



LfL

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft

Internationale Wissenschaftstagung Biogas Science 2009

Band 1



Fachverband
Biogas e.V.



15

2009

Schriftenreihe

ISSN 1611-4159

Impressum

Herausgeber: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL)
Vöttinger Straße 38, 85354 Freising-Weihenstephan
Internet: www.LfL.bayern.de

Redaktion: Institut für Landtechnik und Tierhaltung
Vöttinger Straße 36, 85354 Freising-Weihenstephan
Prof.-Dürrwächter-Platz 2, 85586 Poing
E-Mail: TierundTechnik@LfL.bayern.de
Tel.: 08161/71-3450

1. Auflage: Dezember 2009

Druck: ES-Druck, 85356 Freising

Schutzgebühr: 15,-- €

© LfL

Die Beiträge in dieser Schriftenreihe geben die Meinung der Autoren wieder.



Internationale Wissenschaftstagung

Biogas Science 2009

02. – 04. Dezember 2009

in Erding

Band 1 – Vorträge

Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft

Inhaltsverzeichnis

Bedeutung des Sektors Biogas im Rahmen der Erneuerbaren Energien.....	9
<i>P. Schüsseler</i>	
Anaerobic degradation, a superior renewable energy generation method.....	21
<i>G. Lettinga</i>	
Trends der Biogastechnologie – Herausforderungen für die Praxis.....	23
<i>J. Pellmeyer</i>	
Session 1: Roh- und Hilfsstoffe für die Biogasproduktion	
Extensivierung von Anbauverfahren für die Produktion von Biogassubstraten.....	27
<i>K. Deiglmayr, F. Heimler und M Fritz</i>	
Ansätze zur Optimierung von Fruchtfolgen für Biogasbetriebe unter bayerischen Anbaubedingungen.....	37
<i>E. Sticksel, G. Salzeder, G. Weber, A. Aigner, J. Eder und A. Aigner</i>	
Entwicklung und Vergleich Standortangepasster Produktionssysteme für Energiepflanzen.....	47
<i>Ch. Strauß, A. Vetter und A. Nehring</i>	
Welcher Maissortentyp zur Biogaserzeugung?	57
<i>B. Eder, J. Eder, C. Papst, B. Darnhofer, M. Mukengele, H. Heuwinkel und H. Oechner</i>	
Vergärung von Zwischenfrüchten, Futterbaubeständen und Ernteresten: Übersicht über die Möglichkeiten zur Energiegewinnung und die Vermeidung direkter und indirekter Klimagasemissionen.....	73
<i>W. Stinner, S. Majer, J. Daniel-Gromke, A. Deuker, H. Laser und G. Leithold</i>	
Optimierung der anaeroben Fermentierung durch mineralische Zusatzstoffe.....	85
<i>H. Heuwinkel, D. Andrade, D. Wagner, K. Bredendiek und M. Bischoff</i>	
Session 2: Effizienz von Verfahren/Prozessen im Labor- und Technikumsmaßstab	
Die Genauigkeit der Messung des Gasertragspotentials von Substraten mit der Batchmethode.....	95
<i>H. Heuwinkel, A. Aschmann, R. Gerlach und A. Gronauer</i>	
Kombinierte mechanisch-enzymatische Vorbehandlung zum verbesserten Substrataufschluss bei der Vergärung nachwachsender Rohstoffe	105
<i>D. Schieder, J. Ellenrieder und M. Faulstich</i>	
Anaerobic semi-continuous co-digestion of dairy cattle manure and agricultural residues: Effect of operational parameters	121
<i>E. Alkaya, Tuba Hande Ergüder, Göksel N. Demirer</i>	

Do hydrolytic enzymes enhance methane formation of agricultural feedstock?137
T. Suárez Quiñones; M. Plöchl, J. Budde und M. Heiermann

DAUMEN-Energy

**“Design for Separation and Augmented Methanisation of Fibres Substrates -
Contribution to sustainable biogas production“.....151**

P. Stopp, D. Weichgrebe, K.-H. Rosenwinkel, M. Strecker und G. Breves

**Continuous Two-Phase Solid-State Anaerobic Digestion:
Model-Based Optimization.....163**

J. Mumme, B. Linke and R. Tölle

Session 3: Effizienz von Verfahren/Prozessen in der Praxis

**Untersuchungen zum Vergleich der Stoff- und Energieflüsse von
Biogasanlagen zur Vergärung nachwachsender Rohstoffe.....181**

E. Fischer, Ch. Uhl und F. Scholwin

**Emissionsproblematik und Energieeffizienz biogasbetriebener
Blockheizkraftwerke (BHKW) im Verlauf der Standzeit.....193**

V. Aschmann, W. Jin, M. Effenberger und A. Gronauer

**Biogasanlagenbau – Auf den Aufschluss kommt es an
Neue Erkenntnisse zur Bioextrusion.....201**

T. Lehmann

**Appropriate bio gas generators for Resource poor farmers in Sri Lanka
to meet home energy and organic fertilizer needs.....211**

K.D.N. Weerasinghe, S. Wijetunga and G.Y. Jayasinghe

**Auslastungsgrade und Ursachen für Ertragseinbußen an Biogasanlagen
unterschiedlicher Konzeptionierung227**

R. Kissel, H. Bachmaier, M. Effenberger und A. Gronauer

Monitoring and assessment of three biogas plants in Italy.....237

S. Piccinini, C. Fabbri and M. Soldano

Vorwort

Die globalen Herausforderungen wie der Rückgang der fossilen Energieressourcen bei gleichzeitig steigender Nachfrage, der notwendige Klimaschutz und eine nachhaltige Ressourcenbewirtschaftung zwingen zur Erschließung regenerativer Energiequellen. Die Rolle der Landwirtschaft nimmt hierbei insbesondere durch die Verwertung organischer Abfälle und die Produktion von nachwachsenden Rohstoffen eine bedeutende Rolle ein. Dabei muss aber die Balance zwischen Lebensmittel- und Futtermittelbereitstellung einerseits und der Biomasseproduktion andererseits gewahrt bleiben. Die energetische Verwertung von organischen Reststoffen unter gleichzeitiger Vermeidung von klimarelevanten Emissionen stellt dabei ein Primat für zukünftige Entwicklungen dar.

Vor allem der anaerobe Prozess der Biogasproduktion und -nutzung spielt eine herausragende Rolle, um diese Aufgaben zu erfüllen. Die Produktion und Nutzung von Biogas kann zwar auf eine über 2.000-jährige Geschichte zurückblicken, nach wie vor sind aber viele Details des Prozesses nur ansatzweise bekannt. Viele Experten sprechen z.B. mit Blick auf die Mikrobiologie von einem sogenannten „black box process“.

Der Anbau von nachwachsenden Rohstoffen und dessen Einbindung in nachhaltige Bodenbewirtschaftungssysteme, die Möglichkeiten und Grenzen der Züchtung bekannter und neuer Kulturarten sowie auch der Einsatz von Prozesshilfsstoffen für die Biogasproduktion stellen für die zukünftige Entwicklung eine große Herausforderung dar. In den letzten Jahren konnte die Technik bereits deutlich verbessert und die Effizienz des Gesamtprozesses erheblich gesteigert werden. Die nächsten Fortschritte im technologischen Bereich werden vor allem bei der Analytik, ihrer Einbindung in die Steuer- und Regeltechnik bis hin zur Automatisierung prognostiziert. Schlussendlich müssen sich alle Entwicklungen einer Bewertung stellen. Dabei gilt es, neben der betriebswirtschaftlich orientierten Mikroökonomie auch die volkswirtschaftlichen Belange, Umweltfaktoren und soziale Belange in die Bewertung einzubeziehen.

Die Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) trägt der rasanten Entwicklung im Bereich Biogas seit 2005 durch einen interdisziplinär ausgerichteten Arbeitsschwerpunkt Biogas Rechnung. Dieser wird ganz wesentlich durch das Bayerische Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten finanziell unterstützt. Die Arbeiten zum Thema Biogas sind an der LfL problem- und praxisorientiert. Soweit es der Schulterschluss zu den grundlagenorientierten wissenschaftlichen Einrichtungen ergibt, ragen die Arbeiten an der LfL in die Grundlagendisziplinen hinein. Auf der anderen Seite wird das erarbeitete Wissen durch die Zusammenarbeit mit verschiedenen Institutionen in die Beratung und Praxis getragen, um eine schnelle Umsetzung der Fortschritte zu erreichen.

Die noch relativ junge Branche hat in den letzten Jahren eine rasante Entwicklung genommen. Gleichzeitig stehen nach wie vor viele offene Fragen im Raum, die nur interdisziplinär gelöst werden können. In diesem Zusammenhang begrüßen wir ganz außerordentlich die Zusammenarbeit mit der Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe als Forschungsförderer und dem Fachverband für Biogas e.V. als Vereinigung der Branche. Dass beide Organisationen als Mitveranstalter dieser Tagung auftreten, kommt damit zum Ausdruck.

Wir freuen uns, Sie als Teilnehmer der wissenschaftlichen Tagung „Biogas Science 2009“ im Raum Freising-Weihenstephan begrüßen zu können, einem Standort mit über 200-jähriger Tradition in Forschung und Lehre.

Die Veranstalter wünschen dieser wissenschaftlichen Tagung fruchtbare Impulse für die weitere Forschung, interessante Ergebnisse aus der Forschung für die Praxis und jedem Einzelnen eine interessante und bereichernde Tagung.

Freising, November 2009

A handwritten signature in blue ink, appearing to read 'Jakob Opperer', with a stylized flourish at the end.

Jakob Opperer
Präsident
Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft

Bedeutung des Sektors Biogas im Rahmen der Erneuerbaren Energien

P. Schüsseler

Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR),
Hofplatz 1, 18276 Gülzow, Deutschland

Zusammenfassung

Ziel dieses Beitrags ist es, den aktuellen Anteil der erneuerbaren Energien (eE) an der Energieversorgung in Deutschland sowie die zukünftigen Ziele der Bundesregierung im Kontext mit den Vorgaben der Europäischen Kommission aufzuzeigen und sich auf dieser Basis mit der Frage der Bedeutung des Sektors Biogas zu befassen. Hierzu werden der aktuelle Stand der Biogaserzeugung und -nutzung in Deutschland, die zukünftigen Zielsetzungen sowie die geschätzten Biogaspotenziale ausgeführt. Abschließend werden Maßnahmen zur Förderung von Biogas benannt, wobei hier im Speziellen die Aktivitäten der Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR), als Projektträger des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) aufgezeigt werden.

Im Ergebnis wird festgestellt, dass der Sektor Biogas unter Berücksichtigung der vorhandenen und noch nicht ausgeschöpften Potenziale ausbaufähig ist und somit auch zukünftig eine wichtige und tragende Rolle bei der Energieversorgung Deutschlands spielen kann.

Schlüsselwörter:

erneuerbare Energien, Biogas, Forschungsförderung

Summary:

This paper describes the current status of renewable energies in Germany, puts the German government's energy targets into a European context and, on the basis of these aspects, explains the significance of the biogas sector. The German Government intends to increase the share of renewable energy to 18% of the national final energy consumption and to 30 % of electricity consumption. Taking into account current and well as future potentials in the field of biogas production and use, it is concluded that biogas can make an important contribution to the German energy supply.

1 Einleitung

Am 23. April 2009 hat die Europäische Kommission eine Richtlinie zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Energiequellen vorgelegt. Darin wird festgelegt, dass erneuerbare Energien (eE) aus ökologischen und ökonomischen Gründen zukünftig deutlich zur Energieversorgung beitragen sollen. Welche Bedeutung der Biomasse für die zukünftige Energieversorgung Deutschlands seitens Bundesregierung zugemessen wird, ist dem Nationalen Biomasseaktionsplan für Deutschland zu entnehmen, der ebenfalls im April 2009 veröffentlicht wurde.

Vor diesem Hintergrund stellt sich für den Sektor Biogas die Frage, welche Bedeutung wird diesem Sektor aktuell beigemessen und welche Rolle kann Biogas zukünftig im Reigen der eE spielen. Und natürlich stellt sich auch die Frage, ob sich hieraus für die Zukunft Handlungsoptionen bzw. -notwendigkeiten und entsprechende Maßnahmenvorschläge ableiten lassen, damit die gesteckten Ziele auch erreicht werden können.

2 Erneuerbare Energien

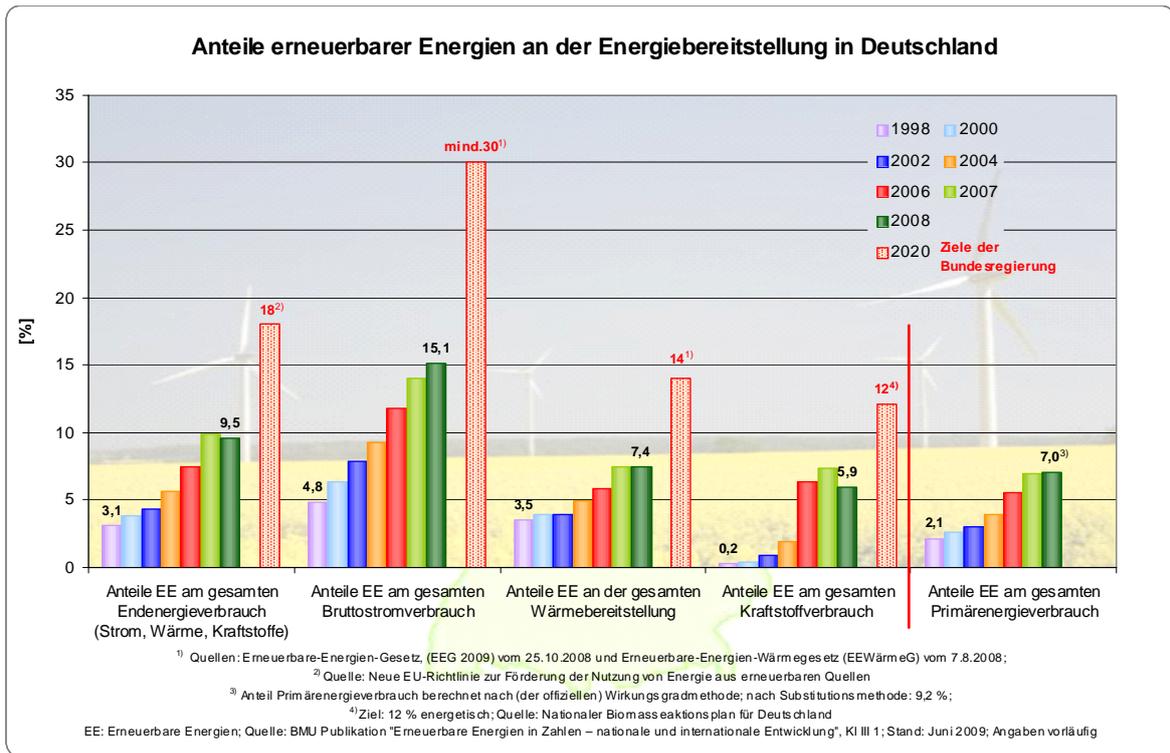
2.1 Stand

Die begrenzten Vorräte fossiler Energieträger, die Klimarelevanz fossiler Energienutzungen und die Abhängigkeit von Energieimporten führten in den vergangenen 10 Jahren zu einem deutlichen Bedeutungszuwachs erneuerbarer Energien.

Insbesondere im Strommarkt sind deutliche Zuwächse des Anteils eE zu verzeichnen (siehe *Abbildung 1*). So konnte der Anteil der eE seit 1998 mehr als verdreifacht werden und lag Ende 2008 bei 15,1 % des Bruttostromverbrauchs. Auch im Wärme- und Kraftstoffsektor konnten in diesem Zeitraum erhebliche Steigerungen des Anteils eE erzielt werden, allerdings mit Einbrüchen gegenüber 2007. Der Endenergieverbrauch für Wärme sank gegenüber 2007 von 7,6 % auf 7,4 % und der Anteil am Kraftstoffverbrauch von 7,2 % in 2007 auf 5,9 % in 2008.

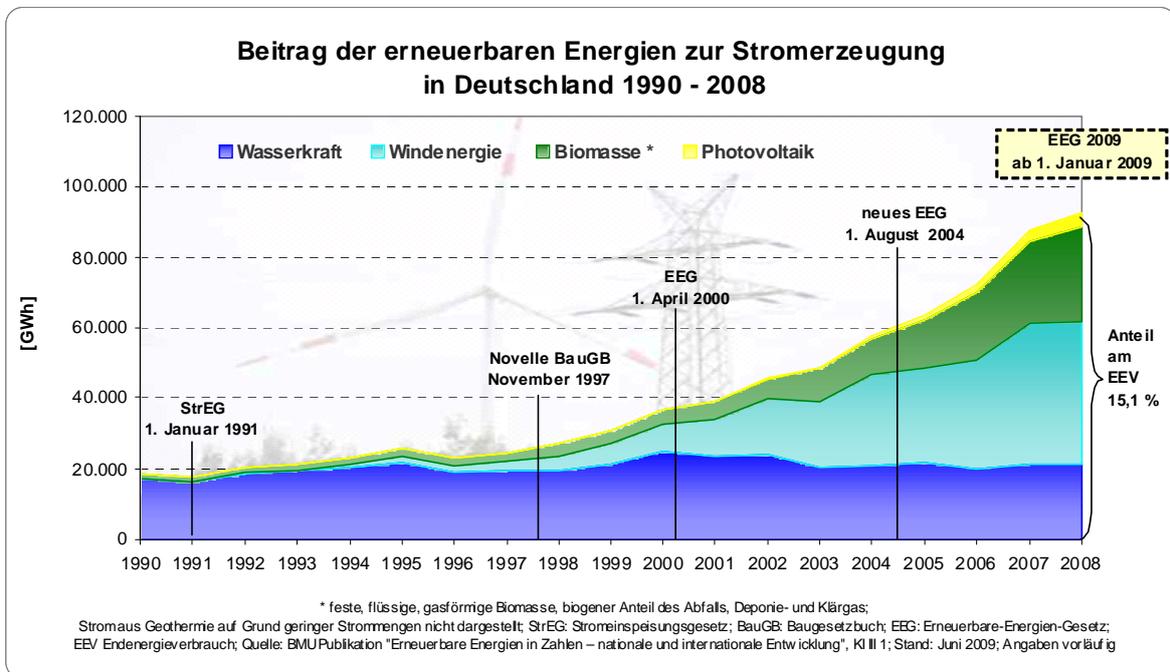
Ein nicht unerheblicher Anteil des Stroms aus eE wird heute aus Biomasse bereitgestellt. Neben der Windenergie konnte besonders der Anteil von Strom aus Biomasse in den letzten Jahren deutliche Zuwächse verzeichnen. Als wichtige Ursache sind u.a. die veränderten rechtlichen Rahmenbedingungen zu nennen (siehe *Abbildung 2*).

Der Anteil der Stromerzeugung aus Biomasse lag 2008 etwa bei 29 % des Stroms aus eE, davon werden etwa 8,7 % aus Biogas bereitgestellt (siehe *Abbildung 3*).



