle
Beton (ohne Armierungseisen)	km	20		ÖvE 1996:III:30
Stahl unlegiert	km	100		eigene Annahme
Stahl hochlegiert	km	50	600	ÖvE 1996:III:30
Holzbaustoff Brettschichtholz	km	100		ÖvE 1996:III:30
Kupfer	km	50	600	ÖvE 1996:III:30
Polystyrol schlagfest	km	50	200	ÖvE 1996:III:30
PE (HD)	km	50	200	ÖvE 1996:III:30
PVC schlagfest	km	50	600	ÖvE 1996:III:30
Stahl niedriglegiert	km	50	200	ÖvE 1996:III:30
Gummi EPDM	km	50	200	ÖvE 1996:III:30
Mineralwolle	km	50	200	ÖvE 1996:III:30
Moertel (verlängerter)	km	20		ÖvE 1996:III:30
Polyesterharz gesättigtes	km	50	200	ÖvE 1996:III:30
Bitumen ab Raffinerie CH	km	100		eigene Annahme

Tab. 3: *Annahmen zum Transportaufwand des Baumaterials*

Eingaben Sachbilanz: Betrieb

Biogaszusammensetzung

Es wurde für alle Rechenvarianten von der in Tabelle 4 dargestellten Zusammensetzung von Biogas ausgegangen.

	Gew.%	Vol.%	Quellen
Methan	42.66%	67%	Fankhauser + Moser, FAT18
Kohlendioxid	56.56%	32.3%	eigene Berechnung
Spurengase (v.a. N_2)	0.78%	0.7%	Edelmann + Engeli 1996
Dichte kg/ Nm^3		1.13	Fankhauser + Moser, FAT18
Unterer Heizwert MJ/Nm^3		24	Fankhauser + Moser, FAT18
Unterer Heizwert MJ/kg	21.4		Fankhauser + Moser, FAT18
Oberer Heizwert MJ/kg	23.7		Baehr 1989
Oberer Heizwert MJ/ Nm^3		26.6	Baehr 1989

Tab. 4: *Zusammensetzung und Heizwerte von Biogas*

Belastungen und Gutschriften für das Substrat vor Eintritt in die Biogasanlage

Weil bei der Biogasverbrennung im BHKW CO_2-Emissionen belastet werden, können diese dem angelieferten Substrat auf Grund der biogenen Herkunft gutgeschrieben werden (das CO_2

stammt aus dem natürlichen Kreislauf). Die Gutschriften pro kg Biogas sind für alle Ausgangsmaterialien identisch, weil von derselben Gaszusammensetzung ausgegangen wird.

Für den Transport von Cosubstraten durchschnittlich 2 x 15 km (LKW 28t mit Leerfahrt) bilanziert. Der Transportaufwand des Cosubstrats wird belastet, da dieses ausserhalb des Betriebs anfällt. Beim Ausbringaufwand wird berücksichtigt, dass bei Cosubstraten aus Gründen des höheren Nährstoffgehaltes längere Ausbringdistanzen nötig sind. Dies wird mit einem höheren Dieselverbrauch des Traktors bilanziert (siehe Tab. 9).

CO_2-Gutschrift für Rindergülle frei Anlage	kg/kg Biogas	1.74
CO_2-Gutschrift für Schweinegülle frei Anlage	kg/kg Biogas	1.74
CO_2-Gutschrift für Cosubstrat frei Anlage	kg/kg Biogas	1.74
Belastung Transport des Cosubstrats 730 t/a à 2x15km	t*km/m3 Faulraum	73

Tab. 5: *CO_2-Gutschriften für die Substrate sowie Transportaufwand für das Cosubstrat*

Rinder- bzw. Milchviehgülle

Pro GVE (Grossvieheinheit) wurde von einer täglichen Güllenmenge von 55 l à 9% TS (Sommer 8%, Winter 10%) und 82% OS (inkl. wenig Stroh) ausgegangen *(Besson et al., 1982a; FAL, 1994)* (vgl. Tab. 6). Diese TS enthält bereits ein Drittel Spritzwasser (*Külling, 2000*), aber noch keine Verdünnung mit Betriebsabwasser (Dachabwasser, Oberflächenwasser vom Mistplatz, Melkstand etc.). Solches zusätzliches Wasser kann unter ungünstigen Umständen ebenfalls bereits vor der Vergärung zur Gülle gelangen; es ist u.U. sogar zur Verbesserung der Pumpfähigkeit und Reduktion von Ammoniakemissionen erwünscht (vgl. Diskussion).

Die HRT (hydraulische Verweilzeit der Gülle in der Biogasanlage)) betrage inkl. einem Viertel zusätzlichem Abwasser 28 Tage (d): Bei 300 m^3 und 28d HRT gelangen pro Tag 10,7 m3 Gülle in die Anlage. Ohne Verdünnung entspricht dies der Gülle von 195 GVE. Wenn zur Gülle noch ein Viertel Wasser kommt, kann die Anlage bei 28d HRT die Gülle von 156 Kühen verarbeiten. Wenn ein Teil des Abwassers direkt in den Lagertank gelangt oder weniger Abwasser zugeführt wird, steigt die Aufenthaltszeit entsprechend. Die Annahme 156 GVE Milchvieh bei 28 d HRT ist eher konservativ, da die betrachteten Substrate auch bei einer HRT von 20d mit wenig Einbusse bei der Gasausbeute vergoren werden könnten. Die hohe Aufenthaltszeit (d.h. das eher grosse Reaktorvolumen) ist einerseits bewusst konservativ gewählt und erlaubt andererseits, problemlos Cosubstrate im hier betrachteten Umfang zuzugeben, ohne Änderungen am Reaktor vornehmen zu müssen. Zudem gast das Material bei einer guten Gasqualität gut aus, was bei den Gasausbeuten der Güllen und des Cosubstrats berücksichtigt wurde.

Für den Abbau der Gülle wurde mit einem Abbaumodell gearbeitet, wie es in Tabelle 6 dargestellt wird. Kohlenstoff wird in Biogas umgewandelt. Wie aus Tabelle 6 entnommen werden kann, wurde von einem durchschnittlichen Kohlenstoffgehalt von 50% der OS ausgegangen. Der Abbau von rund einem Drittel der OS spiegelt die aus Sicht der Biogasgewinnung ungünstige Situation bei Milchvieh wieder, wo das Gras im Verdauungstrakt bereits einem weitgehenden anaeroben Abbau unterworfen worden ist; bei Mastrindern mit Kraftfutter wäre der Abbau und damit die Gasproduktion höher: Es könnten dann bis zu 400 Liter Gas pro kg OS erwartet werden.

Rindergülle	% TS	kg TS	% OS	kg OS	%C	kg C	kg min	l Gas/kg OS	m^3 Gas/t
1000.0 kg FS	9.00	90.00	82.00	73.80	50.00	36.90	16.20		
Biogasproduktion				21.12	50.00	10.56		270.00	19.93
Abbau %			28.62						
Lagerabbau kg OS				2.50	50.00	1.25			*0.54 *)*
Abbau total			32.01	23.62					
Rest	6.87	66.38	75.59	50.18	50.00	25.09	16.20		

Tab. 6: *Angenommenes Abbaumodell für die Milchvieh/Rindergülle; FS: Frischsubstanz, TS: Trockensubstanz, OS: organische Substanz; min: mineralischer Anteil der TS, *): Nutzung der Nachgärung*

Es wurde angenommen, dass bei den Rindergülle nach der Vergärung nochmals 2,5 kg OS, d.h. 12% des anaeroben Abbaus in der Biogasanlage, bei der Lagerung abgebaut werden. Dies ist ein relativ kleiner Wert, weil das Material bereits zwei Stätten der Biogasgewinnung durchlaufen hat: den Pansen der Kühe und die Biogasanlage mit einer recht hohen Aufenthaltszeit. Dieses Methan ist trägt zum Treibhauseffekt bei, sofern es nicht mit einer entsprechenden Vorrichtung zur Nutzung der Nachgärung aufgefangen wird.

Schweinegülle

Pro GVE Schwein wurde von einer täglichen Güllenmenge von 42 Liter Gülle à 6% TS und 78% OS ausgegangen. Dabei entspricht eine Dünger-GVE (DGVE) sechs Mastschweineplätzen (MSP) à 7 Liter Gülle pro MSP. *(Wellinger et al. 1984, Marique 1984)*. Der TS-Gehalt entspricht einem mittleren Wert. Bei den Schweinen kann je nach Fütterungsweise (Suppe oder Trockenfutter) der TS-Gehalt der Gülle stark variieren.

Die HRT von 28 d ist auch bei Schweinegülle recht hoch; es gelten jedoch dieselben Überlegungen, wie bei Rindergülle: Bei 300 m^3 und 28d HRT werden der Anlage pro Tag 10,7 m^3 Gülle zugeführt. Ohne Verdünnung würde dies der Gülle von 255 GVE Mastschweinen entsprechen. Wenn zur Gülle noch ein Viertel Wasser kommt, kann die Anlage bei 28d HRT die Gülle von 204 GVE Schwein verarbeiten. Dies entspricht 1206 MSP. Bei der Schweinegülle ist - je nach lokalen Gegebenheiten - mit Verdünnung der Gülle durch Wasser aus den Tränken zu rechnen, welche speziell im Sommer von den Schweinen gerne betätigt werden.

Die Biogasausbeute wurde in Anbetracht der langen Aufenthaltszeit und der deutlich besseren Abbaubarkeit von Schweinegülle mit 460 Litern/kg OS eher in einem oberen Bereich angenommen. Der totale Abbau erreicht mit 55% einen spürbar höheren Wert, als bei den Wiederkäuern.

Es wurde angenommen, dass im Lager nochmals 3 kg OS, d.h. rund 14,4 % des anaeroben Abbaus der Biogasanlage, abgebaut werde. Dies ist etwas höher als bei der Rindviehhaltung, da die Schweine bei ihrer hochwertigen Fütterung anaerob leichter abbaubare Exkremente produzieren, welche nach dem Verdauungstrakt ein noch höheres Biogaspotenzial aufweisen, als die Rindergülle, die bereits einen anaeroben Abbau im Pansen durchgemacht hat. Trotz hoher Biogasproduktion in der Anlage, sind auch nach der Vergärung bei der Lagerung noch einige (langsamer) abbaubare Komponenten vorhanden, welche freigesetzt werden können.

Schweinegülle	% TS	kg TS	% OS	kg OS	%C	kg C	kg min	l Gas/kg OS	m^3 Gas/t
1000 kg FS	6.00	60.00	78.00	46.80	50.00	23.40	13.20		
Biogasproduktion				22.82	50.00	11.41		460.00	21.53
Abbau %			48.76						
Lagerabbau kg OS				3.00	50.00	1.50			*1.10 *)*
Abbau tot.			55.17	25.82					
Rest	3.54	34.18	61.38	20.98	50.00	10.49	13.20		

Tab. 7: *Angenommenes Abbaumodell für die Schweinegülle; FS: Frischsubstanz, TS: Trockensubstanz, OS: organische Substanz; min: mineralischer Anteil der TS, *): Nutzung der Nachgärung*

Mischgülle (Standardgülle)

Als Standardgülle wurde eine Mischgülle von 50% GVE Rind und 50% GVE Schwein angenommen. Gasproduktion und Abbauwerte errechnen sich als Mittelwerte aus den Tabellen 6 und 7, d.h. man ging konservativ davon aus, dass durch synergetische Effekte bei der gemeinsamen Vergärung die Gasausbeute nicht grösser werde - was in der Praxis durchaus möglich wäre.

Cosubstrate

In einer Rechenvariante wird der Mischgülle ein von ausserhalb des Betriebs angeliefertes Cosubstrat zugemischt. Man ging beim Cosubstrat von einer Mischung aus Panseninhalt, Öl und Gemüseabfällen aus in einem Verhältnis, wie sie in schweizerischen Anlagen beobachtet werden kann. Es gelten dabei folgende Annahmen: TS: 12%, OS: 85%; Gasausbeute 520 Liter/kg OS (*KTBL, 1998; Baserga, 2000*; eigene Erfahrungswerte). Die hohe Gasausbeute ist bei der gewählten Zusammensetzung durchaus realistisch.

Man ging von einer täglichen Zugabe von durchschnittlich 2 Tonnen Cosubstrat aus. Dieser Wert entspricht auf das Volumen bezogen etwa einem Fünftel des Gärguts.

Cosubstrat	% TS	kg TS	% OS	kg OS	%C	kg C	kg min	l Gas/kg OS	m^3 Gas/t
1000.0 kg FS	12.00	120.00	85.00	102.00	50.00	51.00	18.00		
Biogasproduktion				56.22	50.00	28.11		520.00	53.04
Abbau %			55.12						
Lagerabbau kg OS				5.00	50.00	2.50			*2.08 *)*
Abbau tot.			60.02	61.22					
Rest	6.32	58.78	69.38	40.78	50.00	20.39	18.00		

Tab.8: *Angenommenes Abbaumodell für das Cosubstrat; TS: Trockensubstanz, OS: organische Substanz; min: mineralischer Anteil der TS, *): Nutzung der Nachgärung*

Zwar bestehen kleinere Anlagen, welche anteilmässig mehr Cosubstrat vergären. Im Rahmen dieses Projekts wird jedoch ein Fall betrachtet, wo die Landwirtschaftsanlage nicht primär als eine Entsorgungsanlage betrachtet werden muss. Wenn eine Anlage durchschnittlich 3 t/d, bzw. mehr als 1'000 t/a vergärt, würde sie – zumindest in der Schweiz - als Entsorgungsbe-

trieb eingestuft, was zu spürbaren Folgekosten führen würde (Bewilligungspflicht, UVB, Analysen etc.). Zudem bewirken grössere Mengen an Cosubstraten, dass die Ausbringdistanzen deutlich grösser werden, da die Nährstoffbilanz des Betriebs i.d.R. nicht mehr ausgeglichen gestaltet werden kann.

Es wurde angenommen, dass im Lagertank noch 5 kg OS/t abgebaut werde. Dies ist mengenmässig mehr als bei der Rinder- oder Schweinegülle, im Verhältnis zum erzeugten Biogas jedoch etwas weniger als bei Gülle. Der Wert beruht auf der Annahme, dass Cosubstrate mit hohem OS-Gehalt noch unverdaut in die Anlage gelangen. Sie sind i.d.R. leicht abbaubar und erzeugen sehr viel Gas, enthalten aber nach dem Austritt aus der Anlage u.U. doch noch mehr abbaubare Anteile als Schweine- oder gar Rindergülle.

Güllenqualität

Ausser beim Stickstoff wurden keine Unterschiede berücksichtigt, da kaum zuverlässige Angaben vorhanden sind. Biogasgülle ist zwar für Pflanzen und Bodenlebewesen verträglicher, da die organischen Säuren und weitere unerwünschte Substanzen weitgehend abgebaut sind. Sie weist auch - allerdings kaum genau quantifizierbare - weitere Vorteile auf: Die Geruchsemissionen werden drastisch reduziert, da flüchtige organische Komponenten abgebaut werden; sie ist weitestgehend hygienisch unbedenklich und dank des Abbaus von partikulären Stoffen homogener als unbehandelte Gülle, was das Ausbringen erleichtert. Weitere Vorteile werden genannt in den Bereichen Abtötung von Unkrautsamen, Stickstoffverfügbarkeit und Futterqualität von den gedüngten Flächen.

Es werden keine Nährstoffgutschriften erteilt, da auch das Cosubstrat i.d.R. so verwertet wird, dass die Nährstoffe rezycliert werden (z.B. Schweinefütterung oder Flächenkompostierung etc.). Im Fall der Gülle kommen die Nährstoffe - abgesehen vom Stickstoff - unabhängig von der Biogasgewinnung in identischer Menge auf das Feld. Dies hat zur Folge, dass bei der Substratzusammensetzung nur der Gehalt von Trockensubstanz bzw. von unterschiedlich stark abgebauter organischer Substanz sowie der Stickstoffgehalt berücksichtigt werden müssen. Der Stickstoffgehalt der Gülle verändert sich hauptsächlich durch die Verflüchtigung von Ammoniak und Lachgas im Lager, sowie speziell beim Ausbringen und unmittelbar danach. Nährstoffe, wie P, K, Ca, Mg oder Schwermetalle sind hingegen nicht zu berücksichtigen, da ihre Konzentrationen durch die Biogasanlage nicht beeinflusst werden.

Betriebsmittel

Für Wartungsarbeiten werden keine Betriebsmittel eingesetzt. Für die zusätzliche Aufbereitung des Cosubstrats und die grössere Transportdistanzen beim Ausbringen wird zusätzlich 1 kg Dieseltreibstoff pro t behandeltes Cosubstrat belastet. Für das Güllenlager wird der Energieaufwand für das Rühren bilanziert, da im Fall der reinen Lagerung die Energie vollständig aus dem Stromnetz bezogen werden muss. Im Biogasbetrieb wurde hingegen angenommen, dass 60% der Elektrizität aus der Eigenproduktion stamme. Es wurde hingegen kein Unterschied zwischen vergorener und frischer Gülle gemacht, da der Rühraufwand für die homogenere Biogasgülle wahrscheinlich nicht viel kleiner ist als für die Frischgülle.

In Tabelle 9 sind Eingabewerte zu Energie und Emissionen beim Betrieb von verschiedenen Varianten dargestellt. Die Angaben beziehen sich auf einen m^3 Faulraum und Jahr. Die Emissionen und Energieerträge sind im Fall des Stahlfermenters identisch; Unterschiede bestehen nur bei jenen Infrastrukturaufwendungen und Emissionen, welche sich auf den Bau und die Entsorgung beziehen. Das Zündstrahl-BHKW liefert dank dem Zündöl mehr Strom; dies führt dann allerdings beim Betrieb des Aggregats zu belastenden Emissionen von CO_2 etc. (s.u.).

Betrieb pro m^3 Faulraum/a in 300m^3-Anlage	**Einh.**	**Beton R**	**Beton S**	**Beton R+Co**	**Beton S+Co**	**Lager MG**	**Lager MG+Co**	**Lager CH_4 45%**	**CH_4 opt. MG+Co**	**CH_4 opt. MG**
Diesel ab Regionallager CH	t	0	0	0.0024	0.0024	0	0.0024	0	0.0024	0.0024
Diesel in Baumaschine	TJ	0	0	0.0001	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0.0001
Biogas pro Jahr	m3	208.1	225.9	337.0	354.9	0	0	0	358.9	224.8
Biogas pro Jahr	kg	233.0	253.0	377.5	397.5	0	0	0	402.0	251.8
Biogas pro Jahr	MWh	1.39	1.51	2.24	2.36	0	0	0	2.39	1.50
Wartung BHKW 160 kWel	Stk	0.0002	0.0002	0.0002	0.0002	0	0	0	0.0002	0.0002
Wärmebedarf Vergärung	MWh	0.0022	0.0025	0.0016	0.0019	0	0	0	0.5463	0.4763
Wärmeüberschuss	MWh	0.3070	0.2635	0.7648	0.6746	0	0	0	0.7636	0.3097
Strom Produktion Standard	MWh	0.4295	0.4665	0.6958	0.7327	0	0	0	0.7410	0.4641
Strom Produktion Zündstrahl	MWh	0.4573	0.4966	0.7407	0.7800	0	0	0	0.7888	0.4940
Strombedarf	MWh	0.0333	0.0333	0.0500	0.0500	0	0	0	0.0500	0.0500
Davon Strombezug vom Netz	MWh	0.0133	0.0133	0.0200	0.0200	0.0167	0.0267	0.0167	0.0200	0.0200
Strom ins Netz Standard	TJ	0.0015	0.0016	0.0024	0.0025	0	0	0	0.0026	0.0016
Strom ins Netz Zündstrahl	TJ	0.0016	0.0017	0.0026	0.0027	0	0	0	0.0027	0.0017
Erdgas in Heizung atm. LowNOx	TJ	-0.0005	-0.0010	-0.0007	-0.0013	0	0	0	-0.0010	-0.0008
CO_2-Gutschrift für biogenes C	kg	453.3	503.5	728.3	778.8	83.11	103.03	83.11	722.19	453.72
Kohlenstoffabbau im Lager	kg	13.05	17.25	18.48	22.68	22.67	28.10	22.67	5.11	3.59
Methananteil an Lageremission	%	67%	67%	67%	67%	24%	24%	45%	67%	67%
Methan-C aus Lager	kg	8.74	11.55	12.38	15.20	5.44	6.74	10.20	3.42	2.40
CH_4 Methan p	kg	11.66	15.41	16.51	20.26	7.25	8.99	13.60	4.56	3.20
CO_2-C aus Lager	kg	4.31	5.69	6.10	7.48	17.23	21.36	12.47	1.69	1.18
CO_2 Kohlendioxid p	kg	15.79	20.87	22.36	27.44	63.16	78.31	45.71	6.18	4.34

Tab. 9: *Betriebsmittel und C-Emissionen bei verschiedenen Varianten der landwirtschaftlichen Vergärung; R: Rind, S: Schwein, Co: Cosubstrat, MG: Mischgülle (R/S=50/50)*

Hier wird von der normalerweise zutreffenden Annahme ausgegangen, dass auf einer Landwirtschaftsanlage kein Abwasser entsteht, das der Kanalisation übergeben werden muss.

Emissionen von Kohlendioxid und Methan

Beim Ausbringen der Gülle besteht ein Unterschied im Abbaugrad zwischen vergorener und nur gelagerter Gülle: Die vergorene Gülle ist deutlich weiter abgebaut. Man geht jedoch von der Annahme aus, dass im Verlauf von wenigen Wochen nach dem Ausbringen die normal gelagerte Gülle einen identischen Kohlenstoff-Abbaugrad aufweist, wie die vergorene Gülle. Das emittierte CO_2 wird daher nicht bilanziert. Eine Ausnahme bildet jener Kohlenstoff, welcher zu Biogas abgebaut wird: Da im BHKW CO_2 entsteht, das im Abgas bilanziert wird, wird dem Biogas eine entsprechende CO_2-Gutschrift erteilt (vgl. Tab. 9).

Unterschiede bestehen in den Methanemissionen: Im Fall des Biogases wird die Gülle erst dann gelagert, wenn die leicht abbaubaren Verbindungen abgebaut sind. Andererseits ist bei der vorgängig beheizten Biogasgülle die Lagertemperatur durchschnittlich höher und die Gülle ist optimal mit anaeroben Bakterien angeimpft, so dass es trotz bereits weiter fortgeschrittenem Abbau doch noch zu weiteren Methanemissionen kommt. Eigene Messungen in

Lagergruben von Biogasanlagen haben eine Gaszusammensetzung ähnlich der von Biogas ergeben. Dieses Ergebnis wurde durch Literaturwerte bestätigt *(Sommer et al. 2000)*. Die Annahmen zu den Methanemissionen bei der Lagerung nach der Vergärung sind bei den entsprechenden Gärsubstraten erwähnt. Es ist zwar nicht leicht nachvollziehbar, aber verschiedene Angaben deuten darauf hin, dass trotz vorheriger Methangärung aus der Biogasgülle doch noch mehr Methan entweichen kann als in einer reinen Güllenlagerung ohne Methangewinnung. Eine mögliche Erklärung kann darin liegen, dass bei normaler Lagerung die Gülle abkühlt und dann durch höhere Aktivität der hydrolytischen Bakterien versauert, während bei der Gülle aus der Anlage bei gut gepuffertem pH die Gärung auch bei kühler Temperatur weiterläuft.

Bei der reinen Lagerung stützte man sich bezüglich der abgebauten Menge von organischer Substanz v.a. auf die Untersuchungen in Liebefeld ab *(Edelmann et al., 1981)*: Bei Rindergülle wurde im Lagertank über 50 Tage eine C-Menge abgebaut, welche bei kalter Lagerung rund 5, bzw. bei wärmerer Temperatur 95 l Biogas/kg OS in der Gülle entsprach. Da hier von einer deutlich längeren Lagerung ausgegangen wird (im Durchschnitt drei Monate) scheint ein Abbau vertretbar zu sein, welcher der Produktion von rund 75 l Biogas/kg OS entspricht. Bei der Schweinegülle verschwand bei warmer Lagertemperatur 1/7 des CSB bzw. 7,4% VS über 50 Tage. Da hier auf Grund unterschiedlicher bakterieller Voraussetzungen zwar eher weniger Methan entsteht als bei Rindergülle, jedoch viele andere NMVOC-Verbindungen mit ähnlicher Konsequenz für die Ökobilanz entweichen, wurde ebenfalls mit rund 75 l Gasemission pro kg OS gerechnet. Es wurde angenommen, dass im Lagertank 5% des Wassers verdampfe, während bei der Biogasgewinnung jeweils rund 1% Verlust für Wasserdampf und Hydrolyse eingesetzt wurde.

Der Methangehalt des bei reiner Lagerung entstehenden Gases wurde in der Standardvariante konservativ auf 24% festgelegt (vgl. Diskussion). Da eigene Messungen und theoretische Überlegungen jedoch dafür sprechen, dass bei der Lagerung - wo das Material ja nur sporadisch gerührt wird - ein deutlich grösserer Anteil des Abbaus anaerob erfolgen kann, wurde eine Sensitivität mit 45% C als Methan gerechnet (vgl. Abb. 4). Diese Variante begünstigt die Vergärung, da deren Lageremissionen gegen die Emissionen der normalen Lagerung aufgerechnet werden.

Bei einer Abdeckung der ersten Lagergrube zur Erfassung der Gase der Nachgärung entsteht unter voll anaeroben Bedingungen im Verlauf einer Nachgärung zusätzliches Biogas. Es wurde konservativ angenommen, dass nicht mehr C als bei normaler Lagerung des Gärguts in einer offenen Grube abgebaut werde. Man ging davon aus, dass 75% des Biogases aus der Nachgärung aufgefangen werden könne und 25% sich nachträglich an die Umwelt verflüchtige (Variante CH_4 optimiert). Diese Annahme ist ebenfalls konservativ, da das noch warme Gärgut zunächst in der abgedeckten Grube ausgast und nur bei grossem Lagerbestand (z.B. in den kalten Wintermonaten) nachträglich noch eine gewisse Zeit offen gelagert wird.

Die reine Lagerung von Cosubstrat zusammen mit Mischgülle kommt in der Praxis natürlich kaum vor und müsste nicht bilanziert werden, da das Cosubstrat ohne Vergärung über einen anderen Verwertungsweg entsorgt würde. Damit die Verhältnisse vergleichbar wurden, bzw. damit die Emissionsdifferenz zur Vergärung bestimmt werden konnte, wird hier aber dennoch ein (in der Praxis unrealistisches) Lagern in der Güllengrube mit entsprechenden zusätzlichen Lageremissionen dargestellt.

Emissionen des BHKW

Als Standardvariante wird mit den Emissionen des Dimag-Magermotors ohne Katalysator gerechnet. Die Emissionen sind mit Ausnahme von Stickoxid praktisch identisch mit den Werten eines 160 kW_{el}-BHKW mit Katalysator (*Frischknecht, 1996*). Nur bei NO_x sind dort die Werte aufgrund des Katalysators tiefer. Allerdings ist der Infrastrukturaufwand generell ohne Katalysator gerechnet, was das 160 kW_{el}-BHKW leicht bevorteilt.

Emissionen pro kg Biogas:	Zündstrahl Biogas	Zündstrahl Zündöl	Zündstrahl total	160 kW_{el} Kat.	Magermotor
Abgasmenge (Liter, Rechenwert)	2591.4	166.3	2757.7	2591.40	2591.40
Dieselmenge kg pro kg Biogas	0	0.040	0.050	0	0
CO_2 kg	1.74	0.155	1.89	1.74	1.74
NO_x (Stickoxide) als NO_2 kg	0.00104	0.00007	0.00115	0.00042	0.00081
CO kg	0.00259	0.00017	0.00283	0.00106	0.00109
SO_x als SO_2 kg	0.00064	0.00016	0.00087	0.00064	0.00064
CH_4 kg	0.000053	0.000003	0.000058	0.000053	0.000053
NMVOC kg	0.000053	0.000003	0.000058	0.000053	0.000053

Tab. 10: *Emissionswerte der verschiedenen BHKW. Beim Zündstrahlaggregat sind die Emissionen von Öl und Gas separat sowie als Summe ausgewiesen.*

Im Rahmen eines BFE-Projektes (*Böhni, 1999b*) wurde das Zündstrahl-BHKW ausgemessen. Dabei zeigte sich, dass das Dieselöl Energie im Umfang von rund 10% des Energieinhalts des Biogases freisetzte. Nach neusten Weiterentwicklungen und Nachmessungen des Aggregates kann das Zündstrahl-BHKW mit einem Zündölanteil von 7% bei gleichzeitig etwas geringeren Emissionen betrieben werden *(Böhni, 2001*). Mit diesen Angaben wurden die Menge und die Emissionen des Zündöls ermittelt, welche zusätzlich zu den Biogasemissionen entstehen. (Werte: Zündstrahl Zündöl, bzw. total). Wie weiter oben bereits erwähnt wurde, werden für die CO_2-Emissionen aus dem Biogas - im Gegensatz zu jenen aus dem Zündöl - Gutschriften erteilt, da dieses CO_2 auch beim natürlichen Verrottungsprozess auf dem Feld frei würde. Beim Zündstrahlaggregat wurde dein elektrischer Wirkungsgrad von 33% angenommen, was etwas höher ist als bei den beiden anderen BHKW (η= 31%).

Das Schwefeldioxid entsteht durch Verbrennung von Schwefelwasserstoff aus dem Biogas, bzw. aus dem Schwefelgehalt des Zündöls. Beim Biogas wurden mit den in Tabelle 11 dargestellten Werten gerechnet. (Die Annahmen zur Zusammensetzung und die Energiewerte wurden bereits in Tabelle 4 dargestellt).

Trockenes Biogas:	Gewicht %	Volumen %	Mole	Gewicht [g]
Methan	42.7	67.0	29. 9	478.3
Kohlendioxid	56. 6	32.3	14.4	634.1
Spurengase (v.a.N_2; H_2S, org. Komponenten etc.)	0.78	0.70	0.31	9.37
Total	**100.00**	**100.00**	**44.61**	**1121.7**
davon H_2S (bei Injektion von O_2 in Gasraum)	0.034	0.025	0.011	0.379

Tab. 11: *Gewicht und Volumenanteile bei der angenommenen Zusammensetzung des Biogases*

Emissionen von Ammoniak

Bei der heutigen Tierproduktion in Grossbetrieben, wo die Tiere ihr Leben im Stall verbringen und nicht auf dem Feld leben (und so auch ihre Exkremente nicht gleich dezentral liegen lassen), sind grosse Güllenlager die Regel. Diese bei heutiger Tierhaltung üblichen Güllenlager sind u.a. für sehr grosse Umweltbelastungen in den Bereichen Ammoniak und Lachgas verantwortlich, da beim Lagern in der Gülle und in der Schwimmdecke Mineralisierungsprozesse stattfinden, welche direkt und vor allem auch bei der Gülleausbringung zu grossen Emissionen führen.

Wenn die Gasemissionen der Güllen empirisch ermittelt werden müssten, wäre eine sehr große Messkampagne notwendig (Unterschiedliche Messwerte je nach Temperatur, Rührmodus, Füllstand, Güllenzusammensetzung, Behältergeometrie, Stoffflüssen, Ausbringmethoden etc., welche schwer erfassbar sind). Man arbeitete daher mit plausiblen Literaturwerten, welche durch eigene Messungen (Stichproben) verifiziert wurden.

Emissionen erfolgen aus der Vorgrube, aus dem Lagertank und beim Ausbringen. J.Schmid, Goldach, betreibt zur Reduktion der Geruchsemissionen einen Biowäscher (nicht bilanziert). Bei der Anlage Wartmann ist vorgesehen, den Lagertank abzudecken und die Gase der Nachgärung aufzufangen. Dies hat einen spürbaren, positiven Einfluss bei Methan-, Lachgas- und Ammoniakemissionen.

Bei den gasförmigen Emissionen bestehen zwischen reiner Lagerung und Biogasproduktion Unterschiede vorwiegend beim Stickstoff: Beim biologischen Abbau wird Stickstoff, der in organischen Verbindungen gebunden ist, als Ammonium- oder ev. als Nitration freigesetzt. Die Menge des freigesetzten Stickstoffs ist in erster Näherung proportional zum Abbaugrad. Im anaeroben Milieu wird ausschliesslich Ammonium gebildet, welches je nach pH-Wert und Temperatur im chemischen Gleichgewicht mit dem flüchtigen Ammoniak steht. Bei der reinen Lagerung ist der Abbau weniger gross als bei der Vergärung, was zu einer kleineren Menge an mineralisiertem Stickstoff in Form von Ammonium führt.

Gleichzeitig ist der pH-Wert durch den Abbau von Säuren und durch die Bildung von Pufferkapazität nach der Vergärung im Vergleich zu normal gelagerter Gülle 0.5 bis 1 pH-Einheit höher *(Besson et al., 1983b; Ortenblad, 2000)*. Eine Erhöhung um eine (logarhytmische) pH-Einheit verschiebt das Gleichgewicht NH_4^+/NH_3 so, dass sich die Konzentration des flüchtigen Ammoniaks verzehnfacht. Die an sich höhere Konzentration von mineralisiertem Stickstoff und andererseits deren signifikant höherer Ammoniakanteil führen zu den bereits erwähnten Mehremissionen beim Lagern und vor allem auch beim Ausbringen und unmittelbar danach.

Bei den Ammoniakemissionen ging man von folgenden Annahmen aus: Rund 2/3 des N seien mineralisch verfügbar, bzw. 1/3 organisch gebunden. Der N-Verlust betrage ca. 50% des Ammoniums, wobei davon 5/6 beim bzw. unmittelbar nach dem Ausbringen der Gülle an die Atmosphäre entweichen könne. Im Fall der Biogasgewinnung wird von 15% Mehremissionen beim Ammoniak ausgegangen (Tab. 12; vgl. Diskussion).

Es ist dabei festzuhalten, dass die Ausbringtechnik (Verdünnung und/oder Schleppverfahren o.ä.) und die meteorologischen Bedingungen den N-Verlust viel stärker beeinflussen als die Aufbereitung. Bei der Optimierung der Güllenbewirtschaftung können nach den hier getroffenen Annahmen 60% der Ammoniakemissionen verhindert werden (vgl. Diskussion). Die

dadurch mögliche Einsparung von (energieintensiv hergestelltem) Stickstoffdünger könnte zu einer noch weiteren Verbesserung der Ökobilanz der Biogasgewinnung führen (*Edelmann, Schleiss, 2000*), wurde aber hier nicht bilanziert, da die spätere Nutzung des Stickstoffs im Boden von sehr vielen Parametern abhängig ist.