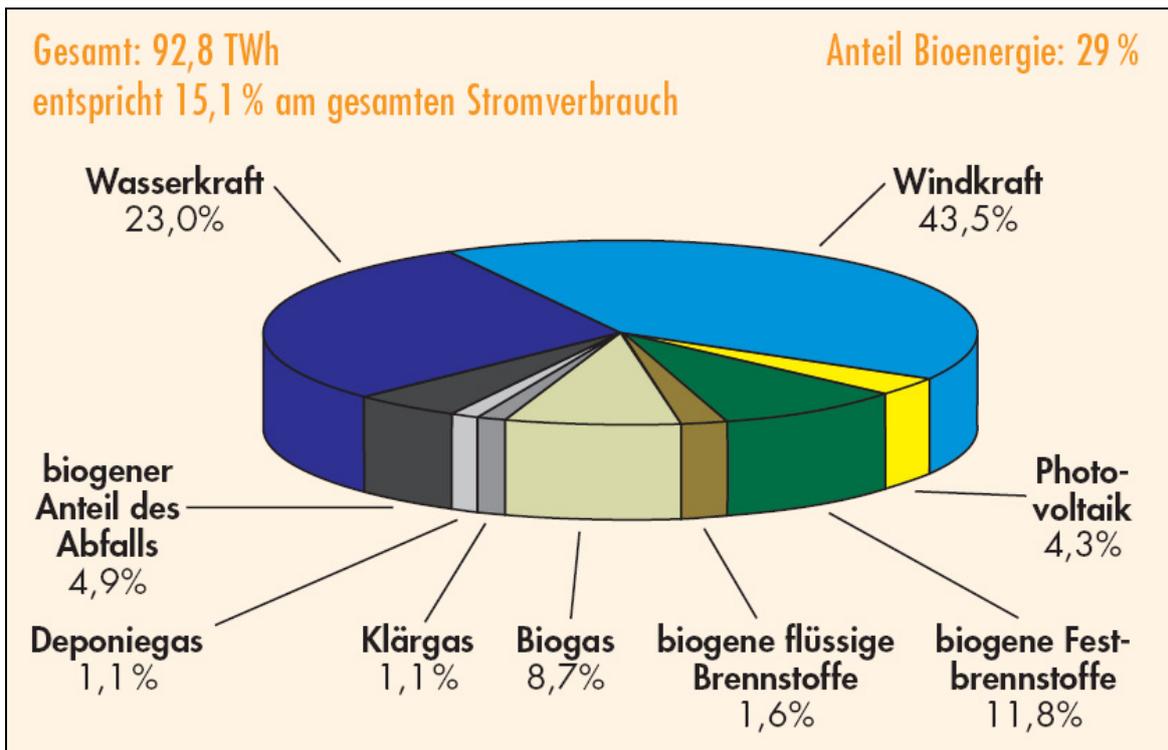
(BMU 2009B)

Abb. 1: Anteile erneuerbarer Energien an der Energiebereitstellung in Deutschland



(BMU 2009B)

Abb. 2: Beitrag der erneuerbaren Energien zur Stromerzeugung in Deutschland 1990-2008



(FNR 2009A, NACH BMU/AGEE STAT, 2009)

Abb. 3: Struktur der Strombereitstellung aus eE in Deutschland im Jahr 2008

2.2 Ziele

Die Bundesrepublik Deutschland plant, im Einklang mit den Zielsetzungen der Europäischen Union, den Anteil eE am gesamten Energieverbrauch weiter zu erhöhen. Die nachfolgend ausgeführten Ziele basieren auf den im August 2007 formulierten Meseberg-Beschlüssen der Bundesregierung und den aktuellen Zielsetzungen der Richtlinie zur Förderung der Nutzung aus erneuerbaren Quellen vom 23. April 2009 (Richtlinie 2009/28/EG).

- Die Ziele Deutschlands können wie folgt zusammengefasst werden:
- Reduktion der Treibhausgasemissionen bis 2020 gegenüber 1990 um 40 %.
- Steigerung der Energieproduktivität um 3 % pro Jahr, d.h. dass Energie in 2020 doppelt so effizient genutzt werden soll wie im Jahr 1990.
- Verdopplung des Anteils Kraft-Wärme-Kopplung (KWK) an der Stromerzeugung auf 25 % bis 2020
- Weitere Erhöhung des Anteils eE:
 - Steigerung des Anteils eE am Endenergieverbrauch bis 2020 auf 18 %
 - Steigerung des Anteils eE am Bruttostromverbrauch bis 2020 auf mindestens 30 %.
 - Steigerung des Anteils eE am Wärmeenergiebedarf bis 2020 auf 14 %,
 - Steigerung des Anteils von Biokraftstoffen am gesamten Kraftstoffverbrauch bis 2020 auf 7 % Netto-Treibhausgasminderung (entspricht etwa 12 % energetisch),
 - Steigerung des Anteils eE am gesamten Energieverbrauch in Deutschland bis 2050 auf etwa 50 %.

Tab. 1: Stand und Ziele beim Ausbau eE gemäß Biomasseaktionsplan

	2007 (2008)		2020	
	eE insgesamt [%]	davon Bioenergie ¹ [%]	eE insgesamt „Meseberg“ ² bzw. EEG oder EE-RL ³ [%]	davon Bioenergie nach Leitstudie 2008 ⁴ [%]
Anteil eE am gesamten Primärenergieverbrauch	6,7 (7,0)	4,9 (5,2)	16	11
Anteil eE am gesamten Endenergieverbrauch ⁵	8,6 (9,5)	6,2 (6,5)	18	10,9
Anteil eE am gesamten Stromverbrauch	14,2 (15,1)	3,9 (4,4)	mindestens 30	8
Anteil eE am gesamten Wärmeverbrauch	6,6 (7,4)	6,1(6,9)	14	9,7
Anteil eE am gesamten Kraftstoffverbrauch	(5,9)	(5,9)	12	12

¹ Inkl. biogene Festbrennstoffe, Biogas, Klär- und Deponiegas, flüssige Biomasse und biogener Anteil am Abfall

² Gemäß Kabinettsbeschluss Meseberg 23.08.2007

³ EE-RL = Richtlinie zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen (Richtlinie 2009/28/EG)

⁴ Gemäß BMU-Leitstudie 2008 „Ausbaustrategie Erneuerbare Energien“

⁵ Strom, Wärme, Kraftstoffe

(BMELV, BMU 2009, DATEN FÜR 2008 ERGÄNZT AUS BMU 2009A)

2.3 Potenziale

Die potenziellen Beiträge der verschiedenen eE an der Energieerzeugung können der Leitstudie 2008, Weiterentwicklung der „Ausbaustrategie Erneuerbare Energien“ (BMU 2008) bzw. aktuell dem Leitszenario 2009 (BMU 2009c) entnommen werden. Die im Biomasseaktionsplan aufgeführten potenziellen Biomasseanteile sind auf die Leitstudie 2008 zurückzuführen (BMU 2008).

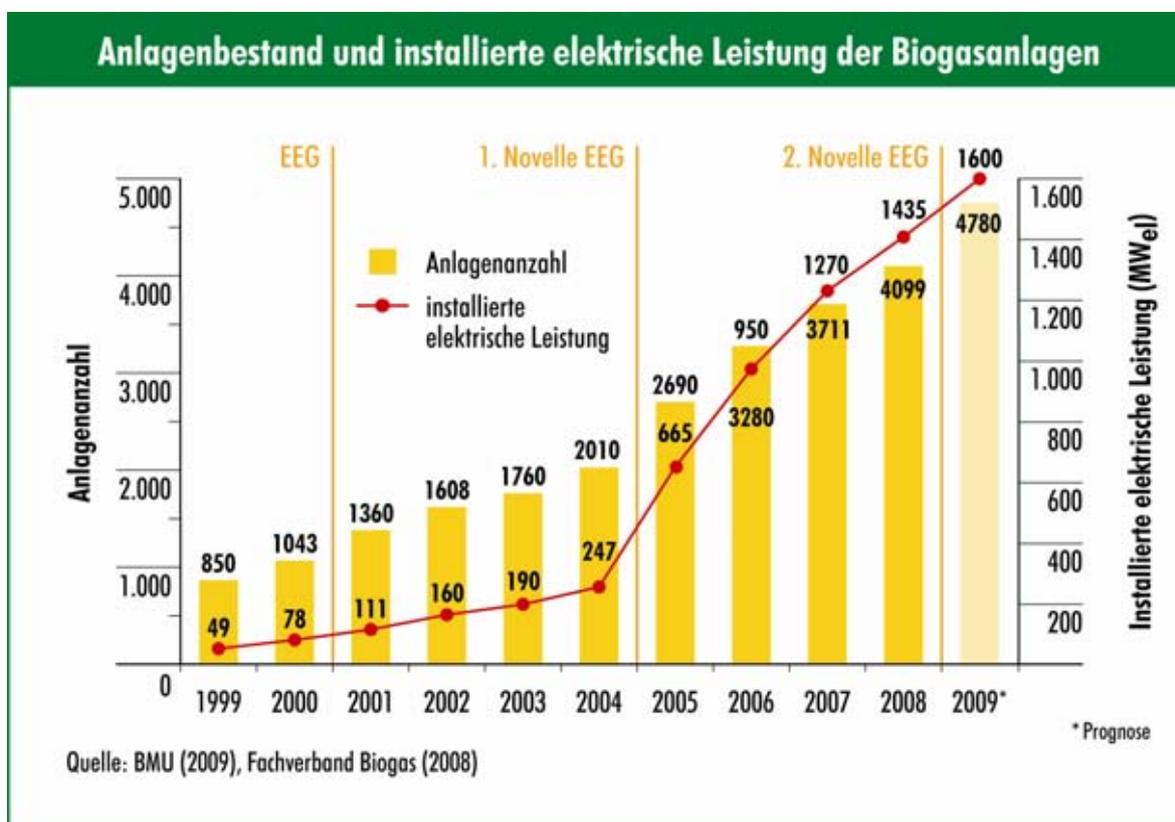
3 Biogas

3.1 Stand

Ende 2008 wurden in Deutschland etwa 4.000 Anlagen mit einer elektrischen Leistung von 1.400 MW_{el} betrieben (siehe *Abbildung 4*). Die Stromerzeugung aus Biogas lag 2008 bei etwa 7,4 Mrd. kWh, das entspricht etwa 1,2 % des gesamten Stromverbrauchs in Deutschland bzw. 8,7 % der Strombereitstellung aus eE. Im Jahr 2000 waren es im Vergleich hierzu nur rund 1.000 Anlagen mit einer Leistung von 80 MW_{el}. Für die Zukunft werden beim Ausbau der Anlagenkapazitäten in Deutschland deutliche Zuwächse erwartet, nicht zuletzt bedingt durch die verbesserten Rahmenbedingungen durch das novellierte Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) oder die Gasnetzzugangsverordnung (GasNZV).

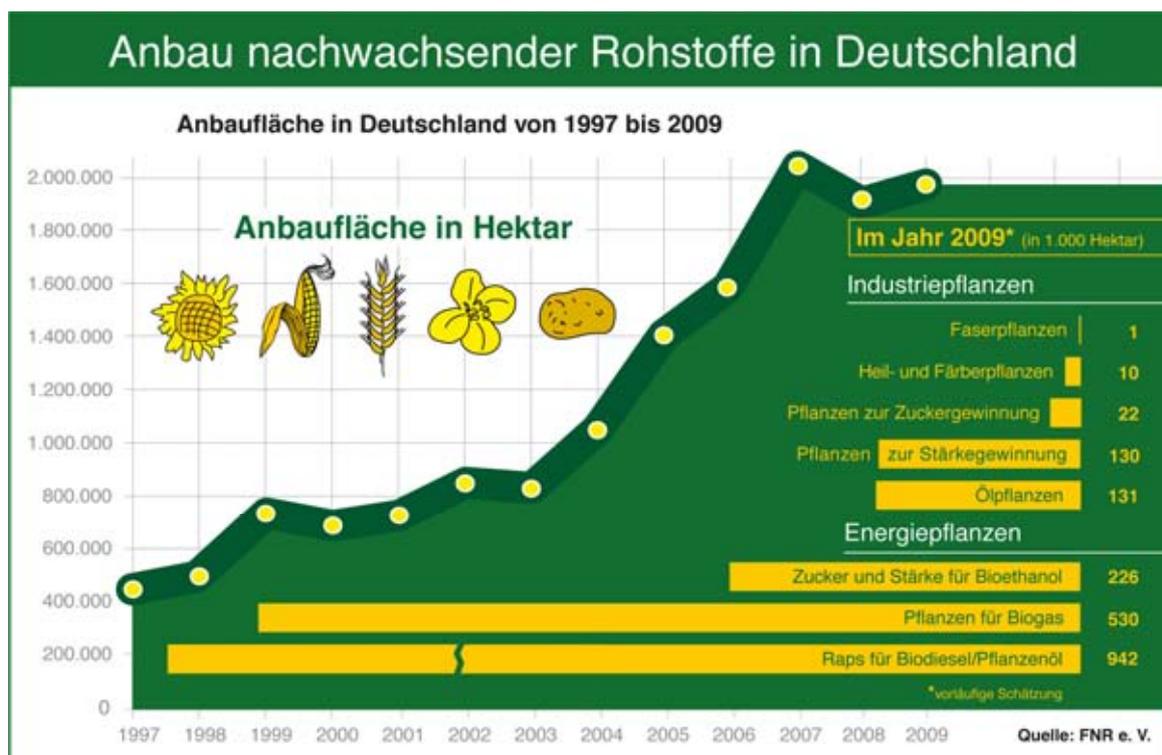
Während Biogas in der Vergangenheit ausschließlich über die dezentrale Kraft-Wärme-Kopplung (KWK) zu Strom und Wärme umgewandelt wurde, stehen heute über die Verfahren der Gasaufbereitung und -einspeisung in das Erdgasnetz neue Nutzungsmöglichkeiten, wie die der Verstromung von Biomethan an Standorten mit optimalen Wärmenutzungsmöglichkeiten oder die Treibstoffherzeugung, zur Verfügung. Aktuell bereiten etwa 23 Anlagen ihr Biogas für eine Einspeisung ins Erdgasnetz auf, weitere Anlagen sind in Bau oder Planung. Das eingespeiste Biomethan wird heute, aufgrund der attraktiven Vergütungssätze des EEG, in der Regel über KWK verstromt.

Der Anbau nachwachsender Rohstoffe (nR) stieg in Deutschland in den letzten 10 Jahren von etwa 400.000 ha auf etwa 2 Mio. ha (siehe *Abbildung 5*). Das entspricht etwa 17 % der Ackerfläche Deutschlands. Der Anteil der hiervon für den Pflanzenanbau für die Biogaserzeugung genutzt wird, liegt im Anbaujahr 2009 bei geschätzten 530.000 ha und stieg damit im vergangenen Jahr um etwa weitere 30.000 ha an. Die Gesamtanbaufläche nR blieb in 2009 gegenüber 2008 und 2007 auf vergleichsweise konstantem Niveau.



(FNR 2009B, ERSTELLT AUS BMU (2009), FACHVERBAND BIOGAS (2008))

Abb. 4: Entwicklung Biogasanlagenbestand und -leistung



(FNR 2009b)

Abb. 5: Entwicklung Anbauflächen für nachwachsende Rohstoffe in Deutschland

3.2 Ziele

Seitens der Bundesregierung wurden weder in den vorliegenden rechtlichen Regelungen noch in den veröffentlichten Strategiepapieren, wie z.B. dem Biomasseaktionsplan, konkrete Mengenziele für den zukünftigen Anteil von Biomasse allgemein oder speziell von Biogas an der Energieversorgung festgelegt. Wohl aber wird, wie in Kapitel 2.2 ausgeführt, für 2020 eine Verdopplung des Anteils eE an der Endenergieversorgung und des Stromverbrauchs im Vergleich zu heute angestrebt. Damit wird für sämtliche wachstumsfähigen eE eine Prüfung ihrer Potenziale notwendig. Während bei der Stromversorgung aus eE bei der Wasserkraft gemäß Leitszenario 2009 (BMU 2009c) zukünftig keine erheblichen Veränderungen zu erwarten sind, wird neben Zuwächsen im Bereich Wind- und Solarenergie auf den Ausbau des Bioenergieanteils gesetzt.

Um die Biomethaneinspeisung ins Erdgasnetz zu erleichtern, wurden die rechtlichen Regelungen zur Gaseinspeisung in 2008 angepasst. Hier wurden auch Ziele in Bezug auf die zukünftig einzuspeisende Menge Biomethan festgelegt. So sollen gemäß Gasnetzzugangsverordnung (GasNZV 2008) im Jahr 2020 jährlich 6 Mrd. m³ Biogas und im Jahr 2030 jährlich 10 Mrd. m³ Biogas ins Erdgasnetz eingespeist werden. Bei einem Erdgasverbrauch in Deutschland von rund 100 Mrd. m³ pro Jahr entspricht dieses einem Anteil von etwa 6 % in 2020 und 10 % in 2030. Gemäß GasNZV (2008) soll Biogas, unterstützt durch diese Regelung, verstärkt in der Kraft-Wärme-Kopplung und als Kraftstoff eingesetzt werden können.

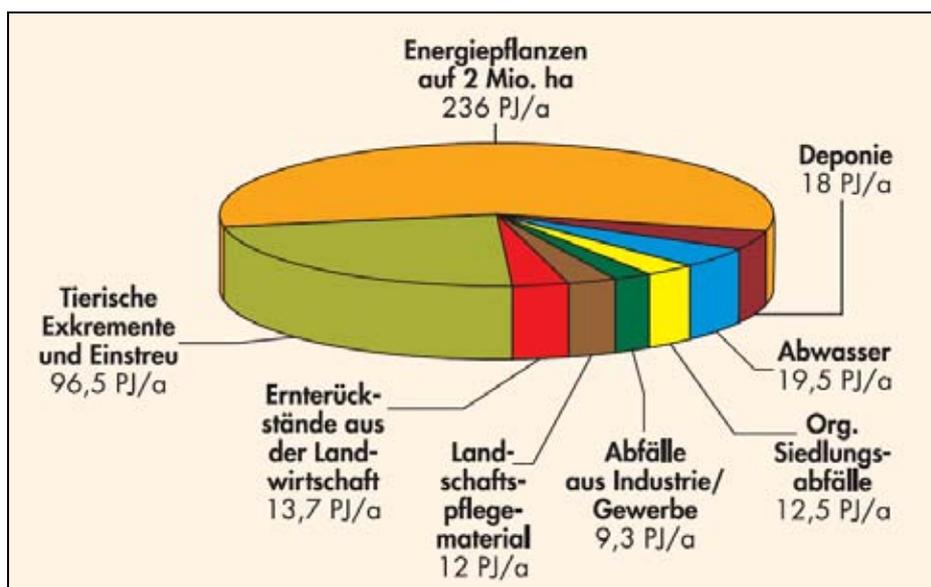
3.3 Potenziale

Das verfügbare Flächenpotenzial für den Anbau von nachwachsenden Rohstoffen in Deutschland wird vom Bundeslandwirtschaftsministerium langfristig auf bis zu 3-4 Mio. ha der landwirtschaftlichen Nutzfläche (inkl. Grünlandflächen) geschätzt. Für die Erzeugung von Biogas stehen neben den genannten Flächenpotenzialen von Acker- und Grünlandflächen weitere Substrate für die Erzeugung von Biogas wie z.B. Gülle/Festmist oder organische Reststoffe zur Verfügung. Die Novellierung des EEG in 2009 will zukünftig nicht nur den Einsatz nachwachsender Rohstoffe ausbauen, sondern darüber hinaus die bisher ungenutzten Güllemengen sowie das Potenzial pflanzlicher Nebenprodukte verbessert ausschöpfen.

Geht man von einer Nutzung von insgesamt 2 Mio. ha Anbaufläche für die Erzeugung von Energiepflanzen für die Biogaserzeugung aus, dann ergibt sich zusammen mit der Nutzung von tierischen Exkrementen, organischen Reststoffen und Abfällen sowie Deponie- und Klärgasen ein technisches Energieträgerpotenzial von etwa 417 PJ/a (siehe *Abbildung 6*). Mit dem so berechneten technischen Biogaspotenzial könnten etwa 3 % des aktuellen Primärenergieverbrauchs bzw. etwa 8 % des Stromverbrauchs abgedeckt werden. Damit könnte allein fast ein Drittel der angestrebten 30 % Strom aus eE aus Biogas gedeckt werden.

Hierbei ist allerdings zu bedenken, dass bei einem verstärkten Ausbau der Anbauflächen für Biogas entsprechend weniger Flächen für andere Nutzungen zur Verfügung stehen.

Gemäß Leitszenario 2009 des BMU (2009c) wird für biogene Gase (hier: Biogas, Klärgas u.a.) für 2020 ein Beitrag an der Stromerzeugung von etwa 25,1 TWh/a prognostiziert, das entspricht etwa 4,5 % des für 2020 erwarteten Stromverbrauchs Deutschlands und liegt damit deutlich unter dem oben angeführten technischen Potenzial. Das Leitszenario 2009 berücksichtigt bei den Szenarien für 2020 die Ziele der Bundesregierung zum Ausbau eE und zur Steigerung der Energieeffizienz bis 2020. Für den Anbau von Pflanzen für die Vergärung in Biogasanlagen wird für 2020 von einer Anbaufläche von 700.000 ha ausgegangen.



(FNR 2009, NACH HARTMANN UND KALTSCHMITT 2002)

Abb. 6: Technisches Energiepotenzial aus Biogas

4 Maßnahmen zur Förderung von Biogas

4.1 Förderung von Forschung und Entwicklung

Gemäß der Bedeutung der Bioenergie in der Klima- und Energiepolitik der Bundesregierung fördern derzeit eine Reihe von Bundesministerien Forschung und Entwicklung in diesem Bereich. Zu nennen sind hier z.B. das BMBF-Programm „BioEnergie 2021“ oder das Förderprogramm „Bioenergienutzung“ des BMU, die sich u.a. auch für die Förderung von Forschungs- und Entwicklungsprojekten im Themenfeld „Biogas“ einsetzen.

Über das Förderprogramm „Nachwachsende Rohstoffe“ des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) konnten bis heute über 170 innovative Forschungs- und Entwicklungsprojekte im Themenbereich „Biogas“ mit einer Gesamtfördersumme von knapp 50 Mio. € in die Förderung aufgenommen werden. Die Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR) ist als Projektträger des BMELV für die Betreuung der Vorhaben von der Projektskizze bis zur Ergebnisverwertung verantwortlich. Themenschwerpunkte dieser Arbeiten sind u.a. Anbau und Züchtung von Bioenergiepflanzen für die Vergärung, die Optimierung der Prozessabläufe, die Entwicklung von optimierten Vergärungstechnologien, die Modellierung von Vergärungsprozessen, der Umgang mit Gärresten, die Gasaufbereitung und die Nutzung von Biogas mit einem hohen Wirkungsgrad z.B. in der Brennstoffzellentechnologie.

Zu den aktuellen Förderprojekten gehört auch das Verbundprojekt IBMN, das durch den Veranstalter der BiogasScience 2009, die Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), koordiniert wird. Ziel des Verbundprojektes mit dem Titel „Intensivierung des anaeroben Biomasseabbaus zur Methanproduktion aus NawaRo“, das von insgesamt 5 Projektpartnern durchgeführt wird, ist die Prozessoptimierung in Biogasanlagen, die mit nachwachsenden Rohstoffen (nR) gespeist werden. Dabei werden interdisziplinär verfahrenstechnische, mikrobiologische und mathematische Methoden eingesetzt. Schwerpunkte der geplanten Arbeit sind u.a. die Entwicklung von Verfahren zur Erfassung von für den Vergärungsprozess relevanten Mikroorganismen, die Produktion von praxistauglichen Inokula für die Vergärung von nR sowie die Optimierung der Prozesssteuerung (Modellierung). Neben Laborversuchen mit verschiedenen Fermentergrößen sind Untersuchungen im Technikums- und Praxismaßstab vorgesehen, um so Upscaling-Effekte erfassen und bewerten zu können. Die Ergebnisse der Arbeiten des Verbundprojektes IBMN, das in Teilen noch bis Frühjahr 2010 läuft, werden von verschiedenen Projektpartnern im Rahmen der BiogasScience 2009 vorgestellt.

Nähere Informationen zu den Fördervorhaben des Projektträgers FNR sind unter www.fnr.de (Stichwort: Projektdatenbank) eingestellt.

4.2 Beratung und Informationsaustausch

Neben der Betreuung von Förderprojekten tritt die FNR seit Oktober 2003 als überregionale Beratungsstelle für Bioenergie auf. Hier werden die Anfragen von interessierten Landwirten und landwirtschaftlichen Beratungsstellen zum Thema Biogas bearbeitet. Zusammen mit der Abteilung Öffentlichkeitsarbeit werden von dieser Stelle aus Informationsveranstaltungen, Messeauftritte und die Erstellung und Verteilung von Informationsmaterial koordiniert. So trat die FNR zuletzt, gemeinsam mit dem Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL), als Veranstalter des sehr erfolgreichen Biogas-Kongresses in Weimar auf. Auch die BiogasScience 2009 wird finanziell mit Mitteln des BMELV über den Projektträger FNR unterstützt.

Zur Verbesserung der regionalen Bioenergieberatung wurde mit Mitteln aus dem Förderprogramm nR in allen Flächenbundesländern Anlaufstellen für Land- und Forstwirte, die Bioenergie erzeugen oder selbst nutzen wollen, eingerichtet. Angeboten wird eine betriebsindividuelle Grundberatung mit Vor-Ort-Besuch, Betriebsanalyse und Erstellung eines Grobkonzeptes. Außerdem unterstützen die Beratungsteams die Landwirte bei der Öffentlichkeitsarbeit Energiepflanzenbau und informieren die breite Öffentlichkeit zu diesem Thema, um mehr Verständnis für diesen Bereich zu erreichen.

Über diese regionalen und bundesweiten Aktivitäten im Bereich Biomasse hinaus engagiert sich die FNR auch auf internationaler Ebene für eine Verbesserung des Informationsaustauschs. Neben europäischen Projekten wie dem ERA Net Bioenergy oder der Technologieplattform Biokraftstoffe ist die FNR auch in die Arbeiten der IEA Bioenergy eingebunden. Mit dem Sektor Biogas befasst sich die Task 37 „Energy from Biogas and Landfills“. Die Teamleitung liegt hier beim Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI), Institut für Agrartechnologie und Biosystemtechnik.

Für weitere Informationen zu den Aktivitäten der FNR im Bereich Beratung und Informationsaustausch siehe www.fnr.de, und www.bio-energie.de.

4.3 Weitere Handlungsfelder

Um die von der Bundesregierung gesetzten Ziele im Bereich der eE erreichen zu können, besteht ein Handlungsbedarf in verschiedenen Themenfeldern. Für den Beitrag der Biomasse geht hier im Detail der Nationale Biomasseaktionsplan für Deutschland ein, der gemeinsam vom BMELV und BMU im April 2009 veröffentlicht wurde (BMELV, BMU 2009). Für den Biogasanteil werden hier beispielhaft einige Forderungen, z.B. im Bezug auf die Biogaseinspeisung, Förderung von Biomethan als Kraftstoff oder die verbesserte Wärmenutzung, aufgezeigt. Im Wesentlichen gelten die in diesem Strategiepapier formulierten Maßnahmen, z.B. im Hinblick auf die Sicherung der nachhaltigen Erzeugung von Biomasse, die Reduzierung von Nutzungskonkurrenzen, die vermehrte Nutzung von Biomasse für die Erzeugung von Wärme, Strom und Biokraftstoffe für sämtliche Biomassen d.h. auch für Biogas.

Für den Bereich Biogas können unter Berücksichtigung der Vorgaben aus dem Biomasseaktionsplan verschiedene Handlungsfelder aufgezeigt werden, wobei hier darauf zu achten ist, dass die entsprechenden Handlungen mit Blick auf die gesamte Produktlinie und zwar unter Berücksichtigung der technischen, ökologischen und ökonomischen Rahmenbedingungen und mit Blick auf alternative Flächen- und Potenzialnutzungen geschehen sollten.

Aus Sicht der FNR ergeben sich im Sektor Biogas u.a. folgende zukünftige Handlungsfelder zur Optimierung der Rahmenbedingungen:

- Regelmäßige Prüfung der Wirksamkeit des EEG
- Prüfung der Notwendigkeit eines Biogaseinspeisegesetz analog EEG
- Vereinfachung und Vereinheitlichung der gesetzlichen Auflagen für eine transparentere und unbürokratischere Genehmigungsphase
- Gewährung und Zusicherung von Planungssicherheit, u.a. durch die Einhaltung von Bestandsschutz.
- Ausbau der Strom- und Gasnetze
- Ausbau des Tankstellennetzes für Erd-/Biogas entlang der Autobahnen
- Prüfung der Notwendigkeit und der Möglichkeiten für den Ausbau der Gasspeichermöglichkeiten in Deutschland

- Schaffung eines für den Bereich eE/Nachwachsende Rohstoffe einheitlichen Bewertungsrahmens (CO₂-Äquivalent)
- Verbesserung des regionalen, bundesweiten und internationalen Informationsaustauschs und der Zusammenarbeit
- Angemessene Mittelbereitstellung für Förderprogramme für F+E und Investitionen
- Verbesserte Abstimmung der Förderprogramme im Themenbereich Biogas

5 Fazit

Die vorgestellten Daten zum aktuellen Stand der eE und der Bedeutung des Sektors Biogas zeigen, dass die Ziele der Bundesregierung bisher erst zum Teil erfüllt werden. Unter Berücksichtigung der vorhandenen und noch nicht ausgeschöpften Potenziale kann der Sektor Biogas weiter ausgebaut werden und so auch zukünftig eine wichtige und tragende Rolle bei der Energieversorgung Deutschlands spielen.

Der aufgezeigte Handlungsbedarf zur Förderung des Sektors Biogas zeigt eine Reihe von Ansätzen im Bereich der rechtlichen Rahmenbedingungen, des Technikeinsatzes, des Informationsaustauschs und der Zusammenarbeit auf regionaler, Bundes- und internationaler Ebene sowie der Bereitstellung und des Einsatzes von Fördermitteln zur Klärung offener Fragestellungen.

Wichtig ist, dass diese Handlungsansätze unter Berücksichtigung der technischen, ökologischen und ökonomischen Rahmenbedingungen und zwar entlang der gesamten Produktlinie umgesetzt werden. Insbesondere bei der Verwendung der zur Verfügung stehenden Flächen und Rohstoffpotenziale ist ein koordinierter und nachhaltiger Ausbau von Biogas mit Blick auf die alternativen Nutzungsmöglichkeiten durch die Nahrungs- und Futtermittelproduktion sowie den Ausbau anderer Biomassen anzustreben.

Die Vorgaben für den koordinierten Ausbau des Biomasseeinsatzes für eine nachhaltige Energieversorgung hat die Bundesregierung im „nationalen Biomasseaktionsplan für Deutschland“ festgelegt. Allerdings ist auch der Ausbau der Biomasse zukünftig nicht losgelöst von den Entwicklungspotenzialen und -zielen anderer eE zu sehen. So ist vorgesehen, dass der Biomasseaktionsplan in den nationalen Aktionsplan „Erneuerbare Energien“ einfließt, den die Bundesregierung der Europäischen Kommission gemäß den Verpflichtungen der Richtlinie zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen (Richtlinie 2009/28/EG) bis Juni 2010 vorlegen muss.

Bleibt zuletzt nur noch darauf hinzuweisen, dass die Zielsetzungen der Bundesregierung beim Ausbau von eE und dem Anteil der Biomasse (inklusive Biogas) nur zu erreichen sind, wenn gleichzeitig Anstrengungen zur Senkung des Energieverbrauchs und zur Verbesserung der Energieeffizienz unternommen werden.

Literatur

- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (BMELV), BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (BMU) (2009): Nationaler Biomasseaktionsplan für Deutschland, Beitrag der Biomasse für eine nachhaltige Energieversorgung. Eigenverlag. Stand April 2009.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (BMU) (Hrsg.) (2008): Leitstudie 2008, Weiterentwicklung der Ausbaustrategie Erneuerbare Energien. Verfasser: Nitsch, Joachim in Zusammenarbeit mit der Abteilung „Systemanalyse und Technikbewertung“ des DLR –Instituts für Technische Thermodynamik. Stand Oktober 2008.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (BMU) (2009a): Erneuerbare Energien in Zahlen – nationale und internationale Entwicklung. Eigenverlag. Stand Juni 2009.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (BMU) (2009b): Entwicklung der Erneuerbaren Energien in Deutschland – Grafiken und Tabellen unter Verwendung aktuellen Daten der Arbeitsgruppe Erneuerbare Energien – Statistik (AGEE-Stat), Stand Juni 2009, BMU KI III 1.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (BMU) (Hrsg.) (2009c): Leitszenario 2009, Langfristszenarien und Strategien für den Ausbau erneuerbarer Energien in Deutschland. Fachlicher Erarbeitung: Nitsch, Joachim; Wenzel, Bernd. Stand August 2009.
- FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE E.V. (FNR) (Hrsg.) (2009a): Biogas – Basisdaten Deutschland. Stand Oktober 2009.
- FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE E.V. (FNR) (2009b): Daten und Fakten. <http://www.nachwachsenderohstoffe.de/fileadmin/fnr/images/daten-und-fakten/anbau.html>; <http://www.nachwachsenderohstoffe.de/service/daten-und-fakten/bioenergie.html>. Stand 06.10.2009.
- GASNZV (2008): Verordnung über den Zugang zu Gasversorgungsnetzen (Gasnetzzugangsverordnung - GasNZV), Gasnetzzugangsverordnung vom 25. Juli 2005 (BGBl. I S. 2210), zuletzt geändert durch Artikel 2 Absatz 3 der Verordnung vom 17. Oktober 2008 (BGBl. I S. 2006).
- RICHTLINIE 2009/28/EG (2009): Richtlinie 2009/28/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. April 2009 zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien 2001/77/EG und 2003/30/EG. Amtsblatt der Europäischen Union L 140/16- L 140/62 vom 5.6.2009.

Anaerobic degradation, a superior renewable energy generation method

G. Lettinga

Wageningen University, sub-department Environmental Technology,
P.O. box 8129, 6700 EV Wageningen, Netherland

In essence anaerobic degradation (AnDegr) based treatment processes constitute the superior route for generating renewable energy from practically any wet and or humid type of biomass, viz. originating from energy crops and/or residues originating from industrial, agricultural, trade and domestic human activities. The AnDegr-methods pair plainness, robustness and compactness with the highest possible conversion efficiency of biodegradable constituents into biogas and other valuable products as well, without leaving any useless residue behind. Moreover, compared to the, nowadays so popular, alcohol fermentation methods, the AnDegr-processes are low-cost in investment, operation and maintenance, they are extraordinary flexible in terms of substrate-acceptance, process and operational conditions, and the location where and size on which they can be applied. They comprise the core method of the “Natural Biological Mineralization (NBM)”-based treatment concept (see Fig. 1), which represents the ideal route to protect the environment in the most sustainable mode from pollution, to valorize residues (wastes and wastewaters), i.e. to close water and matter loops in communities, industries, farms and regions, and with that to provide there more self-sufficiency in very essential domains of life. In order to achieve these important objectives, viz. in addition from the impact of the use of NBM-based treatment processes, it is of crucial importance to minimize transport of raw materials and generated (by)products, and to keep the raw materials as concentrated as possible, particularly wastewaters.

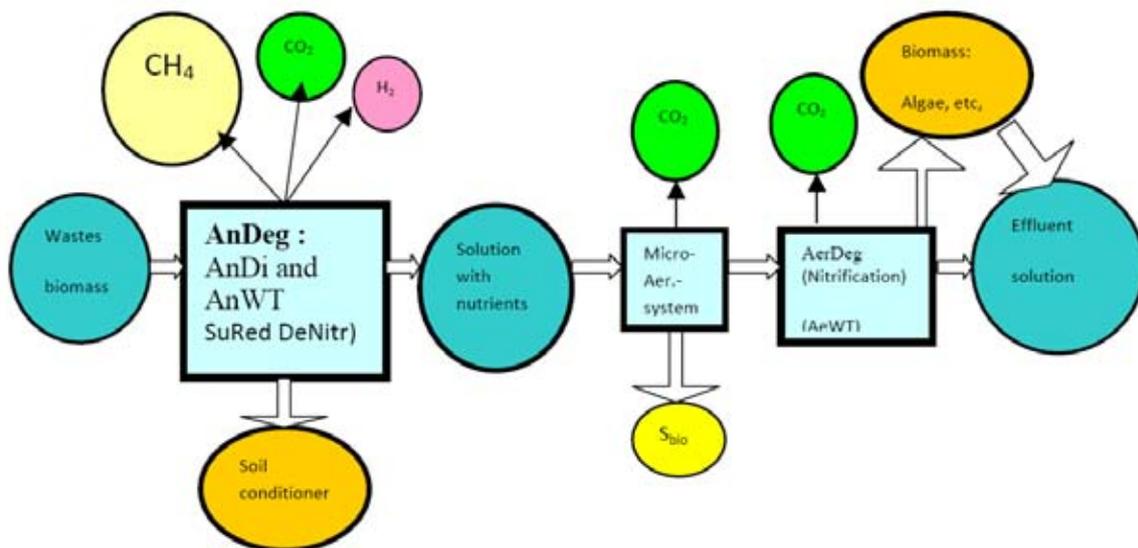


Fig. 1: The Natural Biological Mineralization (NBM) treatment concept

Since the nineteen seventies considerable progress has been made in improving the anaerobic process and reactor technology; also the insight in its very complex microbiology and biochemistry has become much better. As a result at date the process is so well understood that a stable operation can be guaranteed and maximum advantage can be taken of its potentials. The system now can be optimally applied for feeds varying from 'almost dry' to very low strength (wastewaters) under physiologically optimal and sub-optimal environmental temperature conditions. When properly operated, anaerobic treatment systems can cope quite well with feeds containing high concentrations of inhibitory, even toxic compounds. Nevertheless still significant progress can be made in improving the application of the various anaerobic processes by optimizing imposed process and operational conditions, e.g. temperature, pressure, extent and type of mixing, loading regime, supply (if necessary) of nutrients and trace elements. This certainly also is the case for the various complementary biological and physical-chemical processes. Furthermore, adequate measures can be taken to limit the formation of non-biodegradable, even sometimes very toxic compounds, in the (required) pre-treatment of the raw plant materials by minimizing exposure to free oxygen.

The limiting factor with respect to fractional conversion of biomass into energy carrier comprises its biodegradability; constituents like lingo-cellulosic matter and high molecular proteins etc present in energy crops, agricultural residues and insoluble wastes are not or poorly, biodegradable; these components are not well accessible for enzymatic hydrolysis. Moreover at temperatures below around 18 °C enzymatic hydrolysis becomes extremely low, even for well biodegradable insoluble substrates; latter also is the case at high ammonia concentrations.

Although many attempts have been and still are being made to improve the extent of hydrolysis by subjecting specific types of biomass to physical-chemical or mechanical pre-treatment processes, it is doubtful whether such supplementary measures really make sense in the light of the value of other useful by-product of the digestion (or total NBM-) process. So for instance the application of non-biodegradable residue of the process (the anaerobic compost) can, in many cases already has, a considerable positive impact for society by reinforcing (local or regional) agricultural practices. AnDegr-processes and in a broader setting the NBM-based treatment systems, offer big potentials for providing regions or communities with renewable energy, food and other agricultural products in an integrated holistic tackles like potentially achievable in well designed appropriate scaled agro-parks, e.g. such as the recently introduced Greenhouse village; it will lead to a higher extent of self-sufficiency of regions with respect to primary needs, and to less deterioration of landscapes due to mono-cultures of energy crops, to a revitalization of rural areas.