Im Fall der Reduktion der Ammoniakemissionen wurde bei den Rechengängen jeweils ein Vergleich zwischen identischen Ausbringmethoden für normale Lagerung und Biogasgewinnung gerechnet. Auf die Stickstoffproblematik wird in der Diskussion vertieft eingegangen.

Emissionen von Lachgas

Lachgasemissionen sind nach *Ortenblad (2001)* auf Grund von theoretischen Überlegungen bei Biogasgülle nach dem Ausbringen geringer, wobei hier gewisse Unsicherheiten zu bestehen scheinen. Beim Lagern entsteht Lachgas in mikroaeroben Bereichen von der Schwimmdecke des Lagertanks: Da die homogenere Biogasgülle weniger zur Schwimmdeckenbildung neigt, sind in diesem Fall eher kleinere Lachgasemissionen zu erwarten. Andererseits bestehen bei der Lagerung der Biogasgülle höhere Ammoniakkonzentrationen, was beim Übertritt in die Gasphase die Lachgasproduktion wiederum eher fördert. Es wurden für alle Verfahren in den Standardvarianten daher dieselben Lachgasemissionen angenommen; nur bei Nutzung der Nachgärung ergeben sich im Lager Lachgaseinsparungen von 75% (vgl. Diskussion).

Lager- und Ausbringemissionen pro m^3 Fermenter und Jahr [kg]	Biogas R	Biogas S	Biogas MG	Biogas MG NH_3 opt	MG nur Lager	MG nur Lager CH_4 45%	Biogas MG NH_3, CH_4 N_2O opt	Biogas MG *mit Cos*	Biogas MG NH_3 opt *mit Cos*	MG nur Lager *mit Cos*	Biogas MG NH_3 CH_4 N_2O opt *mit Cos*
CH_4 Methan p	4.41	8.15	6.28	6.28	*7.25*	*13.60*	-4.05	9.39	9.39	*8.99*	-4.43
CO_2 Kohlendioxid p	15.79	20.87	18.33	18.33	*63.16*	*45.71*	4.34	24.90	24.90	*78.31*	6.18
NH_3 Ammoniak p	2.12	2.12	2.12	0.85	*13.25*	*13.25*	0.85	2.26	0.91	*16.94*	0.91
N_2O Lachgas p	0	0	0	0	*0.52*	*0.52*	-0.39	0	0	*0.63*	-0.48

Tab. 12: *Eingabewerte der gasförmigen **Mehr**emissionen aus Lager und Ausbringung beim Betrieb einer Biogasanlage von 300 m^3 bei verschiedenen Behandlungsvarianten pro m^3 Fermentervolumen und Jahr (in kg).*
Kursiv/hellgrau hinterlegt: Werte von Lagerung und Ausbringen von unvergorenem Material (= „Grundemission"; pro memoria)
MG: Mischgülle, S: Schwein, R: Rind, Cos: Cosubstrat

Tabelle 12 fasst die Eingaben bei den gasförmigen Mehremissionen gegenüber den Emissionen unbehandelter Gülle zusammen, d.h. es wurde bei der Vergärung jeweils nur die Differenz zwischen der jeweils entsprechenden Lagerung/Ausbringung und jener der Biogasgewinnung bilanziert (vgl. auch Tab. 9). Die kursiv gedruckten Referenzwerte „nur Lager", d.h. ohne Vergärung, sind nur pro memoria dargestellt und müssten bei der entsprechenden Vergärung noch addiert werden, wenn man die totalen Emissionswerte erhalten möchte. Sofern ein Lagertank zum Erfassen der Nachgärung abgedeckt wird, sinkt die Lachgasemission entsprechend (negative Eingabewerte gegenüber der Referenz). Dasselbe gilt für die Methanemissionen. Sofern bei der Lagerung von Referenzgülle der Methananteil im emittierten Gas im Bereich von (an sich plausiblen) 45% liegt, erhöhen sich die CH_4-Emissionen der Referenz

bei der Mischgülle um 6.35 kg (13.60-7.25), bzw. bei der Covergärung um 7.87 kg (nicht dargestellt). Die CH_4-Emissionen der normalen, nicht optimierten Gärvarianten liegen dann im Bereich derjenigen der reinen Lagervarianten.

Energiehaushalt der Betriebe

Die Werte zur Energie können der Tabelle 9 zu den Betriebsmitteln und Emissionen entnommen werden. Die Biogaszusammensetzung entspricht derjenigen, wie sie bei den Ökobilanzen der Feststoffvergärung angenommen worden war (vgl. Tab. 3 und 8). Die auf Grund der Gasausbeuten und der organischen Substanz ermittelte Gasmenge wurde mit dem Energieinhalt von 24 MJ/m^3 umgerechnet. Der Wärmebedarf der Anlage wurde mit den Biogas-Programm, (*arbi, 2001*) errechnet unter folgenden Annahmen: Klimawerte St.Gallen (im schweizerischen Durchschnitt konservativ), k-Wert der Anlage 0.33, Gülletemperatur nur leicht über der Aussentemperatur (ebenfalls konservative Annahme; es wäre ein Anlagen-Lay-Out denkbar, wo die Gülle wärmer in die Anlage gelangt und dank etwas kleinerem Heizaufwand die Nutzung der Wärme für Heizzwecke in den Wintermonaten etwas besser wäre).

Für den Hof wurde bei Rinderhaltung ein Ölbedarf von 5'000 t/a angenommen, welcher zu 80% für Heizzwecke eingesetzt werde (Klima: St. Gallen). Die restlichen 20% sind Bandenergie (d.h. Bedarf während des ganzen Jahres) zur Deckung des Warmwasserbedarfs für Haus und Hof (Melkstand, etc.). Mit dem EDV-Biogasprogramm wurde eine Energiebilanz erstellt, welche den genutzten Wärmeanteil und die überschüssige Abwärme in den Sommermonaten ausweist (vgl. Anhang). Die jahreszeitlichen Schwankungen im Prozessenergiebedarf wurden berücksichtigt (kältere Gülletemperatur im Winter, höhere Abstrahlungsverluste).

Bei der Schweinegülle wurde der Ölbedarf auf 10'000 t/a verdoppelt, da bei der Schweinehaltung mehr geheizt wird. Da bei der Schweinezucht auch ein höherer Warmwasserbedarf besteht (Aufwärmen Futter und ev. Trinkwasser etc.), wurde die Bandenergie auf 40% festgelegt. Analog zu den Varianten mit Rindergülle wurde der nutzbare Anteil der Abwärme bestimmt. Bei der Mischgülle wurde beim Energiebedarf des Hofs mit Mittelwerten der beiden Betriebe gerechnet (analog zu den Güllewerten).

Von der nutzbaren Abwärme des BHKW wurde 2% als Leitungs- und Übertragungsverlust in Abzug gebracht. Es wurden Varianten mit Gutschrift für die genutzte Wärme gerechnet, wobei das Biogas Erdgas im LowNOx-Brenner substituiere.

Zum Betrieb der Anlage ist Strom notwendig zum Zerkleinern, Pumpen und - wie eigene erste Messungen zeigten - vor allem zum Rühren. Der Elektrizitätsbedarf der Anlage wurde im Fall der Covergärung verdoppelt, um so speziell dem höheren Rühraufwand bei höheren TS-Gehalten und grobpartikulären Inhaltstoffen sowie dem höheren Aufbereitungs- und Pumpaufwand Rechnung zu tragen. Es wurde konservativ angenommen, dass 40% des Stroms ab Netz bezogen werde zu Zeiten, wenn das BHKW nicht in Betrieb ist (günstiger Nachttarif). Bei den BHKW wurde eine Umwandlung des Energieinhalts von Biogas in 33% Elektrizität und 50% nutzbare Abwärme angenommen *(Dimag, 2000)*. Daten zum Energiehaushalt (eigene Messungen auf den beiden Betrieben, Daten des EDV-Programms) finden sich im Anhang.

Resultate: Wirkungsabschätzung

Infrastruktur, Bereitstellung des Substrats (funkt. Einheit: m^3 Faulraum und Jahr)

Abbildung 6 zeigt die Auswirkungen des Baus einer Beton- bzw. Stahlbiogasanlage sowie der auf jeden Fall notwendigen Speicherkapazität für die Gülle unter vier verschiedenen Prioritäten bei der Gewichtung der Auswirkungen auf die Umwelt pro m^3 Gärraum und Jahr. Der Unterschied im Infrastrukturaufwand zwischen Beton- und Stahlbauweise beträgt beim Hierarchist (welcher als Referenz für die Ökostromlabel-Vergabe dient) rund 0,2 EI'99 Pts.; der Aufwand für den Bau des Stahlfermenters bewirkt 12,8% Mehrbelastung. Der Unterschied ist allerdings weniger auf das unterschiedliche Baumaterial, als hauptsächlich auf die aufwendigere Bauweise der nicht in Selbstbauweise erstellten Stahlanlage zurückzuführen (Abdeckung des Gasspeichers etc.).

Ein Vergleich der drei Archetypen zeigt, dass bei der Herstellung der Anlagen vor allem gesundheitsschädigende Umwelteinwirkungen entstehen: Der Individualist fühlt sich durch die gesundheitsgefährdenden Emissionen (beim Abbau der Rohstoffe, der industriellen Produktion und der dazu notwendigen Nutzung nicht erneuerbarer Energie) am stärksten bedroht, was bei ihm zu einem höheren Punktetotal führt.

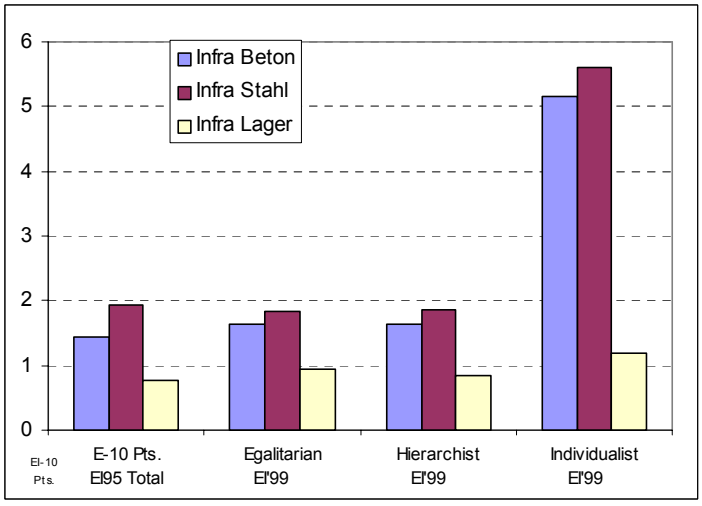


Abb. 6: *Auswirkungen der Bereitstellung der Infrastruktur zur Vergärung (Beton oder Stahl), sowie zur Güllelagerung bezogen auf 1 m^3 Faulraum und Jahr (EI-Total = EI95-Pts.*10^{-10} als Vergleich mit den Werten von EI'99)*

In Abbildung 6 ist der Aufwand zur Erstellung des Güllenlagers zum Vergleich ebenfalls dargestellt. Beim Lager müssen pro m^3 Faulraum vier m^3 Lagerkapazität bereitgestellt werden. Trotzdem ist der Aufwand kleiner, da sämtliche Anlagenkomponenten, wie Isolation, Verrohrungen, Gasnutzung etc. wegfallen. Der Aufwand für das Lager tritt in den Rechnungen nicht mehr in Erscheinung, da das Lager – wie oben dargelegt – sowieso gebaut werden müsste. Die Werte "Stahl" und "Beton" beziehen sich rein auf den Mehraufwand für die gesamte Biogasanlage exklusive Lager.

In Abbildung 7 ist der Aufwand zur Bereitstellung der Substrate dargestellt. Negative Werte werden durch die CO_2-Gutschrift bewirkt, welche für das beim Verbrennen des Biogases (später) entstehende Kohlendioxid erteilt wird. Die CO_2-Gutschrift betrifft vor allem den Treibhauseffekt und damit "Human health" - was den Individualisten "besonders freut".

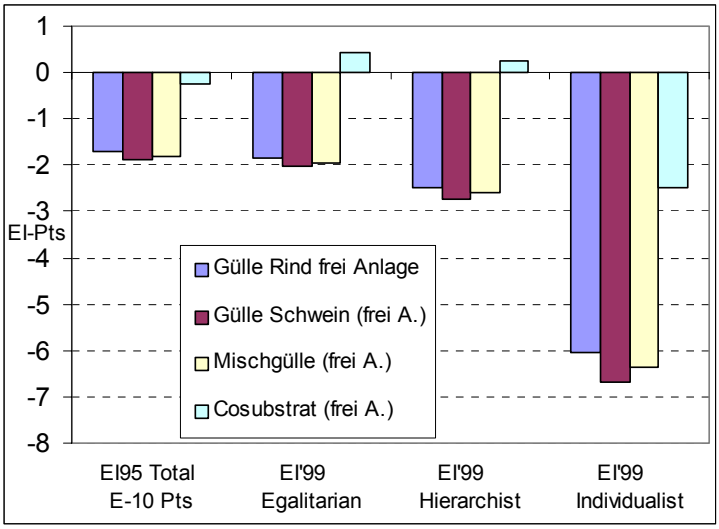


Abb. 7: *Auswirkungen der Bereitstellung von Substrat frei Anlage. Beim Cosubstrat wird der Transport zur Anlage belastet. (Funktionelle Einheit: m^3 Faulraum und Jahr)*

Betrieb der Anlagen (funktionelle Einheit: m^3 Faulraum und Jahr)

Abb. 8 zeigt die Auswirkungen des Betriebs eines Betonfermenters ($300m^3$; Standardvariante) mit Rinder- und Schweinegülle im Vergleich zu Mischgülle (Standard). Die Betriebsemissionen sind für Beton- Stahlbauweise identisch. In der Folge ist daher jeweils immer nur die Standardvariante mit Betonfermenter dargestellt.

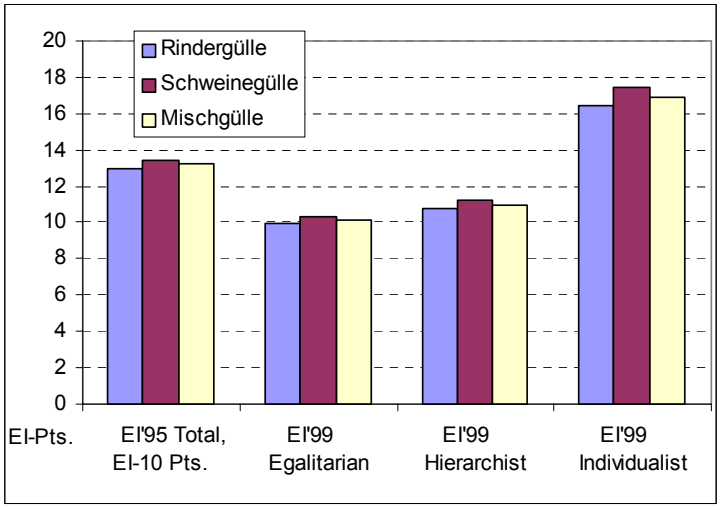


Abb. 8: *Punktetotal beim Betrieb der Standardanlage mit unterschiedlichen Güllen pro m^3 und a.*

Die Schweinegülle schneidet leicht schlechter ab; der Unterschied zwischen Rinder- und Schweinegülle ist jedoch nicht gravierend, was erlaubt, bei den verschiedenen Varianten jeweils mit Mischgülle zu rechnen. Bei der Wärmeverwertung ist zudem die Schweinehaltung im Vorteil, was den dort produzierten Strom wiederum bevorteilt.

Abbildung 9 zeigt die Auswirkungen der Reduktion der Ammoniak-Mehremissionen um 60% beim Lagern und Ausbringen von Mischgülle (z.B. indem die Gülle nicht mit einem Druckfass versprüht, sondern durch ein Schleppverfahren ausgebracht wird), sowie in einer weiteren Sensitivität die zusätzliche Verbesserung durch Ausnutzung der Nachgärung: Wenn der (bzw. zumindest der erste) Nachgärbehälter abgedeckt wird, entstehen weniger Lachgas- und Methanemissionen.

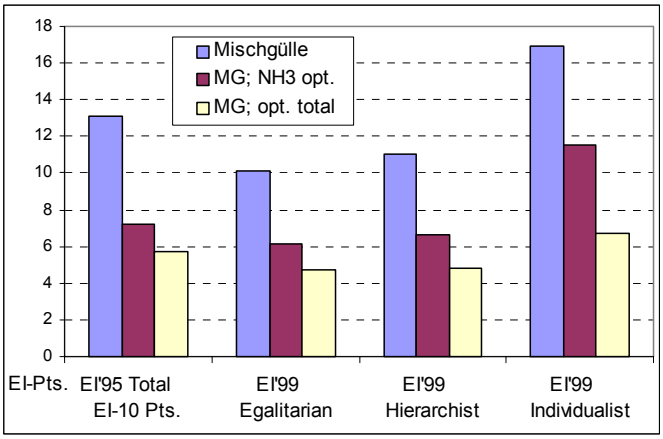


Abb. 9: *Jährliche Auswirkungen pro m^3 Faulraum der Reduktion der Ammoniakemissionen, sowie einer zusätzlichen Erfassung des grössten Teils der Nachgärung; Mehremissionen gegenüber der jeweils entsprechenden Ausbringung von Lagergülle. (EI-Total = EI95 Pts.*10^{-10})*

Es wird augenscheinlich, dass die Emission von Ammoniak den Löwenanteil bei der Punktzahl, d.h. bei der Umweltbelastung, ausmacht: Die Reduktion der Mehremissionen um 60% beim Ausbringen reduziert die Gesamtbelastung um rund einen Drittel! Daneben fallen die Reduktionen der Lageremissionen von Lachgas und Methan um je 75% der ursprünglichen Grösse deutlich weniger stark ins Gewicht.

Abbildung 9 stellt nur die Mehremissionen, welche durch den höheren pH-Wert und die höheren Ammoniumkonzentrationen bewirkt werden, gegenüber der jeweils entsprechenden Ausbringung von normaler Lagergülle dar. Es muss ausdrücklich festgehalten werden, dass das Ausbringen von normal gelagerter Gülle aus Sicht der Umwelt nicht unproblematisch ist – wie dies in Abbildung 10 zum Ausdruck kommt:

Abbildung 10 stellt – zur Relativierung der Daten von Abbildung 9 - die Emissionen des Betriebs eines Güllenlagers am Beispiel Mischgülle dar, sowie die Mehremissionen, welche bei der zusätzlichen Vergärung vor der Lagerung durch die Standardbiogasanlage (inkl. deren Bau) bewirkt werden. Die Mehremissionen an Ammoniak wurden mit 15% der Emissionen der normalen Lagergülle allerdings konservativ angenommen (vgl. Diskussion).

Die totale Belastung der Vergärung macht die Summe aus den beiden Säulen aus. Die Emissionen des „normalen“ Lagerns/Ausbringens wurden jedoch bei allen Rechenvarianten in Abzug gebracht, so dass nur die Mehremission (bzw. deren Reduktion bei unterschiedlicher

Ausbringungsart) bei der Vergärung in die Betrachtung eingeflossen ist (kleiner Säulenabschnitt oben). Die Umweltbelastungen, die bei konventioneller Güllenbewirtschaftung (inkl. Bau Lagertank) entstehen, sind über viermal grösser als diejenigen des Baus und Betriebs (Mehrbelastungen NH_3 etc.) einer Biogasanlage (Man beachte die Skalierung der Graphik!).

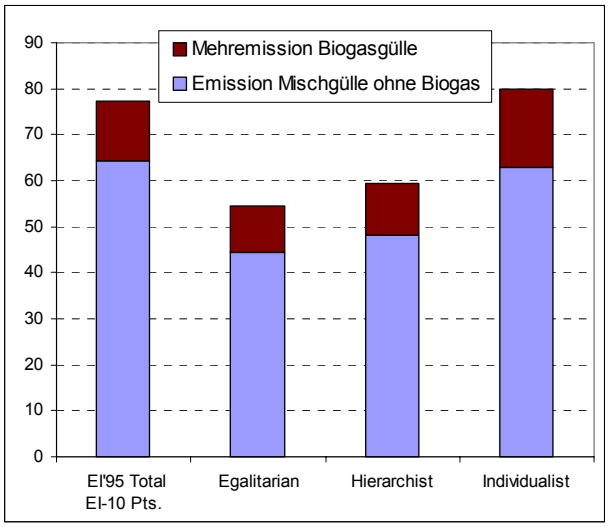


Abb. 10: *Auswirkungen von Lagern und Ausbringen der Gülle (unterer Säulenbereich, inkl. Bau Güllenlager) und Mehremissionen bei vorgängiger Biogasgewinnung (oberer Säulenbereich; inkl. Bau und Betrieb der Biogasanlage) pro m^3 Faulraum*a.*

Wenn man die normal gelagerte Mischgülle mit Schleppschlauch optimiert ausbringen würde, würden sich – je nach Prioritätensetzung - Einsparungen zwischen 20 und 30 EI'99 Pts. ergeben! Weiter unten wird beim Betrieb der Gäranlagen die Differenz zur jeweils entsprechenden „normalen" Lagerung/Ausbringung belastet. Das heisst, dass bei einem Vergleich von optimiert ausgebrachter Biogasgülle mit versprühter, normal gelagerter Gülle die Werte für die Biogasgewinnung stets (stark) negativ wären (vgl. Diskussion: Gutschrift für Reduktion von NH_3).

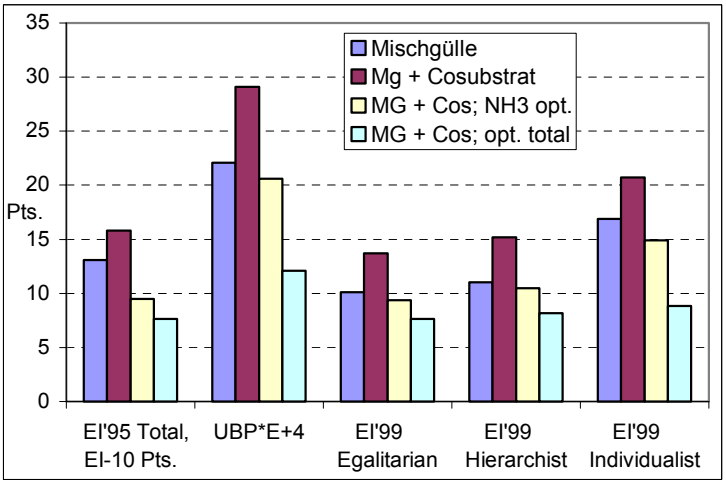
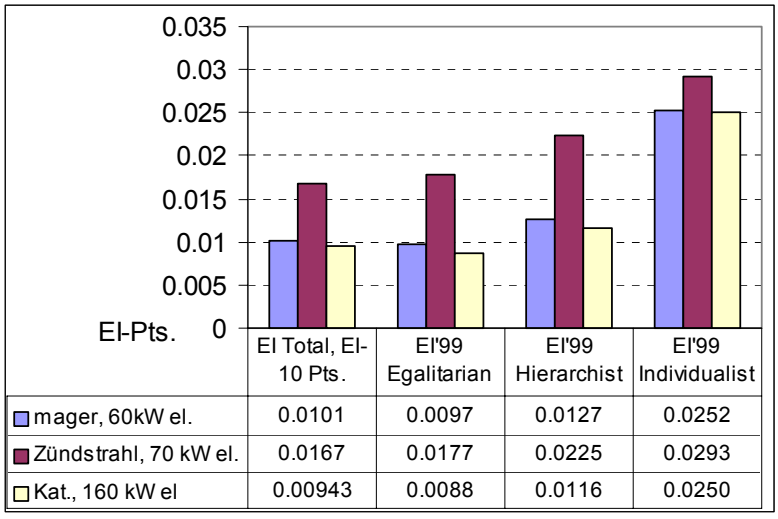


Abb. 11: *Auswirkungen pro m^3 Faulraum und Jahr bei Zugabe von Cosubstrat zur Mischgülle, sowie Optimierungsvarianten der Covergärung (Reduktion der Ammoniakemission durch Massnahmen beim Ausbringen, bzw. zusätzliche Abdeckung des Nachgärbehälters)*

Abbildung 11 zeigt die Mehrbelastung durch die Zugabe von 2 m^3 Cosubstrat pro Tag, sowie auch für diesen Fall die Auswirkungen von Reduktion der gasförmigen Emissionen durch Optimierungsmassnahmen. Die Mehrbelastungen liegen für den "Hierarchist" (Default) bei rund 2 EI'99-Pts. pro Tonne Cosubstrat. Dies ist wenig, da die bereits vorhandene Infrastruktur mit dem Cosubstrat besser ausgenutzt wird. Bei der Betrachtung der Gewinnung von elektrischer Energie wird der Mehraufwand bei der Zugabe von Cosubstrat durch erhöhte Energieabgabe wieder aufgewogen, bzw. mehr als wettgemacht (siehe unten).

Abbildung 12 vergleicht die drei untersuchten BHKW's. Das Zündstrahlaggregat führt zu einer höheren Umweltbelastung, weil zusätzlich zum Biogas Zündöl verbrannt wird (vgl. Tabelle 10). Besonders die Ökosysteme reagieren sensibel auf die BHKW-Wahl (Egalitarian). (Man beachte, dass die Grössenordnung der EI-Punkte hier um rund 2 Zehnerpotenzen kleiner ist, als bei den Gesamtemissionen, weil hier die Emissionen auf 1 kg Biogas bezogen sind.)



	EI Total, EI-10 Pts.	EI'99 Egalitarian	EI'99 Hierarchist	EI'99 Individualist
mager, 60kW el.	0.0101	0.0097	0.0127	0.0252
Zündstrahl, 70 kW el.	0.0167	0.0177	0.0225	0.0293
Kat., 160 kW el	0.00943	0.0088	0.0116	0.0250

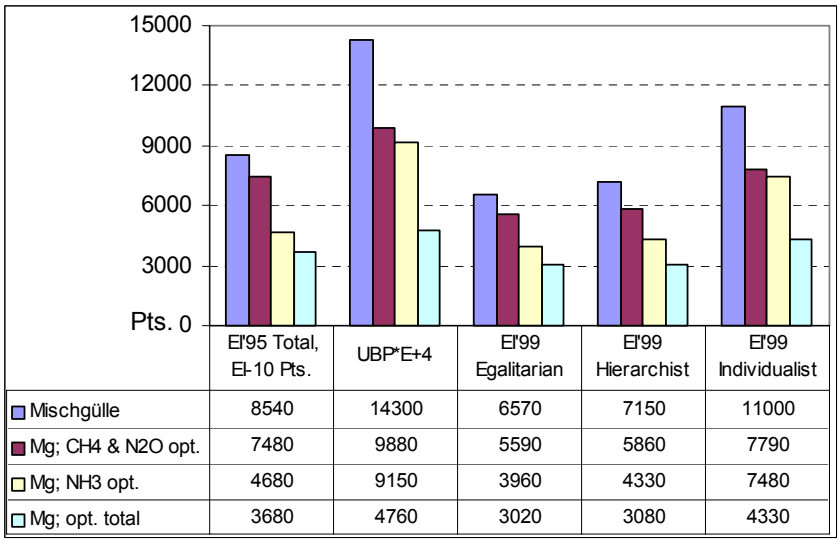
Abb. 12: *Vergleich der durch den Betrieb bewirkten Emissionen bei der Verbrennung von 1 kg Biogas (Zündstrahl: inkl. Zündöl) von drei unterschiedlichen BHKW-Typen*

Die grössere Belastung des Zündstrahl BHKW wird jedoch etwas relativiert durch die Tatsache, dass dieses einen etwas besseren Wirkungsgrad aufweist als die beiden anderen BHKW-Typen und pro kg Biogas mehr Elektrizität liefert. Wie weiter unten in der Abbildung 20 dargestellt wird, verringert sich dort der Unterschied zwischen den Typen entsprechend.

Da ursprünglich von 10% Zündöl ausgegangen worden war (*Böhni, 1999b*), wird in Tabelle 18, wo die Belastungen bei der Herstellung von 1 TJ Strom dargestellt sind, zum Vergleich die Performance bei 10% Zündölanteil ebenfalls angegeben.

Stromerzeugung (Funktionelle Einheit: Produktion von 1 TJ Strom)

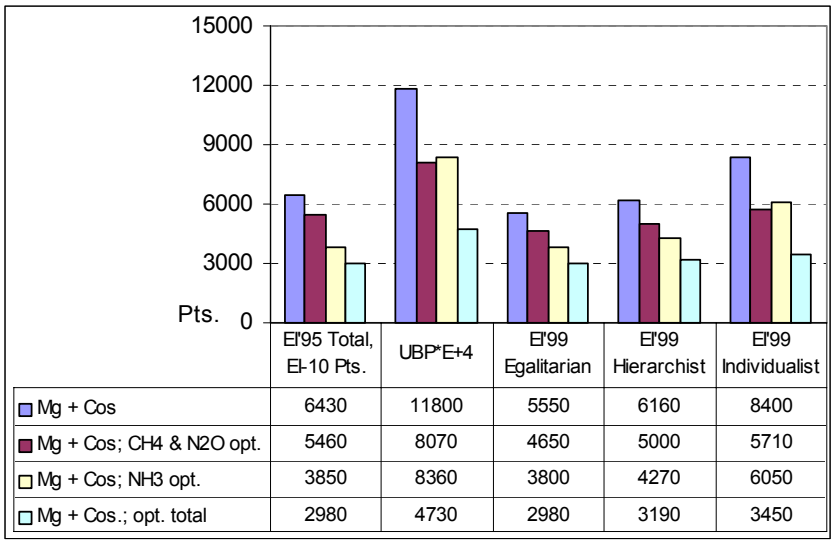
Die beiden folgenden Graphiken visualisieren nun die Auswirkungen der Produktion von 1 TJ Strom mit und ohne Cosubstrat bei verschiedenen Optimierungsvarianten im BHKW 60kW$_{el}$.



	El'95 Total, Ei-10 Pts.	UBP*E+4	El'99 Egalitarian	El'99 Hierarchist	El'99 Individualist
Mischgülle	8540	14300	6570	7150	11000
Mg; CH4 & N2O opt.	7480	9880	5590	5860	7790
Mg; NH3 opt.	4680	9150	3960	4330	7480
Mg; opt. total	3680	4760	3020	3080	4330

Abb. 13: *Auswirkungen der Herstellung von 1 TJ Strom aus Mischgülle bei unterschiedlichen Optimierungsvarianten mit dem Standard-BHKW (Magermotor). Die Belastungen werden vollständig der Stromproduktion alloziert.*

Abbildung 13 zeigt die Situation beim Betrieb der Landwirtschaftsanlage mit reiner Gülle. In Abbildung 14 wird der Einfluss der Covergärung von 2 m^3 Cosubstrat pro Tag dargestellt. Der Vorteil der Covergärung, dass bei praktisch gleicher Infrastruktur mehr Energie freigesetzt werden kann, wird augenscheinlich.



	El'95 Total, Ei-10 Pts.	UBP*E+4	El'99 Egalitarian	El'99 Hierarchist	El'99 Individualist
Mg + Cos	6430	11800	5550	6160	8400
Mg + Cos; CH4 & N2O opt.	5460	8070	4650	5000	5710
Mg + Cos; NH3 opt.	3850	8360	3800	4270	6050
Mg + Cos.; opt. total	2980	4730	2980	3190	3450

Abb. 14: *Auswirkungen der Herstellung von 1 TJ Strom aus Mischgülle plus Cosubstrat bei unterschiedlichen Optimierungsvarianten (Belastungen vollständig der Stromproduktion alloziert)*

Durch Optimierungsmassnahmen im Bereich des Gülleaustrags und auch der Güllelagerung (Nutzung der Nachgärung) können bis zu mehr als die Hälfte der Umweltbelastungen verhindert werden.

In den beiden letzten Darstellungen wurden zum Vergleich nicht nur die verschiedenen Gewichtungsvarianten von EcoIndicator dargestellt, sondern auch die Bewertung in UBP (Punktzahl mal 10'000). Es zeigt sich in dieser Ökobilanz eine sehr gute Übereinstimmung zwischen UBP *(Buwal, 1998a)* und der Gewichtung des Individualisten in EI'99. (Bei der Ökobilanz der Feststoffvergärung wurde eine grössere Abweichung beobachtet, welche dort vor allem auf die unterschiedliche Bewertung der Schwermetalle zurückzuführen war). Die Bewertung nach EI95 deckt sich andererseits recht gut mit dem Defaultwert (Hierarchist) des EI'99.

Für das Ökostromlabel „naturemade star" ist die in den Abbildungen 13 bis 16 dargestellte Belastung pro TJ erzeugte Elektrizität massgebend (vgl. Diskussion). In den Abbildungen 13 und 14 wurden sämtliche Umweltbelastungen der Stromproduktion alloziert. Da die Biogasanlage – neben einer hier nicht quantifizierbaren Verbesserung der Güllenqualität – zusätzlich zum Strom auch verwertbare Abwärme des BHKW liefert, werden die EI-Punkte in der Folge auf Strom und Wärme verteilt, bzw. an Strom und Wärme alloziert.