Trends der Biogastechnologie – Herausforderungen für die Praxis

J. Pellmeyer

Fachverband Biogas e. V., Angerbrunnenstraße 12, 85356 Freising

Erwartungen an die Forschung und Entwicklung aus Sicht des FvB und der Praxis

Der Bau von Biogasanlagen in Deutschland entwickelt sich dank des neuen EEG 2009 wieder dynamisch. Bis Ende dieses Jahres werden rund 300 Anlagen neu ans Netz gehen. Damit erhöht sich die Gesamtzahl der Biogasanlagen in Deutschland von 3891 Ende 2008 auf knapp 4.200

Im Biogasanlagenbau wird in Deutschland pro Jahr bis zu eine Milliarde Euro umgesetzt. Damit einher geht eine Wirtschaftskraft, die insbesondere für den ländlichen Raum wichtig ist. Außerdem werden durch die Biogas-Stromproduktion in Deutschland jährlich rund sieben Millionen Tonnen fossiles Kohlendioxid vermieden.

Nachdem in den vergangenen vier Jahren unter dem EEG 2004 vor allem 500-kW-Anlagen und größer ans Netz gingen, die in erster Linie mit Energiepflanzen gefüttert wurden, ist nun eine Trendwende hin zu kleineren Anlagen bis 200 kW elektrischer Leistung festzustellen. Diese werden neben Energiepflanzen vor allem mit Gülle und Mist betrieben.

Darüber hinaus werden immer mehr biogene Abfälle in Biogasanlagen energetisch ausgenutzt, die vorher zum Beispiel nur kompostiert worden sind. Ein weiterer Trend ist der modulare Bau von Biogasanlagen. Zum einen lassen sich Anlagen dadurch schneller und kostengünstiger errichten, zum anderen können bestehende Anlagen leichter erweitert werden.

Eins steht fest: Egal ob Groß- oder Kleinanlage – Biogasproduzenten wie Anlagenhersteller brauchen die wissenschaftliche Begleitforschung, damit die Biogasanlagen in Zukunft noch effizienter funktionieren. Die Erforschung der gärbiologischen Zusammenhänge sowie die Optimierung der Verfahrenstechnik sind zwei elementare Bereiche, in denen noch ein großer Wissensbedarf vorhanden ist.

Aus Sicht der Biogaspraxis sind folgende Forschungs- und Entwicklungsbereiche wichtig:

1. Pflanzenproduktion

- Züchtung standortangepasster Pflanzen und Sorten
- Optimierung der Fruchtfolge
- Auswirkungen der Energiepflanzenproduktion auf Flora, Fauna, Wasserhaushalt, Boden
- Wirkung von Gärresten als Dünger
- Umweltschonende Anbauverfahren

2. Lagerung und Ernte
 - Optimierung der Erntetermine
 - Verbesserung der Erntelogistik
 - Verlustarmes silieren und lagern
 - Optimierung des baulichen Silolagers

3. Gärbiologie
 - Optimierung der Substratmischung
 - Einsatz von Gärhilfsstoffen
 - Reduzierung der Verweilzeit bei hoher Substratausnutzung
 - Steigerung der Raumbelastung
 - Hydrolyse ja/nein
 - Sammeln prozessbiologischer Parameter

4. Fermenter
 - Optimierte Rührtechnik, Rührintervalle, längere Lebensdauer der Rührwerke, höhere Standzeiten der Feststoff-Beschickung
 - Bauformen, Materialien, Größe

5. Gaslagerung
 - An neue Erfordernisse anpassen
 - Gasspeicher für den Spitzenlastbetrieb entwickeln

6. Gaseinspeisung
 - Optimierung der Biogasaufbereitungsverfahren
 - Entwicklung kostengünstiger Systeme zur Aufbereitung ab 200 Nm³ Biogas pro Stunde
 - Bündelung mehrerer Biogasanlagen mit einer Gaseinspeisung

7. Effizienz
 - Erhöhung der Flächeneffizienz
 - Verlustarme, treibhausgasminimierte Produktion
 - Einsatz von Gärhilfsstoffen
 - Verbesserung der Technologien zur Gärrestaufbereitung
 - Verringerung des Methanschlupfs

Bei allen Forschungsaktivitäten ist eine möglichst bundesweit koordinierte Zusammenarbeit der unterschiedlichen Akteure anzustreben. Forschung und Entwicklung sichern den Wissensvorsprung, den Deutschland als Exportnation braucht, um Weltmarktführer zu bleiben.

Session 1

Roh- und Hilfsstoffe für die Biogasproduktion

Chairman: Dr. Eder

Extensification of cropping systems in the production of biogas substrates

K. Deiglmayr, F. Heimler und M. Fritz

Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (TFZ), Schulgasse 18, 94315 Straubing, Deutschland

Zusammenfassung

Bei der energetischen Nutzung landwirtschaftlicher Kulturen liegt die optimale Produktionsintensität aufgrund der veränderten Qualitätsansprüche möglicherweise niedriger als im Nahrungs- oder Futtermittelbereich. In einem Satellitenversuch des deutschlandweiten Verbundvorhabens „Standortangepasste Anbausysteme für Energiepflanzen“ sollte deswegen geprüft werden, inwieweit eine Reduktion des Faktormitteleinsatzes die Ertragsleistung von drei ausgewählten Fruchtfolgen verringert. Im Vergleich zur standortüblichen optimalen Produktionsintensität wurde in Minimierungsvariante 1 die Stickstoffdüngung um 30 kg ha^{-1} je Kultur reduziert. In Minimierungsvariante 2 wurde zusätzlich zur Stickstoffreduktion auf Pflanzenschutzmaßnahmen verzichtet. Neben den Ertragserhebungen standen die Energieeffizienz sowie die Wirtschaftlichkeit der verschiedenen Produktionsintensitäten im Fokus der Untersuchungen.

In der ersten Fruchtfolgerotation zeigte sich, dass bei Minimierungsvariante 1 in Wintergetreide und Sorghumhirse teilweise signifikante Mindererträge von im Mittel -12 % auftraten. Dagegen wurden bei Energiemais keine Ertragseinbußen durch die reduzierte Düngeintensität beobachtet. In Minimierungsvariante 2 führte die fehlende Unkrautkontrolle nur bei Mais zu deutlichen Ertragsdepressionen, während Wintergetreide zur Ganzpflanzennutzung sich sehr konkurrenzstark gegen Unkräuter zeigte. Bezüglich der Energiebilanzen fiel auf, dass schon geringe Mindererträge die Einsparungen beim Energieaufwand aufhoben, so dass im Allgemeinen die ertragsstärkste Variante die höchsten Nettoenergieerträge aufwies. Somit konnte in den Minimierungsvarianten, in denen die reduzierte Produktionsintensität nicht ertragswirksam war, die Energiebilanz verbessert werden. Auch bei der ökonomischen Auswertung konnten die Einsparungen bei den Aufwendungen in den Minimierungsvarianten die Mindererträge gegenüber der Standardvariante nur selten ausgleichen.

Zusammenfassend bleibt festzuhalten, dass die Entscheidung über eine Extensivierung von Anbauverfahren für die Produktion von Biogassubstraten fruchtartspezifisch getroffen werden muss. Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass beim Anbau von Energiemais Stickstoffdünger eingespart werden kann. Bei Ganzpflanzengetreide ist hingegen ein Verzicht auf Pflanzenschutzmaßnahmen möglich. Dadurch können die Produktionskosten gesenkt, die Energiebilanz verbessert und Umweltrisiken verringert werden.

Schlüsselwörter:

Substratproduktion, Produktionsintensität, Stickstoffdüngung, Pflanzenschutz

Summary

The optimum intensity level in energy crop production may possibly be lower than in the food or feed sector due to different quality demands. Therefore, a field trial was set up in the frame of the joint research project “Site-adapted Cropping Systems for Energy Crops” to evaluate yield responses to reduced factor input in three selected crop rotations. The following variants were tested: i) optimal treatment of crops, ii) reduced nitrogen application of 30 kg ha⁻¹ crop⁻¹, and iii) reduced nitrogen application and no pest management. Beside determination of biomass yields, the focus of the research was set on energy efficiency and economics of the different intensity levels.

In the first crop rotation significant yield losses of -12 % in average were recorded in winter grain and sorghum in response to reduced nitrogen application. In contrast, maize yields were not decreased under low nitrogen fertilisation level. Missing weed control caused in maize only pronounced reductions in harvestable biomass, whereas winter grain for whole plant silage proved to be very competitive against weed. In terms of energy efficiency the savings in energy input were equalized by even small crop losses, consequently the highest-yielding treatment harvested the highest net energy yields in general. Only when the reduced intensity level did not cause any crop losses, the energy balance was improved in the variants with reduced factor input. Equally in the economical evaluation, the savings in expenditures in variants with reduced factor input could only rarely compensate for loss of earnings compared to standard treatment.

In conclusion extensification of cropping systems for production of biogas substrates must be considered crop-specifically. The results of this study indicate that in maize nitrogen fertiliser can be reduced. Whole grain plants, on the other hand, can be grown without weed control. Thus, costs for biomass production can be reduced, the energy balance improved and environmental risks lowered.

Keywords:

intensity level, substrate production, N-fertilisation, pesticides

1 Introduction

During the last five years the biogas sector has experienced a considerable growth with an increasing need for substrates. In Germany, approximately 500 000 ha are currently under cultivation for the production of biogas substrates, which corresponds to over 4 % of the total agricultural crop land in Germany (FNR, 2008). Therefore, efficient and sustainable cropping systems are essential for the future development of this branch of production. Beside the design of adequate crop rotations, the optimum intensity of factor input is of major importance, since this is the basis for an economically successful production. Simultaneously, the avoidance of excessive fertilization and pesticide measures can contribute to an environmentally sound land use and improve the energy balance.

In the production of biogas substrates lower quality as in the food or feed sector is required since the main objective for these cropping systems is a high net energy yield. For example, low nitrogen contents of substrates are generally advantageous in methane production.

The aim of the present work was to test the following hypotheses:

- Lower quality requirements for energy crops allow a reduction in nitrogen application. This can not only help to save production costs, but can also reduce nitrogen losses to groundwater and atmosphere.
- Weeds can be tolerated to a higher extent since they contribute to the total of biomass yield.
- As weeds are harvested before maturity of the seeds there is no enhanced weed growth in subsequently cultivated cash crops.
- By saving energy costs for mineral nitrogen fertilisers and herbicides losses in energy yield can be compensated and higher net energy yields reached.
- Economic efficiency can be improved by reduction of factor input, since saved costs exceed deficits in revenues.

To answer these open questions, a field trial was set up with different intensity levels. For a realistic approach with practical relevance, this study was performed in crop rotations as long-term experiment.

2 Material and Methods

2.1 Experimental setup

A field experiment was established in the foothills of the Bavarian Forest near Ascha, Germany, to evaluate the effects of reduced factor input on the performance of energy crops in different crop rotations. It was part of the nation-wide cooperative project “Development and Comparison of Optimised Cropping Systems for Agricultural Production of Energy Crops under Different Site Conditions in Germany”. The experimental site is located at an altitude of 430 m above sea level with a mean annual precipitation of 807 mm and a mean annual temperature of 7.5 °C. The soil is a eutric cambisol with loamy sand and a pH of 6.4. Three crop rotations were tested under three intensity levels as indicated in *Tab. 1* and *Tab. 2*.

Tab. 1: Crop rotations under reduced factor input

Year	Crop Rotation A	Crop Rotation B	Crop Rotation C
1 st year	Maize (energy)	Maize (silage)	Maize (grain)
2 nd year	Winter rye	Winter rye	Ryegrass
	Sorghum	Maize (silage)	Potatoes
3 rd year	Winter triticale	Winter rye/hairy vetch	Winter wheat
	Ryegrass	Sorghum	Peas
4 th year	Winter wheat	Winter wheat	Winter wheat

Crops were harvested completely to produce whole plant silage with exception of those printed in bold (cash crops)

Crop rotation A and B stand for sole biogas substrate production and integrated substrate and feed production for cattle, respectively. Crop rotation C represents a market-orientated production system with a high proportion of cash crops like grain maize and potatoes. The latter were treated in all three variants in an optimal way so that it was possible to check whether the reduction of factor inputs in the preceding crops had negative effects. The final component in all crop rotations was winter wheat as reference in order to monitor accumulated effects of the different cropping systems. Crop rotations were started in two consecutive years in 2005 and 2006 in order to account for seasonal effects.

Tab. 2: Three intensities of factor input

Variant	Treatment
Intensity I (optimal)	Optimal N fertilisation; optimal pest management (PM)
Intensity II (-N)	N-application reduced by 30 kg ha ⁻¹ per crop; optimal PM
Intensity III (-N, no PM)	N-application reduced by 30 kg ha ⁻¹ per crop; no PM

The field experiment was arranged in a split-plot block design with crop rotation as splitting factor and four replicates. Each experimental plot had an area of 49.5 m² with a sample area of 12 m².

2.2 Data collection and analyses

During growing season, growth stage, plant height and the occurrence of weed, diseases and pests were monitored continuously. After harvest samples were analysed for mineral and nutrient (according to Weender Analysis) content.

To test for significant effects of the different treatments an ANOVA analysis was performed by SAS 9.1 using the procedure MIXED.

2.3 Calculation of changes in energy balances

In order to determine the energy output, methane yield was calculated taking into account organic dry matter yield, nutrient content, digestibility of the different fractions according to “Deutsche Futterwerttabelle für Wiederkäuer” (DLG, 2007: 112) and respective methane formation capacity. For conversion to energetic units, methane yield was multiplied by its energy content, which amounts to 36 MJ per Nm³ methane (KTBL, 2005: 925). As thermal use is highly variable for each particular biogas plant and no representative data are available, only electric power was taken into consideration at conversion efficiency of 30 % (WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT AGRARPOLITIK, 2007: 94). The savings in energy input for mineral nitrogen fertiliser and crop protection were calculated on basis of data provided by project partners (WILLMS and LACKEMANN, personal communication). These data were derived from various sources (BRENTROP and KÜSTERS, 2008; PATYK and REINHARDT, 1997; KALTSCHMITT and REINHARDT, 1997).

2.4 Economic evaluation

For economic evaluation gross margins were calculated by partners of the cooperative project according to TOEWS and KUHLMANN, 2009. Revenues were derived from calculated methane yields at a supposed methane price of 31 ct m⁻³ substrate. In respect of expenditures for substrate production, costs for seeds, fertiliser, crop protection, and labour input (with an hourly wage rate of 15 €) as well as variable and fix machine costs were considered.

3 First Results and Discussion

3.1 Biomass yield of biogas substrates under different intensity levels

After completion of the first rotation, results of dry matter yields indicated a pronounced response to different intensity levels in the course of crop rotations A and B (*Fig. 1*). However, this effect varied between years and crop rotation component. Maize showed no reduction in dry matter yield due to lower nitrogen allocation, but a significant yield depression ranging from -32 % up to -63 % under absence of pest management. Only in 2005, after double tillage, maize prospered well without application of herbicides. Analogue to maize, sorghum generally was not affected by reduction in nitrogen fertilisation with exception of 2006 in crop rotation A (-17 %). In terms of pest management, weeds were sufficiently suppressed by sorghum under favourable growth conditions. However, when weather in early summer was rather cold like in the years 2007 and 2008, sorghum suffered yield losses of up to -29 %.

In contrast, winter grain responded primarily to shortenings of nitrogen supply by reductions in dry matter yield of -12 % in average. Particularly at early harvest times of winter rye this effect was very pronounced, since at this time soil-N from mineralisation processes was not yet available. The absence of pest management did generally not affect biomass production significantly, as winter grain suppressed weeds sufficiently and existing weeds contributed to total yield.

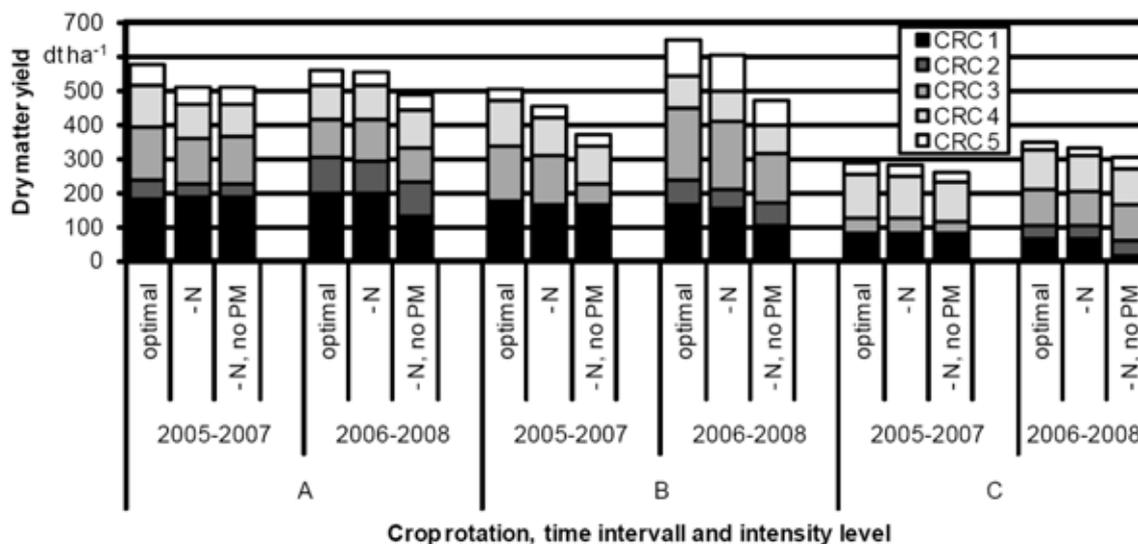


Fig. 1: Accumulated dry matter yields of crop rotation compounds (CRC) of the first three years in crop rotations A, B and C under three intensity levels of both experimental setups; data represent means with $n = 4$; different letters indicate significant differences

Comparing the responses of the three rotations to reduced intensity levels, the strongest and most constant yield losses were recorded in rotation B, whereas in rotation C effects were very weakly pronounced at a generally low productivity level. One reason for this is, that potatoes were excluded from the reduction in intensity level.

3.2 Effects on grain yield of winter wheat

The terminal crop rotation compound in all crop rotations was winter wheat cultivated as cash crop. In order to monitor effects of the preceding variations in intensity level winter wheat was treated in all variants with optimal intensity.

As it is shown in Fig. 2, grain yield was affected by reduced nitrogen fertilisation, but this effect occurred only in 2008. This can possibly be explained by a delayed second nitrogen allocation due to wet soil conditions, which led to a latent nitrogen deficiency. In this phase differences in available soil-nitrogen due to the preceding fertiliser management most likely affected formation of yield in the different variants. In contrast, the absence of pest management had no negative effects on grain yield. In 2009, no consequences of the preceding intensity levels were observed. In this vegetation period all field work could be realised in time. These results emphasise the role of weather conditions in the occurrence of fertilisation effects.

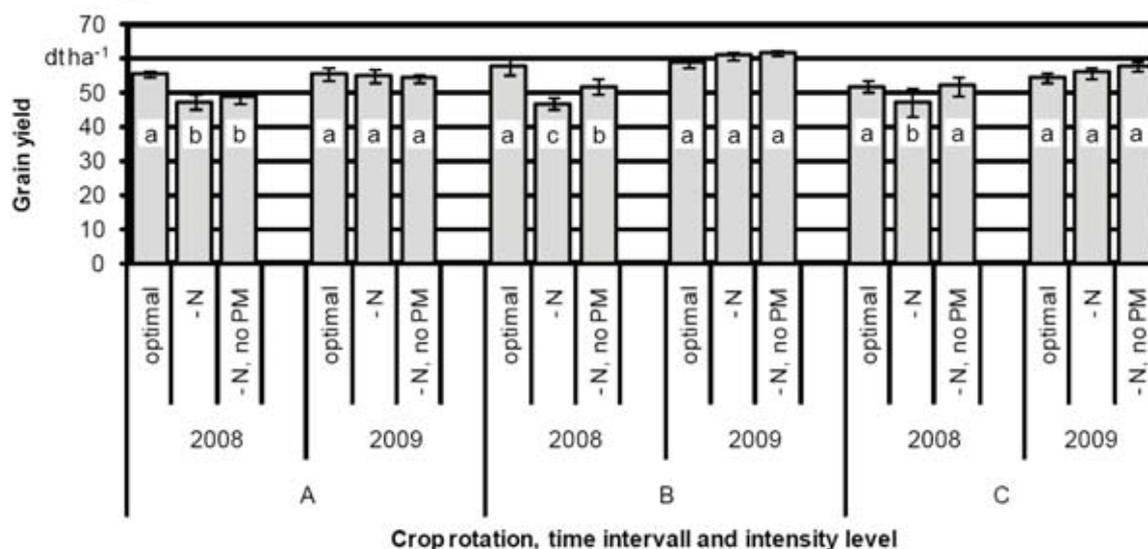


Fig. 2: Grain yield (dry matter) of winter wheat in crop rotations A, B and C after different intensity levels in the preceding crops; data represent means with $n = 4$; different letters indicate significant differences

3.3 Changes of energy balances in response to different intensity levels

One important aspect of this study was to test whether the net energy yield per hectare can be increased by a reduction in factor input.