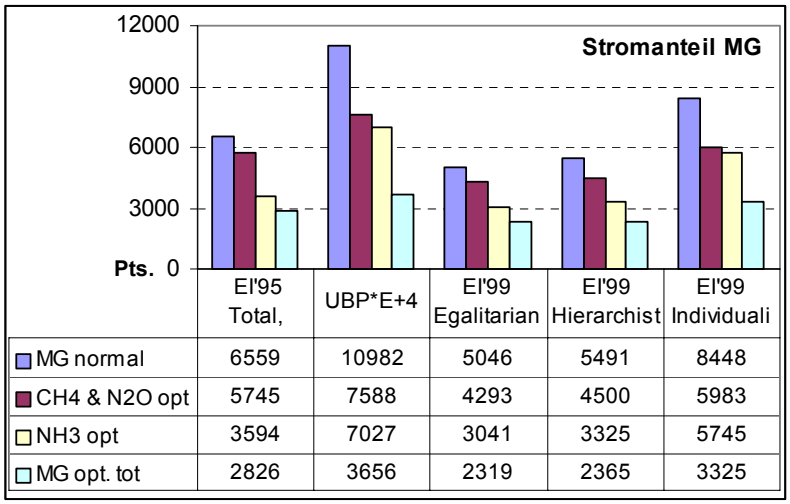
Allokation an Strom und Wärme

Wieviel der Abwärme des BHKW vom Landwirtschaftsbetrieb genutzt werden kann, hängt sehr stark von den lokalen Gegebenheiten ab. Generell hat normalerweise ein Schweinemastbetrieb einen höheren Wärmebedarf als ein Milchvieh- oder Rindermastbetrieb. Bezüglich des Energiebedarfs der Anlagen und Betriebe wurden einerseits eigene Messungen durchgeführt (vgl. Anhang). Andererseits konnte man sich auf Erfahrungswerte abstützen. Es wurden – wie bei den Annahmen dargelegt – plausible Annahmen getroffen. Mit diesen wurde die Energiebilanz der Betriebe darauf unter Berücksichtigung von Aussentemperaturen, Abstrahlungsverlusten etc. mit dem EDV-Biogasprogramm *(arbi 2001)* berechnet. Wenn man beim Energiebedarf eines Betriebs vom Mittelwert der Annahmen für Schweine- und Rindviehbetriebe ausgeht, ergibt sich – unter Berücksichtigung der schlechten Wärmenutzungsmöglichkeit in warmer Jahreszeit und nach Abzug der Wärme für den Betrieb der Anlage – folgende Situation:

	TJ genutzter Strom	TJ genutzte Wärme
Mischgülle	76.8 %	23.2 %
Mischgülle plus Cosubstrat	72.7 %	27.3 %

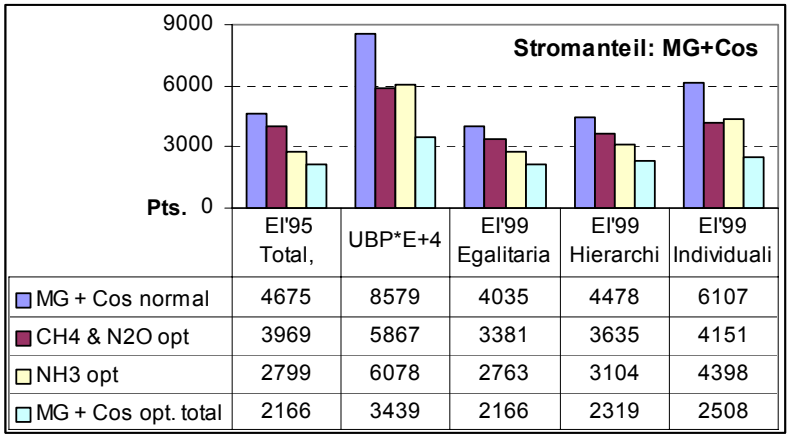
***Tab. 13**: Annahmen der Anteile der in Form von Strom und von Wärme extern genutzten Energie (d.h. exklusive der Betriebsenergie für den Reaktor).*

Wenn nun die Umweltbelastungen auf Grund der genutzten Energie aufgeschlüsselt werden, ergibt sich für die Stromproduktion aus den beiden Substraten das in den Abbildungen 15 und 16 dargestellte Bild: (Die Werte beziehen sich auch hier auf das Standard-BHKW 60 kW_{el})



	EI'95 Total,	UBP*E+4	EI'99 Egalitarian	EI'99 Hierarchist	EI'99 Individuali
MG normal	6559	10982	5046	5491	8448
CH4 & N2O opt	5745	7588	4293	4500	5983
NH3 opt	3594	7027	3041	3325	5745
MG opt. tot	2826	3656	2319	2365	3325

Abb. 15: *Auswirkungen der Herstellung von 1 TJ Strom in BHKW 60kW$_{el}$ aus Mischgülle bei unterschiedlichen Optimierungsvarianten. Die Belastungen werden proportional zu den genutzten Energiemengen (TJ) der Stromproduktion alloziert. (Die Differenz zu den Werten von Abb. 13 wird der genutzten Wärme alloziert)*



	EI'95 Total,	UBP*E+4	EI'99 Egalitaria	EI'99 Hierarchi	EI'99 Individuali
MG + Cos normal	4675	8579	4035	4478	6107
CH4 & N2O opt	3969	5867	3381	3635	4151
NH3 opt	2799	6078	2763	3104	4398
MG + Cos opt. total	2166	3439	2166	2319	2508

Abb. 16: *Auswirkungen der Herstellung von 1 TJ Strom in BHKW 60kW$_{el}$ aus Mischgülle plus Cosubstrat bei unterschiedlichen Optimierungsvarianten Die Belastungen werden proportional zu den genutzten TJ der Stromproduktion alloziert. (Die Differenz zu den Werten von Abb. 14 wird der genutzten Wärme alloziert)*

In den Abbildung 15 und 16 werden die Umweltbelastung auf Grund der genutzten Energiemengen gemäss Tabelle 13 auf Strom und Wärme verteilt. Diese Allokationsmethode ist insofern mit einem Mangel behaftet, als ein TJ Wärme aus nicht erneuerbaren Energieträgern weniger Umweltbelastung bringt, als ein TJ Strom: Zur Bereitstellung von Strom aus nicht erneuerbaren Ressourcen wird deutlich mehr Energie - mit entsprechend mehr Umweltbelastung - benötigt als für Wärme. (Dies drückt sich auch im höheren Preis von 1 kWh Strom gegenüber einer kWh in Form von Öl oder Gas aus).

Bei einer Allokation auf Grund der Energiemenge wird daher die Stromgewinnung bevorzugt. Wenn die Allokation andererseits auf Grund des Energiepreises vorgenommen würde, wäre

die Stromgewinnung wahrscheinlich benachteiligt, da wichtige Umweltbelastungen - wie z.B. Treibhauseffekt - beim Strommix nicht proportional zum Mehrpreis anwachsen.

Abbildung 17 zeigt die Umweltbelastungen von Strom und effektiv genutzter Wärme in der Standardvariante, d.h. ohne Optimierung der Güllenbewirtschaftung. Dazu wurde die Belastung zur Produktion von 1 TJ genutzter Wärme gerechnet. Die Datenpunkte geben von links nach rechts die Zuordnung von 0, 25, 50, 75 und 100% der Belastung an Strom, bzw. in der Gegenrichtung von 0-100% an Wärme an. Im vorliegenden Beispiel der Standardvariante bringt ein TJ Wärme mehr als doppelt so grosse Umweltbelastungen wie Strom, da netto weniger Wärme als Strom genutzt werden kann (vgl. Tab.13). Je nach Anteil der genutzten Wärme kann sich hier allerdings das Bild recht stark verändern.

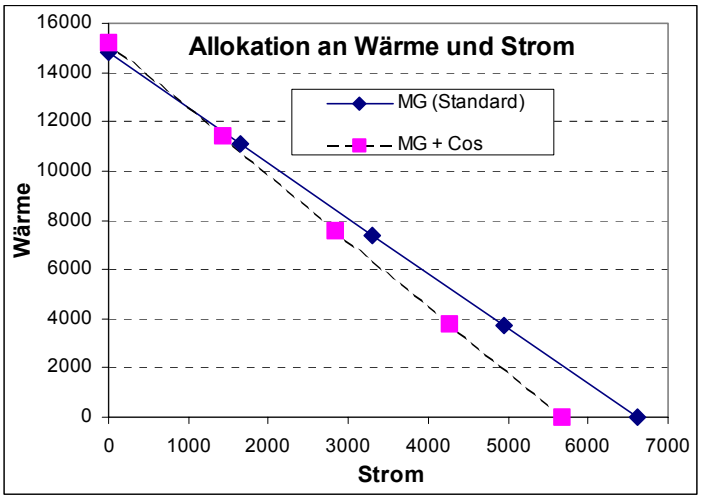
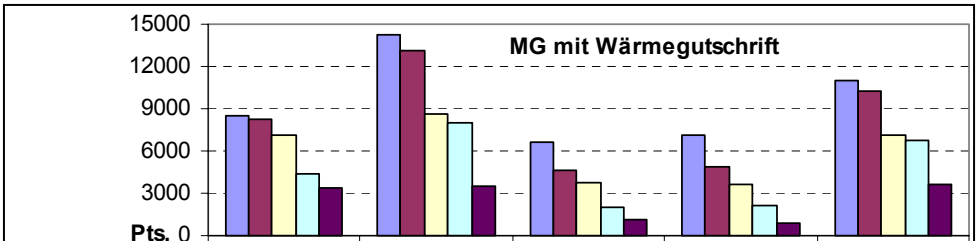


Abb. 17: *Allokationsdiagramm für die unterschiedliche Zuteilung der Belastungen an Strom und Wärme in der Standardvariante (Datenpunkte: links 100% an Wärme, rechts 100% Strom; Schritte jeweils 25%)*

In den Abbildungen 15 und 16 wird die Umweltbelastung jeweils entsprechend der genutzten TJ Energie an Strom und Wärme alloziert. Dies bedeutet, dass bei einer Variante mit einer kleineren Umweltbelastung die genutzte Wärme entsprechend weniger belastet wird. Eine zweite Möglichkeit, den Einfluss der Wärmenutzung zu quantifizieren, ist die Erteilung einer Gutschrift für die genutzte Wärme (vgl. nächstes Unterkapitel). In diesem Fall wird bestimmt, wie gross die Umweltbelastung wäre, wenn die genutzte Wärme mit einer herkömmlichen Heizung (hier: LowNO_x-Gaskessel) gewonnen würde. Da dieser Aufwand bei der Nutzung von Biogas wegfällt, kann eine entsprechende Gutschrift erteilt werden.

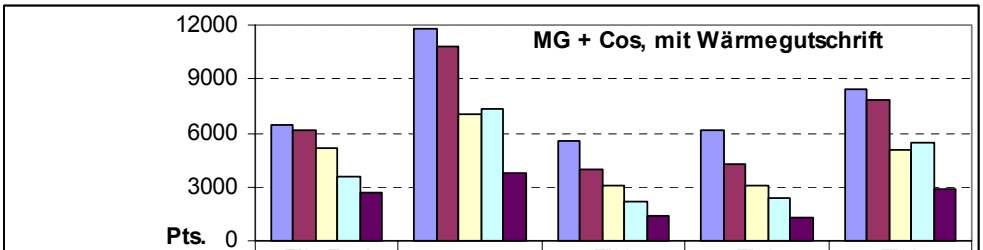
Erteilung einer Gutschrift für die genutzte Wärme

In den Abbildungen 18 und 19 wird bei den beiden Standardsubstraten bei verschiedenen Optimierungsgraden eine Gutschrift für die genutzte Wärme erteilt. Die nutzbare Wärmemenge wurde wiederum unter Berücksichtigung der lokalen Bedingungen (Annahme: Klima St. Gallen) und unter Abzug der für den Betrieb des Reaktors notwendigen Betriebsenergie ermittelt.



	EI'95 Total, EI-10 Pts.	UBP*E+4	EI'99 Egalitarian	EI'99 Hierarchist	EI'99 Individualist
MG	8540	14300	6570	7150	11000
MG, WG	8190	13100	4670	4890	10300
CH4 & N2O opt, WG	7130	8680	3690	3600	7090
NH3 opt, WG	4330	7950	2060	2070	6780
MG opt. total, WG	3330	3560	1120	820	3630

Abb. 18: *Auswirkungen der Herstellung von 1 TJ Strom in BHKW 60kW$_{el}$ aus Mischgülle in den verschiedenen Optimierungsvarianten unter Abzug der Einsparungen, welche sich ergeben, wenn die Abwärme der Stromgewinnung (soweit möglich) fr Heizzwecke eingesetzt wird und so Heizaufwand mit nicht erneuerbarem Erdgas wegfällt. WG: mit Wärmegutschrift*



	EI'95 Total, EI-10 Pts.	UBP*E+4	EI'99 Egalitarian	EI'99 Hierarchist	EI'99 Individualist
MG + Cos	6430	11800	5550	6160	8400
MG + Cos, WG	6140	10800	3940	4240	7790
CH4 & N2O opt, WG	5170	7070	3040	3080	5100
NH3 opt, WG	3560	7360	2190	2350	5440
MG + Cos, opt. total, WG	2690	3730	1370	1270	2840

Abb. 19: *Auswirkungen der Herstellung von 1 TJ Strom in BHKW 60kW$_{el}$ aus Mischgülle plus Co-substrat in den verschiedenen Optimierungsvarianten unter Abzug der Einsparungen, welche sich ergeben, wenn die Abwärme der Stromgewinnung (soweit möglich) fr Heizzwecke eingesetzt wird und so Heizaufwand mit nicht erneuerbarem Erdgas wegfällt. WG: mit Wärmegutschrift*

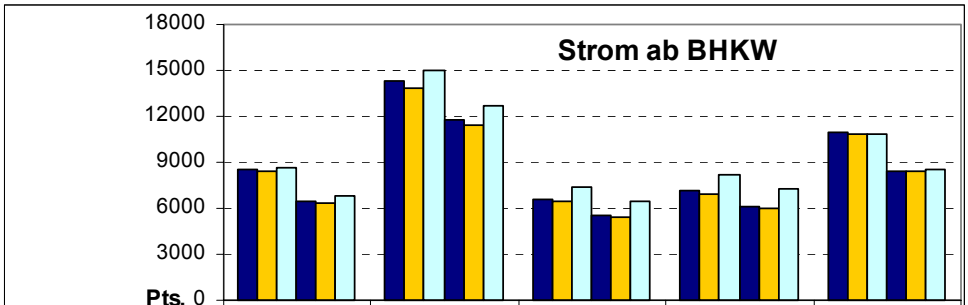
Die tatsächlich genutzte Wärme errechnete sich aus dem (jahreszeitlich variierenden) Wärmebedarf und der (ebenfalls variierenden) Nutzwärme. Anschliessend wurde die Umweltbelastung bestimmt, die sich ergeben würde, wenn die genutzte Wärme in einem Erdgasbrenner mit nicht erneuerbarem Erdgas erzeugt würde (Brenner: Low-NO_x, Kond.<100 kW). Es ergab sich eine Einsparung von rund 2000 EI'99-Pts. (Hierarchist), welche bei den verschiedenen Optimierungsvarianten als Gutschrift in Abzug gebracht wurde (vgl. Abb. 18 und 19).

Im Gegensatz zur proportionalen Allokation der Belastungen an Strom und Wärme (Abb. 15 und 16) wird hier unabhängig von der Variante eine Gutschrift im Betrag der tatsächlich eingesparten Umweltbelastung erteilt. Dies ist einleuchtend, da die durch die Wärmenutzung eingesparte Umweltbelastung unabhängig von den Optimierungsmassnahmen bei der Güllenbewirtschaftung ist.

In der Praxis kann davon ausgegangen werden, dass i.d.R. die Einsparung sogar noch deutlich grösser wäre, weil auf einem Landwirtschaftsbetrieb die Wärme nur in Ausnahmefällen durch einen Low-NO_x-Gasbrenner bereitgestellt wird. In der Regel wird eine Heizung mit Öl und/oder Holz mit einer grösseren Umweltbelastung vorhanden sein. Eine grössere Gutschrift könnte auch dann ereilt werden, wenn auf oder in der Umgebung des Hofs noch weitere Wärmeabnehmer vorhanden wären, welche eine ganzjährige Nutzung sämtlicher Überschusswärme erlauben. Wenn die Abwärme des BHKW ganzjährig voll genutzt werden könnte, wären bei den optimierten Varianten negative Werte möglich, d.h. wären die positiven Einflüsse der Biogasgewinnung grösser als die negativen.

Einfluss der BHKW-Typen

Abbildung 20 zeigt den Einfluss der BHKW-Wahl: Es wird die Stromproduktion mit den drei bei den Annahmen beschriebenen Typen in den nicht optimierten Standardvarianten verglichen. Die drei linken Säulen der Säulengruppen beziehen sich auf Mischgülle ohne Cosubstrat; rechts ist Mischgülle mit Cosubstrat (und mit entsprechend etwas kleineren Belastungen) dargestellt.



	El'95 Total, El-10 Pts.	UBP*E+4	El'99 Egalitarian	El'99 Hierarchist	El'99 Individualist
MG 60 kW, mager	8540	14300	6570	7150	11000
MG 160 kW Kat.	8420	13900	6420	6970	10900
MG 70 kW Zündst.	8700	15000	7430	8240	10900
+ Cos 60 kW, mager	6430	11800	5550	6160	8400
+ Cos 160 kW Kat.	6320	11400	5410	5990	8390
+ Cos 70 kW Zündst.	6820	12670	6470	7300	8550

Abb. 20: *Darstellung der Gewinnung von 1 TJ Strom mit drei verschiedenen BHKW-Typen: 160 kW_{el} mit Katalysator, Zündstrahl 70 kW_{el} und 60 kW_{el} mager (Standard-BHKW) in den nicht optimierten Standardvarianten der Vergärung.*
Jeweils linke Hälfte der Säulengruppe: Mischgülle(MG); rechts Mischgülle plus Cosubstrat (+ Cos)

Pro TJ Strom wirken sich die – in Abbildung 12 pro kg Biogas dargestellten - Unterschiede hier nun ebenfalls aus. Das BHKW 160kW$_{el}$ mit Katalysator schneidet leicht besser ab als der Magermotor 70 kW$_{el}$ (Standard). Der Unterschied beträgt beim hier relevanten Hierarchist jedoch nur 180 EI'99-Pts. im Fall der Mischgülle, bzw. 170 EI'99 Pts bei Mischgülle plus Cosubstrat.

Das Zündstrahlaggregat schneidet infolge des Zündöls etwas schlechter ab: Gegenüber dem Standard-BHKW (60 kW mager) sind die Mehrbelastungen rund 1100 EI'99-Pts (vgl. Hierarchist, Tabelle in Abb. 20). Wenn die Güllenbewirtschaftung nicht optimiert ist, bedeutet dies rund einen Sechstel Mehremissionen. Die Optimierung der Güllelagerung und –ausbringung hat auf die Emissionswerte des BHKW keinen Einfluss. Bei den voll optimierten Varianten mit Wärmegutschrift (Abb. 18 bzw. 19) steigt der Wert beim Hierarchist beim Einsatz des Zündstrahlaggregats auf 1910 (Mischgülle), bzw. 2410 EI'99-Pts (Mischgülle plus Cosubstrat). In Abbildung 20 entsprechen die Werte von 60 kW$_{el}$ den Standardvarianten, wie sie auch in den anderen Abbildungen (13 bis 18) dargestellt sind.

Einfluss einer höheren Methanemission aus dem Lager

Bereits weiter oben wurde festgehalten, dass die Zusammensetzung der aus einer Güllelagergrube entweichenden Abgase aus Literaturwerten übernommen wurde: Man rechnete mit einer Gaszusammensetzung von 24% Methan und 75% CO_2. Da in den Güllegruben – je nach Füllstand, Rührintervall etc. – mehr oder weniger anaerobe Zustände herrschen, und da die Gülle mit anaeroben Bakterien angeimpft ist, besteht eine grosse Wahrscheinlichkeit, dass diese Annahme zum Methananteil zu tief ist. Eigene – leider nur punktuelle Messungen, welche keine statistisch signifikante Aussage erlauben – deuten auf einen deutlich höheren Methananteil hin. Es wurde daher für das Referenzsystem „Güllelager“ mit unvergorener Gülle eine Sensitivität mit 45% Methanemission im Abgas des Lagertanks gerechnet. Abbildung 21 zeigt den Einfluss dieser erhöhten Methanemission. Abbildung 21 bezieht sich wieder auf den Betrieb der Anlagen, da ja das Güllelager keinen Strom liefert (funktionelle Einheit: Lagerkapazität für 1 m^3 Faulraum und Jahr).

Den Löwenanteil der Emissionen bei der konventionellen Güllenbewirtschaftung machen die Ammoniakemissionen aus (vgl. auch Abb. 10). Bei Methanemissionen im Bereich von 45% der entweichenden Gase steigen die Werte beim Hierarchist (Default) für Mischgülle ohne Cosubstrat um 0.6 EI'99-Pts; beim Individualist ist die Differenz wegen dem stark gewichteten Treibhauseffekt 1.7 EI'99-Pts. Wenn die Emissionen des normalen Lagers (Referenzsystem) höher sind, erniedrigen sich die Emissionen der Biogasgewinnung entsprechend, da dort nur die Differenz zum Lager gewichtet wird.

Diese Differenz von 0,6 EI'99-Pts ist im Vergleich zum Einfluss des Ammoniaks sehr klein, würde aber in der optimierten Variante beim Hierarchist die Belastung von knapp 5 EI'99-Pts. (4,81 Pts., Abb. 9) um mehr als 12% verringern. Umgerechnet auf die Erzeugung von 1TJ Strom ergeben sich bei sämtlichen Biogasvarianten Reduktionen von knapp 400 EI'99-Pts (Hierarchist), sofern die (sehr plausible) Annahme stimmt, dass Methan knapp die Hälfte der gasförmigen Emissionen bei der Lagerung von unvergorener Gülle ausmacht.

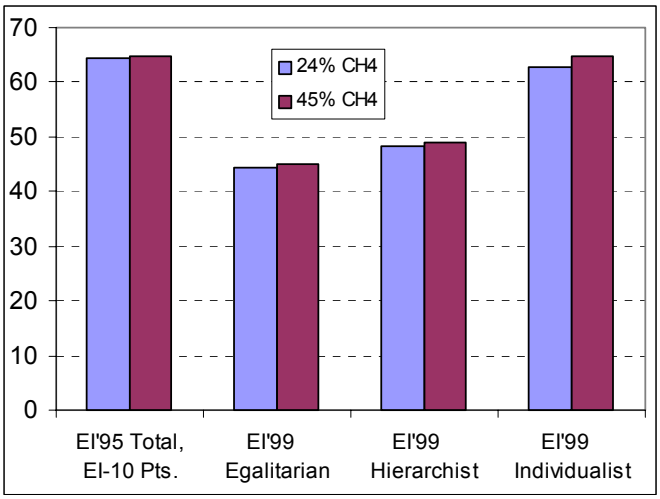


Abb. 21: *Einfluss erhöhter Methananteile an den gasigen Emissionen (45%) gegenüber dem Standardwert (24%) aus dem Lager (ohne vorgängie Vergärung!) für Mischgülle ohne Cosubstrat (Referenzwert = Grundemission, welche bei den Gäranlagen nicht belastet wird, da sie sowieso entsteht t) (Funktionelle Einheit: Betrieb Lager pro m3 Faulraum und Jahr)*

Einfluss der einzelnen Wirkungskategorien auf das Gesamtresultat

Bis jetzt wurden nur die totalen Summen der EI-Punkte dargestellt und verglichen. Abbildung 22 zeigt zum besseren Verständnis der Gesamtresultate am Beispiel der Mischgülle mit Cosubstrat den Einfluss der einzelnen Wirkungskategorien auf das Gesamtresultat: Die Kuchendiagramme stellen die prozentualen Anteile der einzelnen Wirkungskategorien für die drei "Archetypen" dar. Die Darstellungen in den Abbildungen 22-24 stammen aus dem zweitletzten Rechengang, was eine kleine Differenz zur bisher betrachteten definitiven Totalpunktzahl zur Folge hat. Dies ist jedoch nicht gravierend, da in diesem Zusammenhang nur die prozentualen Anteile der einzelnen Wirkungskategorien interessieren.

Die Schadenskategorie "*Human health*" (menschliche Gesundheit) setzt sich zusammen aus den Effekten der Wirkungskategorien Carcinogenics, Respiratory, Greenhouse effect, Ozone depletion und Ionizing radiation. Die Kategorie "*Ecosystem Health*" (Zustand der Ökosysteme) umfasst die Wirkungskategorien Acidifi- & Eutrophication, Ecotoxicity und Land use. "*Resources surplus energy*" ist gleichzeitig Wirkungs- wie auch Schadenskategorie und beschreibt die Erschöpfung der Ressourcen, d.h. den energetischen (Mehr-)Aufwand zur Ausbeutung zusätzlicher (endlichen) Ressourcen.

Beim Vergleich der drei Kuchendiagramme fällt zunächst auf, dass diejenigen Kategorien, welche auf die menschliche Gesundheit Bezug nehmen, in allen Fällen überwiegen; während beim Egalitarian rund die Hälfte der Belastung auf "human health " zurückzuführen ist, sind es in den anderen beiden Fällen noch deutlich grössere Anteile (Individualist: 64.3%, Hierarchist: 60.3%). Den Löwenanteil bringt in allen drei Fällen die Kategorie "Respiratory", welche ihrerseits wieder hauptsächlich durch die Ammoniakemissionen geprägt ist. (Der Ammoniak ist jeweils für über ¾ der Belastung verantwortlich).

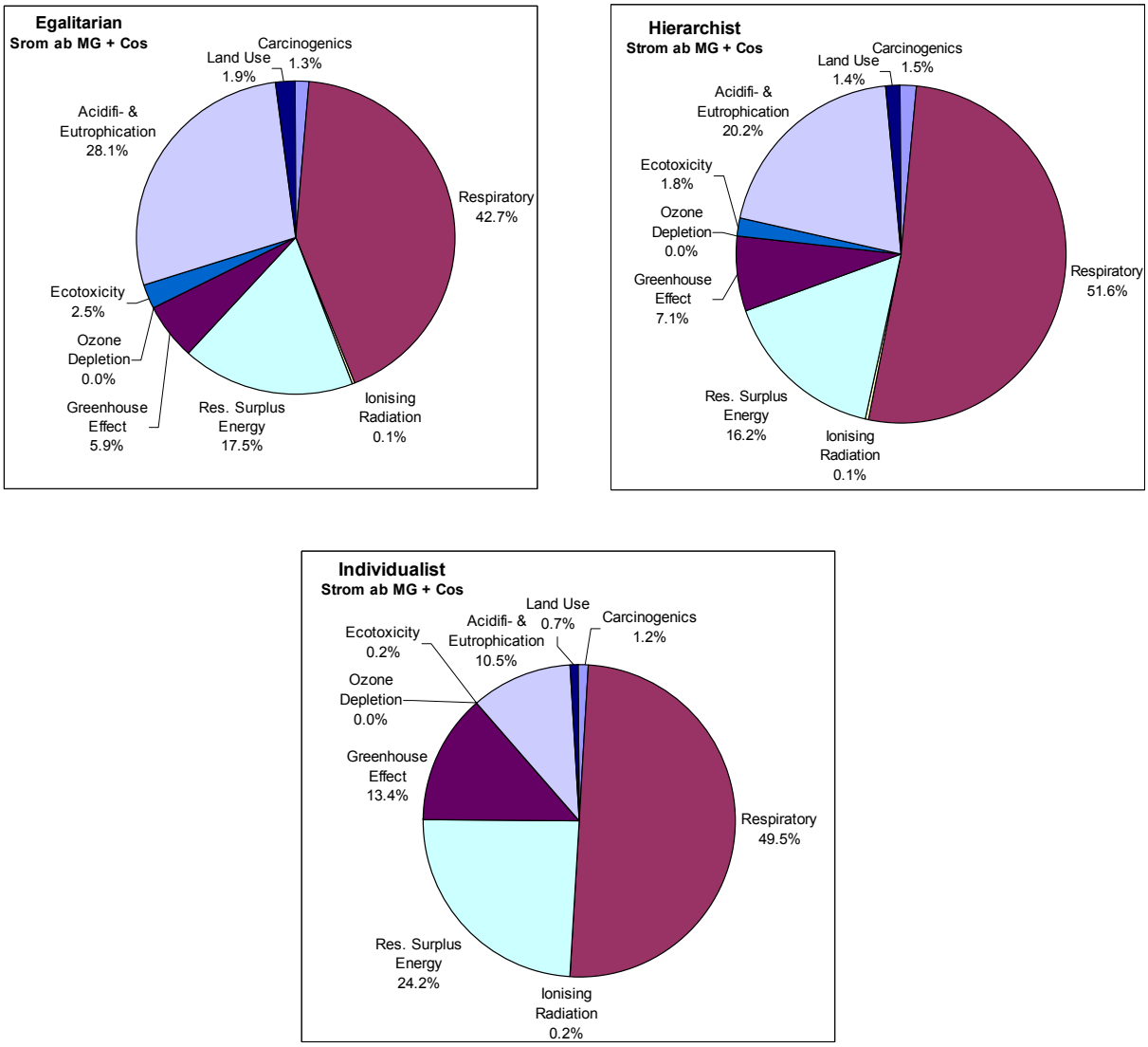
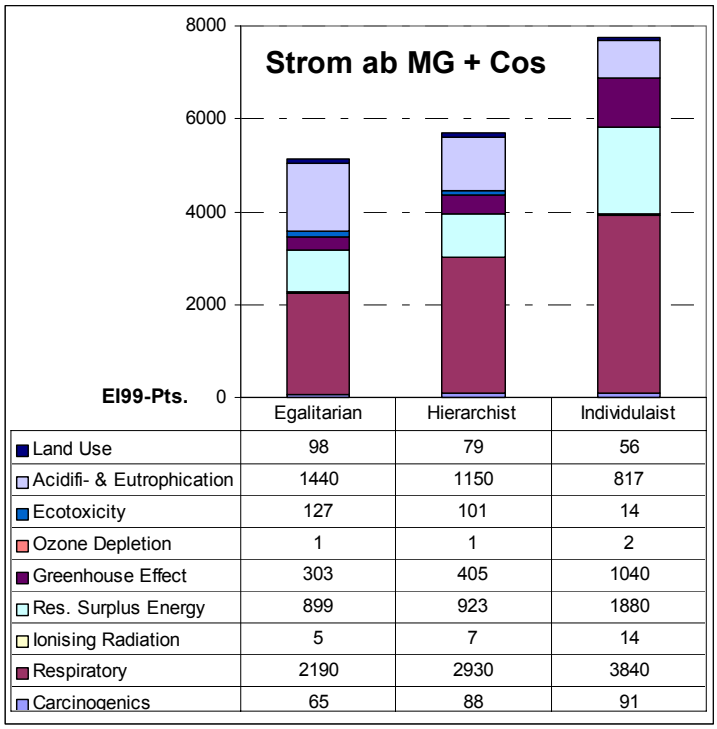


Abb. 22: *Darstellung der Auswirkungen der einzelnen Wirkungskategorien bei unterschiedlicher Gewichtung in EI-99 am Beispiel Strom aus Mischgülle plus Cosubstrat (vollständige Allokation der Belastungen an die Stromproduktion)*

Abbildung 23 zeigt die absoluten Werte der Berechnung von Strom aus Mischgülle und Cosubstrat, auf welchen die Kuchendiagramme von Abbildung 22 beruhen. Auch hier wird die Dominanz von "Respiratory" - und damit von Ammoniak - offensichtlich.

Dem Egalitarian ist die eigene Gesundheit weniger wichtig im Vergleich zum Zustand der allgemeinen Umwelt, d.h. der Ökosysteme. Prozentual - und noch deutlicher in absoluten Werten - nimmt bei ihm die Kategorie "Respiratory" am wenigsten Raum ein; dafür werden bei ihm Acidification/Eutrophication stärker gewichtet. Wenn man bedenkt, dass der Ammoniak mit 82.7% Anteil an der Wirkungskategorie auch Hauptverursacher von Versauerung und Überdüngung ist (welche beim ihm besonders stark gewichtet werden), wird augenscheinlich, dass der Ammoniak unabhängig von der Prioritätensetzung die dominante Grösse der vorliegenden Bilanz ist.



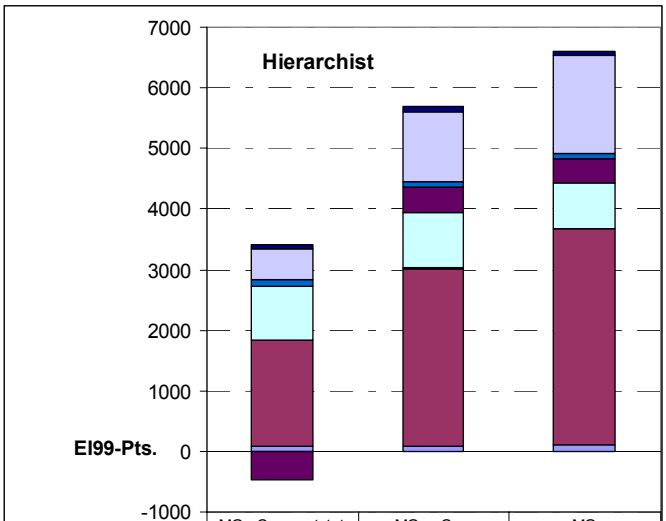
	Egalitarian	Hierarchist	Individulaist
Land Use	98	79	56
Acidifi- & Eutrophication	1440	1150	817
Ecotoxicity	127	101	14
Ozone Depletion	1	1	2
Greenhouse Effect	303	405	1040
Res. Surplus Energy	899	923	1880
Ionising Radiation	5	7	14
Respiratory	2190	2930	3840
Carcinogenics	65	88	91

Abb. 23: *Absolute Werte der einzelnen Wirkungskategorien bei unterschiedlicher Gewichtung in EI-99 am Beispiel Mischgülle plus Cosubstrat (vollständige Allokation der Belastungen an die Stromproduktion; vorletzter Rechengang)*

Als letztes Beispiel zeigt Abbildung 24 die Auswirkungen der zusätzlichen Vergärung von täglich 2 m^3 Cosubstrat sowie der Optimierung der Vergärung durch Nutzung der Nachgärung und Reduktion der Ammoniakemissionen beim Ausbringen der Gülle auf die Stromproduktion aus Mischgülle.

Die Stromproduktion bei der Vergärung von Cosubstrat (mittlere Säule) reduziert die Belastungen pro TJ Strom vor allem wegen des in der Regel kleineren Stickstoffgehalts der Cosubstrate im Vergleich zur Gülle. Andererseits schlagen die Transporte des Cosubstrats beim Ressourcenverbrauch zu Buche: Obwohl die Infrastrukturaufwendungen mit oder ohne Covergärung praktisch identisch sind, ergeben sich mit Covergärung trotz höherer Energieproduktion keine Einsparungen, da die regelmässigen Transporte während der gesamten Betriebszeit die Reduktionen bei der Infrastruktur mehr als aufwiegen. Die Transporte machen sich auch bei der "Ecotoxicity" bemerkbar. Die ionisierende Strahlung pro TJ (Strom aus AKW) sinkt andererseits, da der Transportaufwand vor allem Energie aus fossilen Quellen benötigt.

Die Optimierung der Vergärung (links), d.h. Reduktion der Mehremissionen von Ammoniak gegenüber Lagergülle um einen Drittel sowie Abdeckung des Lagerbehälters und Nutzung der Nachgärung, reduziert die Belastungen signifikant: Der Treibhauseffekt wird negativ, da jetzt 75% des Methans aus der Lagergrube aufgefangen und energetisch genutzt wird. Die höhere Energieausbeute führt auch dazu, dass jetzt der Aufwand für die Ressourcen auf mehr Energie verteilt werden kann (Res. surplus energy kleiner als ohne Optimierung). Und natürlich reduzieren sich die Belastungen der Atemwege sowie Überdüngung/Versauerung signifikant.