In Fig. 3 energy yields of electric power at conversion efficiency of 30 % are shown for the different intensity levels in crop rotation A. These data correlate highly with results of dry matter yield since differences in specific methane yields are rather marginal. Savings in energy input for nitrogen fertilisation of 30 kg N ha⁻¹ amounted to 1.2 GJ ha⁻¹, whereas energy charges for pest management depended on application rate of herbicides in the different crops. They ranged from 0.1 GJ ha⁻¹ (winter rye) to 1.2 GJ ha⁻¹ (maize). However, the amount of saved energy input was very small in comparison to energy output and could consequently rarely compensate energy loss due to yield depression in the extensive variants. But whenever reduction of factor input was not yield relevant, the energy balance was slightly improved.

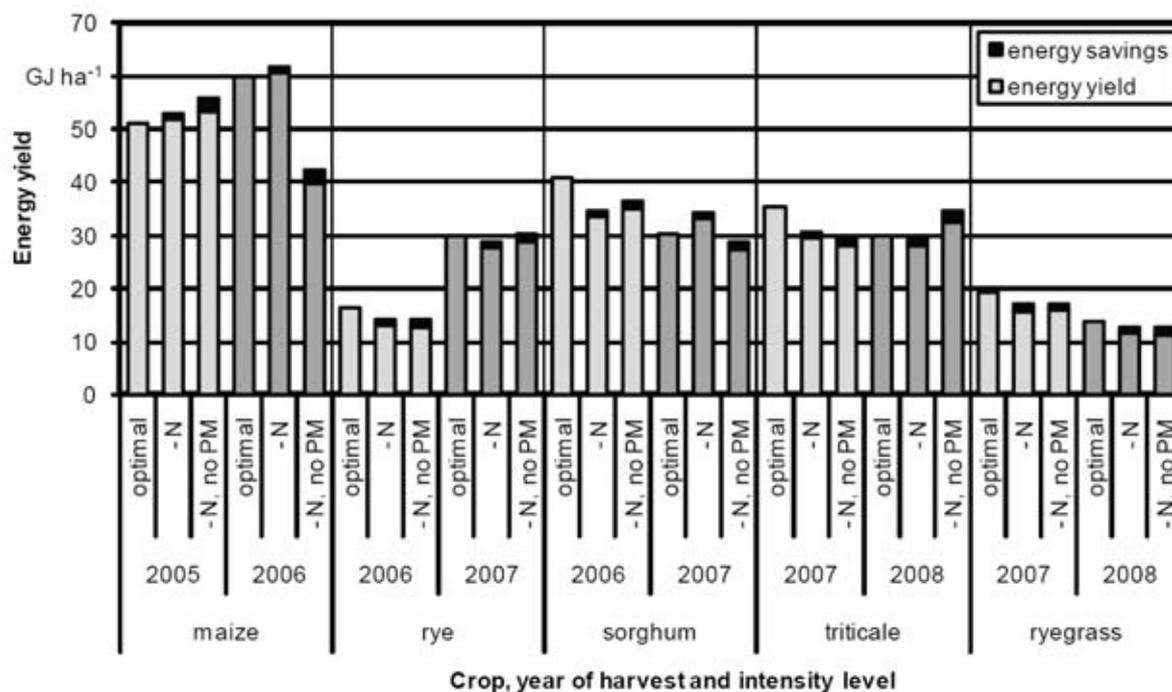


Fig. 3: Energy yields of crops in rotation A at different intensity levels; only energy yield used for electric power (conversion efficiency 30 %) is shown, energy savings are added as credits

3.4 Economic evaluation

Gross margins indicate the economic competitiveness of different crops or management strategies. However, they can vary considerably between years as it is shown in Fig. 4. The lower expenses for nitrogen fertiliser, which amount to 26 € increased gross margins only in energy maize and in sorghum (2007). In all other crops decreases in revenues due to yield depressions exceeded savings in production costs.

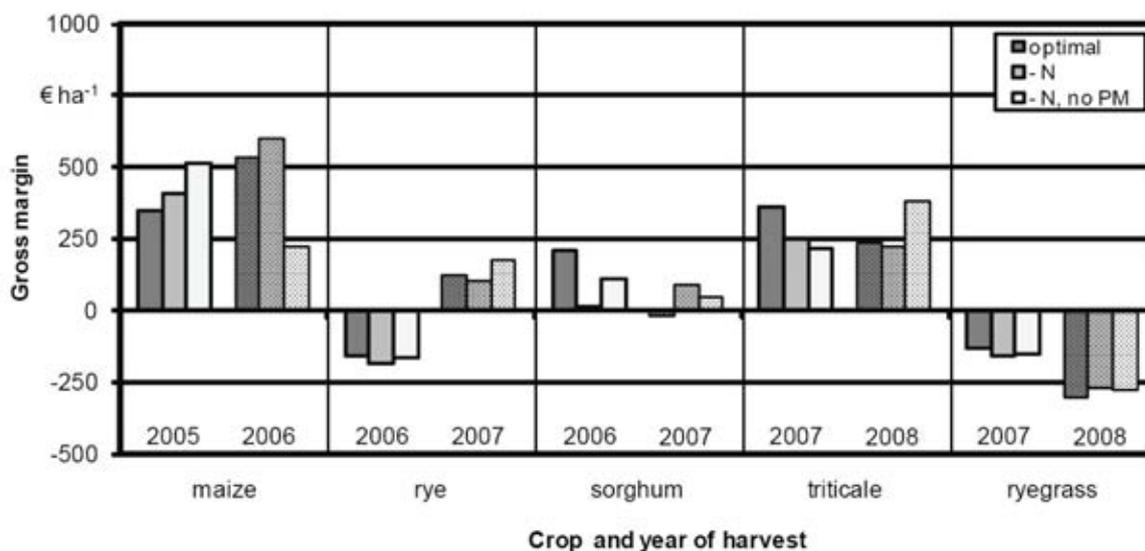


Fig. 4: Gross margins of crops in crop rotation A at different intensity levels

Expenses for pest management ranged from 24 € in rye to 79 € in maize. Despite the high costs for the herbicide application in maize, yield losses due to not performed pest management amounted higher. In winter grain for whole plant silage, however, gross margins rose in average by 46 € under no pest management with high year-dependant variation.

4 Conclusions

The first results of this study on different intensity levels in cropping systems for biogas substrates indicated that lower intensity levels can be beneficial under certain conditions. Management strategies of cropping systems must be adjusted crop-specifically. In energy maize and sorghum, unaffected high yields were reached under moderate nitrogen fertilisation with consequently improved energy balances and higher gross margins. As positive by-product reduced nitrogen losses in groundwater and atmosphere can be expected. The absence of pest management in maize, however, led to significant yield losses resulting in lower net energy yields and reduced revenues.

In winter grain for whole plant silage and ryegrass reduced rates of nitrogen fertilisation affected biomass production significantly. In these crops an early application adjusted to the specific nitrogen uptake was essential for high yields. The results indicated, however, that weeds can be tolerated to a higher extent in winter grain and ryegrass since these species are very competitive. The saving of herbicide application has a particular positive effect on the economic efficiency, whereas effects on energy balances were very small. From the view of biodiversity in agrarian landscapes, these weeds are very welcome as they offer a wider spectrum of food sources for insects.

Acknowledgements

We would like to thank the technicians Christian Loher, Markus Krinner, Heidi Lummer, and Stefan Wiesent for their excellent work and high motivation. The calculation of changes in energy balance was strongly supported by Jan Lackemann and Matthias Willms from the Leibniz Centre for Agricultural Landscape Research (ZALF), Müncheberg, who provided data on energy expenses. Furthermore, we acknowledge the cooperation with Thore Toews and Dominik Reus from the Justus Liebig University Gießen, who worked on the economical evaluation. This project is part of the cooperative project “Development and Comparison of Optimised Cropping Systems for Agricultural Production of Energy Crops under Different Site Conditions in Germany”. The financial support by the Ministry of Food, Agriculture and Consumer Protection (BMELV) through the Agency of Renewable Resources (FNR e.V.) is greatly acknowledged.

Literature

- BRENTROP, F. and KÜSTERS, J. (2008): Energiebilanz der Erzeugung und Verwendung von mineralischen Düngemitteln – Stand und Perspektiven. In: KTBL (Eds.): Energieeffiziente Landwirtschaft, KTBL-Schrift 463, Darmstadt, 56-64.
- DLG (1997): DLG-Futterwerttabellen - Wiederkäuer. DLG-Verlag, Frankfurt/Main, 7th Edition, p. 112.
- FNR (2008): Entwicklung des Anbaus von Rohstoffpflanzen. In: <http://www.bioenergie.de/daten-und-fakten.html>. Downloaded 2009/09/23.
- KALTSCHMITT, M. and REINHARDT, G. (1997): Nachwachsende Energieträger - Grundlagen, Verfahren, ökologische Bilanzierung. Vieweg Verlagsgesellschaft, Braunschweig/Wiesbaden.
- KTBL (2005): Faustzahlen für die Landwirtschaft. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL), Darmstadt, 13th Edition, p. 925.
- PATYK, A. and REINHARDT, G. (1997): Düngemittel – Energie- und Stoffstrombilanzen. Vieweg Verlagsgesellschaft, Braunschweig/Wiesbaden.
- TOEWS, T. and KUHLMANN, F. (2009): Ökonomische Bewertung des Anbaus und der Nutzung von Energiepflanzen – Endbericht, FNR-Projekt Nr. 22002505.
- WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT AGRARPOLITIK BEIM BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (2007): Nutzung von Biomasse zur Energiegewinnung – Empfehlungen an die Politik. In: <http://www.bmelv.de/cae/servlet/contentblob/382594/publicationFile/23017/GutachtenWBA.pdf>. Downloaded 2009/09/23.

Ansätze zur Optimierung von Fruchtfolgen für Biogasbetriebe unter bayerischen Anbaubedingungen

E. Sticksel¹, G. Salzeder¹, G. Weber², A. Aigner³, J. Eder¹ und A. Aigner¹

¹ Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung, Am Gereuth 4, 85354 Freising, Deutschland

² Amt für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Ansbach, Rügländer Straße 1, 91522 Ansbach, Deutschland

³ Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe, Schulgasse 18, 94315 Straubing, Deutschland

Zusammenfassung

Silomais ist die wichtigste Kultur bei der Erzeugung von Biogas. Zur Sicherung einer nachhaltigen und hohen Biogasproduktion müssen Fruchtfolgen aber neben dem Silomais noch weitere Kulturpflanzen einbeziehen. Um die Leistungsfähigkeit beispielhafter Biogasfruchtfolgen bewerten zu können, wurde in 2007 an drei bayerischen Standorten (Ansbach, Freising, Straubing) ein Parzellenversuch angelegt. Der Schwerpunkt liegt auf der Bestimmung des Ertrages ausgewählter Wintergetreide-Ganzpflanzensilagen (GPS) (Gerste, Roggen, Triticale) bei differenziertem Erntetermin (BBCH 73, 77, 85) und dem Ertrag nachfolgend angebaute Zweitfrüchte (Hafer, Sorghumhirse, Sonnenblumen, Mais, Einjähriges Weidelgras) bzw. Untersaaten. Der Ertrag dieser Anbaukombinationen wird verglichen mit dem Ertrag von Silomais bzw. Silomais nach Grünroggen. Triticale als die ertragsstärkste Getreideart erreichte etwa 60 % des Ertrags von Mais in Hauptfruchtstellung. Der Ertragsnachteil von Getreide-GPS kann durch die Kombination von früh erntereifem Getreide, wie beispielsweise der Wintergerste, plus nachfolgendem Zweitfruchtanbau zum Teil ausgeglichen werden. Allerdings erreichen die Zweitfrüchte Sonnenblumen und Sorghumhirse in Zweitfruchtstellung nur knapp einen für die Silierung ausreichenden Trockensubstanzgehalt. Hafer erwies sich als ertragsschwach, vermutlich infolge einer schlechten Anpassung an die Langtagsbedingungen bei der Saat im Juni. Weidelgräser, die auch als Untersaaten etabliert wurden, müssen zwar häufig geschnitten werden, bringen aber pflanzenbaulich enorme Vorteile. Die leistungsstärkste Zweitfrucht war der Silomais, der allerdings auch in dieser Fruchtfolgestellung ähnliche Wirkungen wie ein Hauptfruchtmais hat und somit nur bedingt geeignet ist, maisbetonte Rotationen aufzulockern. In den vorliegenden Versuchen brachte das Zweitfruchtssystem gegenüber dem alleinigen Maisanbau nur einen geringen Mehrertrag von rund +10 %. Ertragreiche Getreide-GPS mit nachfolgendem Zwischenfruchtanbau oder die Einbindung von mehrjährigem Feldfutter können maisbetonte Fruchtfolgen auflockern.

Summary

Maize is dominating crop rotations designed for biogas production. To maintain a sustainable biogas production, crop rotations must be implemented which include various crops in addition to maize. A field trial was started in 2007 in three sites in Bavaria (Ansbach, Freising, Straubing) to assess the yield potential of selected crop rotations. The main objective was to measure the yield of winter cereals (barley, rye, triticale) harvested at different growth stages (BBCH 73, 77, 85) as a whole crop silage. This was combined with the yield of selected second crops (oat, sorghum, sunflower, maize, annual rye grass; undersown rye grass). The total from cereal silage plus second crop was compared with maize as a main crop, and maize following fodder rye, respectively. The best yielding cereal was triticale, which reached about 60 % of maize as main crop. The lower yield of cereal silage was compensated to some extent by using early maturing cereals (winter barley) plus a second crop. Sorghum and sunflower, however, failed to reach a dry matter content sufficient for ensiling. Oat had low yields, possibly as a result of its poor adaptation to the long day photoperiod at sowing time (June). Though rye grass needs several cuttings, this disadvantage may be balanced by the agronomic benefits of a grass crop. The second crop with the best performance was maize. Unfortunately, even as a second crop the rotational effects are very similarly to maize grown as a main crop. Therefore maize as a second crop has only limited potential to improve maize dominated crop rotations. In a system with two harvests in one season, only a minor yield increase was achieved in our trials. To reduce the rate of maize in biogas rotations, high yielding winter cereals as whole crop silage, or fodder crops, are recommended.

1 Einleitung

Die dominierende Pflanzenart bei der Produktion von Biogas aus NaWaRo in Bayern ist der Silomais. Eine zu einseitige Ausrichtung auf den Silomais birgt jedoch die Gefahr, dass langfristig das Ertragspotenzial abnimmt und negative Auswirkungen auf biotische und abiotische Ressourcen auftreten. Um dem entgegenzusteuern, müssen vielgestaltige Biogasfruchtfolgen entwickelt werden, in denen neben Mais weitere, zur Biogasproduktion geeignete Kulturarten zum Anbau kommen. Zur Prüfung der Leistungsfähigkeit beispielhafter Fruchtfolgen wurde in 2007 vom Institut für Pflanzenbau und -züchtung der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) ein mehrortiger Feldversuch gestartet. Ziel ist es, den Trockenmasseertrag von Getreide als Ganzpflanzensilage (GPS) und ausgewählter Zweitfrüchte, die im Anschluss an die GPS-Ernte zur Aussaat kommen, zu erfassen. Ein wichtiges Qualitätskriterium ist der Trockensubstanzgehalt des Erntegutes, der ausreichend hoch sein muss, um sicherzustellen, dass bei der Silierung kein Sickersaft anfällt. Die Kombination von Getreide-GPS und nachfolgender Zweitfrucht wird mit dem Ertrag von Silomais ohne Vornutzung bzw. Silomais nach Grünroggen als Winterzwischenfrucht verglichen. Die Laufzeit des Vorhabens erstreckt sich bis 2010, Ergebnisse der Erntejahre 2007 bis 2008 werden präsentiert.

2 Material und Methoden

Auf je einem Versuchsstandort bei Ansbach (Willendorf), Freising (Pettenbrunn) und Straubing wurden Grünroggen, Wintergerste, Winterroggen und Wintertriticale mit einer ortsüblich optimalen Produktionstechnik angebaut. *Tabelle 1* enthält eine Standortbeschreibung. Das Erntejahr 2007 war durch einen sehr frühen Vegetationsbeginn, hohe Temperaturen und ausreichende Niederschläge begünstigt. Demgegenüber war die Ertragsbildung im Jahr 2008 an den Standorten Ansbach und Straubing durch zeitweiligen Wassermangel beeinträchtigt.

Tab. 1: Standortbeschreibung und Witterungsbedingungen

	Freising (Tertiär- hügelland)	Ansbach (westl. Sandsteinkeuper)	Straubing (mitt- lerer Dngau)
Bodenart, Ackerzahl	uL, 63	sL, 44	uL, 76
Niederschlag (mm) langj.	788	633	783
2007	885	940	849
2008	876	614	738
Mitteltemperatur (°C)	7,5	7,7	8,3
langj.			
2007	9,4	9,1	9,7
2008	9,0	8,9	9,3

Die Ernte des Grünroggens fand Mitte des Ährenschiebens (BBCH 55) statt, Gerste bzw. Roggen wurden zu drei Terminen, Triticale zu zwei Terminen geerntet. Die mittleren Erntetermine und die zugehörigen Entwicklungsstadien sind in *Abbildung 1* dargestellt. Direkt im Anschluss an die Ernte der Getreide-GPS wurden die abgeernteten Parzellen saarfertig hergerichtet und es folgte die Aussaat der Zweitfrüchte. Abhängig vom Erntetermin der verschiedenen Getreidearten ergaben sich zeitlich abgestufte Saattermine der Zweitfrüch-

te. Nach den beiden frühen Ernteterminen der Wintergerste wurden als Zweitfrüchte Hafer, Sonnenblumen, Hirse (*Sorghum bicolor*), Silomais und Einjähriges Weidelgras angebaut. Bei den späteren Ernteterminen wurden noch Hafer, Hirse und Einjähriges Weidelgras angebaut. Ab einem Saattermin Mitte Juni fielen die Erträge und die Trockensubstanzgehalte der Zweitfrüchte durchweg unbefriedigend aus, so dass sich die nachfolgenden Darstellungen auf die Zweitfrüchterträge nach früher GPS-Ernte (Anfang Juni, Mitte Juni) beschränken.

Die Zweitfrüchte wurden möglichst rasch nach der Ernte der Erstfrucht gesät. Düngung, Bodenbearbeitung und Pflanzenschutz der Zweitfrüchte wurden ortsüblich optimal gestaltet. Die Erntefläche betrug jeweils 12 m². Die Beerntung erfolgte mit einem umgebauten Maishäcksler bzw. bei Pflanzen mit niedrigem Trockensubstanzgehalt (Gras, Grünroggen, Hirse) mit einem Grüngutvollernter, so dass der Aufwuchs der gesamten Parzelle erfasst werden konnte. Alle Trockenmasseerträge sind auf eine Trocknungstemperatur von 105 °C bezogen. Durch Trennparzellen war sichergestellt, dass benachbarte Kulturen mit unterschiedlicher Wuchshöhe sich durch Randeffekte nicht beeinflussten.