	MG+ Cos; opt. tot	MG + Cos	MG
Land Use	76	79	64
Acidifi- & Eutrophication	513	1150	1620
Ecotoxicity	98	101	85
Ozone Depletion	1	1	1
Greenhouse Effect	-471	405	407
Res. Surplus Energy	889	923	755
Ionising Radiation	7	7	9
Respiratory	1750	2930	3560
Carcinogenics	84	88	106

Abb. 24: *Vergleich der einzelnen Wirkungskategorien bei der Stromproduktion aus Mischgülle, aus Mischgülle plus Cosubstrat sowie aus Mischgülle plus Cosubstrat bei Optimierung der Emissionen (Reduktion der Emissionen beim Ausbringen der Gülle und im Lagertank) am Beispiel des "Hierarchist".*
(Sämtliche Belastungen sind dem Strom alloziert; vorletzter Rechengang)

Es bleibt festzuhalten, dass in den letzten Abbildungen sämtliche Belastungen dem Strom alloziert werden. Wenn berücksichtigt wird, dass die Abwärme des BHKW's zu Heizzwecken genutzt werden kann, verringern sich die Belastungen des Stroms bei Allokation eines Anteils an Wärme entsprechend (vgl. oben).

Bei der Gutschrift von genutzter Wärme würden sich auch die prozentualen Anteile der einzelnen Wirkungskategorien verändern, da die substituierte Wärme aus dem LowNO_x-Kessel (kond.) ein anderes Profil der Wirkungsbilanz aufweist als die Biogasgewinnung (z.B. würde der Wert der EI'99-Punkte beim Treibhauseffekt proportional überdurchschnittlich stark sinken, weil das nicht erneuerbare Erdgas mit erneuerbarem Biogas substituiert wird; bei "Überdüngung" wären die Einsparungen hingegen wahrscheinlich überproportional klein, etc.).

Diskussion der Resultate

Die Kriterien für Ökostrom

Die vorliegende Arbeit hat zum Ziel, abzuklären ob Elektrizität aus landwirtschaftlichen Biogasanlagen die Bedingungen für das Ökostromlabel grundsätzlich erfüllen kann. Um die landwirtschaftliche Biogasgewinnung positionieren zu können, wird zunächst zum Vergleich die Performance anderer erneuerbarer und nicht erneuerbarer Energieträger dargestellt.

Tabelle 14 zeigt die Belastungen der Erzeugung von 1 TJ Strom im Kernkraftwerk (KKW), im Gas- und Dampf-Kraftwerk (GuD) sowie vom europäischen Strom-Mix (UCPTE). Atomstrom belastet - Unfälle, Terroranschläge und langfristige Entsorgung der radioaktiven Abfälle vorbehalten - die Umwelt unter der Optik von EI'99 am wenigsten. Der hohe Treibhauseffekt beim europäischen Strommix ist vor allem auf den hohen Anteil an mit fossilen Brennstoffen betriebenen thermischen Kraftwerken zurückzuführen.

Vergleichswert (Pts/TJ)	Dimension	Strom ab KKW CH	Strom ab GuD Kraftwerk	Strom - Mix UCPTE
EI'99-aggregated, Egalitarian	EI-99-Pts	1'960	6'470	7'740
EI'99-aggregated, Hierarchist	EI-99-Pts	1'740	7'750	6'840
EI'99-aggregated, Individualist	EI-99-Pts	1'840	1'840	7'100
EI'95+ Total	E^{-10} Pts.	9'170	1'340	8'220
Umweltbelastungspunkte	UBP* E^{+04}	13'200	3'330	15'800
Bedarf nicht erneuerbare Energieressourcen	TJ (pro TJ)	3.70	2.14	3.07
Treibhauseffekt 100a (1996)	kg CO_2-Äquiv.	4'890	114'000	143'000

Tab. 14: ***Belastungen bei der Gewinnung von 1 TJ Elektrizität mit*** *konventionellen Verfahren (Jungbluth, 2001)*

In der Studie „Globale Kriterien für Ökostrom“ (Frischknecht und Jungbluth, 2000) wird empfohlen, *„den Grenzwert so festzulegen, dass die Umweltbelastung von bestehenden, zu prüfenden Anlagen der Hälfte der Umweltbelastung eines modernen gasbefeuerten Gas- und Dampf-Kraftwerks entspricht. Für Neuanlagen wird der Grenzwert um ein Drittel tiefer angesetzt, was 33% der Umweltbelastung des Gaskombikraftwerks entspricht“* (p.iii). Als Referenz wird die Gewichtung unter Optik des Hierarchist herangezogen. Nach aktuellsten Angaben *(Jungbluth, 2001, pers. Mitt.)* wird bis auf weiteres auch für Neuanlagen mit dem Wert "50% GuD Kraftwerk" als Grenzwert gearbeitet. Der Grenzwert für Ökostrom mit dem Label "naturemade star" liegt demzufolge beim **Hierarchist** bei der Hälfte der Stromerzeugung mit Erdgas, d.h. bei der Hälfte von 7750 EI'99 Pts = **3'875 EI'99 Punkte pro TJ.**

In der obgenannten Studie werden auf der Seite iv *(Tab. 1)* für den Hierarchist die hier in Tabelle 14 dargestellten EI'99-Referenzwerte für Stromproduktion angegeben (hier umgerechnet auf TJ). In der linken Hälfte der Tabelle sind neu geprüfte, erneuerbare Energiequellen exemplarisch dargestellt. Unter Anwendung der hierarchistischen Perspektive liegen kleine Windanlagen sowie Photovoltaikanlagen mit polykristallinen Solarzellen und unterdurchschnittlichen Erträgen über dem empfohlenen Grenzwert und sind demzufolge nicht berechtigt, das Ökostromlabel "*naturmade star*" zu führen. Alle geprüften Biogasanlagen beziehen sich auf

die Vergärung von festen biogenen Haushaltsabfällen in Anlagen mit Kapazitäten von >5'000 t/a. Dort sind die konkurrierenden Verfahren (Kompostierung, ev. Verbrennung) i.d.R. deutlich weniger umweltfreundlich als die Vergärung, was - wie in Tabelle 15 dargestellt - zu negativen Punktzahlen führt.

Wasser	Wind	Biogas[1)]	Sonne	Erdgas	KKW	Heizöl	Steinkohle	UCPTE[2)]
102 bis 177	322 bis 2670	negativ	1870 bis 5280	7750	1740	17110	7780	6840

Tab. 15: *Exemplarische Vergleichswerte in EI'99-Pts (Hierarchist) für Erzeugung von 1 TJ Strom in Alternativenergieanlagen (links) und bei konventioneller Stromerzeugung (rechts): Werte für Hierarchist, EI'99 (Frischknecht, Jungbluth, 2000)*
1) Biogas bezieht sich auf Biogas aus der Vergärung fester kommunaler Abfälle, wo die Kompostierung stärker umweltbelastend ist, als die Vergärung.
2) UCPTE entspricht dem durchschnittlichen europäischen Strom-Mix (1990-1999)

Die Positionierung von landwirtschaftlichem Biogas

In Tabelle 16 sind einige typische Sensitivitäten der Produktion von 1 TJ Strom in landwirtschaftlichen Biogasanlagen (Bauweise Beton) aufgeführt, wie sie im Kapitel Resultate bereits dargestellt wurden. Die Belastungen werden hier voll dem Strom alloziert. Für die Vergabe des Labels "*naturemade star*" ist nur die Reihe "Hierarchist" massgebend. Zur Information sind auch weitere Vergleichswerte dargestellt. In der Spalte "Ökostrom Grenzwert" wird in Klammern jeweils die Hälfte der Belastung des GuD-Kraftwerks angegeben; diese Werte sind jedoch für die Zertifizierung ***nicht*** von Bedeutung, sondern haben nur rein informativen Charakter.

Vergleichswert [Pro TJ Strom]	Dim.	Oekostrom Grenzwert *(1/2 GuD)*	MG	MG CH_4 +N_2O opt.	MG opt. tot.	MG+Cos	MG+Cos CH_4 +N_2O opt.	MG+Cos 60 kW_{el} opt. tot.
EI'99, Egalitarian	Pts.	*(3'235)*	6'570	5'590	3'020	5'550	4650	2'980
EI'99, Hierarchist	Pts.	**3'875**	7'150	5'860	**3'080**	6'160	5000	**3'190**
EI'99, Individualist	Pts.	*(920)*	11'000	7'790	4'330	8'400	5710	3'450
EI95+ Total	E^{-10} Pts.	*(675)*	8'540	7'480	3'680	6'430	5460	2'980
Umweltbelastungspunkte	UBP*E^{+4}	*(1'665)*	14'300	9'880	4'760	11'800	8070	4'730
Bedarf nicht erneuerbarer Energieressourcen	TJ	*(1.07)*	0.433	0.426	0.426	0.457	0.440	0.440
Treibhauseffekt 100a	kg CO_2	*(57'000)*	80'900	-136'000	-136'000	80'500	-90600	-90'600

Tab. 16: *Performances einiger Varianten der Produktion von 1 TJ Strom mit dem BHKW 60 kW_{el} aus landwirtschaftlichem Biogas in einer 300 m^3 Betonanlage unter vollständiger Allokation der Belastungen an die Stromgewinnung. In der Spalte "Grenzwert" ist zu Vergleichszwecken in Klammern jeweils 1/2 des Werts eines GuD-Kraftwerks angegeben*
MG: Mischgülle, Cos: Cosubstrat, CH_4 + N_2O opt.: Nutzung der Nachgärung, Opt. tot.: Zusätzlich sorgfältiges Ausbringender Gülle mit Schleppschlauchverfahren

Die Werte der Tabelle 16 zeigen, dass bei vollständiger Allokation der Belastungen an die Stromproduktion die landwirtschaftliche Biogasgewinnung nur unter optimierten Bedingun-

gen (Abdeckung des Lagertanks und Nutzung der Nachgärung; Optimiertes Ausbringen der Gülle beispielsweise mit Schleppschlauchverfahren unter günstigen klimatischen Voraussetzungen) den Grenzwert unterschreitet (Zeile Hierarchist; dunkle Felder).

Je nach Optik liegen die Werte der übrigen dargestellten Varianten deutlich über der Hälfte des GuD-Kraftwerks, bzw. über dem Grenzwert. Verantwortlich dafür sind vor allem die Ammoniakemissionen, welche die Gesundheit von Mensch und auch Umwelt beeinträchtigen; dies drückt sich bei UBP, EI95, EI'99-Individualist wie auch EI'99-Egalitarian aus. Beim Bedarf von nicht erneuerbaren Energieressourcen (Bedarf von fossilen und nuklearen Energieträgern zum Bau, Betrieb und Abbruch der Anlagen) liegt hingegen die Biogasgewinnung deutlich unter dem Vergleichswert.

Wenn bei den durch die Güllenlagerung bewirkten Methan- und den Lachgas-Mehremissionen optimiert wird (Nutzung der Nachgärung durch Abdeckung des Lagertanks), liegt die Belastung mit Treibhausgasen unter der Grösse der Referenzspalte und wird negativ, d.h. dass andernorts entstehender Treibhauseffekt kompensiert werden kann (negative Werte).

Es muss hier aber nochmals mit Nachdruck daran erinnert werden, dass bei den jeweils optimierten Varianten jeweils der Vergleich mit optimiert bewirtschafteter unvergorener Gülle gemacht wurde, d.h. es wurde ***nicht*** herkömmliches Ausbringen von normal gelagerter, unvergorener Gülle mit optimiertem Ausbringen von Biogasgülle verglichen; in letzterem Fall wären sämtliche Werte z.T. stark negativ (vgl. weiter unten).

In Tabelle 16 sind die Belastungen voll der Stromproduktion alloziert. In Tabelle 17 wird nun die Situation dargestellt, die sich bietet, wenn für die in Haus und Hof genutzte Wärme (exkl. Wärme für den Reaktor und ungenutzte Überschusswärme) eine Gutschrift erteilt wird im Umfang der Belastungen, welche bei der Erzeugung derselben Wärmemenge in einem Low-NO_x-Gaskessel (kond.) entstehen würden.

Vergleichswert [Pro TJ Strom]	Dim.	Oekostrom Grenzwert	MG	MG CH_4 +N_2O opt.	MG opt. tot.	MG+Cos	MG+Cos CH_4 +N_2O opt.	MG+Cos 60 kW_{el} opt. tot.
EI'99, Egalitarian	Pts.		4'670	3'690	1120	3'940	3'040	1'370
EI'99, Hierarchist	Pts.	**3'875**	4'890	**3'600**	**820**	4'240	**3'080**	**1'270**
EI'99, Individualist	Pts.		10'300	7'090	3630	7'790	5'100	2'840
EI95+ Total	E^{-10} Pts.		8'190	7'130	3330	6'140	5'170	2'690
Umweltbelastungspunkte	UBP*E^{+4}		13'100	8'680	3560	10'800	7'070	3'730
Bedarf nicht erneuerbarer Energieressourcen	TJ		-0.195	-0.202	-0.202	-0.073	-0.090	-0.090
Treibhauseffekt 100a	kg CO_2		46'000	-170'900	-170'900	51'400	-119'700	-119'700

Tab. 17: *Performances verschiedener Varianten der Produktion von 1 TJ Strom aus landwirtschaftlichem Biogas mit dem Standard-BHKW 60 kW_{el} in einer 300 m^3 Betonanlage bei Wärmegutschrift für die in Haus und Hof genutzte Wärme*
MG: Mischgülle, Cos: Cosubstrat, CH_4 + N_2O opt.: Nutzung der Nachgärung, Opt. tot.: Zusätzlich sorgfältiges Ausbringender Gülle mit Schleppschlauchverfahren

Hier zeigt sich, dass beim Hierarchist die beiden vollständig optimierten Varianten deutlich unter dem Grenzwert liegen. Aber auch die beiden Varianten mit Reduktion der Methan- und Lachgas-Mehremissionen liegen noch leicht unterhalb des Grenzwerts.

Die relativ kleinen Mehremissionen an Ammoniak wiegen auch in den optimierten Varianten immer noch so stark, dass bei hoher Wertung der menschlichen Gesundheit (EI'99 Individualist) der Wert "1/2 GuD" in Tabelle 16 immer noch deutlich übertroffen wird.

Einfluss der BHKW-Wahl

Tabelle 18 zeigt die Werte von EI'99-Hierarchist für die drei verglichenen BHKW. Ohne Abdeckung des Nachgärbehälters liegen sämtliche BHKW-Typen deutlich über dem Grenzwert. Bei Nutzung der Nachgärung (Reduktion von Methan- und Lachgasemissionen) liegt das Zündstrahl-BHKW noch zwischen rund 400 und 800 EI'99-Pts über dem Grenzwert. Um den Einfluss des Zündöls zu visualisieren, wird eine Rechenvariante mit 10% Zündöl dargestellt (kursive Werte).

EI'99-Pts Hierarchist	MG	MG CH_4, N_20 opt.	MG opt. tot.	MG + Cos	MG + Cos CH_4, N_20 opt.	MG + Cos opt. tot.
60 kW_{el}, mager	4890	**3600**	**820**	4240	**3080**	**1270**
70 kW_{el}, Zündstrahl, 7% Öl	5980	4690	**1910**	5380	4220	**2410**
70 kW_{el}, Zündstrahl, 10% Öl	*6350*	*5060*	***2390***	*5780*	*4620*	***2810***
160 kW_{el} Kat.	4710	**3420**	**750**	4070	**2910**	**1100**

Tab. 18: *Performances verschiedener Varianten der Produktion von 1 TJ Strom aus landwirtschaftlichem Biogas mit unterschiedlichen BHKW in einer 300 m^3 Betonanlage bei Wärmegutschrift für die in Haus und Hof genutzte Wärme. Dunkel hinterlegt: Werte, die unter dem Grenzwert von 3'875 EI'99-Pts (Hierarchist) liegen.*
MG: Mischgülle, Cos: Cosubstrat, CH_4 + N_2O opt.: Nutzung der Nachgärung, Opt. tot.: Nachgärung plus sorgfältiges Ausbringender Gülle mit Schleppschlauchverfahren

Zuverlässigkeit der Resultate

Im Rahmen einer Ökobilanz müssen verschiedene Annahmen getroffen werden, welche das Resultat mehr oder weniger stark beeinflussen können. In der vorliegenden Bilanz sprechen verschiedene Gründe für ein besseres, bzw. schlechteres Abschneiden der Stromgewinnung aus Biogas. In der Folge werden die folgenden Punkte diskutiert.

- Annahmen zum Substrat und zur Faulraumbelastung der Anlage
- Grösse der Emissionen von Lachgas
- Verbesserte Qualität der vergorenen Gülle
- Geringere Methan-Mehremissionen im Vergleich zum Lager
- Bessere Nutzung der Überschusswärme
- Bauweise der Anlage
- Ammoniakemissionen

Da die Ammoniakemissionen die dominierende Grösse dieser Bilanz sind, werden anschliessend grundsätzliche Überlegungen zu deren Gewichtung angestellt.

Annahmen zum Substrat und zur Belastung der Anlage

In einer 300 m^3-Anlage kann mehr Substrat vergoren werden, als hier angenommen wurde. Man ging – unter Berücksichtigung des Spritzwassers – von einer Verweilzeit von rund 30 Tagen aus. In der Praxis sind solch hohe Verweilzeiten eher die Regel, da ein etwas grösserer Durchmesser beim Fermenter relativ kleine Mehrkosten verursacht, gleichzeitig aber Reserven für zusätzliche (Co-)Substrate schafft.

Die Aufenthaltszeit des Substrats kann bei noch stabilem Betrieb durchaus auf 20 Tage oder sogar noch etwas weniger reduziert werden. Die dadurch erhöhte Faulraumbelastung führt zu einer entsprechend höheren Gasproduktion und somit zu mehr TJ pro m^3 Reaktorvolumen. Dies reduziert den Anteil der Belastungen für den Bau und Abbruch der Anlage, welcher pro TJ belastet wird. Die Betriebsemissionen hingegen steigen proportional zur bearbeiteten Substratmenge, bzw. eher stärker, da bei kürzeren Aufenthaltszeiten der Abbau weniger gut ist und dadurch die Methanemissionen aus dem Lager steigen. Da die Betriebsemissionen bei der Gesamtbelastung überwiegen, ist die Verbesserung der Performance nicht sehr gross. Unter der Annahme, dass in der angenommenen Anlage die doppelte Menge Substrat vergoren werde (was bedingt, dass die Zugabe von Spritzwasser verhindert wird und die Verweilzeit bis zur obersten Grenze der Faulraumbelastung verkürzt wird), kann grob abgeschätzt werden, dass die Belastung durch die Infrastruktur knapp halbiert werde. (Da bei höherer Belastung das Material weniger gut ausgast, wird der Gasertrag nicht ganz verdoppelt).

Die Anteile der Infrastruktur an der Gesamtbelastung betragen bei Vergärung von Mischgülle ohne Optimierung 14,9% und mit Optimierung 34,0%. Mit Covergärung reduziert sich die Belastung durch die Bereitstellung der Infrastruktur auf 10,9%, bzw. 20,1%. Bei doppelter Substratmenge würden sich diese Anteile knapp halbieren; die Verbesserung der Gesamtperformance würde sich daher nur zwischen (maximal) 5,5% und 17% bewegen. Bei den nicht optimierten Varianten, welche weit über dem Grenzwert liegen, reichen die Einsparungen zwischen 5,5 und 7,5% bei weitem nicht aus, um die Situation generell zu verändern.

Ebenfalls relativ klein sind die positiven Einflüsse, wenn man von einer höheren Gasausbeute des Substrats ausgeht, da der höhere Abbau gleichzeitig auch mehr Ammonium freisetzt. Allenfalls könnte infolge von Synergien die Gasausbeute der Mischgülle leicht höher sein, als der Mittelwert der Güllen von Rind und Schwein. Allerdings sind die Ausbeuten in den Annahmen - in Anbetracht der langen Verweilzeit - bereits recht hoch angesetzt. Sicher können nicht höhere Ausbeuten bei gleichzeitig reduzierter Verweilzeit angenommen werden.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass in einer 300 m^3-Anlage zwar mehr Biogas gewonnen werden kann, dass jedoch die Verbesserung der Performance wegen den erhöhten Betriebsemissionen relativ bescheiden ausfällt. Wenn massiv mehr Cosubstrat vergoren würde, müsste zudem - mit entsprechenden Belastungen - die Lagerkapazität erweitert werden, und es würden sich gleichzeitig die Transportdistanzen für die Herbeischaffung und vor allem für die Ausbringung des Cosubstrats spürbar vergrössern - was wiederum zusätzliche Belastungen bringt.

Emissionen von Lachgas

Lachgas (N_2O) nimmt z.Zt. jährlich in der Atmosphäre um 0,3% zu. Die einzige bekannte Senke ist die Stratosphäre, wo es u.a. NO bildet, welches seinerseits der gewichtigste natürliche Katalysator zur Zerstörung der Ozonschicht ist (*IPCC, 1996*). Gleichzeitig ist Lachgas ein extrem wirkungsvolles Treibhausgas (Bei einem Zeithorizont von 100 a über 300 mal stärker als CO_2). Die Lachgasemissionen der Landwirtschaft machten 1996 in der Schweiz 8% der Treibhausgasemissionen (in CO_2-Äquivalenten) aus (*FAL, 2000*). Die Landwirtschaft und insbesondere deren Böden, sind in der EG für rund die Hälfte der anthropogenen Lachgasemissionen verantwortlich (*UNFCCC, 1998*); in der Schweiz ist die Landwirtschaft nach *FAL (2000)* sogar zu rund drei Vierteln für die Lachgasemissionen verantwortlich (vgl. Abb.25). Die wichtigsten Quellen sind: Einsatz von Hofdüngern (1'000 t/a), Lagerung von Hofdüngern (900 t/a) und der Einsatz von Mineraldüngern (800 t/a), sowie indirekte Emissionen aus Gewässern (1'000 t/a) (*ibidem*). Allfällige Veränderungen bei den Lachgasemissionen spielen damit in einer Ökobilanz zur landwirtschaftlichen Biogasgewinnung eine wichtige Rolle.

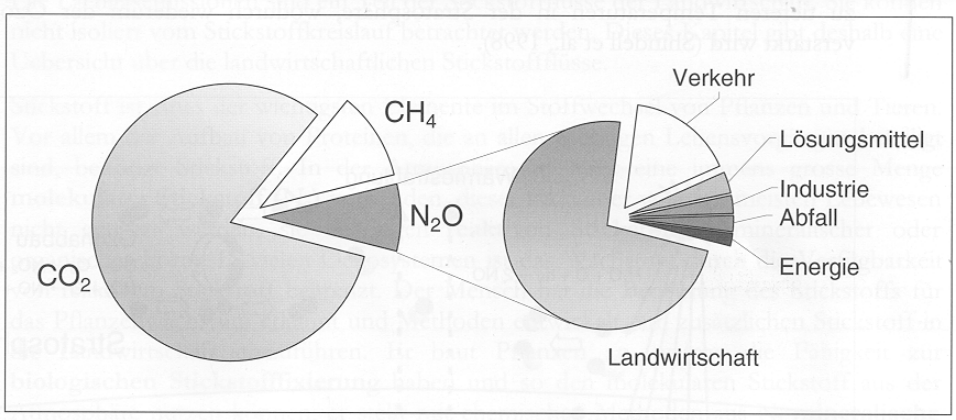


Abb. 25: *Anteile von CO_2, CH_4 und N_2O an den Treibhausgasemissionen der Schweiz und Aufteilung der Lachgasemissionen auf die verschiedenen Quellen für das Jahr 1997 nach Angaben des BUWAL (Die Emissionen von SF_6, PFC und HFC sind in der Schweiz gering und daher nicht dargestellt (FAL, 2000)*

Allerdings ist es kaum möglich, die Auswirkungen der Biogasgewinnung exakt zu quantifizieren, da die Verhältnisse, die zur Lachgasbildung führen, von sehr vielen Einflussgrössen abhängig sind. Grosse Schwankungen der Stickoxidemissionen aus dem Boden werden bewirkt durch Unterschiede in der Art und Weise der Düngung und Bodeneigenschaften, wie Feuchtigkeitsgehalt und Stickstoffgehalt des Oberbodens, sowie durch klimatische Einflüsse. Emissionen von drainierten Böden mit hohem organischen Anteil oder Reisfeldern können einen um ein Mehrfaches höheren Ausstoss zeigen als landwirtschaftlich genutzte Böden mit einem hohen Mineralisierungsgrad. *(Freibauer, Kaltschmitt, 2000*). Die Autoren halten fest, dass „*die Fehler, die in den neuen Emissionsfaktoren enthalten sind, für die Bereiche Böden, bzw. Mist und Gülle noch erheblich sind, so dass alle Ergebnisse mit Vorsicht zu interpretieren sind*“ (*ibidem*). Kleine Veränderungen der Umweltbedingungen können zu grossen Unterschieden in den Emissionen führen. „*Die Emissionen variieren daher von Feld zu Feld und sogar innerhalb eines Feldes stark*“ (*FAL, 2000*). Dies führt zu sehr grossen Unsicherheiten bei der Abschätzung der Emissionen (*ibidem*).

Für die Biogasgewinnung von Bedeutung sind die Emissionen aus dem Güllelager und die Emissionen nach Ausbringung auf das Feld. Lachgas kann auf zwei Arten entstehen: Bei der Denitrifizierung (Abb. 26) sowie der Nitrifizierung (Abb. 27).

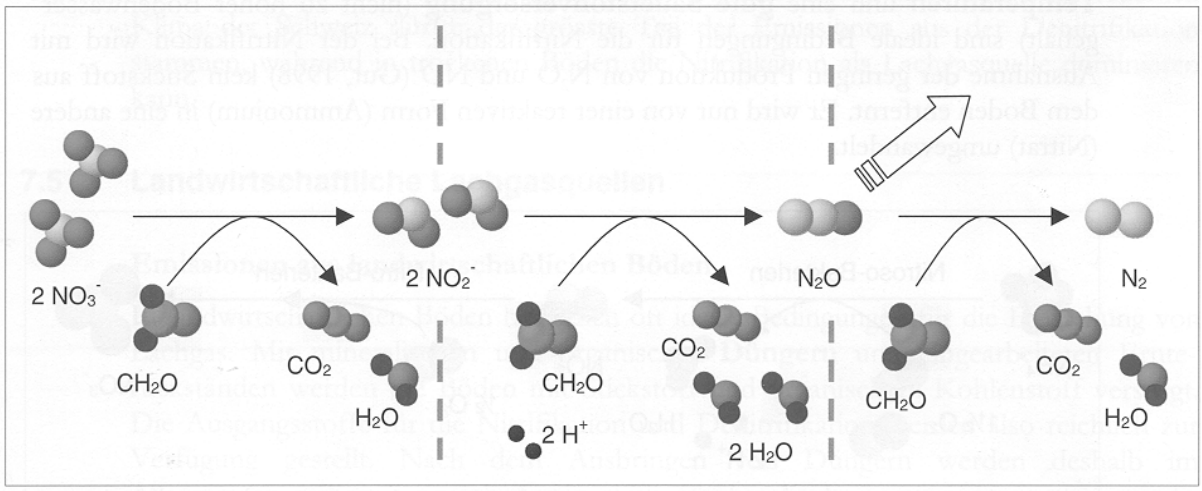


Abb. 26: *Reaktionen bei der Denitrifizierung (Dendooven et al., 1994): Der Sauerstoff des Nitrats wird zur Verbrennung von organischem Material (CH_2O) eingesetzt. Dabei entsteht als Zwischenprodukt Lachgas (und u.U. NO; nicht dargestellt). Die Reaktion von Nitrat zu Lachgas ist energetisch interessanter als die Reduktion von Lachgas zu elementarem Stickstoff. Lachgas kann – je nach Bedingungen – in unterschiedlichem Ausmass als Zwischenprodukt entweichen. (FAL 2000)*

Die Denitrifizierung (Abb. 26) findet unter anaeroben oder zumindest anoxischen Bedingungen statt, wenn genügend Nitrat und organisches Material vorhanden ist. Es reicht dabei, wenn nur ein kleiner Teil des Bodens nach vorgängig hoher aerober Aktivität anaerob oder anoxisch wird. Bei der Denitrifizierung ist der Lachgasanteil besonders hoch, wenn:

- niedrige Temperaturen die Denitrifizierung (insbesondere den zweiten Reaktionsschritt) verlangsamen und so stärkeres Entweichen des Zwischenprodukts ermöglichen,
- ein kleiner Bodenwassergehalt die Diffusion des Lachgases vereinfacht und
- bei hohem Nitratangebot, wo die Reduktion von Nitrat gegenüber jener von Lachgas bevorzugt wird (Einsatz derselben Enzyme für beide Teilschritte).

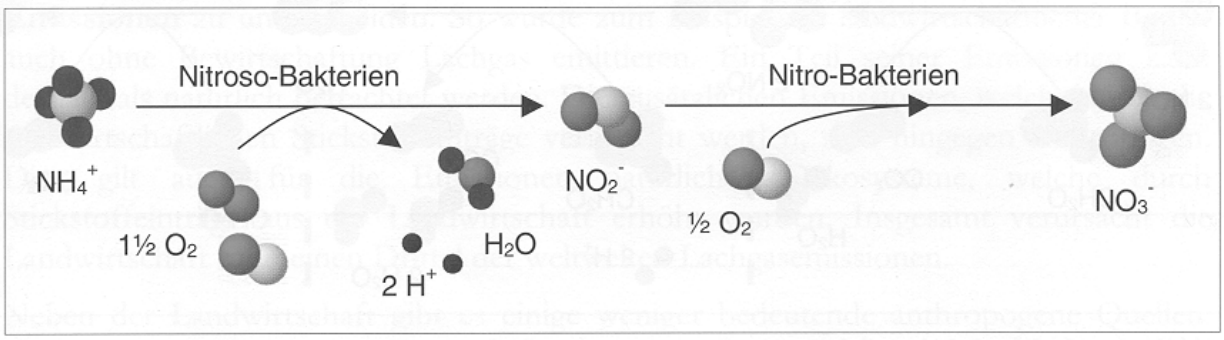


Abb. 27: *Die zwei Schritte der Nitrifizierung: Lachgas entsteht wahrscheinlich, wenn beim ersten Schritt anstelle von molekularem Sauerstoff Nitrit als Sauerstoffquelle verwendet wird (FAL, 2000)*

Nitrosomonas sp. und *Nitrobacter sp.* können Ammonium-Ionen zu Nitrat oxidieren (Abb. 27). Bei Sauerstoffmangel kann beim ersten Schritt wahrscheinlich Nitrit als alternative Sauerstoffquelle eingesetzt werden, was dann zur Freisetzung von Lachgas führt. Der Lachgasanteil nimmt mit steigender Temperatur und sinkender Sauerstoffkonzentration zu. Es wird jedoch meistens deutlich weniger als 1% des N als Lachgas emittiert.

Es ist schwierig – wenn nicht unmöglich – die Quellen, d.h. Nitrifizierung oder Denitrifizierung, des emittierten Lachgases zu quantifizieren *(FAL, 2000)*. Es kann jedoch gesagt werden, dass relativ starke, kurz andauernde Emissionen aus der Denitrifizierung vor allem nach Niederschlägen auftreten, wo durch die Durchnässung des Bodens anaerobe Bedingungen geschaffen wurden. In trockenen Böden können zwar relativ niedrige, dafür aber kontinuierliche Emissionen aus der Nitrifizierung dominieren.

Der mineralische Stickstoff liegt im Boden normalerweise vorwiegend als Nitrat vor. Der Nitratgehalt - welcher wieder die Lachgasemission beeinflusst - schwankt im Verlauf der Jahreszeit. Nach einem niederschlagsreichen Winter kann der Nitratgehalt in der Brache ohne weiteres um einen Faktor 10 tiefer sein als nach einem trockenen Sommer/Herbst.

N_2O aus dem Güllenlager: Im Fall der Biogasgewinnung ist die Situation beim Lager relativ klar: Lachgas kann in der Gülle nicht bei der Denitrifizierung entstehen, da der mineralisierte Stickstoff – insbesondere nach Austritt aus der Biogasanlage – als Ammonium vorliegt. Lachgas entsteht daher vor allem unter anoxischen Bedingungen in der Schwimmdecke des Lagertanks bei der Nitrifizierung des reichlich vorhandenen Ammoniums bzw. Ammoniaks (tiefe Sauerstoffkonzentrationen zwischen den aufrahmenden Fasern) und bei der Denitrifizierung von Nitrat, welches in anaerobe Bereiche der Schwimmdecke zurücksickert. Messdaten zeigen, dass aus Mist durchschnittlich ein deutlich höherer Anteil des N in Form von Lachgas entweicht, als aus Flüssiggülle *(Freibauer, Kaltschmitt, 2000)*; die Verhältnisse in einer Schwimmdecke sind durchaus mit jenen in einem Miststock vergleichbar. Nach in den wissenschaftlichen Mitteilungen der Landbauforschung Völkenrode *(Hüther, 1999)* publizierten Messungen nehmen die Lachgasemissionen mit Zunahme der Schwimmdeckendicke von 0-40 mm äusserst stark zu. Dasselbe galt für Abdeckung der Güllen mit Blähton und speziell mit Stroh. Bei einer Abdeckung mit einer Folie hingegen konnten nur noch Spuren von Lachgas- und auch Ammoniakemissionen nachgewiesen werden. *Sommer et al. (2000)* beobachteten ebenfalls einen starken Anstieg der Lachgasemissionen, wenn die Gülle (zur Reduktion der Ammoniak- und Methanemissionen) mit Stroh oder Blähton eingedeckt wurde.

Ein Vergleich der Lagerung von vergorener und unvergorener Gülle ist schwierig: Biogasgülle ist – infolge des weiteren Abbaus homogener, was eine geringere Schwimmdeckenbildung bewirkt *(Sommer et al., 2000)*. Andererseits ist die anaerobe Aktivität grösser, was eher dafür sorgt, dass trotzdem noch verbliebene Fasern mit anhaftenden Gasbläschen aufrahmen und eine (dünne) Schwimmschicht bilden. Zudem ist der Ammonium/Ammoniakgehalt der vergorenen Gülle höher – was jedoch nicht zwingendermassen zu einer höheren Lachgasemission führen muss, da gewisse Überlegungen auch für eine Hemmung der Nitrifikaten bei hohen Ammoniakkonzentrationen sprechen (*Hüther, 1999*). Es wurden daher für vergorene und unvergorene Gülle dieselben Lageremissionen angenommen. Wenn die vergorene Gülle – mangels Schwimmdecke – überhaupt keine Lachgasemissionen aus dem Lager zeigen würde, würde in der Standardvariante ohne Cosubstrat eine Verbesserung der Stromproduktion um 410 EI'99-Pts. beim Hierarchist bewirkt.

Wenn der erste Lagertank allerdings mit einer gasdichten Folie abgedeckt wird, um die Nachgärung zu nutzen, kann dort – unabhängig von der Schwimmdeckenbildung - mit Sicherheit kein Lachgas mehr entstehen (kein Nitrat in der Gülle und anaerobe Bedingungen über der Gülle unter der Abdeckung). Im zweiten (nicht abgedeckten) Lagertank dürften die Lachgasemission eher sinken, da die weitgehend ausgegaste, deutlich besser abgebaute und dadurch deutlich homogenere Gülle kaum mehr zu Schwimmdeckenbildung neigt. In der vorliegenden Studie wurde daher die ***Lachgasemission aus dem Lager bei Folienabdeckung um 75% reduziert***.

N_2O aus dem Boden: Bei den Emissionen aus dem Boden ist die Situation hingegen weniger klar als bei der Lagerung, da – wie bereits oben erwähnt - die Verhältnisse im Boden sehr komplex sind und sehr viel vom Zeitpunkt und den klimatischen Bedingung beim Ausbringen abhängt. Ortenblad postuliert in einem 1994 in Dänisch und neu auf Deutsch übersetzten Papier *(Ortenblad, 2001)* einen deutlich kleineren Denitrifikationsverlust bei entgaster Gülle als bei unbehandelter Gülle; bei Schweinegülle wird auf ein Papier von *Debosz* und *Maag (1991)* hingewiesen, wo in den ersten Tagen nach der Ausbringung eine sechsmal kleinere Denitrifikationsrate beobachtet wurde. Begründet wird mit einem kleineren Anteil an leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen in entgaster Gülle; dadurch hätten die aeroben Bakterien weniger Nahrung - was weniger zu einer Erschöpfung des Sauerstoffs im Boden führt.

Viele Fragen scheinen jedoch in diesem Zusammenhang noch nicht geklärt zu sein: Wieweit ist die Lachgasproduktion überhaupt proportional zur Denitrifizierung, bzw. wieweit hängt sie allenfalls auch von der Verfügbarkeit von organischen Verbindungen ab (eher Abbruch der Denitrifizierung beim Lachgas bei knapper C-Versorgung)? Nach *Betlach* und *Tiedje [1981]* sowie *Hutchinson* und *Davidson [1993]* kann die Denitrifizierung unter gewissen Bedingungen sogar zu einer Lachgassenke werden! Andererseits bedeuten schlechtere Bedingungen für die Denitrifizierung günstigere Bedingungen für die Nitrifizierung (wo ebenfalls Lachgas entstehen kann): setzt Biogasgülle infolge höherer Ammoniumkonzentrationen und besserer Sauerstoffversorgung des Bodens ev. deutlich mehr Lachgas bei der Nitrifizierung frei (Hinweise dazu finden sich bei *Sommer et al., 2000*)? Wie wird die Denitrifikationsrate gemessen: Wird ev. bei der Biogasgülle aus erwähnten Gründen der Nitratpool einfach schneller nachgefüllt, was eine kleinere Differenz bei der Nitratkonzentration beobachten lässt? Spielt in der (dank Treibhauseffekt immer feuchteren) Schweiz die Durchnässung des Bodens neben der Verfügbarkeit von organischen Verbindungen nicht auch eine bedeutende Rolle bei der Bildung anoxischer Zonen? Ein Hinweis darauf, dass die Lage nicht so klar ist, wie im oben zitierten Papier dargestellt worden war, ist die Tatsache, dass *Ortenblad (2000)* in neueren Publikationen zwar immer noch eine Reduktion der Denitrifikationsrate postuliert, den Faktor 6 aber nicht mehr erwähnt. Zudem werden Beobachtungen bei Schweinegülle erwähnt, welche die theoretischen Überlegungen nicht stützen. Gegen eine Reduktion der Lachgasemissionen dank kleinerem Kohlenstoffgehalt sprechen Modellierungen, welche bei Mineraldünger (wo *kein* organischer Kohlenstoff zugeführt wird) deutlich höhere Lachgas-Emissionen als bei Vollgülle oder Mist erwarten lassen *(FAL, 2000)*.

Auf Grund der äusserst grossen Unsicherheiten – welche auch in verschiedensten Publikationen unterstrichen werden – wurde bei den ***Lachgasemissionen nach Ausbringen der Gülle kein Unterschied*** zwischen vergorener und normal gelagerter Gülle gemacht. Als zusätzlichen Vorteil von Biogasgülle könnte in Betracht gezogen werden, dass N_2O-Freisetzung bei der Herstellung von Mineraldünger vermieden werden kann (*Klingler, 2000*). Da jedoch kaum exakt quantifiziert werden kann, wieviel Stickstoff im Fall der Biogasgülle im Vergleich zu unbehandelter Gülle zusätzlich durch die Pflanzen aufgenommen wird, wurde dieser Effekt

hier nicht berücksichtigt. Wenn Biogasgülle tatsächlich zu einer spürbaren Reduktion der Lachgasemissionen auf dem Feld führen sollte, könnten - da Lachgas als sehr starkes Treibhausgas in der Ökobilanz stark zum Tragen kommt - u.U. einige Hundert EI-Punkte eingespart werden, welche der Biogasgewinnung gutgeschrieben werden könnten.

Güllenqualität

Bei der Vergärung entsteht neben den bis anhin betrachteten Produkten Strom und Wärme als drittes Koppelprodukt eine Gülle, deren Qualitäten gegenüber unvergorener Gülle nach verschiedensten Quellen durch die Vergärung verbessert wird. Als Vorteile werden unter anderem genannt:

- bessere Stickstoffverfügbarkeit und dadurch Ertragssteigerung (bedingt allerdings die Wahl des richtigen Düngezeitpunkts bzgl. des Wachstumsstadiums der Kultur),
- starke Reduktion der Geruchsemissionen durch Abbau der flüchtigen organischen Komponenten,
- Reduktion der Verätzung bei Pflanzen und Bodenlebewesen, wie Regenwürmern, sowie Aufbau einer Biozönose mit höherer Diversität im Boden durch Abbau der organischen Säuren und anderen, ev. toxischen Substanzen,
- allfällige Verbesserung der Futterqualität von Grünland,
- weniger starke Entmischung der Gülle dank deutlich besserer Homogenisierung, was u.a. auch das Ausbringen erleichtert,
- schnelleres Eindringen der homogeneren Gülle in den Boden und dadurch bessere Stickstoffverfügbarkeit für die Pflanzen,
- Verbesserte Abtötung von Unkrautsamen und bessere Hygienisierung (wobei allerdings für eine vollständige Hygienisierung thermophile Temperaturen nötig sind *(Fuchs et al. 2001)*) sowie
- verbesserter Abbau von organischen Schadstoffen (Pestizide, halogenierte Kohlenwasserstoffe, etc. *(Klingler, 2000)*)

Dies sind alles Punkte, welche für die Umwelt und für den Landwirt wichtig sind, und letzterem sicher auch – allerdings nicht direkt quantifizierbare - finanzielle Vorteile bringen. Nach Aussage von Landwirten lässt sich Biogasgülle im Feldbau bei gewissen Kulturen einsetzen, wo unvergorene Gülle weniger angebracht erscheint. Dadurch lässt sich der Einsatz von Mineraldünger, dessen Produktion sehr umweltbelastend ist, reduzieren.

Diese positiven Eigenschaften haben auch aus Sicht der Ökobilanz positive Effekte: weniger Emissionen von flüchtigen organischen Verbindungen, Verbesserung der Bodenqualität (Mikrobiologie), Erhöhung der Diversität, Abbau von Pestiziden oder Einsparung von Mineraldünger könnten mit entsprechenden Gutschriften bedacht werden. Leider sind die positiven Effekte nur schwer quantifizierbar und je nach konkretem Fall unterschiedlich bedeutsam. Aus diesem Grund wurden keine Gutschriften erteilt. Dasselbe gilt für Nährstoffgutschriften beim Cosubstrat, durch dessen Vergärung u.U. Mineraldünger eingespart werden kann.

Eine Allokation eines Teils der Umweltbelastung bei der Biogasgewinnung an die Verbesserung der Güllenqualität wäre sehr sinnvoll: Da bei der Biogasgewinnung drei Koppelprodukte entstehen, wäre die Zuordnung von einem Teil der bei der Biogasgewinnung entstehenden Belastungen an Produkt Biogasgülle durchaus zu rechtfertigen. Aber auch hier stellt sich – aus den bereits vorgängig erwähnten Gründen – die Frage nach dem Anteil: Da die Vorteile

finanziell nicht erfasst werden können, ist eine Allokation auf Grund der unterschiedlichen Erlöse der Koppelprodukte nicht möglich. Neben den Finanzen sind keine anderen Massstäbe bekannt, welche als Grundlage für die Allokation dienen könnten.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die – kaum angezweifelte – Verbesserung von verschiedenen Eigenschaften der vergorenen Gülle die Ökobilanz der Stromgewinnung aus landwirtschaftlichem Biogas insgesamt spürbar verbessern würde, wenn ein Teil der Belastungen noch der Verbesserung von Gülleneigenschaften alloziert werden kann. Wie stark die Verbesserung zu Buche schlagen würde, kann jedoch hier nicht gesagt werden.

Geringere Methan-Mehremission im Vergleich zu unbehandelter Gülle

Die Methanemissionen sind in der Schweiz die zweitwichtigste Treibhausgasquelle (Abb. 19). Die Landwirtschaft trägt mit rund zwei Dritteln massgebend an die Methanemissionen bei (Abb. 22). Nach *BUWAL* (*1998b*) werden die landwirtschaftlichen Emissionen – wenn man von einigen relativ unbedeutenden Methansenken und -quellen absieht - praktisch ausschliesslich durch die Tierhaltung bewirkt, wobei dort rund sieben Achtel im Verdauungstrakt der Tiere entstehen solle und nur rund ein Achtel aus der Düngerlagerung stamme; die Flüssiggülle macht in der Schweiz rund zwei Drittel der Lagerverluste oder etwa 10% der landwirtschaftlichen Emissionen aus.

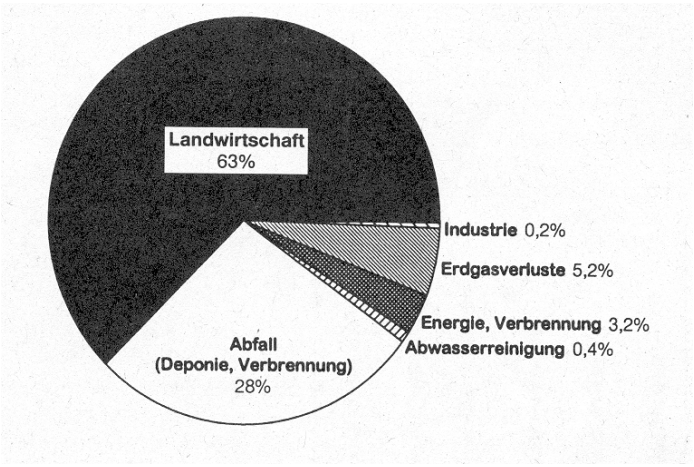


Abb. 28: *Herkunft der schweizerischen Methanemissionen (Buwal, 1998b)*

Der Anteil des noch abbaubaren Kohlenstoffs, welcher in Biogas umgewandelt wird, variiert von 90% in Güllelagerteichen („Lagoons“, *Safely et al. 1992*) bis zu 0-2% bei Weidehaltung der Tiere *(FAL, 2000)*. Die Bedingungen in einem Güllelager sind vorwiegend anaerob. Wieviel Methan im Lager entsteht und an die Umwelt entweicht hängt von verschiedensten Grössen ab, wie beispielsweise:

- *Substratzusammensetzung und Menge des noch abbaubaren Materials:* In die Gülle eingebrachte Einstreu, welche noch nicht den Verdauungstrakt durchlaufen hat, kann beispielsweise im Vergleich zu reiner, weitgehend im Tier abgebauter Kuhgülle zu deutlichen Mehremissionen führen.
- *Aufstallung und Fütterung der Tiere:* Art der Aufstallung *(Ahlgrimm* und *Bredford, 1998)* und Fütterung (Eiweissgehalt etc.) beeinflussen ebenfalls das Biogaspotenzial der Gülle.

- *Lagertemperatur:* Die anaerobe Gärung ist sehr stark temperaturabhängig: bei 5°C kommt die Gärung praktisch zum Erliegen, während bei 10°C schon 30-50 mal höhere Methanbildungsraten beobachtet werden. Zwischen 10°C und 25°C kann sich die Emission um einen Faktor von bis zu 200 erhöhen *(Hüther, 1999)*. Die Emissionen verändern sich im Bereich der üblichen Lagertemperaturen mit der Temperatur exponentiell.
- *Animpfung:* Gülle von Wiederkäuern ist bereits sehr gut mit methanbildenden Bakterien angeimpft; in einem Lagertank für Schweinegülle kann sich je nach Art der Bewirtschaftung (vollständige oder teilweise Leerung) ein Bestand von adaptierten Methanbildnern entwickeln, welcher bei erneuter Zufuhr von Frischmaterial zu mehr oder weniger grossen Emissionen führt.
- *Rührmodus:* Sauerstoff ist für Methanbakterien toxisch und führt wenn nicht zum Absterben doch zumindest zur Abkapselung der Bakterien. Beim Rühren werden sauerstoffhaltige Bereiche der Gülle in tiefere, anaerobe oder anoxische Bereiche transportiert. Durch Güllebelüftung könnte die Methanbildung zwar gestoppt werden - allerdings würde dann auch der Ammoniak gestrippt, was aus Sicht der Ökobilanz sicher sehr kontraproduktiv wäre,
- *pH-Wert:* Das thermodynamische Fenster, wo die Methangärung ablaufen kann, liegt zwischen etwa 6,8 und 8 (wobei der allgemeine pH-Wert der Gülle jedoch nicht unbedingt die Bedingungen im Innern von kleinen Feststoffagglomeraten reflektieren muss). Je nach Lagertemperatur und mikrobiologischen Verhältnissen können sich bei einer Gülle mit hohem Anteil an noch relativ leicht abbaubaren Verbindungen – z.B. Schweinegülle – die säurebildenden Bakterien so schnell entwickeln, dass der pH-Wert in einen für die Methangärung ungünstigen Bereich absinkt. Die Methanbildung wird dann gehemmt und es entweichen (neben CO_2) vor allem niedermolekulare, geruchsintensive organische Verbindungen.
- *Schwimmdecke:* In der Schwimmdecke können sich methanoxidierende Bakterien entwickeln, welche die Methanemissionen z.T. signifikant reduzieren *(Husted, 1994; Sommer et al., 2000)*. (Allerdings nehmen gleichzeitig die stärker treibhausaktiven Lachgasemissionen mit zunehmender Schwimmdeckenstärke stark zu [vgl. oben]).

Für ein besseres Abschneiden der Biogasgülle sprechen vor allem drei Überlegungen:

- Die vergorene Gülle ist warm und anaerob, wenn sie – vorzugsweise über Tauchrohr (vgl. unten) – aus dem mesophilen Reaktor in den Lagertank geführt wird, sie ist optimal mit Bakterien angeimpft und der pH-Wert ist höher als in normal gelagerter Gülle und gleichzeitig in einem günstigen Bereich gepuffert. *Sommer et al. (2000)* berichten bei 15°C von Mehremissionen im Bereich von 45% bei vergorener im Vergleich zu unbehandelter Gülle, *Jäkel et al. (2000)* von durchschnittlich 15% im schwimmdeckenfreien Lagertank. Nachdem mehrere eigene Messungen im Güllelagertank über der vergorenen Gülle Verhältnisse von CO_2 zu CH_4 ergaben, wie sie für reines Biogas üblich sind, wurde daher in dieser Arbeit angenommen, dass der im Lager von vergorener Gülle abgebaute Kohlenstoff vollständig in Form von Biogas entweiche (67 Vol-% Methan). Je nach Temperaturverhältnissen und Rührmodus im Lagertank (Sauerstoffeintrag) kann diese Annahme allerdings spürbar zu hoch sein, was zu einer Reduktion der Belastung führen würde.
- Zweitens wurde – in Anbetracht der langen Verweilzeit der Gülle im Fermenter - von einem relativ kleinen nachträglichen Abbau im Lager ausgegangen. Dänische Erfahrungswerte liegen bei 10 - 15% zusätzlichem Gas bei Nutzung der Nachgärung *(Müller, 1995)*, wobei der grösste Teil innerhalb der ersten 30 Tage entstehe. Hier wurde konservativ nur von rund der Hälfte dieser Menge ausgegangen. Wenn bei Nutzung der Nachgärung entsprechend mehr Gas (und damit mehr Strom) entsteht, sinkt die Belastung pro TJ Strom um 200-300 Punkte im Fall der Nutzung der Nachgärung (CH_4 und N_2O opt.).

- Bei unbehandelter Gülle wurde angenommen, dass der Methananteil im entweichenden Gas nur 24% betrage. Der Wert wurde durch entsprechende Umrechnung der in *FAL (2000)* und *IPCC (1994)* publizierten Emissionen ermittelt und kommt auch dem umgerechneten Wert von *Sommer et al. (2000)* nahe. In Anbetracht der Tatsache, dass die Güllelagergruben in der Regel nur selten durchmischt werden und daher meistens praktisch vollständig anaerob sind, scheint dieser Wert jedoch zu niedrig zu sein. *Klingler (2000)* berichtet beim Methan von einem grossen Reduktionspotenzial durch anaerobe Gärung – was mit einem Methangehalt von nur 24% im Abgas von unbehandelter Gülle nicht möglich wäre. *Martinez et al. (1995)* geben bei Güllen Methananteile von z.T. über 50% an. Die gerechnete Sensitivität mit 45% Methananteil in den gasförmigen Emissionen des Lagertanks dürfte der Realität auf Grund der oben dargelegten Überlegungen wahrscheinlich deutlich näher kommen. Bei 45% Methananteil im Abgas der unbehandelten Gülle verbessert sich die Performance beim Hierarchist in Abbildung 21 um umgerechnet rund 400 EI'99 Pts.

Allenfalls bessere Wärmenutzung

In der vorliegenden Studie wurde bei der Wärmenutzung von Durchschnittswerten für die Schweine- und Rindviehbetriebe ohne zusätzliche Wärmeabnehmer auf oder ausserhalb dem Hof ausgegangen. Mit dem EDV-Biogasprogramm wurde unter Annahme eines k-Werts von 0,3 und dem (eher kühlen) Klima von St.Gallen der Wärmebedarf zur Erwärmung des (ebenfalls eher kalt angenommenen) Substrats sowie zur Kompensation der Abstrahlungsverluste berechnet. Mit dem Wärmewirkungsgrad des BHKW von 50% und den Klimadaten wurde die Überschusswärme bestimmt. Auf Grund von Erfahrungswerten wurde der Wärmebedarf für die beiden Betriebstypen angenommen, wobei zwischen jahreszeitlich schwankender Heizenergie (für Haus und Hof) und ganzjähriger Bandenergie (Warmwasser) unterschieden wurde. Die Gegenüberstellung der monatlichen Werte für Überschusswärme und Wärmebedarf ergaben den Prozentsatz tatsächlich genutzter Wärme (vgl. Anhang). Die theoretischen Werte wurden gleichzeitig durch Messkampagnen auf den beiden untersuchten Anlagen untermauert, wobei eine recht gute Übereinstimmung mit den angenommenen Werten festgestellt wurde.

Die landwirtschaftliche Biogasgewinnung leidet unter der Tatsache, dass Angebot und Nachfrage von Wärme gegenläufig ist: Im Winter, wo ein hoher Wärmebedarf bestehen würde, wird am meisten Energie zur Reaktorheizung gebraucht, während im Sommer – bei hohem Wärmeüberschuss – auf dem Hof kaum ein Heizbedarf besteht (vgl. Anhang).

In der Regel sind in der unmittelbaren Nachbarschaft von Landwirtschaftsbetrieben auch keine externen Wärmeabnehmer vorhanden, was dazu führt, dass im Sommer grosse Wärmeüberschüsse nicht genutzt werden können. Wenn nun externe Wärmeabnehmer (Häuser und/oder Gewerbe in der Nachbarschaft) vorhanden sind oder wenn der Bauer die Wärme beispielsweise im Sommer nutzen kann, um Dörrfrüchte, Heu oder Kräuter zu trocknen, steigt der Anteil der genutzten Wärme. Dasselbe gilt, wenn die Anlage an einem Standort mit besseren klimatischen Voraussetzungen gebaut oder noch besser isoliert wird. Dies würde die Allokation gemäss Tabelle 13, bzw. Allokation und Wärmegutschrift in den Abbildungen 17-19 unter Umständen recht stark zugunsten der Stromproduktion verschieben.

Baumaterial, Bauweise der Anlagen

Die Emissionen eines Prozesses setzen sich zusammen aus einerseits den laufenden Betriebsemissionen und andererseits um einen von den Lebensdauern der jeweiligen Komponenten abhängigen Anteil an den Emissionen zur Bereitstellung der Infrastruktur, d.h. Emissionen, die entstanden sind beim Bau der Anlage und die entstehen werden beim späteren Abbruch.

In der vorliegenden Studie wurden die beiden Bauweisen „Beton“ und „Stahl“ miteinander verglichen. Tabelle 19 zeigt, wie gross die Anteile der Infrastruktur an den totalen Emissionen für den Hierarchist bei verschiedenen Szenarien sind: Bei den Varianten, wo die Betriebsemissionen möglichst weit reduziert werden, kommt die Infrastruktur entsprechend stärker zu Tragen. Bei der Vergärung von Cosubstrat führt die praktisch identische Infrastruktur zu mehr Strom und auch zu mehr Betriebsemissionen, was den Infrastrukturanteil pro TJ senkt.

	Mischgülle		**Mischgülle + Cosubstrat**	
Reaktortyp	Beton	Stahl	Beton	Stahl
Standard	14.9%	16.7%	10.9%	12.1%
Gülleausbringung optimiert , Nutzung Nachgärung	34.1%	37.1%	20.1%	22.3%

Tab. 19: *Anteil der Emissionen zur Bereitstellung der Infrastruktur an den Gesamtemissionen bei unterschiedlicher Reaktorbauweise und unterschiedlicher Reduktion der Betriebsemissionen (funktionelle Einheit: TJ Strom)*

Der Unterschied zwischen Stahl- und Betonbauweise ist nicht signifikant: Beim Hierarchist ergeben sich für den Hierarchist pro m^3 Faulraum und Jahr für die Betonanlage 1,64 und für die Stahlanlage 1,87 EI'99 Pts., wobei die Betonanlage auf einer einfachen Selbstbauweise beruht, bzw. die Stahlanlage etwas aufwendiger ausgestattet worden ist. Speziell fällt dort ins Gewicht, dass zum besseren Schutz des Gasometers der Stahlmantel seitlich höher hochgezogen und oben eine Metallkappe angebracht wurde. Die Differenz beträgt 0,23 EI'99 Pts. (vgl. Abb.6); die Betriebsemissionen betragen zum Vergleich in der Standardvariante 9,36 EI'99 Pts. pro m^3 Faulraum und Jahr. Bei Umrechnung auf die funktionelle Einheit „TJ Strom“ ergeben sich für die hier betrachtete Stahlanlage im Vergleich zur Betonanlage Mehrbelastungen in der Grössenordnung von 140 EI'99 Pts./TJ. Die beiden Bauweisen sind damit bei identischem Ausbaustand praktisch ebenbürtig. Zudem sind die durch die Infrastruktur bewirkten Emissionen beispielsweise abhängig von der Lebensdauer und den Transportdistanzen des Baumaterials. Wenn der Stahl weniger weit transportiert werden muss oder die Stahlanlage eine 10% höhere Lebensdauer als Beton hat, sieht die Rangliste bereits anders aus.

Beim Infrastrukturaufwand spielt die Anlagengrösse und deren Faulraumbelastung eine wichtige Rolle: Der Aufwand für die Infrastruktur wächst nicht linear mit zunehmender Anlagengrösse. Speziell beim Aufwand für den Fermenter, wo das Baumaterial (Beton oder Stahl plus Isolation und Verkleidung) einen sehr grossen Anteil ausmacht, bringt ein relativ kleiner materieller Mehraufwand sehr viel zusätzliches Volumen. Bei grösseren Anlagen wird daher der Infrastrukturanteil an den pro TJ erzeugten Belastungen deutlich sinken. Bei kleineren Anlagen ist es andererseits besonders wichtig, diese möglichst gut auszulasten (s.o.: „Belastung der Anlage“).

Im Rahmen des ehemaligen Projekt Biogas an der ETH wurde eine Biogasanlage mit dem erneuerbaren ***Baumaterial Holz*** entwickelt *(Edelmann, 1983)*. Eine erste Holz-Biogasanlage wurde in Oberschaan (CH) gebaut *(Egger, 1992)*; eine Grossanlage steht auf einem industriellen Schweinemastbetrieb vor Inbetriebnahme *(Engeli, 2001)*.

Die Einfachanlage aus Beton mit einer Folienabdeckung könnte ebenso gut aus einem (auf einem Betonfundament angebrachten) zylindrischen Holzfermenter hergestellt werden: Holz ist leicht, kostengünstig, einfach aus einzelnen Elementen zu montieren, einfach zu bearbeiten (Durchbrüche und Flansche), wird anaerob nicht angegriffen, korrodiert nicht und ist eine erneuerbarer Werkstoff. Das feuchte Holz dichtet problemlos gegen die Flüssigkeit (Prinzip Weinfass); das Gas muss in einer Folie aufgefangen werden (analog Betonanlage). Für denselben Reaktor wie in Beton (Zylinder mit 5 m Höhe und 9 m Durchmesser) würde man wahrscheinlich eine Wandstärke von 6 cm wählen. Bei einer Mantelfläche von rund 140 m^2 sind rund 8.5 m^3 Holz für den Zylindermantel notwendig; Bei einem spezifischen Gewicht des trocknen Holzes von 500 kg/m^3 sind rund 4.2 Tonnen Holz, bzw. bei 20 Jahren Lebensdauer (was eher tief zu sein scheint) 0.7 kg /m^3.a notwendig (Im Vergleich werden in Tabelle 2 für denselben Mantel 28.8-11.2 [Bodenplatte] = 17,6 kg Beton/m^3.a plus Armierungseisen benötigt; im Beton steckt viel nicht erneuerbare Fremdenergie und die entsprechende Umweltbelastung). Bei 3,43 EI'99 pro m^3 Fichtenholzbrettern ergibt sich für das Holz eine Belastung von nur 0.0049 EI'99 $(m^3.a)^{-1}$ (Hierarchist).

Die Umweltbelastung für den Bau der Behälterwand beträgt in Holzbauweise weniger als 3‰ der Infrastrukturbelastungen und ist damit mehr als 40 mal kleiner als jene des Betons inkl. Armierungseisen plus dessen Entsorgung. Zudem kann der Holzfermenter mit Mineralwolle isoliert werden, was zusätzlich die Belastungen reduziert. (Die restlichen Belastungen, wie für Fundament, Gasometer, BHKW etc., bleiben sich gleich). Auf die gesamte Anlageninfrastruktur ergeben sich bei Holzbauweise Einsparungen von bis zu einem Fünftel (rund 200 EI'99/TJ), und gleichzeitig wird der energetische Erntefaktor der Anlage deutlich verbessert, da in der Herstellung von Beton oder Stahl sehr viel fossile Energie steckt (nicht erneuerbar), welche im Fall Holz durch die Sonne (erneuerbar) geliefert worden ist. Im Stahl steckt beispielsweise 25 mal mehr graue Energie als im Holz, wo nur die Bearbeitung ins Gewicht fällt.

Emissionen von Ammoniak

Ammoniak ist ein Gas, welches – wie bereits weiter oben erwähnt – in verschiedenen Wirkungskategorien einer Ökobilanz stark ins Gewicht fällt. Für die Ammoniakemissionen ist die Landwirtschaft mit fast 90% Hauptverursacherin: Beinahe 80% der Emissionen werden durch die Tierhaltung verursacht, weitere 10% entstammen anderen landwirtschaftlichen Quellen *(FAL, 1997)*. Die NH_3-Emissionen betrugen 1990 in der Schweiz 60 kt N *(ibidem)*; in Dänemark wird mit 110 kt/a gerechnet *(Ortenblad, 2001)*. Nur 25 % des insgesamt auf die Böden ausgebrachten Stickstoffs werden auf Grund einer Input/Output-Analyse (Spiess, 1999) in landwirtschaftlichen Produkten wiedergefunden.

Von den Ammoniak-Emissionen der Tierhaltung stammen 10% aus der Hofdüngerlagerung und 59% aus dessen Anwendung. Die restlichen 31 % verteilen sich auf Stall (29%) und Weide (2%) *(FAL, 1997)*. Bei der Biogasgewinnung werden die Emissionen aus der Lagerung sowie aus der Anwendung vergrössert, welche ihrerseits für über die Hälfte des totalen Ammoniakausstosses der Schweiz verantwortlich sind.

Ammoniak ist ein hochreaktives Gas, welches sich entweder rasch auf Oberflächen (Pflanzen, Boden etc.) niederschlägt und dort reagiert oder in der Luft mit anderen Partikeln Reaktionen eingeht. Es reagiert beispielsweise mit Aerosolen wie HNO_3, HCl oder H_2SO4 und bildet die entsprechenden Ammoniumsalze. Diese Salzkriställchen können als Kondensationskeime wirken und zur Wolkenbildung und Veränderung der Albedo führen *(Kiehl, 1999)*. Ammoniak und Ammonium (NH_x) verändern Reaktionswege und die Kinetik von Reaktionen in der normalerweise sauren Troposphäre *(Freibauer, Kaltschmitt, 2000)*. Bezüglich der Gesundheitsschäden durch NH_x bestehen jedoch noch offene Fragen (*Straehl, 2001;* vgl. Anhang).

Mit dem Regen importierte NH_x-Depositionen bewirken eine Überdüngung von naturnahen Ökosystemen, was zur Einbusse der Biodiversität führt *(Neftel, 1994)*, insbesondere an stickstoffarmen Standorten wie beispielsweise in Mooren. Da NH_x im Boden oxidiert wird, wirkt es versauernd (1 H^+ /NH_3, bzw. 2 H^+ /NH_4^+) *(Werner et al., 1999)*. NH_x trägt nicht nur entscheidend zur Eutrophierung und Versauerung in verschiedenen Gebieten Europas bei, sondern führt auch zu Schäden an Bauwerken und Kulturgütern. Im Boden erhöht es den biologischen Stickstoffumsatz und führt dabei zu erhöhten Emissionen von Lachgas und Stickstoffmonoxid.

In der vorliegenden Studie wurde in Anlehnung an *FAL (1997)* und *FAL (2001)* von folgendem Stickstoffmodell ausgegangen: Pro Grossvieheinheit und Jahr fallen im Lager rund 90 kg N an (Mittelwert Rindvieh/Schwein). Davon seien 60 kg mindestens mittelfristig für Pflanzen verfügbar. Pro Dünger-GVE Schwein fällt zwar im Vergleich zu Rindvieh – je nach Fütterung - mengenmässig nur rund 2/3 der Gülle an; da aber der N_{min}-Gehalt wiederum rund um die Hälfte höher ist, kann im Durchschnitt von vergleichbaren Mengen an verfügbarem Stickstoff ausgegangen werden. Je nach Bedingungen (Fliesseigenschaften etc.) können die Emissionen etwas grösser oder kleiner als bei Rindergülle sein *(Katz und Frick, 1994)*.

Güllenart	**Stall/Lager** kg NH_3 /GVE.a	**Anwendung** kg NH_3 /GVE.a	**Quelle**
Rindvieh	4,7	6,0	Stadelmann, 1990
Rindvieh, Ackerbau	-	28 **)	Freibauer, Kaltschmitt, 2000
Rindvieh, Wiesland		31 **)	Freibauer, Kaltschmitt, 2000
Milchvieh	8,8	14,4	Klaasen, 1992
Milchvieh	4,9	-	Borka, 1994
Milchvieh	3,8 *)	12,1	Corinair, 1996
Milchvieh	3,6 *)	21,5	FAL, 1997
Milchvieh	27 *)	-	Külling, 2000
Mastschwein	5,4	4,8	Stadelmann, 1990
Mastschwein	13,6	17,1	Klaasen, 1992
Mastschwein	5,1 *)	15,9	Corinair, 1996
Mastschwein	3,0 *)	25,0	FAL, 1997
Schweinegülle	-	25,5 **)	Freibauer, Kaltschmitt, 2000
Mischgülle	-	30	Menzi et al., 1997
Mischgülle	-	33	FAL 2001
Mischgülle	***5*** *)	***25***	***Unsere hier verwendete Annahme***

Tab. 20: *Ammoniak-Stickstoffemissionen in kg/Jahr pro Dünger-GVE in Stall/Lager und bei der Anwendung nach verschiedenen Quellen.*
**): nur Lager, **) Prozentualer Mittelwert verschiedener Literaturstellen zum Stickstoffverlust; hier wurde dieser mittlere %-Satz des Anwendungsverlusts bei konventioneller Ausbringung auf 60 kg N_{min} bezogen.*

Nach *FAL (1997)* verflüchtigen sich während der Lagerung bei Rindviehgülle 15% des mineralischen N, bzw. 12% bei Schweinegülle. Bei der (konventionellen) Hofdüngeranwendung ist generell mit 50% Verlust des N_{min} zu rechnen *(ibidem; Menzi et al., 1997; FAL, 2001)*. Hier wurde pro GVE mit 5 kg/a Lagerverlust und 25 kg/a Emission beim Ausbringen gerechnet, d.h. 1/6 Verlust beim Lagern und 5/6 bei bzw. unmittelbar nach dem Ausbringen.

Tabelle 20 zeigt einige Vergleichswerte: Es wird ersichtlich, dass die Emissionen mit verbessertem Kenntnisstand im Verlauf der letzten Jahre nach oben korrigiert werden mussten. Bei den Werten handelt es sich i.d.R. um Mittelwerte, da die Ammoniakemissionen von verschiedensten Faktoren, wie klimatischen Bedingungen, TS-Gehalt, NH_3-Partialdruck, Ausbringtechnik etc. abhängig sind. Die vorliegenden Annahmen dürften einer durchschnittlichen recht Realität nahe kommen. Für die Ökobilanz spielt die Emissionsmenge indirekt eine Rolle, da sie als Basis für die Berechnung der Mehremissionen der Biogasgülle dient.

Mehremissionen von Ammoniak durch die Vergärung

Schon die Festlegung der Ammoniakemission von normal gelagerter Gülle ist wegen lokal stark ändernder Bedingungen zwingendermassen mit grossen Unsicherheiten behaftet. Bei der Bestimmung der Mehremissionen durch die Vergärung wird es noch schwieriger, da nur wenig Vergleichsmessungen mit absolut identischem Ausgangsmaterial und unter kontrollierten Bedingung bestehen.