Dem System des Zweitfruchtanbaus wurde Silomais ohne Vornutzung bzw. Silomais nach Grünroggen gegenübergestellt. Bei der Wahl der Silomaissorten wurde die Reifezahl entsprechend dem Saattermin gewählt, so dass Mais ohne Vornutzung die höchste Reifezahl hatte (FAO 280), gefolgt von Mais nach Grünroggen (FAO 240) und Mais nach Getreide-GPS (FAO 200).

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Erstfrucht

Die Spanne der GPS-Erträge der verschiedenen Getreidearten und Erntetermine reichte von 108 dt ha⁻¹ (Wintergerste, Ernte im BBCH 73) über 139 dt ha⁻¹ (Winterroggen, Ernte im BBCH 85) bis zu 158 dt ha⁻¹ (Triticale, Ernte im BBCH 85) (Abb. 1). Triticale erwies sich somit als die ertragsstärkste Getreideart zur GPS-Produktion, deren Trockenmasseertrag den der weiteren Arten statistisch signifikant übertraf. Neben Triticale war auch spät geernteter Roggen ertraglich vorteilhaft. Der niedrigste Ertrag wurde bei Grünroggen gemessen (75 dt ha⁻¹). Allerdings ist Grünroggen aufgrund seines frühen Erntetermins als Winterzwischenfrucht zu bewerten und deshalb nicht in die Verrechnung der GPS-Erträge der unterschiedlichen Getreidearten einbezogen worden. Auch bezüglich des Trockensubstanzgehaltes nimmt Grünroggen eine Sonderstellung ein. Bei knapp 18 % TS muss das Erntegut angewelkt werden, um die Bildung von Sickersaft zu verhindern, während die weiteren Getreidearten ab BBCH 73 aus dem Stand gehäckselt und siliert werden konnten.

Erwartungsgemäß stieg beim Getreide mit fortschreitender Ausreife der Ertrag an. Dabei ist zwischen BBC 73 und BBCH 85, was etwa der praxisüblichen Erntespanne entspricht, mit einem Zuwachs des Ertrages von 1 - 2 dt (ha * d)⁻¹ zu rechnen. Die Abstufung der GPS-Erträge zwischen den Getreidearten war abhängig von der jeweiligen Länge der Vegetationszeit. So wurden bei den spätreifenden Arten Winterroggen und Triticale höhere Erträge gemessen als bei der frühreifenden Gerste. Allerdings hat die frühräumende Wintergerste den Vorteil, dass einer nachfolgend angebauten Zweitfrucht eine längere Vegetationszeit zur Verfügung steht.

Der Ertrag der Getreide-GPS ist in Bezug zu setzen mit dem Ertrag von Silomais in Hauptfruchtstellung. In den Versuchsjahren 2007 und 2008 waren die Witterungsbedin-

gungen sehr günstig für die Ertragsbildung des Silomais, deshalb fiel im Mittel der drei Orte der Trockenmasseertrag mit 258 dt ha^{-1} außerordentlich hoch aus (Abb. 3). Dementsprechend groß war der Ertragsabstand zwischen der ertragsstärksten Getreide-GPS (Triticale, 158 dt ha^{-1}) und dem Silomais. Im Mittel der Jahre und Standorte erreichte Getreide-GPS im günstigsten Fall also rund 60 % des Ertrages von Mais in Hauptfruchtstellung.

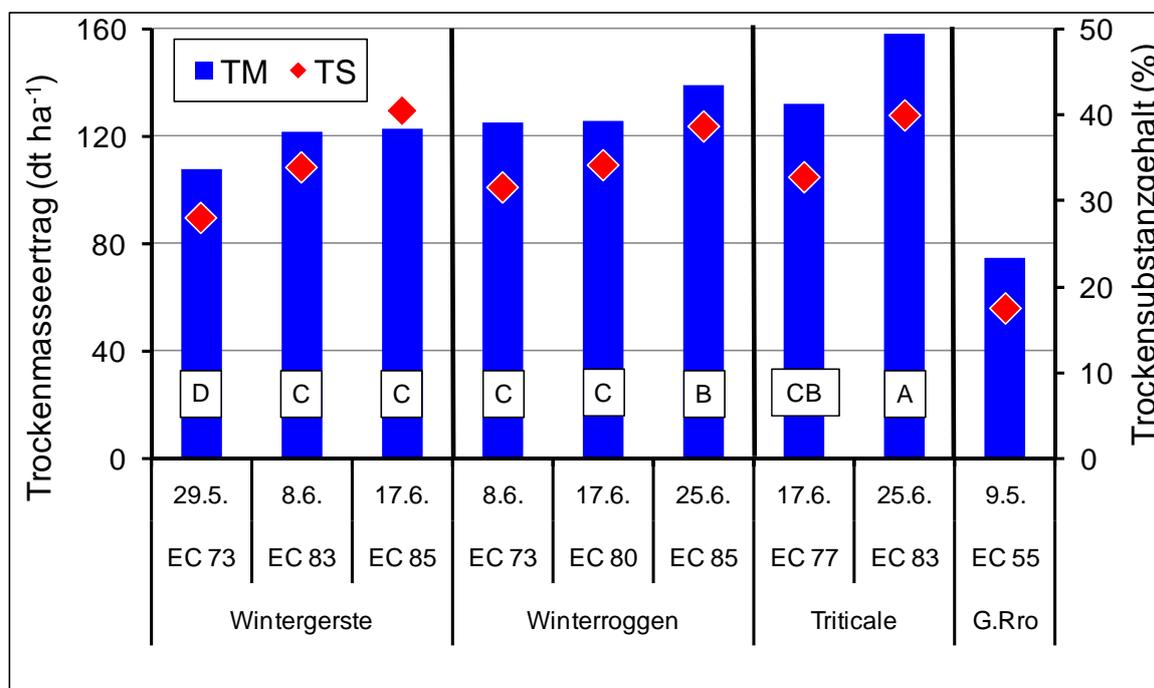


Abb. 1: Trockenmasseerträge und Trockensubstanzgehalte von Getreide-Ganzpflanzensilage (Mittel über drei Orte; Erntejahre 2007-08; Säulen mit ungleichen Buchstaben unterscheiden sich signifikant mit $p < 0,05\%$)

3.2 Zweitfrucht

Die Erträge und Trockensubstanzgehalte der Zweitfrüchte, die nach den beiden ersten Getreide-GPS-Ernteterminen zum Anbau kamen, sind in *Abbildung 2* als Mittel über die Orte und Jahre dargestellt.

Mit rund $50 \text{ dt Trockenmasse ha}^{-1}$ erwies sich Hafer als die mit großem Abstand ertragschwächste Zweitfrucht (*Abb. 2*). Unter den Langtagsbedingungen bei der Saat im Juni bestockten die Bestände auf allen Standorten sehr schwach und begannen früh mit dem Ährenschieben. Zudem wurden die dünnen Bestände regelmäßig massiv von Haferkronenrost befallen. Hervorzuheben ist lediglich der Trockensubstanzgehalt, der stets über 30 % lag und so einen für die Silierung ausreichenden Wert erreichte. Aufgrund der schwachen Ertragsleistung kann nach den bisherigen Ergebnissen der Anbau von Hafer als Zweitfrucht in Biogasfruchtfolgen nicht empfohlen werden.

Bei der Zweitfrucht Sonnenblume betrug die Spanne des Trockenmasseertrages 85 dt ha^{-1} bis 94 dt ha^{-1} (*Abb. 2*). Allerdings erreichte der Trockensubstanzgehalt nur beim frühen Saattermin (Anfang Juni) mit 27 % einen für die Silierung knapp ausreichenden Wert. Die Bestände zeigten sich zum Ende der Vegetationszeit meist stark von Krankheiten befallen, so dass brüchige Stängel und Körbe die Erntearbeiten erschwerten. Hinsichtlich der Tole-

ranz gegenüber Wassermangel war am Trockenstandort Ansbach kein Vorteil der Sonnenblumen gegenüber Hirse oder Mais zu erkennen. Ein weiterer Nachteil ist, dass Sonnenblumen aufgrund ihrer Struktur nur schlecht zu verdichten sind. Nach den bisherigen Ergebnissen lässt sich keine Empfehlung für die Sonnenblumen im Zweitfruchtanbau ableiten.

Deutlich ertragsstärker zeigte sich die Hirse. Nach dem frühen Saattermin Anfang Juni übertraf die Hirse mit einem Trockenmasseertrag von 123 dt ha⁻¹ den Ertrag von Hafer und Sonnenblumen signifikant (Abb. 2). Allerdings lagen die Trockensubstanzgehalte selbst beim frühen Saattermin Anfang Juni nur bei gut 20 %, so dass das Material nicht silierfähig war. Darüber hinaus waren die Bestände trotz der geringen Saatstärke von 25 keimfähigen Körnern m² sehr lageranfällig. Die geringen Trockensubstanzgehalte sind vor dem Hintergrund der im Versuch angebaute Sorte aus dem Formenkreis *Sorghum bicolor* zu betrachten. Es ist zu prüfen, ob Sorten von *Sorghum bicolor* x *Sorghum sudanense* einen höheren Trockenmassegehalt bei ausreichendem Trockenmasseertrag erreichen können. Da die Sorghumhirse züchterisch intensiv bearbeitet wird, ist davon auszugehen, dass in Zukunft besser geeignete Sorten für den Zweitfruchtanbau zur Verfügung stehen werden. Mit den zurzeit verfügbaren Sorten ist jedoch der Zweitfruchtanbau von Sorghumhirse nur bei einer frühen Saat, etwa Mitte Mai, empfehlenswert.

Den mit Abstand höchsten Ertrag aller Zweitfrüchte erreicht der Anfang Juni gesäte Mais mit 151 dt ha⁻¹ bei einem Trockensubstanzgehalt > 30 % (Abb. 2). Der Ertragsvorteil war gegenüber allen Arten mit einmaliger Nutzung (Hafer, Sonnenblume, Hirse) statistisch absicherbar. Die Saatzeitverzögerung auf Mitte Juni brachte einen Ertragsrückgang von 20 dt ha⁻¹, gleichzeitig lag der Trockensubstanzgehalt nur noch bei 26 %, so dass das Erntegut nicht silierfähig war. Eine Maisaat nach dem 10. Juni scheint deshalb nicht empfehlenswert. Die Fruchtfolgewirkung von Mais (Erosionsanfälligkeit, Humusabbau, Befall durch spezifische Schädlinge) in Zweitfruchtstellung und Hauptfruchtstellung ist sehr ähnlich, so dass mit dem Zweitfruchtmais eine maisbetonte Biogasfruchtfolge nicht aufgelockert werden kann.

Neben den einschnittigen Arten wurde auch die Leistung mehrschnittiger Gräser und Mischungen geprüft. Dabei erwies sich eine Untersaat aus Welschem und Deutschem Weidelgras, die gleichzeitig mit der Deckfrucht Winterroggen gesät wurde, als überdurchschnittlich ertragreich. Bei einer frühen Deckfruchternte Anfang Mai konnten die Bestände je nach Standort 3- bis 5-mal geschnitten werden, so dass in der Summe der Schnitte ein Ertrag von 127 dt ha⁻¹ erreicht wurde (Abb. 2). Bei der späten Ernte der Deckfrucht (Anfang Juni) waren noch 3-4 Schnitte bei einem Gesamtertrag von 103 dt ha⁻¹ möglich. Unter Berücksichtigung des Ertrages der Deckfrucht erwiesen sich beide Varianten als gleichwertig (Abb. 3), da der Ertrag des zusätzlichen Schnittes bei früher Deckfruchternte etwa dem Ertragszuwachs der Deckfrucht zwischen dem frühen und dem späten Erntetermin entsprach.

Einjähriges Weidelgras, das nach der GPS-Ernte angebaut wurde, konnte sowohl bei der frühen Saat (Anfang Juni) als auch bei der späteren Saat (Mitte Juni) 2- bis 3-mal geschnitten werden. Bei Trockenmasseerträgen von 64 dt ha⁻¹ (frühe Saat) bis 71 dt ha⁻¹ (späte Saat) war das Ertragsniveau beider Varianten annähernd gleich hoch.

Bei der Beerntung der Gräser war der Trockensubstanzgehalt generell so niedrig, dass das Material nur als Anwelksilage konserviert werden konnte. Sowohl für die Untersaat als auch für Gras als Zweitfrucht gilt, dass diese Varianten aufgrund der mehrfachen Beerntung vergleichsweise aufwändig sind. Dem stehen jedoch eindeutige Vorteile für die

Bodenfruchtbarkeit und bei der Gärrestausbringung gegenüber. So wirkt der Anbau von Futtergräsern humusmehrend. Auch die mehrfache Ausbringung von Gärrest ist möglich.

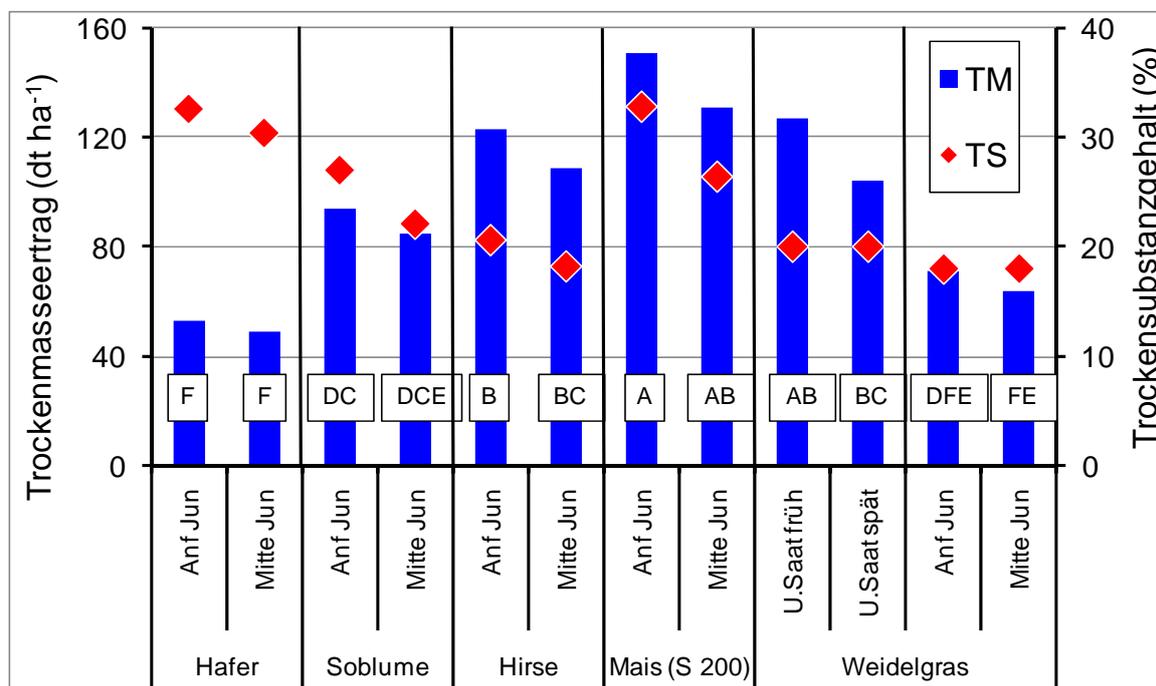


Abb. 2: Trockenmasseerträge und Trockensubstanzgehalte ausgewählter Zweitfrüchte in Abhängigkeit vom Saattermin (Mittel über drei Orte; Erntejahre 2007-08; Säulen mit ungleichen Buchstaben unterscheiden sich signifikant mit $p < 0,05\%$) (U.Saat früh: Deckfruchternte Anfang Mai, Summe aus 3-5 Schnitten; U.Saat spät: Deckfruchternte Anfang Juni, Summe aus 3-4 Schnitten) (Weidelgras Anf. Juni bzw. Mitte Juni: Summe aus 2-3 Schnitten)

3.3 Erträge aus Erst- plus Zweitfrucht

In der Summe des Ertrages aus der Erst- und der Zweitfrucht waren die Varianten mit Mais nach Wintergersten-GPS bzw. Mais nach Grünroggen allen anderen Kombinationen deutlich überlegen (Abb. 3). Hinsichtlich der Silierfähigkeit ist zu beachten, dass nur die Zweitfrüchte Hafer, Mais nach Grünroggen und Mais nach früh geernteter Getreide-GPS einen für die ausreichend hohen Trockensubstanzgehalt erreichten. Da Sonnenblumen und Hirsen nicht angewelkt werden können, sind diese Kombinationen nicht von praktischer Bedeutung. Die Anbaufolgen Hafer nach Wintergersten-GPS und Weidelgras nach Wintergersten-GPS erwiesen sich als sehr ertragsschwach.

Die Varianten mit einer Gras-Untersaat, die knapp 200 dt Trockenmasse ha⁻¹ erreichten, können als geeignete Alternativen zum Maisanbau gesehen werden, zumal hier der Aufwand für die Aussaat nach der GPS-Ernte entfällt und auch das Risiko der Bestandesetablierung in sommertrockenen Lagen gering ist.

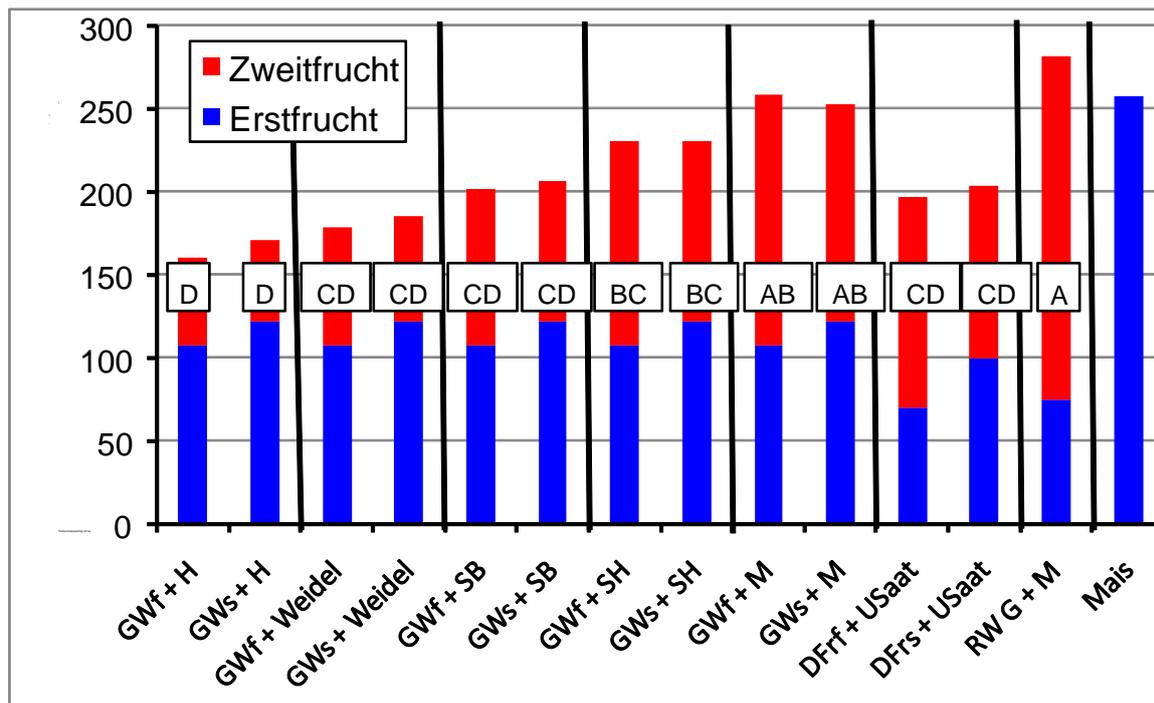


Abb. 3: Summe der Trockenmasseerträge aus Erst- und Zweitfrucht (Mittel über drei Orte; Erntejahre 2007-08; Säulen mit ungleichen Buchstaben unterscheiden sich signifikant mit $p < 0,05\%$)

Erstfrüchte: GWf: Wintergersten GPS, frühe Ernte Anfang Juni; GWs: Wintergersten GPS, späte Ernte Mitte Juni; DFrf: Deckfruchternte früh Anfang Mai; DFrs: Deckfruchternte spät Anfang Juni; RWG: Grünroggen, Ernte Anfang Mai

Zweitfrüchte: H: Hafer; Weidel: Einjähriges Weidelgras; SB: Sonnenblumen; SH: Sorghumhirse; M: Silomais; USaat: Welsch/Deutsches Weidelgras als Untersaat

4 Vorläufige Empfehlungen für die Gestaltung einer Bio-gasfruchtfolge

Die Erträge, die in den hier geprüften Zweitfruchtssystemen erzielt wurden, reichten von knapp 170 dt Trockenmasse ha^{-1} (Wintergersten-GPS plus Zweitfrucht Hafer) bis zu 282 dt Trockenmasse ha^{-1} (Grünroggen plus Silomais). Gegenüber dem Ertrag von Silomais ohne Vornutzung, der in der gleichen Versuchsreihe mit 258 dt Trockenmasse ha^{-1} einen sehr hohen Ertrag erreichte, konnte also nur in der Kombination Grünroggen plus Mais ein geringer Ertragszuwachs von rund +10 % erreicht werden. Im Mittel aus zwei Jahren und drei Standorten war das Zweitfruchtssystem nicht geeignet, den Ertrag gegenüber dem alleinigen Maisanbau nennenswert zu steigern. Allerdings bringt die Vornutzung mit Grünroggen pflanzenbauliche Vorteile, wie Erosionsschutz, Schutz vor Nitratverlagerung und bietet die Möglichkeit der Mulch- oder Direktsaat von Mais, so dass diese Variante auf Standorten mit ausreichendem Wasserangebot aus pflanzenbaulichen Gründen durchaus empfehlenswert ist.