Tatsache ist, dass in der Biogas-Linie mehr organisches Material abgebaut wird und dass dabei mehr in den organischen Verbindungen enthaltener Stickstoff frei wird und als Ammoniumion in Lösung gehen sollte. Ebenfalls als gesichert darf gelten, dass der pH-Wert um eine halbe bis eine Einheit steigt, was die Ammoniakkonzentration in der Gülle bei gleichem Ammoniumgehalt bis zu verzehnfachen kann.

Umfangreiche eigene Untersuchungen an der Forschungsanstalt Liebefeld *(Besson et al., 1982b)* verglichen unter kontrollierten Versuchsbedingungen Methanisierung, Lagerung und Belüftung von jeweils identischer Rinder- und Schweinegülle über Behandlungszeiten von 43-51 Tagen. Bei Vergärung von Rindergülle wurde eine Zunahme des Ammoniumgehalts von 5,8% nachgewiesen (t-Test: signifikant für p=1%, d.h. signifikant mit 99% Wahrscheinlichkeit), bzw. bei Schweinegülle von 9,5% (t-Test: signifikant für p=0.1%). Bei der reinen Lagerung von Rindergülle wurde ebenfalls eine leichte, allerdings nur p=5% signifikante Zunahme gegenüber der Frischgülle gemessen, während eine kleinerer Rückgang des mineralisierten Stickstoffs bei reiner Lagerung von Schweinegülle nicht signifikant war. Bei der reinen Lagerung schienen sich der Stickstoffverlust aus dem Lagertank und die Nachlieferung von Ammonium durch Abbauprozesse etwa die Waage zu halten.

Im gleichen Umfeld *(Besson et al., 1982a)* durchgeführte Untersuchungen an Praxisanlagen konnten als Folge des Gärprozesses zwar tendenzielle, statistisch jedoch nicht signifikante Ammoniumzunahmen nachweisen. Auf Grund des Abbaus von organischem Material würde eigentlich bei der Vergärung eine deutlich höhere Stickstoffzunahme erwartet; umfangreiche eigene Daten von Versuchen im Labor- und Pilotmassstab wie auch Literaturwerte *(Ortenblad, 2000)* zeigen jedoch ein ähnliches Bild. Es ist nicht bekannt, ob eventuell der – im Biogas praktisch immer vorhandene - elementare Stickstoff nicht zum Teil auch durch Denitrifizierung von Nitrogruppen o.ä. entsteht, was die Zunahme des mineralisierten Stickstoffs

in der Gülle reduzieren würde (Der Gesamtstickstoff nimmt bei der Vergärung tendenziell ab).

Der pH sank im Verlauf der Lagerung von Rindergülle um 0,5 (p=0,1%), bzw. bei Schweinegülle um 0,25 Einheiten (p=1%). Während bei der Methanisierung von Schweinegülle ein signifikanter (p=0,1%) Anstieg von 0,7 pH-Einheiten beobachtet wurde, war der Anstieg um 0,2 bei Rindergülle statistisch nicht signifikant. Der pH-Unterschied zwischen vergorener und gelagerter Gülle lag in diesen Versuchen damit – wie auch in anderen Publikationen beschrieben – zwischen rund 0,5 und 1 pH-Einheiten, wobei der Unterschied bei Schweinegülle tendenziell grösser ist *(Besson et al., 1982a)*.

Nach *Klingler (2000)* steigt der Ammoniumgehalt der Gülle bei mesophiler Gärung um 14 % nach 35 Tagen Gärdauer, bzw. um 28% nach 105 Tagen. Gleichzeitig nimmt der pH-Wert von 7,3 auf 8,0 zu, was den Gehalt an freiem Ammoniak in der Gülle etwa verfünffacht und wegen des höheren Partialdrucks zu zusätzlich erhöhten Emissionen führt. *Nielsen (2000)* berichtet von einer durchschnittlichen Ammonium-Zunahme um 20% in dänischen Grossanlagen.

Es stellt sich nun die Frage, zu wieviel Mehremissionen der leicht höhere Ammoniumgehalt und der spürbar höhere pH-Wert führen. *Jäkel et al. (2000)* berichten bei drei Betrieben mit Lagerung ohne Schwimmschicht von einer Emissionszunahme von durchschnittlich 48% (wahrscheinlich nur auf das Lager bezogen). Die (künstliche) Förderung von Schwimmdeckenbildung würde zwar die Emissionen von Ammoniak und ev. auch von Methan durch Oxidationsprozesse vermindern, führt aber gleichzeitig zu deutlich höheren Emissionen des stark treibhausaktiven Lachgases und ist daher nicht zu empfehlen.

Nach *Ortenblad (2000)* kann die Ammoniakverflüchtigung bei der Lagerung von vergorener Gülle um 50% zunehmen, wobei auch hier von einem Anstieg des pH-Werts um 0,5-1 Einheiten berichtet wird. Als Richtwerte werden pro m^2 Oberfläche im Lagertank 400 g/m^2 Stickstoffverlust, bzw. 600 g/m^2 bei vergorener Gülle angegeben *(ibidem)*, wobei allerdings die Bezugsgrösse fehlt (pro Monat?). Diese Werte hängen natürlich von verschiedensten Parametern wie Temperatur, Schwimmdeckenbildung oder Fütterung der Tiere ab. Nach *Sommer (1997)* können sie zwischen 0 $gN/m^2.d$ bei Minustemperaturen bis 30 $gN/m^2.d$ variieren; er berichtet von einem durchschnittlichen Stickstoffverlust im nicht abgedeckten Lagertank von 3,3 kg N/m^2 Oberfläche. Leider werden keine Angaben zur Güllenzusammensetzung und zu den Emissionen einer normal gelagerten Referenzgülle gemacht. Sofern sich die Angabe von Sommer auf eine Gülle ohne Cosubstrat bezieht, würde dies im hier angewendeten Modell (385 m^2 Lageroberfläche, 180 GVE MG) einer Emission von 7 kg N/GVE.a aus der Lagerung entsprechen. Gegenüber den hier angenommenen Emissionen der normalen Lagerung wären dies 40% Mehremissionen.

Die grössten Stickstoffverluste erfolgen – wie bereits erwähnt – beim Ausbringen. Die Mehremissionen beim Ausbringen sind der bestimmende Faktor der vorliegenden Ökobilanz. Und gerade in diesem Punkt bestehen die grössten Unsicherheiten: *Christensen* und *Sommer (1991)* berichten in den ersten Stunden nach Ausbringung von einem statistisch signifikant leicht grösseren Verlust bei vergorener Schweinegülle als bei unvergorener. Nach drei Tagen bis einer Woche fallen die beiden Verlustkurven jedoch auf dem Niveau von total knapp 60% Verlust des ausgebrachten N (d.h. N-Gehalt nach Lagerung) wieder zusammen. Bei reiner Harngülle bleiben die Verluste bei vergorener Gülle grösser (Abb. 29).

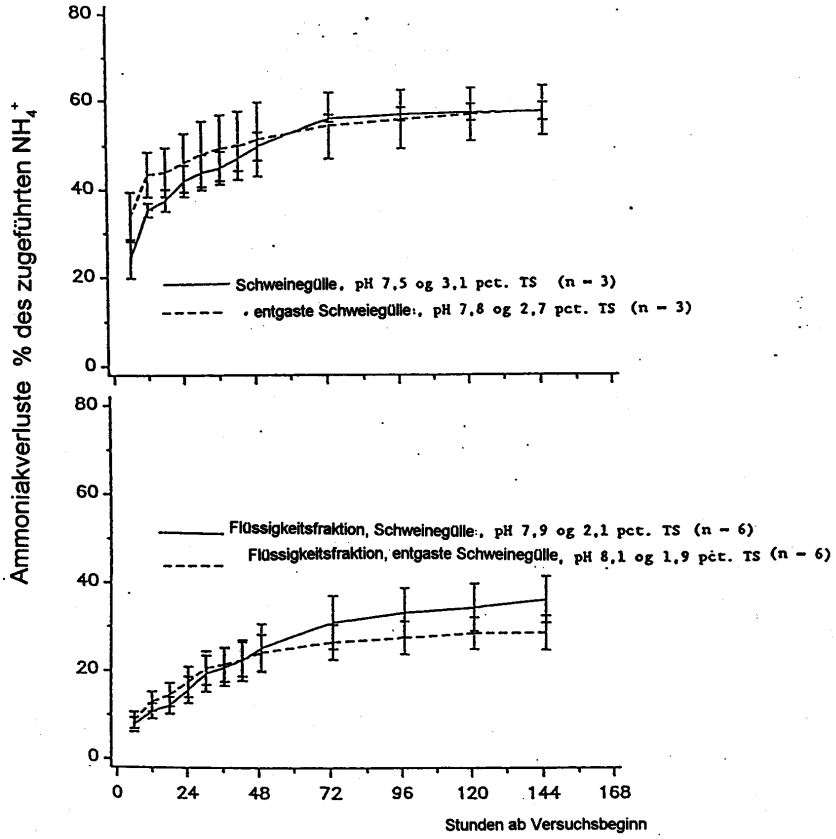


Abb. 29: *Ammoniakverluste nach dem Ausbringen von normal gelagerter und vergorener Schweine-Vollgülle (oben), bzw. Schweine-Harngülle (unten) (Christensen und Sommer, 1991)*

In einer Arbeit von 1994 *(Ortenblad, 2001)* wird postuliert, dass ein Mehrverlust beim Ausbringen entstehe, dass dieser aber – als Folge der sehr komplexen Verhältnisse und grossen Abweichungen bei verschiedenen Applikationen - kaum beziffert werden könne. Zudem wird *ebenda* und in verschiedenen anderen Publikationen auf signifikant grössere Erträge beim Pflanzenwachstum hingewiesen, welche auf eine bessere Nutzung des Ammoniumstickstoffs zurückgeführt werden. Gleichzeitig wird in verschiedenen Publikationen festgehalten, dass die Biogasgülle deutlich homogener sei und auf Grund stark verbesserter Fliesseigenschaften vollständiger und viel rascher in den Boden eindringen könne, wo die Stickstoffverluste durch Verdampfen von Ammoniak praktisch ausgeschaltet werden.

So liesse sich auch die in Abbildung 29 dargestellte Beobachtung von *Christensen und Sommer (1991)* erklären: Vor allem beim sowie unmittelbar nach dem Ausbringen verdampft aus vergorener Gülle mehr Ammoniak wegen erhöhtem pH-Wert und grösserer Ammoniumkonzentration. Die vergorene Gülle ist aber dünnflüssiger und versickert dann rascher, was die weiteren Verluste stärker reduziert als bei unvergorener Gülle; dort bleiben nicht abgebaute Fasern und Feststoffe getränkt mit ammoniumhaltiger Gülle an der Luft auf den Pflanzen liegen. Der Verlust der unvergorenen Gülle war daher in den Tagen 2 und 3 grösser als bei vergorener, was schliesslich zu praktisch identischen Verlusten führte (Abb. 29, oben). Allerdings bleibt in diesem Fall bei vergorener Gülle – infolge der erhöhten Ausgangskonzentration – mehr Stickstoff im Boden pflanzenverfügbar, was ein verbessertes Wachstum erklären kann. Bei der Harngülle (Abb. 29, unten) besteht weniger Unterschied in der Geschwindigkeit des Versickerns. Wieso vergorene Gülle anfangs nicht mehr Verlust zeigt, bzw. die unvergorene Gülle später deutlich mehr Ammoniak emittieren soll, ist unklar.

Auf Grund der erwähnten Veröffentlichungen und Überlegungen wurde hier angenommen, dass es im Lager zu 40% und bei der Anwendung zu 10% Mehremissionen komme. Unter Berücksichtigung der unterschiedlich grossen Emissionsmengen bei Lagerung (1/6) und Ausbringung (5/6) ergibt sich ein ***mittlerer Wert von 15 % Mehremissionen***. Mit diesen Wert wurde die vorliegende Studie gerechnet.

Zu praktisch identischen Mehremissionen kommen auch Menzi et al. in *FAL (1997)*, wobei dort jedoch für Lagerung und Anwendung in beiden Fällen je 16% Mehremission eingesetzt wurden. Auf diese Werte stützte sich auch die ökologische Einschätzung der Biogasgewinnung von *Heinzer (2000)* ab. Das deutsche Kuratorium für Technik und Beratung in der Landwirtschaft geht ebenfalls von 14% bis 17% Ammoniak-Mehremissionen durch die Vergärung aus *(KTBL, 1999)*.

Es muss hier nochmals betont werden, dass die Annahme der Grösse von Ammoniak-Mehremissionen die Grösse ist, die das Resultat der Ökobilanz am meisten beeinflusst. Wären die Mehremissionen 5% grösser oder kleiner als 15%, würde sich sogar in den voll optimierten Gärvarianten das Resultat um beinahe 300 EI'99-Pts (Hierarchist) verändern.

Wenn nun Bilanz gezogen wird, kann festgehalten werden, dass bei den das Resultat stark beeinflussenden Ammoniak-Mehremissionen eine recht grosse Unsicherheit besteht und allenfalls dort ein etwas schlechteres Resultat für die Gärvarianten denkbar wäre; dass aber andererseits sämtliche übrigen vorgängig diskutierten Punkte (nicht allozierte Verbesserung der Güllenqualität, kleinere Methan-Mehremissionen als angenommen, ev. etwas kleinere Lachgasemissionen, Faulraumbelastung, allenfalls bessere Wärmenutzung etc.) ***eher für ein*** - teilweise deutlich - ***besseres Abschneiden der Stromgewinnung*** aus landwirtschaftlichem Biogas sprechen.

Möglichkeiten der Reduktion von Ammoniakemissionen

Die Ammoniakemissionen können durch verschiedenste Massnahmen reduziert werden. Sicher sehr sinnvoll ist die Ursachenbekämpfung, d.h. die Verminderung der Stickstofffracht an der Quelle: Am direktesten wirkt die Reduktion der Tierzahl bei einer artgerechteren Freilandhaltung der verbleibenden Tiere. Dies setzt jedoch bei der Bevölkerung ein Umstellen auf eine etwas vegetarischere Ernährung voraus. Dieses (mittelfristige) Szenario schliesst allerdings die Biogasgewinnung weitgehend aus. Ebenfalls auf Ursachenebene wirken Massnahmen bei der Tierernährung: Mit einer weniger proteinreichen Fütterung (beispielsweise durch Zugabe von Stroh zu proteinreichem, frischem Gras) können im Verhältnis zum kleineren N-Gehalt des Futters überproportional grosse Einsparungen bei den Emissionen erzielt werden *(Menzi et al., 2000; Külling, 2000; KTBL, 1999; Paul et al. 1998).*

In der vorliegenden Studie kann allerdings nicht davon ausgegangen werden, dass ein Landwirt wegen der Biogasanlage die Tierfütterung umstellt. Hingegen können Massnahmen bei der Lagerung und beim Ausbringen der Gülle ergriffen werden:

Bei der ***Lagerung*** – deren Emissionen fünf bis sechs mal kleiner sind als jene beim Ausbringen - wurden starke Reduktionen durch die Abdeckung mit Stroh, Blähton o.ä. erzielt *(Sommer, 1997)*. Die Freude über eine kostengünstige Reduktion wird jedoch stark getrübt durch die Erkenntnis, dass die künstlich erzeugte Schwimmdecke im Gegenzug die Emission von Lachgas sehr stark fördert *(Külling, 2000; Sommer, 2000; Hüther 1999)*. Zudem steigt die Methanproduktion bei Förderung der Schwimmdeckenbildung durch Strohzugabe. Einzig bei Folienabdeckung wird sowohl bei Methan als auch bei Ammoniak und Lachgas eine drastische Reduktion beobachtet: Methan wird aufgefangen und kann zusätzlich genutzt werden, Lachgas kann gar nicht erst entstehen und die Ammoniakemission wird um rund 90% *(Hüther, 1999)* reduziert. Weitere Möglichkeiten, wie die Zugabe von Chemikalien oder Bakterien, sind umstritten und sind aus Sicht von Kosten/Nutzen kaum empfehlenswert. Sinnvoll ist das Befüllen des Lagertanks über ein Tauchrohr, da dadurch vermieden wird, dass die Gülle in den Tank plätschert und so die Emission begünstigt wird.

Der grösste Stickstoffverlust erfolgt - wie bereits mehrfach erwähnt - beim und unmittelbar nach dem ***Ausbringen***. Beim Ausbringen beeinflusst ebenfalls eine ganze Palette von Parametern, wie Beschaffenheit des Bodens, dessen Feuchtigkeitsgehalt, Lufttemperatur, Luftfeuchtigkeit, Windstärke, Stadium der Aussaat oder Verdünnungsgrad der Gülle das Ausmass des Verlusts *(Walter, 1994, Frick et al. 1996)*. Durch Beachten der Witterungsbedingungen beim Ausbringen kann der Verlust spürbar reduziert werden: Hohe Lufttemperaturen, speziell bei tiefer Luftfeuchtigkeit und/oder Wind, sind beim Ausbringen zu vermeiden *(FAT, 2000)*. Nach *Katz* und *Frick (1994)* erfolgen bis zu 80% des N-Verlusts beim Ausbringen bereits am Tag des Ausbringens. *Ortenblad (2000)* gibt an, dass nach Ausbringen mehr als 50% des Verlusts während den ersten 24 Stunden auftreten (vgl. auch Abb. 29). Das Ausbringen am Abend anstatt am Morgen oder Mittag kann die Verluste auf weniger als die Hälfte reduzieren *(Frick, Menzi 1997)*.

Unter anderem hat auch der Gehalt an Trockenmasse einen Einfluss auf den Stickstoffverlust: Einerseits reduziert eine Verdünnung die Ammonium/Ammoniakkonzentration und damit den Partialdruck des Ammoniaks und andererseits begünstigt ein tiefer Trockensubstanzgehalt das Eindringen der Gülle in den Boden, wo die gelösten Ammoniumionen adsorbiert und dann biologisch gebunden werden können. Hier ist die – dank grösserem Abbau – homogenere Biogasgülle gegenüber normal gelagerter Gülle klar im Vorteil, was zumindest einen Teil des Nachteils der höheren Ammoniakkonzentration wieder aufhebt (vgl. oben). Die Schweizerische Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik, FAT, empfiehlt für Rindervollgülle Verdünnung mit Wasser im Verhältnis von minimal 1:1, besser 1:2 oder mehr sowie für kotarme Gülle und Schweinegülle minimal 1:2, besser 1:3 oder mehr *(FAT, 2000)*.

Wohl das grösste Sparpotenzial liegt bei der Ausbringtechnik. Starke Emissionsverbesserungen bringen Verfahren, bei welchen die Gülle gezielt unmittelbar auf oder in den Boden gebracht wird. Bekannt sind Schleppschläuche, Schleppschuhe, Schlitzdrill und Tiefeninjektion (Abb. 30). Mit allen Verfahren sind über 50% Emissionsminderung möglich. Für schweizerische Verhältnisse wird vor allem das Schleppschlauchverfahren empfohlen *(Frick, 1997)*.

In der Schweiz ist heute das Ausbringen mit Druck- oder Pumpfass sowie das Versprühen ab Verschlauchungsanlagen immer noch die Regel (Foto 5); 1994 waren Schleppschlauchverfahren oder Gülledrill in der Praxis noch kein Thema *(Frick, 1994b)*. Zur Zeit sind rund 35'000 mit dem Schlepper gezogene Vakuum- und Pumpfässer und 19'000 Verschlauchungsanlagen in Betrieb. Schleppschlauchverfahren dürften jedoch vergleichsweise erst etwa 700 Stück im Einsatz sein *(Frick, 2001)*.

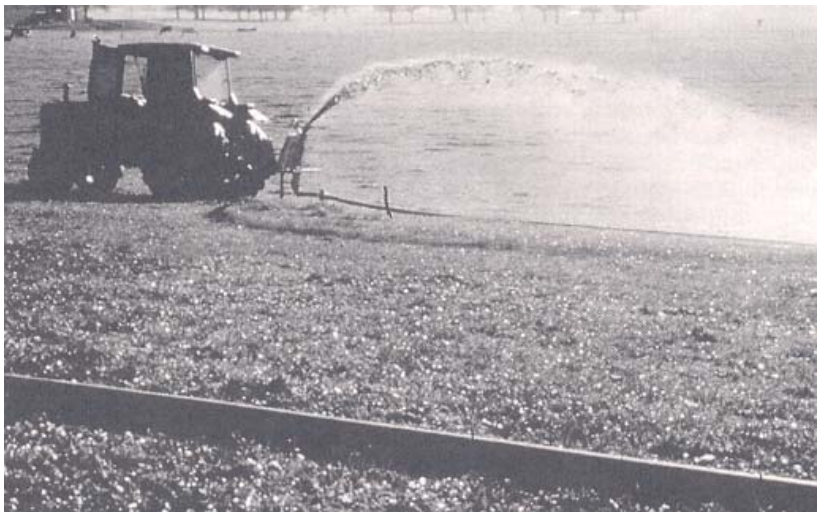


Foto 5: *Beim Versprühen der Gülle wird deren Oberfläche durch die Tröpfchen- und Nebelbildung um mehrere Zehnerpotenzen vergrössert, was den Übertritt von Ammoniak in die Gasphase erleichtert. Zudem wird die Gülle auf der Oberfläche von Pflanzen grossflächig verteilt, was ebenfalls stark emissionsfördernd wirkt. (Bildquelle: Frick et al., 1997)*

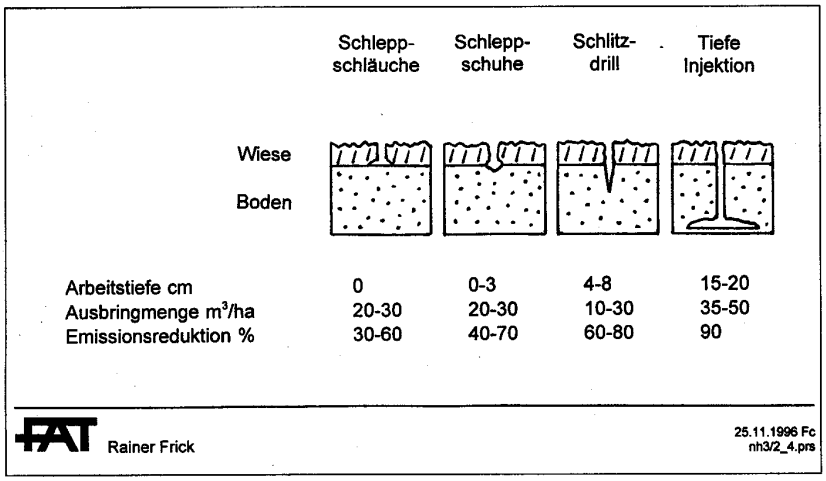


Abb. 30: *Verschiedene Techniken der schonenden Gülleausbringung und deren Einsparpotenzial bei der Ammoniakemission (Quelle: Frick et al., 1997)*

Ammoniakverluste fielen bei warmem Wetter mit einem Schleppschlauchverteiler (Foto 6) um fast 70% tiefer aus als mit dem Prallteller *(Frick, 1994a)*. Bei feuchtkalter Witterung waren die Einsparungen weniger gross. Die Investitionskosten liegen bei 12 m Arbeitsbreite je nach Produkt und Ausstattung (z.B. Hangausgleich) zwischen 15'000 und 20'000 CHF *(Frick 1997)*. Die bei Gülle mit grob partikulären Inhaltsstoffen erwähnte Verstopfungsanfälligkeit dürfte bei der homogenen Biogasgülle kaum ein Problem sein. Allerdings sind auch mit einem Hangausgleich ausgestattete Schleppschlauchverteiler nur beschränkt hangtauglich.

Bei den – aus Sicht der Bodenbelastung sehr schweren - Drillgeräten wird der Boden mit einem Schneidgerät in eine Tiefe von 4 – 8 cm aufgeschlitzt, die etwas geweitete Furche mit Gülle gefüllt und gleich anschliessend mit einer Druckrolle geschlossen. Die Verluste sind bei dieser Methode noch kleiner. Allerdings liegen die Kosten um ein Mehrfaches über jenen des

Schleppschlauchverfahrens. Zudem ist der Energieaufwand (Motorenstärke der Zugmaschine) bei einer kleineren Arbeitsbreite grösser, was wegen dem zusätzlichen Infrastruktur- und Energieaufwand zusätzliche Emissionen in verschiedenen Wirkungskategorien bringt. Im Ausland wurden Reduktionen von mehr als 90% der Ammoniakemissionen beobachtet. Für schwere Böden, wie sie in der Schweiz oft vorliegen, ist das Reduktionspotential weniger gross, da die Schlitze weniger sauber geschlossen werden.

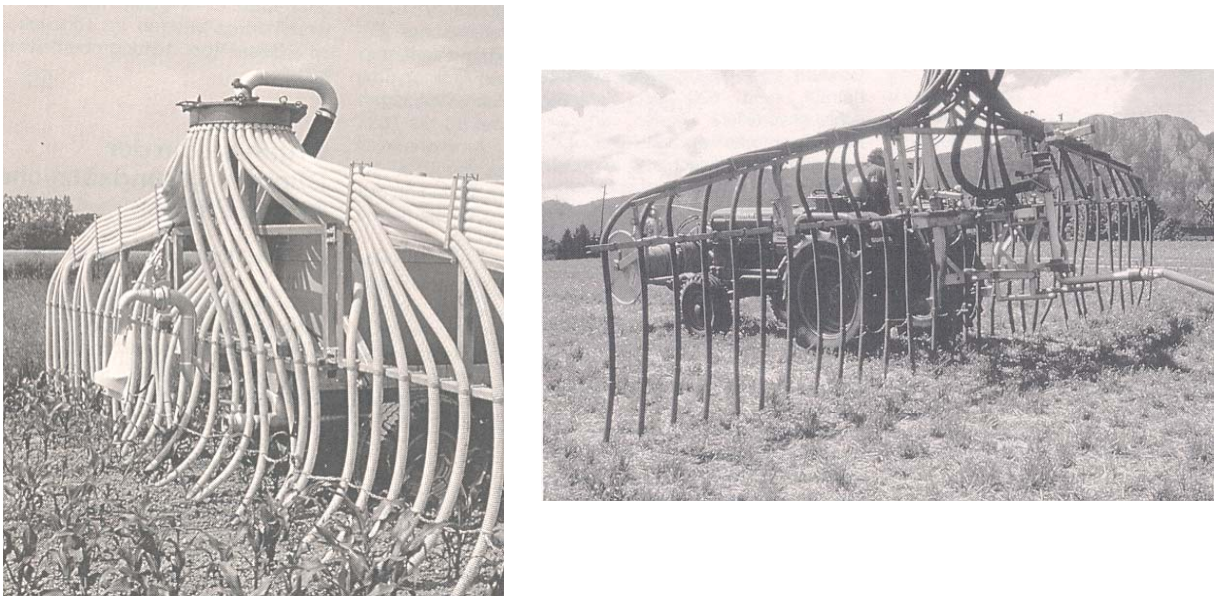


Foto 6: *Schleppschlauchverfahren im Acker- und Futterbau. Die Gülle kann ab Druckfass oder über einen Schlauch ab fester Güllenverrohrung bezogen werden. (Bildquelle: Frick et al., 1997)*

Beim Schleppschuhverfahren, welches zwischen Schleppschlauch- und Drillverfahren anzusiedeln ist, wird der Boden nur leicht angeritzt; nach deutschen Untersuchungen lassen sich damit die Ammoniakverluste um 60-70% verringern *(Kowalewsky* und *Müller, 1994)*. Der deutlich höhere finanzielle Aufwand lohnt sich in Anbetracht der nur unwesentlich besseren Emissionsminderung jedoch – zumindest für einen einzelnen Landwirt – im Vergleich zum Schleppschlauchverfahren kaum. Die Tiefeninjektion wird durch flachgründige und tonige Böden, wie sie in der Schweiz oft vorkommen, stark eingeschränkt. Auch hier sind starke Zugmaschinen nötig, was aus Sicht der Bodenschonung nachteilig ist *(Frick, 1997)*.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass bei einer Kombination von Abdeckung des Lagertanks mit einem Schleppschlauchverfahren (o.ä.) und Beachten der günstigen Ausbringbedingungen (Witterung, Saison, Güllenverdünnung) ***mindestens 60% des Ammoniakverlusts verhindert werden kann***. Dies ist auch für den Landwirt von Vorteil, da er die Zugabe von mineralischem Stickstoffdünger reduzieren kann – was auch aus Sicht einer Ökobilanz sehr positiv ist.

Für Betriebe an starken Hanglagen, wo die Gülle nur durch Versprühen ausgebracht werden kann, bietet sich noch die Zugabe von Schwefelsäure zur Gülle an: Wiesen brauchen bis zu 30 kg Schwefel pro Hektare. Schwefel ist normalerweise Bestandteil von mineralischen Düngermischungen. Wenn 1-2 Liter Schwefelsäure pro m^3 Gülle zugegeben werden, kann der pH-Wert – je nach Ausgangswert und Pufferkapazität – um bis zu einer Einheit abgesenkt wer-

den, was die Ammoniakemission entsprechend reduziert und gleichzeitig den Ertrag signifikant steigert. Besonders gute Erfahrungen wurden mit der Zugabe von Schwefelsäure plus Harnstoff gemacht (vgl. Abb. 31). Die Stickstoffgabe in Form von Harnstoff war dabei halb so gross wie der N-Gehalt der Gülle *(Ortenblad, 2000)*. Gewisse Publikationen betrachten allerdings den Einsatz von Harnstoff auf Wiesland als nicht unproblematisch *(Freibauer, Kaltschmitt, 2000)*. U.a. wurde in Grasböden eine stark erhöhte Urease-Aktivität beobachtet *(O'Toole, Morgan, 1988)*).

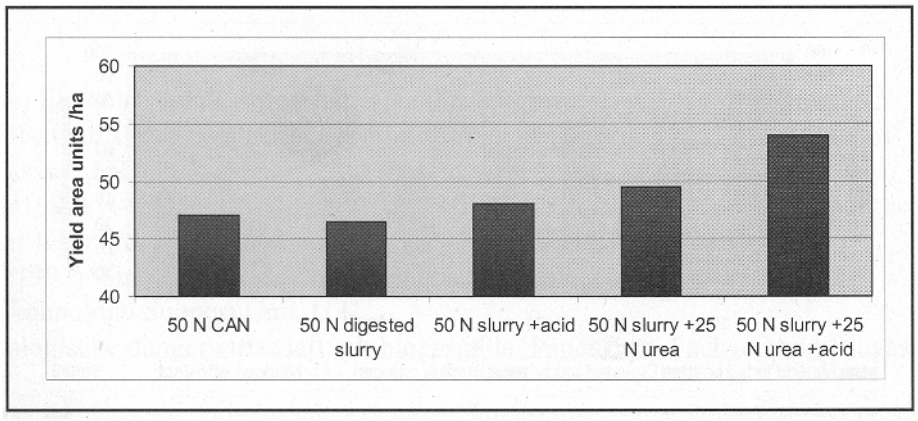


Abb. 31: *Mehrerträge durch Ansäuren der Biogasgülle mit Schwefelsäure (acid) und Harnstoff (urea) gegenüber derselben N-Menge in Form von Mineraldünger (CAN) (Quelle: Ortenblad, 2000)*

Gutschrift für Reduktion der Ammoniakemissionen

In der bisherigen Betrachtung wurden Betriebe verglichen, bei welchen die Gülleausbringung jeweils identisch war: Man ermittelte den Einfluss einer Biogasanlage auf Betrieben mit normaler Gülleausbringung, bzw. auf Betrieben mit optimierter Gülleausbringung. Das heisst: vergorene und unvergorene Gülle wurden in den Vergleichen immer identisch ausgebracht.

Im Fall von Vergärung mit optimierter Gülleausbringung beziehen sich daher die Einsparungen an Umweltbelastung nur auf die Reduktion bei den 15% Mehremissionen, welche durch die Vergärung bewirkt werden. (Abb. 10; oberer Säulenbereich). Die optimierte Ausbringung hat aber gegenüber normaler Ausbringung nicht nur bei den Mehremissionen, sondern auch bei der Referenzgülle selbst (Abb. 10; unterer Säulenbereich) einen ausgesprochen positiven Einfluss. Der positive Einfluss einer sorgfältigen Gülleausbringung bewirkt bei der Referenzgülle ("Lager" = 100%) 6,67 mal grössere Belastungseinsparungen als bei den 15% Mehremissionen! In Tabelle 17 sind die bis jetzt nicht berücksichtigten Einsparungen bei einer Optimierung der Gülleausbringung ("Effekt Lager") den berücksichtigten Einsparungen bei den Mehremissionen ("Differenz") gegenübergestellt.

Man kann nun mit Fug' und Recht argumentieren, dass in der Schweiz das (nicht umweltfreundliche) Versprühen von Gülle mit dem Druckfass oder ab verlegten Druckschläuchen leider die Regel ist (vgl. oben). Wenn nun ein Landwirt den Bau der Biogasanlage mit der Einführung einer sorgfältigeren Güllenbewirtschaftung kombiniert, könnten ihm deren gesamten positiven Auswirkungen gutgeschrieben werden. Das heisst, dass - weil Versprühen die

Regel ist - für die optimiert ausgebrachte Biogasgülle eine normal gelagerte und normal ausgebrachte Gülle als Referenzgrösse herangezogen werden darf.

Im Rahmen dieser Arbeit wurde auch der Einfluss von der Reduktion bei den Mehremissionen von Ammoniak in den Standardvarianten MG und MG + Cos bestimmt, indem Varianten zum Einfluss der Reduktion der Ammoniak-Mehremission gerechnet wurden (NH_3 opt.): In Tabelle 21 sind die Einsparungen als Differenz zwischen MG und MG/NH_3 opt. in der Spalte "Red. Mehremission" dargestellt. Beim Hierarchist entsprechen im Fall der Mischgülle 60% Einsparungen bei den NH_3-Mehremissionen 2'820 EI'99-Pts. Somit kann ein Einfluss des Ammoniaks auf die Ökobilanz der Stromproduktion aus MG in der Standardvariante von 4700 EI'99-Pts errechnet werden (100% Mehremission). Die Ammoniak-Mehremissionen tragen bei der Mischgülle im Fall des Hierarchist zu 65,7%, bzw. bei Mischgülle plus Cosubstrat zu 51,1% an die Gesamtbelastung bei. Dies unterstreicht die bereits mehrfach - insbesondere auch im Bereich der Abbildung 22 - festgehaltene Aussage, dass Ammoniak die bestimmende Grösse dieser Bilanz ist.