Neben dem Zweikulturnutzungssystem bietet sich der alleinige Anbau einer möglichst ertragstarken Getreide-GPS an. So zeigen die vorliegenden Ergebnisse, dass Triticale-GPS mit einem Ertrag von 158 dt Trockenmasse ha^{-1} bereits im Bereich der ertragsschwachen Kombinationen Wintergerste plus Hafer bzw. Wintergerste plus Weidelgras liegt. Aufgrund des späten Erntetermins kann nach Triticale jedoch keine Zweitfrucht folgen, sondern lediglich eine Zwischenfrucht. Der Zwischenfruchtaufwuchs kann entweder zur Substratproduktion oder als Mulchdecke und Erosionsschutz genutzt werden. Beim Anbau von Sommerzwischenfrüchten zur Substratproduktion ist einschränkend anzumerken, dass ein hohes Ertragsrisiko besteht, was die Planung erschwert. Am meisten Erfolg verspricht der Anbau von Winterzwischenfrüchten, insbesondere Grünroggen. Ein weiterer Vorteil der Getreideart Triticale ist die Spätsaatverträglichkeit, so dass auch nach Silomais in den meisten Fällen der Anbau problemlos möglich ist. In dieser Fruchtfolge lässt sich der Anteil Silomais auf 50 % begrenzen. Ob zur weiteren Auflockerung der Fruchtfolge auch Winterweizen oder Winterroggen alternativ zur Triticale als GPS angebaut werden können und ob spezielle Sorten zur GPS-Nutzung zu empfehlen sind, ist Gegenstand eines aktuellen Forschungsvorhabens der LfL.

Bei der Fruchtfolgegestaltung ist auch die Notwendigkeit der pflanzenbaulich sinnvollen Rückführung des Gärrestes zu beachten. Dabei bringt die Kombination von Getreide-GPS, Zwischenfrüchten und Mais gegenüber dem alleinigen Anbau von Silomais erhebliche Vorteile. Besonders günstig ist hier der Anbau von mehrjährigen Gräsern, die aufgrund der häufigen Schnittermine und des hohen Stickstoffbedarfs vergleichsweise viele Gärrestgaben verwerten. Mehrjähriger Feldgrasanbau wirkt außerdem humusmehrend, was in Biogasfruchtfolgen mit der ständigen Abfuhr der organischen Substanz von Vorteil ist.

Entwicklung und Vergleich Standortangepasster Produktionssysteme für Energiepflanzen

Ch. Strauß, A. Vetter und A. Nehring

Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, Naumburger Straße 98,
07743 Jena, Deutschland

Zusammenfassung

Im Rahmen des vom BMELV über die FNR finanzierten Verbundvorhabens „EVA“ wurden seit 2005 Anbausysteme getestet, die umfassende und praxisrelevante Aussagen zur pflanzenbaulich, ökonomisch und ökologisch optimierten Bereitstellung von Energiepflanzen für die Produktion von Biogas liefern sollen.

Mais liefert auf den meisten Standorten und unter den Bedingungen der Versuchsjahre die höchsten TM-Erträge. An warmen und trockenen Standorten können Sorghumhirsen ein vergleichbares Ertragsniveau erreichen. Auch Getreideganzpflanzen können unter Gewährleistung hoher und stabiler Erträge insbesondere auf den ostdeutschen Lössstandorten eine wichtige und ertragsstabilisierende Alternative sein. Ein maximaler Ertrag zur Teigreife kann aber in vielen Fällen das Überschreiten der Silierfähigkeit bedeuten. Mehrjährige Ackerfuttermischungen bringen sehr gute Flächenleistungen. Zur Ermittlung der zentralen Größe flächenbezogener Energieerträge ist das Methanbildungspotenzial der verschiedenen Substrate zu berücksichtigen. Relativ zu Mais, Getreideganzpflanzen und Ackerfutter verschlechtert sich dabei die Bewertung verfügbarer Sorghum-Sorten, im Wesentlichen durch hohe Anteile unverdaulichen Lignins.

Zusammenfassend kann jedoch festgehalten werden, dass es eine Vielzahl von Möglichkeiten gibt, standortangepasste und vielfältige Anbausysteme zu gestalten. Obwohl Mais die produktivste Kulturart für die Biogasproduktion bleiben wird, können andere Fruchtarten ergänzend und produktiv in Anbausysteme integriert werden.

Summary

Since 2005 the cooperative project “EVA” which is funded by the German Federal Ministry of Food, Agriculture and Consumer Protection (BMELV) via its Agency for Renewable Resources (FNR) aims at researching cropping systems for energy plants and providing advice, including well-founded statements on optimised plant production, economic and ecological criteria. The presented paper gives an outline of some of the results presented by the research network. For more detailed information the project homepage can be accessed via www.tll.de/vbp.

In summary, research in the cooperative project could show that there are many possibilities for the creation of site-specific and diverse cropping systems. Despite the fact that maize will remain the most productive crop for biogas production; a variety of alternatives can be included into cropping systems.

By including crops like whole – plant – cereals, perennial forage – mixtures or sorghum, options are given to also increase yield stability, to optimize systems with regard to nutrient management and soil carbon management.

1 Einleitung

Der Anbau von Energiepflanzen basiert auf den gleichen Grundlagen, welche aus der Nahrungs- und Futtermittelproduktion seit langem bekannt sind. Dazu zählt unter anderem eine der Pflanzenart angepasste Standortwahl, Bodenbearbeitung und Bestandesführung, sowie die Einhaltung von Fruchtfolgen.

Aktuell macht Mais den größten Anteil der in Biogasanlagen verwendeten pflanzlichen Substrate aus. Bei der Betrachtung der Anforderungen an Substrateigenschaften, wird jedoch deutlich dass aktuell und unter den Bedingungen Mitteleuropas eine Vielfalt von Fruchtarten zur Verfügung steht, die für eine energetische Nutzung in Frage kommen.

Vor diesem Hintergrund wurden im Rahmen des Verbundprojektes „EVA“ seit 2005 Anbausysteme getestet, die pflanzenbaulich, ökonomisch und ökologisch fundierte sowie praxisrelevante Aussagen zur optimalen Bereitstellung von Energiepflanzen für die Produktion von Biogas liefern sollen. Im Zentrum des Verbunds steht ein Fruchtfolgeversuch mit deutschlandweit fünf Fruchtfolgen, die in sieben Bundesländern einheitlich angebaut werden. Darüber hinaus werden weitergehende Fragestellungen zur Nutzung von mehrjährigem Ackerfutter oder zu alternativen Anbausystemen wie z.B. dem Zweikulturen-Nutzungssystem oder dem Mischfruchtanbau einbezogen.

Abgerundet werden die Fragestellungen durch eine ökologische und ökonomische Begleitforschung. Durch die vernetzte Bereitstellung von Daten ist die Betrachtung der gesamten Prozesskette von der Aussaat bis zur Biogaserzeugung gewährleistet. Mit einer zweiten Projektphase (2009-2012) wird darauf abgezielt, Ergebnisse zu vertiefen und durch neue Aspekte zu ergänzen, wie beispielsweise die Düngung mit Gärresten.

2 Fruchtfolgesysteme und Fruchtarten

Abbildung 1 zeigt, wenn auch nicht standortdifferenziert, die kumulierten Ertragsergebnisse der verschiedenen Fruchtfolgen der beiden um ein Jahr zeitversetzten Versuchsanlagen. Deutlich wird die unterschiedliche Produktivität der Fruchtfolgen.

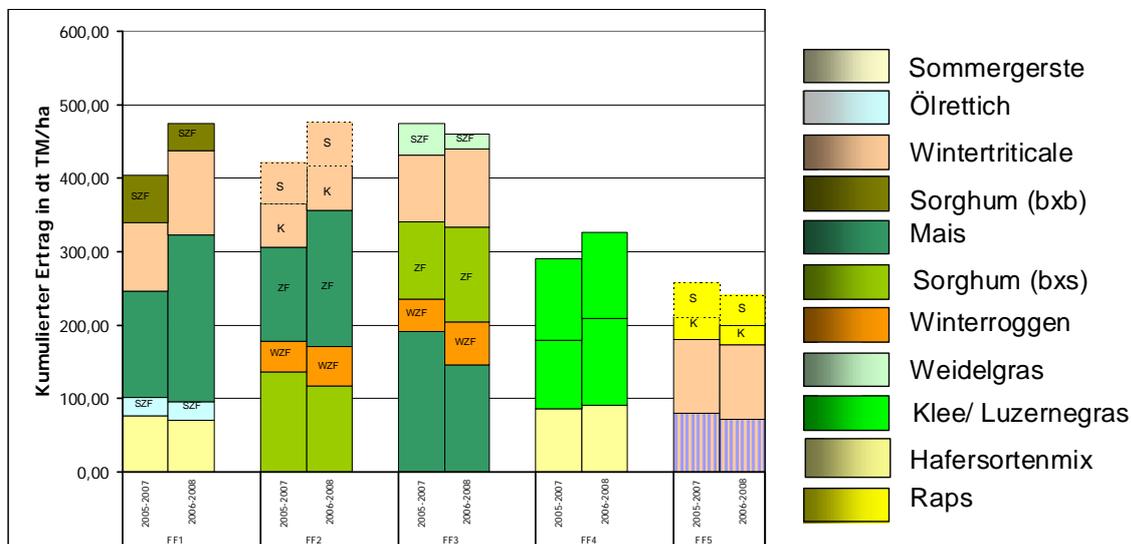


Abb. 1: Kumulierte Trockenmasseerträge der deutschlandweit einheitlich geprüften Fruchtfolgen der beiden zeitversetzten Versuchsanlagen (2005-2007 und 2006-2008) im Mittel der Versuchsstandorte

Am besten schneiden die Fruchtfolgen mit einer Kombination von C₃- und C₄- Pflanzen ab. Dabei wird ersichtlich, dass auch im Rahmen der Fruchtfolgesysteme Mais die Fruchtart ist, die über die Bandbreite der unterschiedlichen Standorte betrachtet die höchsten Biomasseerträge liefern kann. Betrachtet man allerdings die Erträge der einzelnen Standorte in den unterschiedlichen Jahren, so wird deutlich, dass die Fruchtart Mais mit Ertragsrisiken in den Trockenjahren verbunden ist. Insbesondere auf den trocken-sandigen Diluvialstandorten Ostdeutschlands, wie beispielsweise Güterfelde, zeigten die Maiserträge 2006 einen Einbruch auf deutlich unter 100 dt TM/ha. In diesem Zusammenhang zeigt sich, dass Sorghumarten (sorghum bicolor x bicolor bzw. sorghum sudanense x bicolor) ein vergleichbares Ertragsniveau erreichen können. So wurden sowohl in Dornburg 2005¹ als auch in Güterfelde² 2006 höhere Erträge mit Sudangrashybriden erzielt (175,53 vs. 163,49 dt TM/ha bzw. 99,46 vs. 88,24 dt TM/ha). Aus weiterführenden Versuchen, beispielsweise im Rahmen des Sorghumprojektes (Röhricht & Zander, 2009) ist bekannt, dass die Schwankungsbreite innerhalb der Sorghumarten hoch ist, wobei einige Sorten deutlich höhere Erträge erzielen können. Es ist jedoch zu erwähnen, dass eine Vielzahl von Sorghumkreuzungen (einige Sorten sorghum bicolor x sudanense ausgenommen) nicht die erforderlichen Trockenmassegehalte zur Ernte im Herbst erreichen. Ein weiterer Punkt sind die gegenüber Mais um etwa 10% geringeren, auf dem erhöhten Lignin- bzw. Rohfasergehalt beruhenden, Gasausbeuten vgl. Abb. 2).

¹ Standort: AZ 65, 596 mm; E-Weizen-Region

² Standort: AZ 29, 574 mm; Roggen-Kartoffel-Region

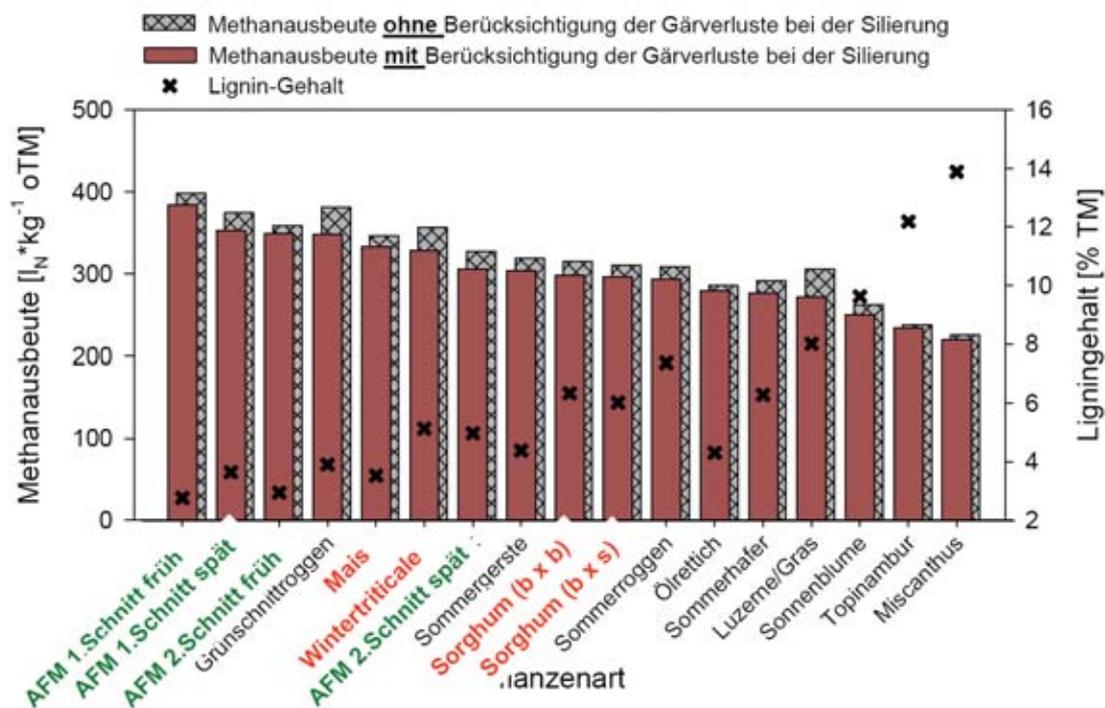


Abb. 2: Methanausbeuten unterschiedlicher Kulturarten. Ermittelt in Batch-Tests nach VDI 4630. Quelle: Herrmann, Heiermann, Idler, Scholz, 2009

Ganzpflanzengetreide ist aufgrund der hohen Gasausbeute als gut verwertbares Substrat einzuschätzen. Wintergetreidearten sind vorzuziehen und können insbesondere auf Lössstandorten und besseren Diluvialstandorten Ostdeutschlands eine ertragreiche Alternative darstellen. Ein maximaler Ertrag zur Teigreife kann allerdings in vielen Fällen das Überschreiten einer guten Silierfähigkeit bedeuten. Die Ausrichtung des Erntedatums sollte daher am Trockenmassegehalt erfolgen. Aus ökonomischer Sicht zeigt die Gegenüberstellung zu Mais, dass bei vergleichbaren Leistungen Kosten insgesamt deutlich geringer sind. Daraus lässt sich schlussfolgern, dass der Anbau von Getreide-GPS auch bei im Vergleich zu Mais geringeren Erträgen interessant ist. Als Hauptfrucht bieten Getreidearten zusätzlich den Vorteil einer sicheren Abreife.

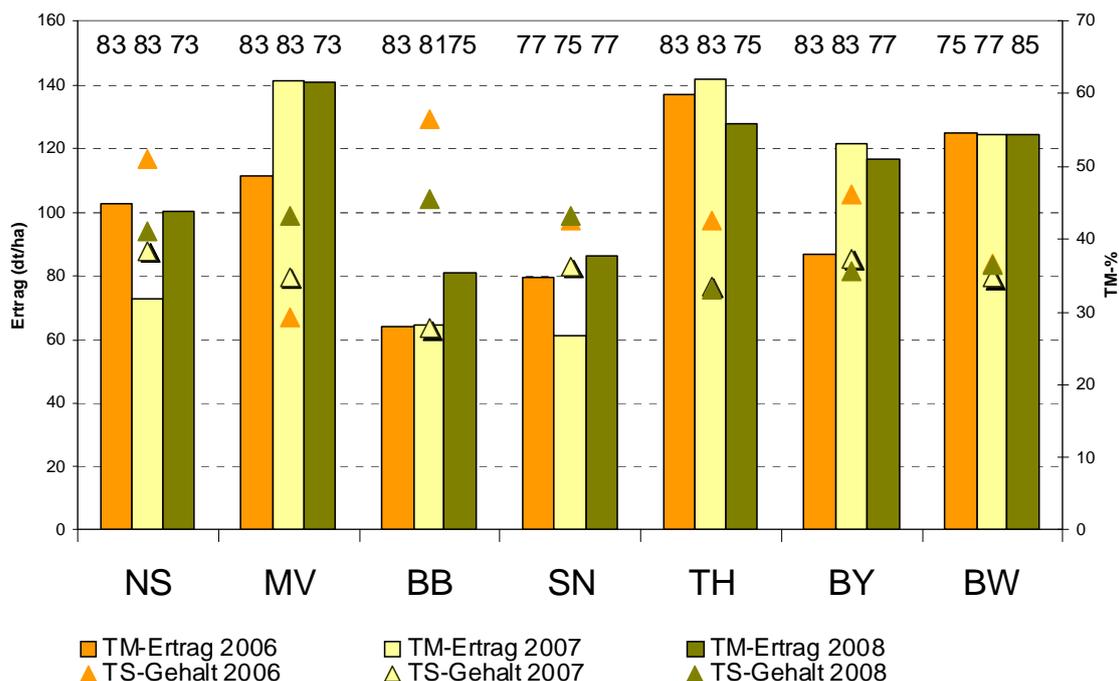


Abb. 3: Erträge und Trockenmassegehalte von Wintertriticale an den Standorten des EVA-Fruchtfolgeversuches 2006-2008

Dabei sind die Möglichkeiten einer Einbindung von Wintergetreide in die Fruchtfolgen vielfältig. So lassen sie sich auch als Zwischenfrucht oder als Erstfrucht, im Rahmen des so genannten Zweikultur-Nutzungssystems nutzen. Ziel des Systems ist es, nach der Ernte dieser Winterung Anfang Juni und anschließender flacher Bodenbearbeitung eine Sommerung (z.B. Mais, Sorghum, Sonnenblumen oder Gemenge) anzubauen, so dass die Summe beider Erträge insgesamt zu einer Ertragssteigerung führen kann.