Vergleichswert	Dim.	MG	MG NH_3 opt.	Red. Mehr-emission	Effekt Referenz	MG+ Cos	MG+ Cos NH_3 opt.	Red. Mehr-emission	Effekt Referenz
EI'99, Egalitarian	Pts.	6570	3960	2610	**-17400**	5550	3800	1750	**-11667**
EI'99, Hierarchist	Pts.	7150	4330	2820	**-18800**	6160	4270	1890	**-12600**
EI'99, Individualist	Pts.	11000	7480	3520	**-23467**	8400	6050	2350	**-15667**

Tab. 21: *Einsparungen pro TJ Strom bei optimierter Güllenbewirtschaftung in EI'99 Pts. (Hierarchist):*
Red. Mehremissionen = Einsparung bei den 15% Mehremissionen (bisher berücksichtigt); Effekt Referenz = Einsparung bei der 100% Grundemissionen der konventionell ausgebrachten Gülle, wenn sie optimiert ausgebracht wird (bisher nicht berücksichtigt, da jeweils identische Ausbringmethoden miteinander verglichen wurden).

In Tabelle 21 wird ebenfalls die Einsparung bei der normalen Güllelagerung quantifiziert, wenn die Gülle optimiert bewirtschaftet wird. Die Spalte "Red. Mehremissionen" zeigt den Einfluss von 60% Reduktion bei 15% Mehremissionen. Wenn die 100% NH_3-Emissionen der konventionell bewirtschafteten Gülle nun gleichzeitig um 60% reduziert werden, ergibt sich eine 6,67 mal grössere Reduktion, als bei den 15% Mehremissionen (Spalte "Effekt Referenz"). Der durch das optimierte Bewirtschaften der Referenzgülle bewirkte positive Effekt führt damit bei der Referenz zu einer Reduktion, die weit mehr als doppelt so gross ist, wie die grössten Belastungen durch die Biogasanlage (Strom ab BHKW Zündstrahl, MG, keine Optimierung: 8'610 EI'99, Hierarchist).

Wenn die Auswirkungen der Einführung einer umweltfreundlicheren Ausbringtechnik (z.B. Schleppschlauchverfahren) auf die gesamte Güllenmenge berücksichtigt werden, d.h. wenn die bezüglich Güllenbewirtschaftung optimierten Gärvarianten auf eine konventionell bewirtschaftete Gülle als Referenzgrösse bezogen werden, können bei der Mischgülle 18'800 und bei MG + Cosubstrat 12'600 EI'99-Pts in Abzug gebracht werden (Hierarchist, Tab. 20). Dann sind bei sämtlichen Verfahrenskombinationen mit optimiertem Güllenmanagement die EI'99-Belastungen (Hierarchist) ganz klar negativ; das heisst, dass die Summe der Entlastung der Umwelt sehr viel grösser ist als die Summe der durch die Biogasgewinnung bewirkten Belastungen.

Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Gesicherte Aussagen

Zunächst kann einmal festgehalten werden, dass die Stromgewinnung aus landwirtschaftlichem Biogas ***umweltfreundlicher ist als die konventionelle Energiegewinnung aus nicht erneuerbaren Energieträgern***. Die Stromgewinnung aus Mischgülle ohne Optimierungsmassnahmen als ungünstigste Variante (Tab. 17, S.55) liegt mit 4'890 EI'99-Pts immer noch deutlich unter den Werten von fossilen Energiequellen und von UCPTE-Strom (vgl. Tab. 15, S. 54). Nur der Strom aus Kernkraftwerken liegt tiefer - wobei dort jedoch Aspekte, wie Unfälle, Terroranschläge und Entsorgung nur ungenügend berücksichtigt worden sind.

Die vorliegende Ökobilanz möchte abklären, ob die Stromgewinnung aus landwirtschaftlichem Biogas die speziell stark einschränkenden Bedingungen des Labels "naturemade star" für speziell umweltfreundliche Stromerzeugung prinzipiell erreichen kann. Sie zeichnet sich aus durch sehr grosse Unsicherheiten bei den gasförmigen Emissionen, welche ihrerseits gleichzeitig einen sehr starken Einfluss auf das Resultat ausüben. Die gasförmigen Emissionen werden durch eine sehr grosse Anzahl von Parametern beeinflusst, welche von Betrieb zu Betrieb sehr unterschiedlich sein können (Betriebstyp, Fütterung, Aufstallung, Lagerung offen oder abgedeckt, Bodenbeschaffenheit, Wasserbewirtschaftung etc.). Gleichzeitig werden die gasförmigen Emissionen durch Bakteriengemeinschaften bewirkt, welche ihrerseits wieder von verschiedensten abiotischen Umweltfaktoren beeinflusst werden, wie Temperatur, Sauerstoffversorgung, Klima (Bodenorganismen), Redoxpotenzial, Verfügbarkeit von leicht abbaubarem organischen Kohlenstoff etc..

Unter diesen Prämissen der sich z.T. jahreszeitlich ändernden und sich gleichzeitig gegenseitig beeinflussenden Parametern ist es schlicht unmöglich, für eine einzelne Biogasanlage mit vertretbarem Aufwand zur Abklärung der Ökostromtauglichkeit eine Bilanz zu erstellen, welche die Situation des Betriebs mit einer nur einigermassen genügenden Genauigkeit erfasst. Es wird daher vorgeschlagen, die Kernaussagen, welche unbestritten sind, aufzulisten und daraus Empfehlungen für die Rahmenbedingungen zur Erteilung des Ökostromlabels abzuleiten. Die folgenden Aussagen können dabei als gesichert gelten:

- Die ***heutige Landwirtschaft ist stark umweltbelastend*** und trägt massgebend zu den Emissionen von Ammoniak, Methan und Lachgas bei. Innerhalb der Landwirtschaft ist es vor allem die Bewirtschaftung der Hofdünger, welche zu sehr grossen Emissionen führt: Bei der Lagerung von Gülle und Mist laufen biologische Abbauvorgänge ab, welche - im Anschluss an den tierischen Verdauungstrakt - zu einer weiteren Mineralisierung von Stickstoff und zu bedeutenden Methanemissionen führen. Dadurch, dass die Hofdünger während des Abbaus im Lager nicht in Kontakt mit Boden und Pflanzen sind, kann der mineralische Stickstoff nicht gebunden werden; er verflüchtigt sich teilweise bereits im Lager und speziell beim und unmittelbar nach dem Ausbringen als Ammoniak und Lachgas.

- Bei der ***Freilandhaltung von Nutztieren*** würde nur ein Bruchteil der Emissionen verursacht, da dann die Exkremente dezentral zu Boden fallen, wo sie unter weitgehender Bindung des Stickstoffs sogleich weitgehend aerob abgebaut werden. Eine – ökologisch und auch ethisch sicher sehr sinnvolle – Freilandhaltung ist in grossem Massstab denkbar,

setzt jedoch eine Veränderung bei den Ernährungsgewohnheiten voraus (weniger Fleischkonsum). Bei einer Freilandhaltung der Tiere wird die landwirtschaftliche Biogasgewinnung auf grössere Gemüsebaubetriebe eingeschränkt, da die tierischen Exkremente wegen der direkten Rückführung in den Stoffkreislauf nicht mehr zur Verfügung stehen. Diese radikale Ursachenbekämpfung würde daher die landwirtschaftliche Biogasgewinnung drastisch einschränken.

- Unter heutigen Rahmenbedingungen ***verstärkt die landwirtschaftliche Biogasgewinnung die Emissionen*** insbesondere beim sehr stark umweltschädlichen Ammoniak: Es ist unbestritten, dass beim optimierten anaeroben Abbau mehr Kohlenstoffverbindungen abgebaut werden und daher mehr Stickstoff mineralisiert wird. Mehr mineralisierter Stickstoff führt zu mehr Emissionen. ***Ohne flankierende Massnahmen kann eine landwirtschaftliche Biogasanlage ganz klar nicht ökostromtauglich sein***.

- Über die ***Grösse der Mehremissionen besteht Unklarheit***. Bei den aus Sicht der Ökobilanz etwas weniger gravierenden Emissionen von Methan scheint die Biogasgewinnung zumindest nicht zu einer Verbesserung der Situation zu führen. Beim Lachgas ist die Situation wahrscheinlich von Fall zu Fall verschieden; einige Quellen berichten von möglichen Emissionsverminderungen. Ob und wie weit dies im Durchschnitt unter wechselnden klimatischen Verhältnissen zutrifft, scheint jedoch noch nicht abschliessend geklärt zu sein.

- Als gesichert kann gelten, dass ***beim Ammoniak als Folge der pH-Erhöhung und des erhöhten Partialdrucks Mehremissionen zu erwarten sind,*** welche - je nach Umfang - in der Bilanz stark zu Buche schlagen..

- Gesichert ist, dass die Nutzung der ***Nachgärung die Methanemissionen stark reduziert***. Diese deutliche Verbesserung durch die Abdeckung zumindest des ersten Lagerbehälters hat im Vergleich zum Referenzsystem zur Folge, dass ein bedeutender Teil der durch die Biogasgewinnung hervorgerufenen Mehrbelastung verhindert, bzw. kompensiert werden kann (vgl. Tab. 18).

- Gesichert ist, dass sich die ***Lachgasemissionen bei Nutzung der Nachgärung reduzieren***: Im abgedeckten Nachgärbehälter kann kein Lachgas entstehen. Muss auf einen zweiten Lagerbehälter zurückgegriffen werden, ist die Tendenz zur Schwimmdeckenbildung dort dank der besseren Homogenisierung der Gülle deutlich kleiner, was die Lachgasbildung reduziert. Eine Abdeckung des Lagertanks hat zusätzlich auch positive Auswirkungen auf die Lageremissionen von Ammoniak.

- Gesichert ist ebenfalls, dass die ***Ammoniakemissionen ganz beträchtlich reduziert*** werden können indem schonende Ausbringmethoden zu günstigen Ausbringzeiten angewendet werden. Sofern der Bauer gleichzeitig mit dem Bau der Biogasanlage seine Güllenbewirtschaftung verbessert, ist die Reduktion der Umweltbelastung durch schonendes Ausbringen der Gülle deutlich grösser als die durch die Biogasgewinnung bewirkten Mehrbelastung (vgl. Tab. 20).

- Und zu guter Letzt kann festgehalten werden, dass ***jeder zusätzliche Abnehmer von Wärme das Resultat der Bilanz verbessert***. Zumindest die Nutzung der BHKW-Abwärme zur weitestmöglichen Deckung des Heizaufwands und Warmwasserbedarf des Hofs ist Voraussetzung, dass Ökostromtauglichkeit erreicht werden kann.

Ökostromtauglichkeit

Bei der Abschätzung des Wärmebedarfs der Landwirtschaftsbetriebe wurde von einem Wärmebedarf ohne zusätzliche Wärmeabnehmer ausgegangen. Bei der erteilten Wärmegutschrift handelt es sich damit um einen Wert, welchen man unter normalen Umständen auf jedem Hof erreichen kann. Es kann festgehalten werden, dass

unter Berücksichtigung der Wärmegutschrift die Stromgewinnung aus landwirtschaftlichem Biogas bei Nutzung der Nachgärung grundsätzlich Ökostromtauglichkeit erreichen kann.

Tabelle 22 fasst nochmals die relevanten Werte (Hierarchist) der Tabelle 17 zusammen. (Es muss hier nochmals erinnert werden, dass bei den Werten "opt. tot." nur die Einsparungen bei den *Mehr*emissionen von Ammoniak durch den Einsatz des Schleppschlauchverfahrens (o.ä.) bewertet wurden; würden die Varianten "opt. tot." mit konventioneller Ausbringung verglichen, wären die Werte mehr als 10'000 EI'99-Pts *unter* Null; vgl. Tab. 21)

Vergleichswert	Dim.	Oekostrom Grenzwert	MG	MG CH_4 +N_2O opt.	MG opt. tot.	MG+Cos	MG+Cos CH_4 +N_2O opt.	MG+Cos 60 kW_{el} opt. tot.
EI'99, Hierarchist	Pts./TJ	**3'875**	4'890	**3'600**	**820**	4'240	**3'080**	**1'270**

Tab. 22: *Performances verschiedener Varianten der Produktion von 1 TJ Strom aus landwirtschaftlichem Biogas mit dem Standard-BHKW 60 kW_{el} in einer 300 m^3 Betonanlage bei Wärmegutschrift für die in Haus und Hof genutzte Wärme (Auszug aus Tabelle 17)*
MG: Mischgülle, Cos: Cosubstrat, CH_4 + N_2O opt.: Nutzung der Nachgärung, Opt. tot.: Zusätzlich sorgfältiges Ausbringen der Gülle mit Schleppschlauchverfahren verglichen mit normal gelagerter und mit Schleppschlauch ausgebrachter Gülle

In Tabelle 18, Seite 56, liegt bei Nutzung der Nachgärung das Zündstrahl-BHKW unter der Optik des Hierarchist rund 400-800 EI'99-Pts über dem Grenzwert. Es kann jedoch hier davon ausgegangen werden, dass bei einer Bewertung der Verbesserung der Güllenqualität (drittes Koppelprodukt) auch das Zündstrahl-BHKW bei Nutzung der Nachgärung den Grenzwert des Ökostromlabels unterschreiten würde. Zudem sprechen weitere Überlegungen für eine besseres Abschneiden der Biogasgülle, wie beispielsweise die Wärmegutschrift, die nur in Umfang der Substitution eines LowNO_x-Gaskessels erteilt wurde oder die Methanemissionen aus der Referenzgülle, die wahrscheinlich höher sind, als in der Standard-Rechenvariante angenommen wurde (vgl. Diskussion der entsprechenden Punkte). Wenn die Gülle mit konventioneller Technik ausgebracht wird, kann durch striktes Beachten einiger wichtiger Regeln (geeignete Temperatur, Luftfeuchtigkeit, Wind, Tageszeit, Stadium der Aussaat, Verdünnungsgrad etc.) *(Frick et al., 1996* und *1997)* schon so viel Ammoniakverlust verhindert werden, dass gegenüber den hier eingesetzten durchschnittlichen Verlusten deutlich mehr als 1'000 EI'99-Pts eingespart werden können.[1)]

Es wird daher empfohlen, für die Erteilung des Labels „naturemade star“ für Strom aus der landwirtschaftlichen Biogasgewinnung folgende Minimalbedingungen zu fordern:

[1)] Man bedenke, dass die Ammoniakemissionen der konventionellen Güllenbewirtschaftung (Referenzwert) zwischen 20'000 und über 30'000 EI'99-Pts (Hierarchist in Tab. 21) bewirken (exkl. 15% Mehremissionen durch Biogasgewinnung!). Bei auch ohne Schleppschlauchverfahren einfach erreichbaren 10% Reduktion durch sorgsameres Ausbringen der Biogasgülle werden bereits rund 3'000 EI'99-Pts eingespart!

- Der ***Güllelagertank muss als Nachgärbehälter ausgestattet*** werden, indem er gasdicht abgeschlossen wird und das dort entstehende Methan in die Gasstrasse der Biogasanlage zur kontrollierten Verwertung eingespeist wird. Im Fall von mehreren Güllelagerbehältern muss zumindest der erste, vorzugsweise grössere Behälter zur Nutzung der Nachgärung abgedichtet werden; das von dort ggf. austretende Gärgut soll zur Reduktion der Ammoniakemissionen über ein Tauchrohr in den zweiten Behälter übertreten.

- Der Landwirt verpflichtet sich ohne Vorbehalt, die ***Gülle immer möglichst umweltschonend*** bei geeigneten Bedingungen (s.o.) ***auszubringen***, um die Ammoniakverluste möglichst tief zu halten.

- Der Landwirt verpflichtet sich, den ***Wärmebedarf seines Hofs so weit als möglich mit der Abwärme des BHKW zu decken***. Die Anlage muss gut isoliert sein (k-Wert min. 0.3). Eventuell kann als weitere Auflage eine Energieberatung zur Optimierung der Wärmenutzung gefordert werden.

- Der Landwirt verpflichtet sich, die ***Betriebsdaten der Anlage regelmässig zu erfassen*** und zu Kontrollzwecken aufzubewahren. Insbesondere erfasst er regelmässig:
  - zugeführtes Substrat (GVE Schwein und Rind, TS, Art und Menge der Cosubstrate)
  - Produktion von Strom und Wärme (kWh)
  - Bedarf an Strom und Wärme für den Betrieb der Anlage (kWh)
  - Nutzung vor Ort, bzw. Abgabe von Überschuss an Strom und Wärme (kWh)

- Sofern der Landwirt ein Zündstrahl-BHKW betreibt (was in der Landwirtschaft mehrheitlich der Fall ist), verpflichtet er sich, in Rücksprache mit dem Hersteller Verbesserungen soweit möglich nachzurüsten und den ***Zündölverbrauch*** - welcher ebenfalls regelmässig erfasst werden muss - nach neuestem technischen Stand ***weitestmöglich zu senken*** (vgl. Tab. 18). Sofern die Möglichkeit besteht und es aus ökologischer Sicht als sinnvoll erachtet wird, soll als Zündöl erneuerbares Pflanzenöl eingesetzt werden. (Entsprechende Versuche laufen zur Zeit beim Hersteller des Zündstrahlaggregats (*Böhni, 2001*); es ist abzusehen, dass innert nützlicher Frist Lösungen vorhanden sein werden.)

Zusätzlich werden die Daten der Anlage bei der Zertifizierung erhoben (Bauweise, Isolation der Komponenten, Grösse, BHKW-Typ etc.). Zusammen mit den beim Betrieb erhobenen Daten erlauben diese Daten die Bilanzierung der jeweiligen Anlage in einem Kenngrössenmodell.

Auf die zwingende Forderung nach der Nutzung der Nachgärung kann bei der Zertifizierung eines Betriebs dann verzichtet werden, wenn der Betreiber gleichzeitig mit dem Bau der Biogasanlage sein Güllenmanagement umstellt (Schleppschlauchverfahren), da dann die Einsparungen durch schonendes Güllenmanagement auf jeden Fall deutlich grösser sind als die gesamten Mehrbelastungen durch die Biogasanlage.

Sinnvoll erscheint die Förderung des Baus von Biogasanlagen aus dem erneuerbaren Baustoff Holz. Gegenüber Beton oder Stahl können – bei vergleichbaren Kosten - doch spürbare Reduktionen der Umweltbelastungen beim Infrastrukturaufwand erzielt werden.

Einfluss von veränderten Rahmenbedingungen auf die Zertifizierung

Die Aussagen der vorliegenden Arbeit können durch drei Faktoren stark verändert werden: durch Änderungen bei der Festlegung des Grenzwerts beim Label "naturemade star", durch neue Erkenntnisse im Bereich der Mengen von gasförmigen Emissionen sowie durch neue Gewichtung der Ammoniakemissionen in einer neuen Version des Ecoindicator.

Neue Bedingungen beim Labeling:

Gemäss allerneuesten Informationen (*Jungbluth* und *Frischknecht, 2001*) werden zwei Punkte im "Verein für Umweltgerechte Elektrizität, VUE", welcher für das Labeling zuständig ist, anscheinend nach wie vor diskutiert: Die Herabsetzung des Grenzwerts von $^1/_2$ auf $^1/_3$ GuD, d.h. von 3'875 EI'99-Pts auf 2'583 EI'99-Pts (Hierarchist) sowie die Wärmegutschrift für nur 50% der Emissionen, die bei der Erzeugung der tatsächlich genutzten Wärmemenge in einem LowNO_x-Gaskessel (kond.) entstehen würden.

Die Herabsetzung des Grenzwerts auf $^1/_3$ GuD-Kraftwerk würde 1'292 EI'99-Pts (Hierarchist) ausmachen. Wenn die Wärmegutschrift halbiert würde, wäre das Resultat der Biogasvarianten mit Wärmegutschrift im Fall von Mischgülle 1'130 und im Fall von Mischgülle plus Co-substrat um 960 EI'99-Pts (Hierarchist) schlechter. Dies würde bedeuten, dass unter den hier getroffenen Annahmen (und *ohne* Berücksichtigung der Tatsache, dass gewisse positive Effekte nicht berücksichtigt werden konnten) die Stromgewinnung auch bei Nutzung der Nachgärung die Bedingungen für das Label "naturemade star" in beiden Fällen nicht erreichen würde (vgl. Tabelle 22).

Speziell die Halbierung der Wärmegutschrift ist allerdings für einen Aussenstehenden nicht einfach nachvollziehbar: Die Stromgewinnung aus Biogas verursacht Mehremissionen, die selbstverständlich voll belastet werden, und verhindert gleichzeitig Emissionen, welche anscheinend im Bereich der Wärme[2)] nur zur Hälfte gutgeschrieben werden sollen. Dies ist um so erstaunlicher, als hier ja nur die wirklich real genutzte Wärme (und nicht der gesamte Wärmeüberschuss; vgl. Anhang) gutgeschrieben wurde im Betrag der Emissionen, welche entstehen würden, wenn die Wärme in einem LowNO_x-Gaskessel (kond.) bereitgestellt würde. Diese Annahme trifft aber kaum je einmal auf einem Landwirtschaftsbetrieb ein. In der Regel wird dort die Wärme mit einem (veralteten) Ölkessel oder mit einer schlecht optimierten Holzheizung bereitgestellt. Das heisst, dass die Gutschrift bereits bei voller Wertung deutlich kleiner ist als die tatsächlich verhinderten Emissionen.

Es kann festgehalten werden, dass sowohl bei zusätzlicher Reduktion des Grenzwerts als auch bei Halbierung der Wärmegutschrift an Stelle der (sicher sinnvollen) Nutzung der Nachgärung das Ausbringen der Gülle mit dem Schleppschlauchverfahren oder einer ähnlichen Ausbringtechnik verlangt werden müsste. Dies wäre aber beispielsweise in gewissen Fällen (z.B. bei Hanglagen) eine Auflage, die nicht oder nur mit einem unzumutbaren Aufwand möglich wäre - es sei denn, man argumentiere (wie in der Fussnote auf S. 80 dargelegt wurde) mit dem Argument, dass bereits ein schonendes Ausbringen mit konventionellen Mitteln gegenüber

[2] Und nur dort: Wenn beispielsweise durch Abdeckung des Lagertanks Methan- oder Lachgasemissionen eingespart oder Ammoniakemissionen durch verbessertes Güllenmanagement reduziert werden, werden diese Einsparungen selbstverständlich zu 100% in Abzug gebracht.

dem schweizerischen Mittelwert ohne weiteres eine Einsparung von 3'000 EI'99-Pts (Hierarchist) bringen kann.

Neue Erkenntnisse bezüglich der gasförmigen Emissionen:

Die Ermittlung der gasförmigen Emissionen ist - wie bereits mehrfach festgehalten wurde - sehr schwierig, da bei "in situ"-Messungen die Versuchsanordnung i.d.R. die natürlichen Verhältnisse beeinträchtigt. Wie in Tabelle 20 (S. 68) dargestellt wurde, zeigten beispielsweise die Werte der ermittelten Ammoniakemissionen mit verbesserter Versuchsanordnung in den vergangenen Jahren eine steigende Tendenz. Gleichzeitig scheint es auch in Biogas-freundlichen Kreisen unumstritten zu sein, dass i.d.R. bei erhöhtem Ammoniak-Partialdruck und bei gleichzeitig höherem pH-Wert im Fall der Vergärung mit Ammoniak-Mehremissionen gegenüber normal bewirtschafteter Gülle gerechnet werden muss.

Neueste Untersuchungen an der Universität Bonn *(Wulf et. al., 2001, in Druck)* postulieren nun jedoch signifikante *Minder*emissionen durch die Biogasgewinnung beim Ammoniak nach Ausbringen auf das Feld (vgl. Abb. 32).

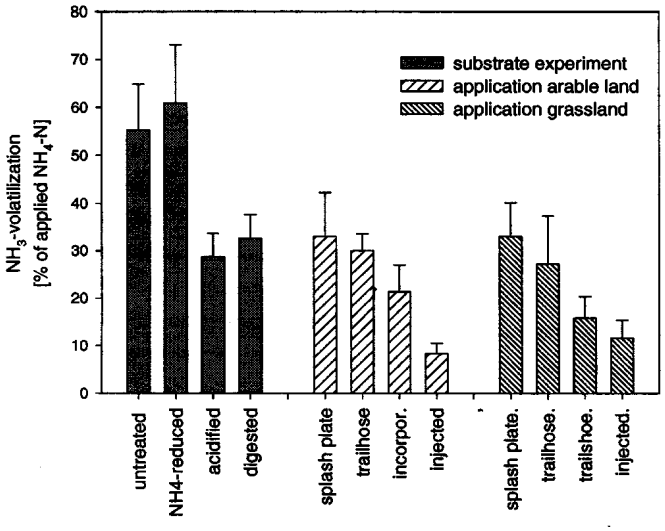


Abb.32: *Vergleich der Ammoniakemissionen auf dem Feld von unterschiedlich behandelten Güllen sowie von unterschiedlichen Ausbringtechniken nach neuesten Untersuchungen am Agrochemischen Institut der Universität Bonn (Wulf et al., 2001, in Druck)*

Durch die Biogasgewinnung ("digested") entstehen gemäss diesen Untersuchungen nicht nur keine Mehremissionen, sondern sogar Reduktionen im Bereich von über 40% gegenüber unbehandelter Gülle ("untreated"). Beim Ammoniak wird - ähnlich wie bei *Christensen und Sommer (1991)* in Abbildung 29 - argumentiert, dass vor allem die verbesserte Fliessfähigkeit zur Reduktion der Emissionen geführt habe. Beim Lachgas wird auf dem Feld kein signifikanter Unterschied gemessen (was sich mit den in dieser Studie getroffenen Annahmen deckt), während beim Methan auf dem Feld bei vergorener Gülle Minderemissionen zu erwarten wären (die [kleinen] Methanemissionen auf dem Feld wurden hier nicht berücksichtigt). Zudem führe das Schleppschlauchverfahren ("trailhose") gegenüber dem Prallteller ("splash plate") zu kleineren Einsparungen als in dieser Arbeit angenommen wurde.

Die Resultate dieser Untersuchungen sind beim Ammoniak den in dieser Studie getroffenen Annahmen diametral entgegengesetzt (und decken sich auch nicht mit der verbreiteten Lehrmeinung). Sofern jedoch weitere Untersuchungen von Dritten zeigen sollten, dass die mit älteren Methoden ermittelten Werte nicht der Realität entsprechen, wäre das Resultat dieser Ökobilanz völlig anders: Die Biogasgewinnung würde ohne jede zusätzlichen Massnahmen auch deutlich härtere Grenzwerte *unter*schreiten. Die Performance in EI'99-Pts (Hierarchist) wäre höchstwahrscheinlich in jedem Fall negativ, d.h. die durch die Biogasgewinnung erzielten Minderemissionen wären grösser als die gesamten Mehremissionen.

Neue Gewichtung der Ammoniakemissionen durch Ecoindicator

Wie auf den Seiten 67 und 68 dargelegt wurde, wirkt Ammoniak in verschiedensten Bereichen auf die Umwelt. Ammoniakemissionen werden daher von Ecoindicator sehr stark gewichtet. Allerdings ist die Datenbasis - speziell auch bei den durch NH_x bewirkten Gesundheitsschäden - heute noch relativ dünn, wie dies auch die im letzten Punkt des Anhangs ("Durch Ammonium und Ammoniak bewirkte Schäden") dokumentiert wird.

Die Mehremissionen von Ammoniak sind für über die Hälfte der EI-Punkte verantwortlich (vgl. Abb. 9, Seite 39). Sie schlagen speziell beim Hierarchist in der Kategorie "Respiratory" stark zu Buche (vgl. Abb. 22, Seite 49). Gerade bei den Wirkungen auf die Gesundheit ist aber noch einiges unklar (vgl. Anhang S. 95: "Durch Ammonium und Ammoniak bewirkte Schäden"). Es ist daher durchaus denkbar, dass in einer neueren Version des Ecoindicator bei verbessertem Kenntnisstand die Emissionen von Ammoniak weniger stark gewichtet werden. Wenn die Gewichtung von NH_x bei der Gesundheit halbiert oder allgemein auf durchschnittlich $^2/_3$ reduziert würde, wäre bei der Mischgülle eine Reduktion von rund 1000 EI'99-Pts zu erwarten.

Ähnliche Überlegungen bezüglich der Schädlichkeit von Ammoniak scheinen auch von anderen Autoren gemacht worden zu sein, wie beispielsweise in einer Studie des *KTBL (1999)*, wo allerdings nicht im Sinn einer Ökobilanz quantifiziert wurde: Dort geht man bei der Vergärung - ähnlich wie in der vorliegenden Studie angenommen - je nach betrachteter Variante von Ammoniak-Mehremissionen zwischen 14% und 17% aus. Die Vergärung wird trotzdem als sehr umweltfreundliche Methode empfohlen, weil Vorteile, wie Energienutzung, Reduktion der Geruchsemissionen, verbesserte Fliessfähigkeit, Abtötung von Keimen und Unkrautsamen sowie allfällige Vorteile bei Methan- und Lachgasemissionen als bedeutender einzustufen seien, als die zusätzlichen Emissionen von Ammoniak.

Abschliessende Gedanken zur Beurteilung biotechnologischer Prozesse

Es muss hier festgehalten werden, dass eine Ökobilanz einer ***biotechnologischen Anlage***, wo nicht mit bakteriellen Reinkulturen, sondern mit mikrobiologischen Mischbiozönosen gearbeitet wird, und wo das Produkt nach der Behandlung im Lager und auf dem Feld wiederum von Mischbiozönosen weiter verwertet wird, ***vollkommen andere Voraussetzungen*** aufweist als die Ökobilanz eines technischen Apparates: So können beispielsweise bei einer photovoltaischen Zelle Rohstoff- und Energiebedarf sowie die Emissionen etc. genau mit klaren Ver-

trauensintervallen bestimmt werden. Es ergibt sich ein entsprechend genau eingrenzbares, zuverlässiges Resultat.

Anders im Fall von biotechnologischen Prozessen: Je nach jeweils vorherrschenden Bedingungen entwickeln sich ganz andere Lebensgemeinschaften, welche unter Umständen vollkommen unterschiedliche Emissionen bewirken: Wenn die Temperatur im Lagertank - ev. bei leicht saurem pH - nur einige °C beträgt, ist die mikrobiologische Aktivität allgemein gehemmt, und speziell die Methanemissionen sinken gegen Null. Im warmen Sommer kann sich hingegen eine aktive Biozönose entwickeln, welche dazu führt, dass viel Material abgebaut wird und sehr viel mehr Gas entsteht, welches gleichzeitig praktisch die Zusammensetzung von Biogas aufweisen kann. Die Methanemissionen können damit um mehrere Zehnerpotenzen schwanken. Dasselbe gilt - eventuell in leicht kleinerem Ausmass, aber immer noch im Bereich von Zehnerpotenzen - für Ammoniak und Lachgas. Diese grossen Unsicherheiten führen auch dazu, dass die Erarbeitung einer Ökobilanz für biotechnologische Prozesse mit Mischbiozönosen deutlich aufwendiger ist als jene eines rein technischen Prozesses: es müssen durch intensives Literaturstudium plausible Eingabewerte gefunden und auch diskutiert werden.

Es wurde in der vorliegenden Arbeit versucht, nach bestem Wissen und Gewissen die durchschnittlich plausibelsten Annahmen zu treffen. Die Resultate erlauben, die Umweltfreundlichkeit der Stromgewinnung aus landwirtschaftlichem Biogas prinzipiell zu beurteilen. Der Rückschluss auf die einzelne Anlage ist jedoch nur beschränkt möglich, da deren Performance von lokalen Voraussetzungen (vgl. auch Anhang) und unter anderem auch von den jeweils vorherrschen Witterungsbedingungen abhängt (Anteil genutzter Wärme, Ammoniak und Lachgasemissionen etc.).

Die Autoren sind daher der Ansicht, dass im vorliegenden Fall - anders als bei technischen Apparaten, wie Windmühlen oder Sonnenkollektoren - auf die Errechnung eines Punktetotals für eine einzelne, zu zertifizierende Anlage verzichtet werden soll zugunsten einer allgemeinen Bewertung der Anlage, beispielsweise mit dem EDV-Biogasprogramm: Durch Eingabe der Betriebs- und Eckdaten der Anlage (vgl. Seite 81) kann die Funktionsweise beurteilt werden, was erlaubt, den Landwirt zu beraten, wo allenfalls noch Verbesserungsmöglichkeiten bestehen. Grosses Gewicht muss - nicht nur im Interesse der Umwelt, sondern auch im Interesse des Landwirts - auf eine möglichst umweltfreundliche Güllenbewirtschaftung gelegt werden. Hier könnten allenfalls Protokolle mit den Witterungsbedingung beim Ausbringen verlangt werden.

Zusammenfassend kommen die Autoren zum Schluss, dass die auf der Seite 81 vorgeschlagenen Massnahmen (insbesondere Nutzung der Nachgärung und schonendes Ausbringen der Gülle) zusammen mit den übrigen diskutierten Überlegungen Gewähr bieten, dass die Stromgewinnung aus landwirtschaftlichem Biogas die Bedingungen für eine Zertifizierung für daws Label "naturemade star" erfüllt.

Literaturverzeichnis

Ahlgrimm H., Bredford J. (1998): *Methanemissionen bei unterschiedlichen Formen der Schweinemast*, FAL, Braunschweig-Völkenrode

arbi (2001): *Biogas! - Software zur Auslegung und zur Wirtschaftlichkeitsabschätzung von Biogasanlagen*, arbi, CH-6340 Baar oder www.softplus.net

Baer H. (1998): *Thermodynamik*, 7.Auflage, Springer Verlag, Berlin

Baserga U. (2000): *Vergärung organischer Reststoffe in landwirtschaftlichen Biogasanlagen*, FAT-Berichte, # 246, CH-8356-Tänikon

Besson J., Lehmann V., Roulet M., Wellinger A. (1982a): *Influence der la methanisation sur la composition des lisiers*, Revue Suisse Agri., 14 (3), pp 143-151

Besson J., Lehmann V., Roulet M., Edelmann W. (1982b): *Comparaison de trois traitements des lisiers en conditions experimentales contrôlées: stockage, aération et méthanisation*, Revue Agricole Suisse, 14, #6, pp.327-336.; Kurzfassung: *Vergleich dreier Güllebehandlungsmethoden unter kontrollierten Versuchsbedingungen: Lagerung, Belüftung und Methangärung*, Mitt. Für die Schweiz. Landwirtschaft, 30, (7), pp. 161-168.

Betlach, M.R., Tiedje J.M. (1981): *Kinetic explanation for accumulation of nitrite, nitric oxide and nitrous oxide during bacterial denitrification*, Appl. Environ. Microbiol., 42, pp. 1074-1084

Böhni T. (1999a): *Selbstbauhandbuch zum Bau einer landwirtschaftlichen Kompakt-Biogasanlage*, Eigenverlag, Energie & Umwelt, CH-8500 Frauenfeld

Böhni T. (1999b): *Messprojekt Biogas-BHKW: Messkampage an 2 neuen BHKW-Typen,* BFE, Forschungsprogramm Biomasse, CH-3003 Bern

Böhni T. (1999c): *Kompaktbiogasanlagen in der Landwirtschaft (Betriebsauswertung während einem Jahr).* Schlussbericht, BFE, Programm Biomasse, CH-3003 Bern

Böhni T. (2000): *Kompaktbiogasanlagen 1,2+3 – Zusammenfassung und Betriebsauswertung.* Schlussbericht, BFE, Programm Biomasse, CH-3003 Bern

Böhni T. (2001): pers. Mitt. , Energie und Umwelt, Frauenfeld

Borka G. (1994): *Ammoniakemissionen aus Nutztierställen*, in: FAC: Ammoniak in Landwirtschaft und Umwelt, FAC-Oktobertagung, 27.10.94, pp. 51-60

Buwal (1996): *Beurteilungswerte von Luftschadstoffen in Ökobilanzen*, Umweltmaterialien, Nr. 48, Buwal, CH-3003 Bern

Buwal (1998a): *Bewertung in Ökobilanzen mit der Methode der ökologischen Knappheit, Ökofaktoren 1997*, Schriftenreihe Umwelt #297, CH-3003 Buwal, Bern

Buwal (1998b): *Methanemissionen der schweizerischen Landwirtschaft*, Schriftenreihe Umwelt, # 298, CH-3003 Buwal , Bern.

Buwal (2000): *Luftreinhalteverordnung (LRV)*, revidierte Ausgabe vom 23.3.2000, Buwal, CH-3003 Bern

Christensen B., Sommer S. (1991): *Ableitung von luftförmigen Stickstoffverbindungen: Grösse, Quellen und Regelung speziell im Hinblick auf Ammoniakverluste von bestelltem Boden.* internes Papier einer Konsensuskonferen (teilweise dargestellt in: Ortenblad 2001)

CORINAIR (Commission of the European Community), (1996): CORINAIR Inventory, default emission factors handbook, 3rd ed. 1996.

Debosz K., Maag K. (1991): *N-Transformation in soil amended with digested pig slurry*, NPO-Forschung der Umweltbehörde Nr. A19

Dendhooven L, Splatt P., Andersen J., Scholefield D. (1994): *Kinetics of the dentrification process in a soil under premanent pasture,* Soil biology & Biochemistry, 26(3), 361-370.

Dimag (2000): *Blockheizkraftwerke und WKK-Anlagen*, Firmenunterlagen und Datenblätter zu verschiedenen BHKW-Typen, DIMAG Dieslmotoren AG, CH-4435 Niederdorf

Edelmann W., Besson J., Engeli H. (1981): *Gas production of stored manure compared with the production of immediately digested fresh manure.* Trib. Cebedeau, # 456, 34, pp. 485-491

Edelmann W. (1983): *Das Biogas-Projekt am Strickhof.* ETH-Bulletin, #179, Mai 1983, ETH-Zürich, pp. 14-15.

Edelmann W., Engeli H. (1996): *Biogas aus festen Abfällen und Industrieabwässern - Eck-daten für PlanerInnen*, PACER, Studie #724.231.d,EDMZ, Bern (146 Seiten)

Edelmann W., Schleiss K (1999): *Ökologischer, energetischer und ökonomischer Vergleich von Vergärung, Kompostierung und Verbrennung biogener Abfallstoffe*, Studie i.A. BFE und Buwal, Schriftenreihe BFE, Bern (120 Seiten)

Egger K. (1992): *Biogasanlage aus Holz,* Die Grüne, 22/92, pp.26-29

Engeli H. (2001): pers. Mitt., engeli engineering, CH-8173 Neerach

Hofstetter, P. (1998): *Perspectives in Life Cycle Impact Assessment; A Structured Approach to Combine Models of the Technosphere, Ecosphere and Valuesphere*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, 1998.

PreConsultans (2001): *Informations on Ecoindicator99*, www.pre.nl

FAL (1994): *Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau*, Agrarforschung 1(7), Beilage: pp.1-40

FAL (2001): *Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau*, Agrarforschung 8(6), 80 Seiten

FAL (1997): *Ammoniak-Emissionen in der Schweiz – Ausmass und technische Beurteilung des Reduktionspotentials*, Schriftenreihe der FAL (26), Zürich-Reckenholz (Schweiz)

FAL (2000): *Lachgasemissionen aus der schweizerischen Landwirtschaft*, Schriftenreihe der FAL (33), Zürich-Reckenholz (Schweiz)

FAT (2000): *Geringere Ammoniakverluste = wirksame Stikstoffdüngung,* Merkblatt, FAT, Tänikon.

Fankhauser J, Moser A A. (1983): *Eignung von Biogas als Treibstoff für Landwirtschafts-traktoren*, Schriftenreihe FAT, CH-8355 Tänikon

Frick R. (1994a): *Möglichkeiten der Minderung von Ammoniakemissionen bei der Hof-düngeranwendung*, in: FAC: Ammoniak in Landwirtschaft und Umwelt, FAC-Okto-bertagung, 27.10.94, pp. 93-106

Frick R. (1994b): *Güllenausbringtechnik – ein Verfahrensüberblick*, FAT Berichte, Nr. 441, CH-8356 Tänikon

Frick R., Menzi H., Katz P. (1996): *Ammoniakverluste nach der Hofdüngeranwendung*, FAT Berichte, Nr. 486, CH-8356 Tänikon

Frick R., Menzi H. (1997): *Hofdüngeranwendung- wie Ammoniakverluste verhindern.* FAT Berichte, Nr. 496, CH-8356 Tänikon

Frick R. (2001): Betriebszählung; Angaben zur Ausbringtechnik. (pers. Mitt.) FAT Tänikon

Frischknecht R. (1996): *Ökoinventare von Energiesystemen*, ISBN 3-9520661-1-7, ENET, Postfach, Bern (dritte, überarbeitete Auflage) (sehr große Datenbank auf CD-ROM vor-handen!)

Frischknecht R, Jungbluth N. (2000): *Globale Kriterien für Ökostrom*, i.A. Verein für um-weltgerechte Elektrizität, Zürich, ESU-Services, Uster (28 S.)

Freibauer A., Kaltschmitt M. (2000): *Emission rates and emission factors of greenhouse gas fluxes in arable and animal agriculture*, European Summary Report of the EU Concerted Action, Uni Stuttgart, IER, April 2000 (375 Seiten).

Fuchs J., Galli U., Schleiss K., Wellinger A. (2001): *VKS-Richtlinie 2001: Qualitätseigenschaften von Komposten und Gärgut aus der Grüngutbewirtschaftung*, Verband Kompostwerke Schweiz (VKS) & Biogas Forum, CH-3322 Schönbühl (11 S.)

Goedkoop M. (1995): *The Eco-Indicator 95*, Final Report, NOH, National Reuse of Waste Research Programme (NL), Pré-Consultants, Amersfoort (NL), ISBN 90-72130-80-4

Heinzer L. (2000): *Overall assessment of biogas in Swiss agriculture,* Papier für die EG, AgEng - Warwick 2000, paper Nr. 00-PM-020

Husted S. (1994): *Seasonal variation in methane emission from stored slurry and solid manure*. J. Environ. Qual. 23, pp 585-592

Hüther L. (1999): *Entwicklung analytischer Methoden und Untersuchung von Einflussfaktoren auf Ammoniak-, Methan- und Distickstoffmonoxidemissionen aus Flüssig- und Festmist,* Sonderheft 200, FAL, Völkenrhode (Deutschland) ISBN 3-933140-22-6

IPCC (1994): *Greenhouse gas inventory reference manual*, IPCC, Paris

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change (1996): *Global change 1995,* II assessment report of IPCC, Paris

Jäkel K., Wanka U., Albert E. (2000): *So nutzen sie die Vorteile von Biogasgülle.* Top agrar extra, 8.12.2000, pp.50-52

Jungbluth N., Frischknecht R. (2000): *EcoIndicator 99 implementation: assignement of damage factors to Swiss LCI-Database (Ökoninventare von Energiesystemen)*, ESU-Services, CH-8610 Uster

Jungbluth N. (2001): Grenzwerte für Ökostrom, pers. Mitt.

Jungbluth N., Frischknecht R. (2001): Neueste Entwicklungen in der Arbeitsgruppe zum Labeling von Ökostrom, pers. Mitt.

Katz P., Frick R. (1994): *Ammoniakemissionen nach der Hofdüngeranwendung*, in: FAC: Ammoniak in Landwirtschaft und Umwelt, FAC-Oktobertagung, 27.10.94, pp. 41-50

Katz P, Menzi H. (1998): Ammonia - Excel-Programm zur Abschätzung des Ammoniakverlusts nach Ausbringen von Gülle, IUL-Liebefeld / FAT-Tänikon; basierend auf der Dissertation P. Katz, (1996): *Ammoniakemissionen nach der Gülleanwendung auf Grünland*. Diss.11382, ETH-Zürich,

Kiehl J. (1999): *Solving the aerosol puzzle*. Science #6, pp. 1273-1275.

Klingler B. (2000): Environmental aspects of biogas technology, in: AD-Nett (ed): *AD: Making energy and solving modern waste problems,* Ortenblad H., Herning municipal utilities, Denmark, pp. 22-33

Klaasen G. (1992): *Discussion and conclusion on emission inventories and emission coefficients for ammonia.* In: Klaasen G. (ed.): Ammonia emissions in Europe, Proc. IIASA-workshop, Feb. 4-6, 1991, Laxenburg, pp. 159-168.

Kowalewsky H., Müller J. (1994): *Gülle auf Grünland – Schleppschuhe sind die Lösung*, Top agrar, #4, pp.60-64

Külling D. (2000): *Influence of feed composition and manure type on trace gas emissions from stored dairy manure*, Dissertation ETH-Z, # 13872, Zürich

KTBL (1998): *Kofermentation.* Arbeitspapier 249, Kuratorium für Technik und Beratung in der Landwirtschaft, Darmstadt (68 p)

KTBL (1999): *BMBF-Förderschwerpunkt: Umweltverträgliche Gülleaufbereitung und -verwertung - Zusammenfassung der Ergebnisse und vergleichende Bewertung,* Arbeitspapier 272, Kuratorium für Technik und Beratung in der Landwirtschaft, Darmstadt

LBL (1996): *Gesamtbetrieblicher Nährstoffhaushalt,* Landwirtschaftliche Beratungszentrale Lindau

Marique P., Gilles A., Joassin L. (1984): *Anaerobic fixed bed down flow reactor: efficiencies and performances in treating low loaded piggery wastes*, in: Egnéus H., Ellegard A. (ed.): Proceedings of Bioenergy 84, Vol. III, pp. 392-397

Martinez J., Guiziou F., Gueutier V. (1995): *Emissions de méthane au cours du stockage des déjections animales*. Agriculture et gaz à effet de serre, Dossiers de l'environnement de l'INRA #10, Paris, pp. 17-22

Menard M., Dones R., Ganther U. (1998): *Strommix in Ökobilanzen - Auswirkungen der Strommodellwahl für Produkt- und Betriebsökobilanzen,* PSI-Bericht # 98-17, Paul Schrrer Institut, 5232 Villigen (125 Seiten)

Menzi H., Keller M., Fahrni M., Neftel A. (1997): *Ammoniakverluste nach der Anwendung von Mist*, Agrarforschung 4 (8), pp328-331.

Menzi H., Kuelling D., Neftel. A., Kreuzer M. (2000): *Ammonia emissions from liquid and solid manure as influenced by ration composition*, Swiss Fed. Res. Station for Agroecology and Agriculture, Liebefeld

Müller H.B. (1995): *Covering of slurry storries at the biogas plant Sinding (Overdaekning af lagertanke pa biogasanlaeg Sinding)*, Herning Konmmunale Vaerker, Herning, Denmark

Neftel A. (1994): *Verhalten und Wirkung von Ammoniak in der Umwelt*, in: FAC: Ammoniak in Landwirtschaft und Umwelt, FAC-Oktobertagung, 27.10.94, pp. 13-23

Nielsen P. (2000): *Environmental costs of energy from two biogas plants in Denmark.* In: Overend R., Chornet E. (ed.): Biomass – a growth opportunity in green energyy and value added products, vol.1, Proceedings of the fourth biomass conference of the Americas.

O'Toole P., Morgan M. (1988): *Efficiency of fertilizer Urea: The Irish experiment.* In: Jenkinson & Smith (ed.): Nitrogen efficiency in agricultural soils, Elsevier Applied Science, London, pp. 191-206.

Ortenblad H. (2000): *The use of digested slurry within agriculture,* in: AD-Nett (ed): AD: Making energy and solving modern waste problems, Ortenblad H., Herning municipal utilities, Denmark, pp.53-65

Ortenblad H. (2001) *Die Düngung mit Rohdünger aus Biogasanlagen,* Landesbüro für Pflanzenbau, DK-8200 Aarhus N (Übersetzung eines Papiers vom Dez. 1994), 54 Seiten

Paul J., Dinn N., Kannangara T, Fisher L. (1998): *Protein content in dairy cattle diets affects ammonia losses and fertilizer nitrogen value*, Journal of env. Qual., 27, 528-543.

Safely L., Casada M., Woodbury J., Roos K (1992): *Global methane emissions from livestock and poultry manure*, EPA, Washington.

Schleiss K., Edelmann W. (2000): *Ökobilanz der Stromproduktion aus der Feststoffvergärung,* Biogas Forum, CH-Ettenhausen

Sommer S., Petersen S., Sogaard H. (2000): *Greenhouse gas emissions from stored livestock slurry.* J. environ. Qual., 29

Sommer S. (1997): *Ammonia volatilization from farm tanks containing anaerobically digested animal slurry,* Atmospheric Environment, Vol. 31, #6, pp. 863-868.

Spiess E. (1999): Stickstoff- und Phosphorbilanz der Schweizer Landwirtschaft. Agrarforschung 6(7), pp. 261-264

Stadelmann F. (1990): *N in der Landwirtschaft : Kreislauf, Probleme, Verluste, Synthese, Schlussfolgerungen.* Schriftenreihe der FAC-Libefeld, # 7, pp.141-191

Straehl P. (2001): Schadwirkungen von Ammoniak in der Umwelt, pers. Mitt.

Thompson M., Ellis R., Wildavsky A. (1990): *Cultural Theory***.** Westview Print, Boulder USA, 1990.

UNFCCC (1998): *Review of the implementation of committments*, Note by the secretariat, United Nations Framework on Climat Change. Conference of the Parties, http://unfccc.de/, 31.10.1998.

Walther U. (1994): *Optimierung der Stickstoffwirkung von Gülle im Acker- und Futterbau*, in: FAC: Ammoniak in Landwirtschaft und Umwelt, FAC-Oktobertagung, 27.10.94, pp. 107-127.

Wellinger A., Edelmann W., Favre R., Seiler B., Woschitz D. (1984): *"Biogashandbuch"*, Wirz Verlag, Aarau (200 S.) (Überarbeitete Neuauflage 1990)

Werner B., Henze C., Nagel H. (1999): *Critical loads für den Stickstoffeintrag* in: Nagel & Gregor (ed.): Ökologische Belastungsgrenzen, Springer Verlag, Berlin, pp. 81-110

Wulf S., Bergmann S., Maeting M, Clemens J. (2001): *Importance of simultaneous measurement of NH_3, N_2O and CH_4 for evaluating the efficiency of measures to reduce trace gas emissions,* in: Phyton (Austria), special issue: Nitrogen emissions, Vol. 41, pp.131-142 (in Druck)

Zimmermann P., Doka G., Huber F., Labhardt A.. Menard M. (1996): *Ökoinventare von Entsorgungsprozessen*, ESU-Reihe Nr. 1/96, ETH-Z/UNL, Zürich

Anhang:

Eingabewerte Reaktor-Heizaufwand während des Jahres:

Zur Darstellung der Annahmen bezüglich der Aussen- und der Substrattemperaturen werden exemplarisch zwei Varianten der Berechnung des Heizaufwandes für den Fermenter bei einem Zylinder von 9 m Durchmesser und 7.07 m Höhe unter Annahme eines k-Werts von 0,33 W/m^2.°C dargestellt: Rindergülle allein und Schweinegülle plus Cosubstrat.

Digester 1:

Type:	Volldurchmischt (Zylinder mit ø=9.00, l=7.07 [m])	
Area:	327.00	m²
U-Value:	0.33	W/m² °C
Temperature:	35.00	°C

Digester 2:

Type:	
Area:	
U-Value:	
Temperature:	

Energy demand for the current digester configuration

	Input		1st Step			
Month	Qty. FS [l/d]	Temp. FS [°C]	Air Temp. [°C]	Heating FS [kWh]	Loss digester [kWh]	Total 1st step [kWh]
Januar	10'723	2.0	-1.5	12'507	2'875	15'382
Februar	10'723	4.0	1.0	11'749	2'678	14'427
März	10'723	5.0	2.5	11'370	2'560	13'930
April	10'723	8.5	7.3	10'043	2'182	12'225
Mai	10'723	12.0	11.1	8'717	1'883	10'600
Juni	10'723	15.0	14.8	7'580	1'591	9'171
Juli	10'723	16.5	16.4	7'011	1'465	8'477
August	10'723	16.0	15.4	7'201	1'544	8'745
September	10'723	15.0	13.2	7'580	1'717	9'297
Oktober	10'723	10.0	8.8	9'475	2'064	11'539
November	10'723	4.0	3.2	11'749	2'505	14'254
Dezember	10'723	2.0	0.3	12'507	2'733	15'240
Average	10'723	9.2	7.7	9'791	2'150	11'941
Max. required:	10'723	2	-25.0	12'507	4'726	17'233
Yearly total:				117'489	25'799	143'287

Ausdruck aus BIOGAS! v1.28 / © SOFTplus Entw. GmbH / Arbi GmbH
Dieses Programm ist lizenziert für SOFTplus Entw. GmbH

Tab. 23: *Heizenergieaufwand für die Biogasanlage bei Betrieb mit Rindergülle unter den klimatischen Bedingungen von St. Gallen und bei Annahme einer relativ stark abgekühlten Gülle. Für Schweinegülle bzw. Mischgülle ist der Aufwand unter den Annahmen der vorliegenden Arbeit nicht stark abweichend.(Auszug aus einer Tabelle des EDV-Biogas-Programms (arbi, 2001)).*

Das Klima von St. Gallen ist relativ kalt. Wenn bei milderem Klima die Gülle aus einem Warm-Stall möglichst direkt und mit weniger Wärmeverlusten in die Anlage gelangen kann, reduziert sich der Heizaufwand entsprechend, und im Winter ist dann mehr Überschusswärme vorhanden, welche genutzt werden kann - was die Wärmegutschrift verbessert (vgl. Abb. 32).

Betrieb Ökobilanz, Sau plus Cosubstrat,

Variant: Energiebedarf: Öl :10t/a; 60% Heizen; St.Gallen, 10 MWh Strom

Digester 1:

Type:	Volldurchmischt (Zylinder mit ø=9.00, l=7.07 [m])
Area:	327.00 m²
U-Value:	0.33 W/m² °C
Temperature:	35.00 °C

Digester 2:

Type:	
Area:	
U-Value:	
Temperature:	

Energy demand for the current digester configuration

	Input		1st Step			
Month	Qty. FS [l/d]	Temp. FS [°C]	Air Temp. [°C]	Heating FS [kWh]	Loss digester [kWh]	Total 1st step [kWh]
Januar	12'655	2.3	-1.5	14'617	2'875	17'492
Februar	12'655	4.2	1.0	13'794	2'678	16'472
März	12'655	5.2	2.5	13'347	2'560	15'907
April	12'655	8.6	7.3	11'817	2'182	13'999
Mai	12'655	12.3	11.1	10'153	1'883	12'036
Juni	12'655	15.2	14.8	8'856	1'591	10'447
Juli	12'655	16.6	16.4	8'230	1'465	9'695
August	12'655	16.2	15.4	8'409	1'544	9'953
September	12'655	15.0	13.2	8'946	1'717	10'663
Oktober	12'655	10.2	8.8	11'093	2'064	13'156
November	12'655	4.2	3.2	13'794	2'505	16'299
Dezember	12'655	2.2	0.3	14'689	2'733	17'422
Average	12'655	9.3	7.7	11'479	2'150	13'629
Max. required:	12'655	2	-25.0	14'689	4'726	19'415
Yearly total:				137'745	25'799	163'543

Tab. 24: *Heizenergieaufwand für die Biogasanlage bei Betrieb mit Schweinegülle plus Cosubstrat unter den klimatischen Bedingungen von St. Gallen und bei Annahme einer relativ stark abgekühlten Gülle. Für Rindergülle bzw. Mischgülle plus Cosubstrat ist der Aufwand unter den Annahmen der vorliegenden Arbeit nicht stark abweichend.(Auszug aus einer Tabelle des EDV-Biogas-Programms (arbi, 2001)).*

In der vorliegenden Arbeit ging man von der Annahme aus, dass die Cosubstratmenge und die Güllenmenge während des Jahres nicht variiere (identische Zugabewerte in allen Monaten). Es wären aber auch Situationen denkbar, wo im Winter - zur Deckung des grösseren Wärmebedarfs - bewusst mehr Cosubstrat zugegeben wird und/oder im Sommer die Rinder teilweise auf der Weide gehalten werden (weniger Gülle und weniger zusätzliche Emissionen). In diesen Fällen würde sich Angebot und Nachfrage von Wärme besser decken, was die Performance in der Ökobilanz verbessern würde.

Eigene Messungen zu Energieaufwand der Anlagen

In den Tabellen 25 und 26 sind einige Messewerte zum Energiebedarf der Praxisanlagen zusammengefasst. Auf der Betonanlage (Schmid, Goldach) wurden sowohl Elektrozähler zur Erfassung der einzelnen mit Strom betriebenen Komponenten der Biogasanlage als auch Wärmezähler in den (in diesem Fall: zwei) Heizkreisläufen der Reaktorheizung installiert, um so den in der Praxis real gemessenen Energiebedarf mit den Annahmen im Modell zu vergleichen. Bei der Stahl-Anlage (Wartmann, Bissegg) wurde nur der elektrische Energiebedarf erhoben; aus Kostengründen wurde auf den Einbau von Wärmezähler verzichtet, da die Wärme mit dem k-Wert relativ genau bestimmt werden kann. Dies zeigt auch der Wärmebedarf der Betonanlage, welcher mit 151'120 kWh/a (Tab. 25) zwischen den beiden im Modell angenommenen Werten (Tab. 23 und 24) liegt.

	Strombedarf Betonanlage						**Wärmebedarf**		
	Vorgrube		Pumpe		Fermenter	**Total**	Fermenter		**Total**
Datum	h	kWh	h	kWh	kWh	kWh	MWh	MWh	kWh
15.03.00	0.15	0.98	0.19	0.23	9'159				
14.04.00							3.16	4.18	7'340
09.04.01	68.74	446.81	464.50	557.40	22'177		72.26	86.2	158'460
Bedarf	68.59	445.84	464.31	557.17	13'018	14'021	69.1	82.02	151'120
Pro Tag	0.18	1.14	1.19	1.43	33.38	36.0	0.19	0.23	420
Pro Woche	1.23	8.0	8.3	10.0	233.7	251.7	1.34	1.59	2'938
Pro Monat	63.31	34.3	35.7	42.8	1001.4	1'079	5.76	6.84	12'593
Prozentual		3.2%		4.0%	92.8%	100%			
Pro Jahr						**12'943**			**151'120**

Tab. 25: *Betriebsenergieaufwand der Praxisanlage in Beton (Reaktor: 300 m^3)*

Strombedarf Stahlanlage		
	Vorgrube inkl.Pumpen/Mischen	Rühren, Fermenter
	kWh	kWh
22.06.00	106'544	35'190
19.09.00	111'943	39'594
Bedarf pro Tag	60.66	49
Bedarf pro Jahr	22'142	18'061
prozentual	55,1%	44,9%

Tab. 26: *Strombedarf der Praxisanlage in Stahl (Reaktor: 600 m^3)*

Im Fall der Stahlanlage wird grundsätzlich mehr Strom benötigt, da die ausgemessene Anlage doppelt so gross ist, wie die Betonanlage, bzw. die in der Studie verglichenen Anlagen. Beim Vergleich der Tabellen 25 und 26 fällt allerdings auch die unterschiedliche Verteilung der Stromanteile auf: Dies kann einerseits auf unterschiedliche Mengen und unterschiedlich aufzubereitende Cosubstrate zurückzuführen sein. Andererseits könnten wahrscheinlich einige Verbraucher durch Beratung und Optimierung im Bedarf z.T. deutlich reduziert werden.

Für den elektrischen Eigenbedarf der Anlage wurde im Modell bei Mischgülle mit Cosubstrat mit 15 MWh/a gerechnet (300 m^3 x 0.05 MWh/m^3.a in Tab. 9). Ohne Cosubstrat beträgt die Annahme 10 MWh/a. Ebenfalls ausgemessen wurde der elektrische Wirkungsgrad des Zündstrahl-BHKW's sowie die Energieausbeuten der Anlagen. Die erhobenen Werte decken sich ebenfalls recht gut mit den getroffenen Annahmen.

Beispiele von Energiebilanzen

Die Abbildungen 32 und 33 zeigen Energiebilanzen beim oben dargestellten Heizaufwand unter Annahme von unterschiedlichem Wärmebedarf (Auszug von Graphiken aus dem Biogas-Programm *(arbi, 2001)*).

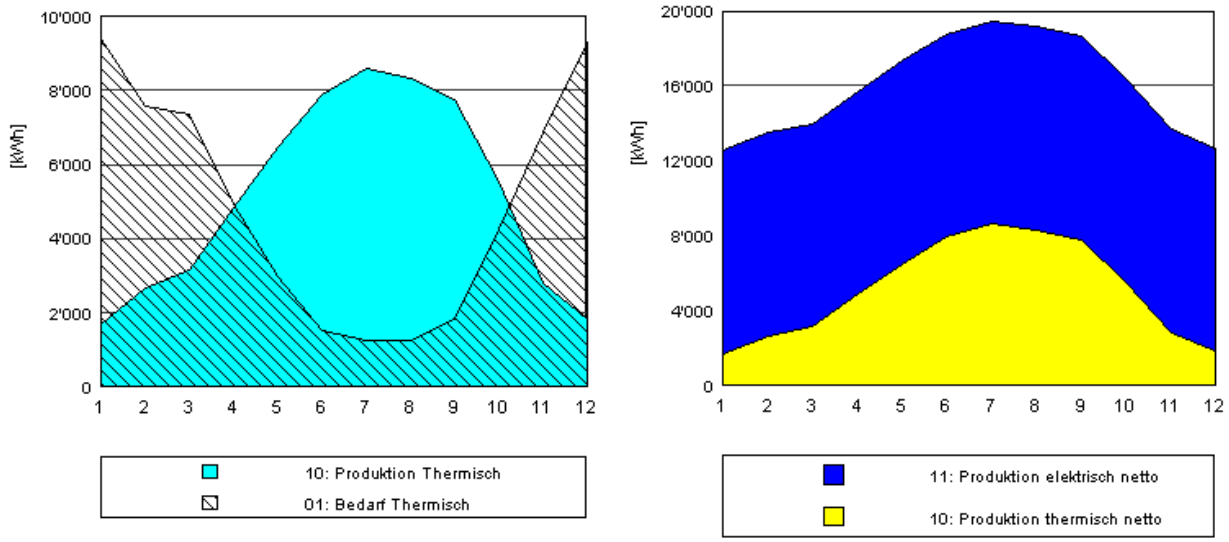


Abb. 32: *Monatliche Gegenüberstellung für Rindergülle ohne Cosubstrat von Wärmebedarf und Wärmeangebot (links) und Darstellung der nutzbaren Netto-Energiemenge als Strom (BHKW η=33%) und Wärme (η=50%) (rechts) nach Abzug der Betriebsenergie. Es wurde hier für den Betrieb ein Wärmebedarf von 5'000 kg Erdöläquivalente angenommen, welche zu 80% für Heizung (variierend mit dem Klima) und zu 20% als Bandenergie (Warmwasser) eingesetzt werden.*

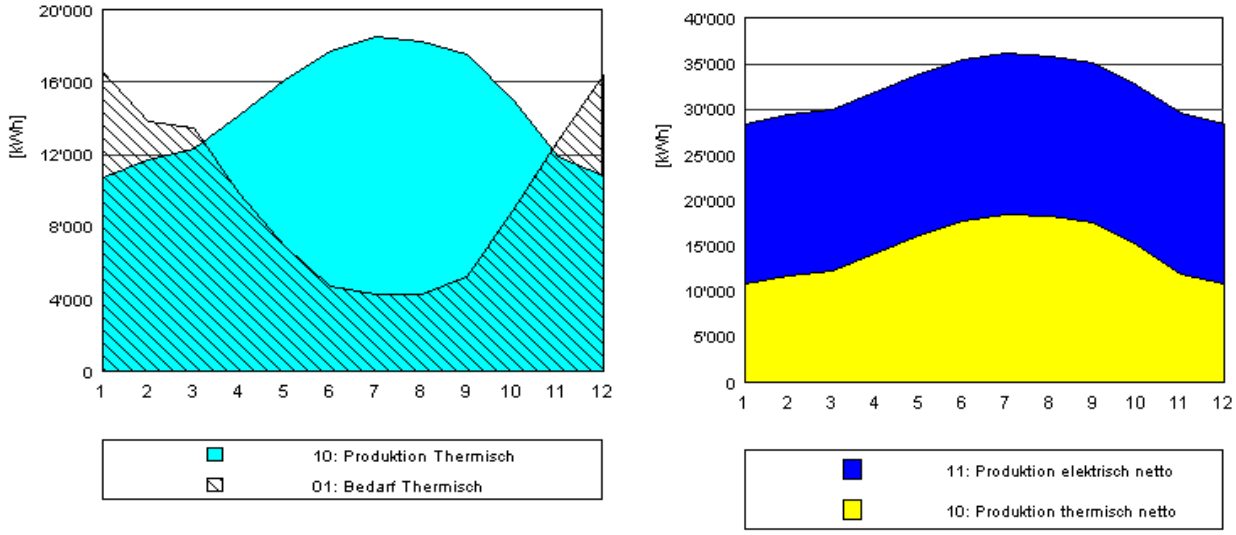


Abb. 32: *Monatliche Gegenüberstellung für Schweinegülle mit Cosubstrat von Wärmebedarf und Wärmeangebot (links) und Darstellung der nutzbaren Netto-Energiemenge als Strom (η=33%) und Wärme (η=50%) (rechts). Es wurde hier für den Betrieb ein Wärmebedarf von 10'000 kg Erdöläquivalente angenommen, welche zu 60% für Heizung (variierend mit dem Klima) und zu 40% als Bandenergie (Warmwasser) eingesetzt werden.*

Die Abbildungen 32 und 33 zeigen das grundsätzliche Problem der landwirtschaftlichen Biogasgewinnung: Im Sommer, wenn zur Erwärmung des Substrats wenig Wärmebedarf vorhanden ist, wird viel Überschusswärme freigesetzt, welche in der Regel schlecht genutzt werden kann. Die erteilte Wärmegutschrift wird sofort viel grösser, wenn Wärme beispielsweise an einen Gewerbebetrieb oder an eine Siedlung zur Deckung des Warmwasserbedarfs ganzjährig abgegeben werden kann oder wenn der Bauer im Sommer Wärme nutzen kann beispielsweise um Gras, Kräuter oder Pilze zu trocknen.

In Abbildung 33 wurde angenommen, dass bei der Produktion von Schweinen ein erhöhter ganzjähriger Warmwasser- und Heizbedarf bestehe (Vorwärmen des Trinkwassers, Buchten von Ferkeln etc.). Dadurch kann prozentual und absolut mehr Wärme genutzt werden. Dies kompensiert mindestens das leicht schlechtere Abschneiden der Schweinegülle (vgl. Abb. 8).

Wenn eine entsprechende Wärmegutschrift erteilt wird, verbessert die Erhöhung der Faulraumbelastung (z.B. durch Zugabe von Cosubstraten) das Resultat der Bilanz: Es entsteht mehr Gas und der Heizaufwand zur Kompensation der Wärmeverluste des Fermenters bleibt sich gleich, was zu einer höheren nutzbaren Wärmemenge führt. Im Winter kann damit ein grösserer Teil des Bedarfs gedeckt werden.

Diese hier im Anhang dargestellten Beispiele zeigen auf, dass nicht nur bei den gasförmigen Emissionen, sondern auch beim Energiehaushalt für jeden Betrieb sehr unterschiedliche Voraussetzungen gegeben sein können, welche das Resultat der Bilanz mehr oder weniger stark beeinflussen.

Durch Ammonium und Ammoniak bewirkte Schäden

Da der Ammoniak die bestimmende Grösse dieser Ökobilanz ist, wurde beim BUWAL *(Straehl, 2001)* nachgefragt, wo die schädlichen Wirkungen von Ammoniak hauptsächlich liegen. Per E-Mail erreichte uns folgende Beurteilung:

> *Emissionen von NH_3: Die offiziellen Zahlen von 1990 sind 72 kT bzw. knapp unter 70 kT für 2000; Trend: schwache Abnahme; weitaus der grösste Teil stammt aus der Landwirtschaft.*
>
> *NH_3 und Gesundheit: Die direkten NH_3-Immissionen sind in der Schweiz nicht gesundheitsrelevant (ausser unmittelbar in/um Güllegruben, Unfälle). NH_4^+-Verbindungen (Ammonium) sind ein Teil von PM10. Studien haben gezeigt, dass die verkehrsbedingten Aerosole (Russ, feinste Partikel) besonders gefährlich und aufgewirbeltes mineralisches Material weniger gefährlich sind. Die gesundheitliche Bedeutung der sekundären Aerosole als Komponenten von PM10 (Ammonium, Sulfat, Nitrat, sek. VOC) lässt sich noch nicht endgültig beurteilen. Reines Ammoniumsufat z.B. wirkt im toxikologischen Experiment erst in sehr hohen, nicht umweltrelevanten Dosen toxisch. Andererseits sind die Auswirkungen von PM10 stark mit der Masse korreliert und die sekundären Aerosole machen einen beächtlichen Anteil der PM10 Masse aus. Die gesundheitliche Relevanz von NH_3 im Vergleich zu PM10 oder NO_2 ist also eher klein. Die Bedeutung von NH_4-Komponenten im PM10 Gemisch ist noch unklar, aber nicht so relevant wie z.B. Russ. Sicher bedeutsam sind die N-Depositionen von NH_3/NH_4^+ in stickstoffempfindliche Ökosysteme. Die Angaben beziehen sich auf die gesamten Emissionen.*