Dreijährige Ergebnisse des Versuchs zur Zweikultur-Nutzung zeigen, dass sich in Abhängigkeit vom Standort und Jahr beispielsweise für die Kombination Roggen– Mais gegenüber Mais in Hauptfruchtstellung eine Ertragssteigerung von bis zu 80 dt TM realisieren lässt. Über die verschiedenen Standorte und die drei Versuchsjahre gemittelt liegen die Ertragssteigerungen allerdings mit etwa 36 dt TM (ohne Zwischenfrucht) deutlich geringer. Gleichzeitig ergibt sich das Problem der mangelnden Abreife der Zweikulturen. Unter den im Rahmen der ökonomischen Begleitforschung getroffenen Annahmen steht den Ertragssteigerungen, die mit diesem System möglich werden, eine deutliche Kostensteigerung gegenüber, welche die höheren Leistungen nicht kompensieren können.

Zukünftig wird es erforderlich sein die Vorteilswirkungen des Systems, beispielsweise die Entzerrung von Arbeitsspitzen oder die Gewährleistung einer ganzjährigen Bodenbedeckung, weiter zu diskutieren. Sicher ist aber, dass für einen Erfolg des Systems Sommerungen von Seiten der Züchtung zur Verfügung stehen müssen, welche bereits in kurzer Zeit bei ausreichender Massebildung eine gute Abreife erzielen.

Für die Einbindung in Anbausysteme kommen auch mehrjährige Ackergras- bzw. Leguminosengrasmischungen in Betracht, vorausgesetzt die Biogasanlage ist auf eine Verwertung derartiger Substratmischungen ausgelegt. In einem Satellitenversuch wurden verschiedene Mischungen getestet. Einheitlich über alle Standorte kam die Mischung

„A3“, d.h. eine Mischung aus Welschem-, Deutschem- und Bastardweidelgras zum Einsatz. Diese und andere weidelgrasbetonte Mischungen lieferten vor allem auf den niedersächsischen Standorten hohe Erträge.

Anhand einer Gegenüberstellung zweier Schnittregime konnte festgestellt werden, dass durch eine geringere Anzahl von Schnitten die Trockenmasseerträge höher ausfallen. Zwar sinkt im Mittel die spezifische Methanausbeute des Substrats, insgesamt betrachtet ist der Methanhektarertrag jedoch höher. *Abb. 4* zeigt exemplarisch die vergleichende Betrachtung der Ertragsentwicklung der angebauten Mischungen bei reduzierter Schnitthäufigkeit (d.h. 3-4 Schnitte/ Jahr) an den einzelnen Standorten.

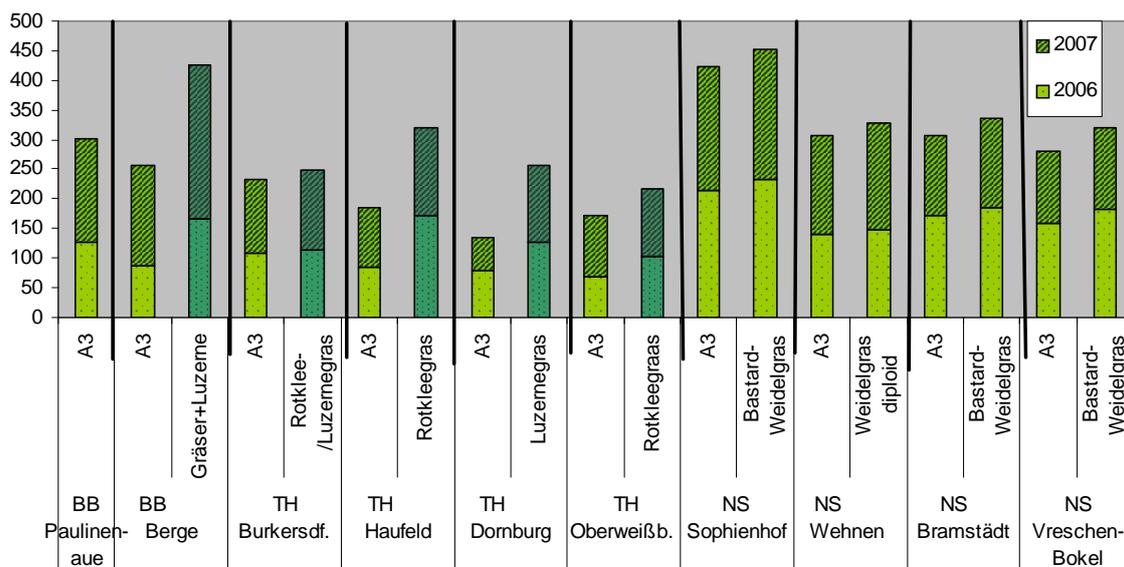


Abb. 4: Erträge der Ackerfuttermischungen mit reduzierter Schnitthäufigkeit 2006 und 2007 an Standorten in Brandenburg, Niedersachsen und Thüringen; dargestellt sind die Vergleichsmischung A3 und die jeweils ertragsstärkste Mischung

In einigen Regionen können mit Ackergräsern Erträge erzielt werden, die in einer Größenordnung mit Mais liegen. Obwohl im Fruchtfolgeversuch insgesamt geringere Erträge mit der „Ackergrasfruchtfolge“ erzielt wurden, zeigen sich auch hier an einzelnen Standorten gute Erträge. Auf dem im Vorwaldgebiet des Bayerischen Waldes auf 460 m ü. NN gelegenen Standort Ascha konnte mit einem Kleegrasgemenge, welches als Untersaat in Sommergerste angelegt wurde im Ansaatjahr und erstem Hauptnutzungsjahr 2006 ein kumulierter Ertrag von 167,4 dt TM/ha geerntet werden. Damit liegt der Ertrag unter den in diesem überdurchschnittlich warmen Jahr sehr erfolgreichen Energiemaissorten (S 280) (vgl. *Abb. 1*), erreicht aber Erträge einer standortangepassten Silomaisart (S 220).

Bei deutlich höheren Erntekosten der insgesamt vier Schnitte (1x im Ansaatjahr, 3 Schnitte im Hauptnutzungsjahr) sind auch in diesem Fall die Deckungsbeiträge des Maisanbaus bei gleichem Ertrag höher. Dennoch zeigt sich, dass sich auch mit dem Anbau von Ackerfuttermischungen positive Gewinnbeiträge erwirtschaften lassen. In einer umfassenderen Betrachtung ist dieses Ergebnis sicher auch ein Hinweis darauf, Biogas als wirtschaftliche Nutzungsalternative für Dauergrünlandflächen zu betrachten.

Über die vorgenommene ökonomische Gegenüberstellung hinausgehend, ist allerdings auch die humusmehrende Eigenschaft der Ackergrasgemenge hervorzuheben. Sowohl in der dynamischen Humuseinheitenmethode (vgl. Hülsbergen) als auch der VDLUFA-

Methode wird Mais als stark humuszehrend charakterisiert. Aus der von Willms et al. (2009) vorgenommenen Humusbilanzierung für die verschiedenen Standorte lassen sich daher eine Reihe von wesentlichen Schlussfolgerungen für die Fruchtfolgegestaltung ableiten: Ohne Rücklieferung von Humus-C über Gärreste führen Fruchtfolgen mit hohen Anteilen als Ganzpflanzen genutzter Fruchtfolgeglieder zu einem Humusabbau im Boden, auch Zwischenfrüchte können nur zu einem kleinen Teil zu einem Ausgleich führen. Nach der dynamischen Humuseinheitenmethode ist dieser Abbau auf den leichten Diluvialstandorten Ostdeutschlands besonders stark ausgeprägt.

Tab. 1: Anbaubedingte Änderung der Humusvorräte für ausgewählte Energiepflanzen. Daten: Teilprojekt 1, 1. Anlage, Ernte 2005-2008. Quelle: Willms et al. (2009)

Fruchtart	Anz. Prüfglieder n	TM-Ertrag Median t ha ⁻¹	anbauspezifische Änderung des Humus-C	
			dyn. HE-Methode, Median kg · ha ⁻¹	VDLUFA kg · ha ⁻¹
Getreide, Hf	56	8,1	-595	-280 bis -400
Silomais, Hf, Zf	37	17,6	-969	-560 bis -800
Sudangras, alle	19	12,3	-609	–
Futterhirse, alle	12	9,0	-592	–
Grünschnittroggen Wzf	24	4,8	87	120 bis 160
Einjähriges Weidelgras Szf	8	3,7	81	100 bis 150
Klee- u. Luzernegras, Ackergras	15	10,9	829	600 bis 800

Es kommt daher der Rücklieferung von humusbildenden Substanzen über Gärreste eine besondere Bedeutung zu. Dabei ist die Frage danach, in welchem Umfang die im Gärrest verbleibende organische Substanz zu einer Bildung von Humus im Boden führen kann, noch Gegenstand wissenschaftlicher Diskussionen. Wie Willms (2009) dargestellt, könnten die Reproduktionswerte auch unter denen der bislang im VDLUFA-Standpunkt verwendeten Quotienten liegen.

Sollte dies der Fall sein, so wird es insbesondere auf Standorten mit hohem Humusbedarf und geringen Humusquellen, für eine Erhaltung der Bodenfunktionen und Ertragsleistung erforderlich sein, zusätzlich zu Fruchtfolgen mit C₃- und C₄- Pflanzengliedern, wie beispielsweise Fruchtfolge 3 (vgl. Abb. 1) humusmehrende Fruchtarten in betriebliche Fruchtfolgesysteme einzubauen.

Bei der Gestaltung von Fruchtfolgen für die Produktion von Biogassubstraten ist eine optimale Düngung anzustreben. Um die N-Versorgung an den Bedarf der Pflanzen anzupassen, stehen Stickstoffbedarfsrechner bzw. -empfehlungen der Landeseinrichtungen als wichtige Planungswerkzeuge zur Verfügung. Die Empfehlungen ergeben sich aus dem Entzug der Pflanze unter Berücksichtigung des im Boden vorhandenen Stickstoffs und des Entwicklungszustandes der einzelnen Kulturen (z.B. SBA-Methode). Die zugrunde liegenden N-Basis-Sollwerte berücksichtigen, beispielsweise bei Silomais, dass dieser die Mineralisierung während der Vegetationszeit gut ausnutzen kann. Anhand von Stickstoffbilanzen, die im Rahmen der EVA – Versuche berechnet wurden, konnte gezeigt werden,

dass der N-Bodengehalt in Fruchtfolgen bei denen die Düngung unter dem Entzug der Kulturen (Mais, Sorghum) lag, kurzfristig nicht deutlich absank.

Für eine optimale Pflanzenversorgung steht mit den Gärsubstraten ein Dünger zur Verfügung, der sich gegenüber unvergorener Gülle unter anderem durch eine bessere N-Verfügbarkeit auszeichnet. Es besteht somit die Möglichkeit, Nährstoffkreisläufe zu schließen und Teile des mineralischen N-Bedarfs in der ganzen Bandbreite der im Betrieb angebauten Kulturarten zu ersetzen.

Für eine effiziente Verwertung von Gärresten in Kombination mit mineralischer Düngung ist eine ausführliche Düngeplanung von großer Bedeutung. Insbesondere bei Berücksichtigung zusätzlicher Nährstoffquellen, beispielsweise über Leguminosenanbau oder den Zukauf von Futtermitteln ist eine Einbeziehung ausreichender für eine Ausbringung zur Verfügung stehender Flächen erforderlich.

Für detaillierte Aussagen zur Bedeutung von Gärsubstraten für die Nährstoff- und Humuskreisläufe bleiben Ergebnisse zu umfassenden Düngeversuchen sowie Grundlagenforschungen abzuwarten.

3 Fazit

Mais bleibt auf den meisten Standorten die ertragreichste Massekultur, die auch im Rahmen der Fruchtfolgegestaltung eine zentrale Rolle einnehmen wird. Dennoch zeigt sich, dass für die Gestaltung vielfältiger Fruchtfolgen Ergänzungen möglich sind:

- Sorghum kann unter den Bedingungen trocken-warmer Standorte teilweise höhere Erträge als Mais liefern. Da die Methangasausbeuten deutlich unter denen von Mais liegen und viele Sorten erforderliche Trockenmassegehalte nicht erreichen, sind weitere Züchtungsbemühungen erforderlich.
- Ganzpflanzengetreide zeigt insbesondere auf den ostdeutschen Lössstandorten und den besseren Diluvialstandorten hohe Erträge. Diese gehen einher mit geringen Produktionskosten, einer hohen Ertragssicherheit und guten Einpassungsmöglichkeiten in Getreide-Raps-Fruchtfolgen.
- Die Kombination von Winterungen und Sommerungen, wie beispielsweise im Rahmen des so genannten Zweikultur-Nutzungssystems, kann auf einer Vielzahl von Standorten zu einer Steigerung der Flächenleistungen führen. Die Bewertung des Systemversuchs zeigt allerdings, dass höhere Erträge in vielen Fällen nicht die zusätzlichen Kosten decken können. Nicht zuletzt war die mangelnde Abreife der Zweitkulturen ein Problem. In Zukunft ist daher auch im Rahmen dieses Systems verstärkt auf Sorten zu setzen, die in einer nur geringen Wuchsdauer eine angemessene Abreife zeigen. So könnte ein Teil der wirtschaftlichen Defizite des Systems deutlich verbessert werden.

4 Quellen

- BENKE, M.; RIECKMANN, C. (2008): Mehrjährige Ackerfuttermischungen. In: Vetter, A. et al. Standortangepasste Anbausysteme für Energiepflanzen. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (Ed.) Gülzow.
- HEIERMANN, M.; IDLER, C., HERRMANN, C, SCHOLZ, V. (2009): Abschlussbericht des Teilprojekt 4 (FKZ: 22002605). Ermittlung des Einflusses der Pflanzenart und der Silierung auf Substratqualität und Biogasausbeute in Labor und Praxis. ATB Potsdam.
- RÖHRICHT, C.; ZANDER, D. (2009): Sorghumhirsen als Biogassubstrat. Anbauempfehlungen und Ertragspotenziale. Im Internet verfügbar unter: http://www.smul.sachsen.de/landwirtschaft/download/20090610_Vortrag_Feldtag_Trossin_Zander.pdf
- STÜLPNAGEL, R.; BUTTLAR, C. VON; HEUSER, F. (2008): Teilprojekt 6 (FKZ 220022805). Systemversuch zum Zweikulturnutzungssystem auf sechs Standorten im Bundesgebiet. Schlussbericht. Universität Kassel/ Witzenhausen.
- TOEWS, T.; KUHLMANN, F. (2009). Ökonomische Bewertung des Anbaus und der Nutzung von Energiepflanzen. Teilprojekt 3 (FKZ 22002505). Endbericht. Justus-Liebig-Universität Gießen.
- WILLMS, M.; GLEMNITZ, M.; HUFNAGEL, J. (2009). Schlussbericht zu Teilprojekt II: Ökologische Folgewirkungen des Energiepflanzenanbaus. Abschlussbericht. FKZ 22002405. Müncheberg.

Welcher Maissortentyp zur Biogaserzeugung?

B. Eder¹, J. Eder¹, C. Papst¹, B. Darnhofer¹, M. Mukengele²,
H. Heuwinkel³ und H. Oechner²

¹ Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung, Am Gereuth 4, 85354 Freising, Deutschland

² Universität Hohenheim, Landesanstalt für Agrartechnik und Bioenergie, Garbenstraße 9, 70599 Stuttgart, Deutschland

³ Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Landtechnik und Tierhaltung, Vöttingerstr. 36, 85354 Freising, Deutschland

Zusammenfassung

In Ernteterminversuchen mit Silomais und künstlich hergestellten Mischungen von Silomais Restpflanzen und Kolben wurde der Einfluss des Kolbenanteils, der Inhaltsstoffe und der Qualitätsparameter unterschiedlicher Maisgenotypen auf die Methanausbeute untersucht. Es sollte die Frage geklärt werden, welchen Einfluss der Kolbenanteil einer Maispflanze auf die Methanausbeute hat. Da spätreife Maissorten einen geringeren Kolbenanteil, aber eine höhere Biomasseleistung haben, dienten die Versuche auch zur Klärung der Frage, in wieweit sich spätreife Sorten und allgemein Sorten mit geringerem Kolbenanteil für die Biogasproduktion eignen.

Die Wahl des Genotyps zeigte über die Jahre keinen wesentlichen Einfluss auf die Methanausbeute. Spätreife Sorten erzielten in den Versuchen trotz niedriger Kolbenanteile und Stärkegehalte meist dieselben Methanausbeuten wie frühe. Da späte Sorten ein weit höheres Biomassepotenzial aufweisen, scheinen sie deshalb für die Biogasproduktion besonders geeignet zu sein. Es konnte gezeigt werden, dass der Einfluss des Stärkegehaltes bzw. Kolbenanteils auf die Methanbildung im für eine optimale Silagebereitung relevanten TS-Bereich relativ gering ist. Eine leichte Tendenz zu höheren Methanausbeuten bei Proben mit höheren Stärkegehalten ist auf der Basis der umfangreichen Daten der Feldversuche zwar erkennbar, jedoch statistisch schlecht abzusichern. Bei künstlich hergestellten Mischungen von Kolben und Restpflanzen konnte eine positive Korrelation zwischen dem Stärkegehalt und der Methanausbeute gefunden werden. Diese stieg mit Kolbenanteilen von 0 bis 100 % bei Untersuchung mit dem Hohenheimer Biogastest um etwa $60 \text{ NI} \cdot (\text{kg oTS})^{-1}$ an. Eine getrennte Untersuchung verschiedener Pflanzenfraktionen ergab unterschiedliche Ausbeuten für Kolben (ca. $400 \text{ NI} \cdot (\text{kg oTS})^{-1}$) und Restpflanzen $320 \text{ NI} \cdot (\text{kg oTS})^{-1}$. Daraus können Konsequenzen für die Sortenwahl abgeleitet werden.

Summary

This study was designed to investigate the effect of maize quality on the specific methane yield (NI CH₄ (kg ODM)⁻¹). The share of cobs, and thus starch content, in late maturing maize genotypes is low as compared with early maturing types. Total biomass yield, however, in late types exceeds that of early types. Therefore field trials were conducted to analyse the effect of genotype, harvesting date, and starch content on the specific methane yield in maize.

The maize genotype had no remarkable influence on the methane yield in the field trials. Late maturing genotypes achieved nearly the same methane yield as early maturing genotypes, although the share of maize cob and therefore the starch content was significantly lower. Since late types of silage maize have a higher biomass yield potential, they seem to be more appropriate for biogas production.

Results of extensive field trials showed a slightly increasing methane yield with increasing starch content, but correlation between these two variables was low. Only in laboratory trials, with an extreme variation in starch content, a strong relationship between starch (share of maize cob) and methane yield was found. Investigations conducted with the Hohenheimer Biogastest showed an increase of methane yield of about 60 NI·CH₄ (kg ODM)⁻¹ for the fraction of maize cob ranging from 0 to 100 %. Pure maize cobs achieved a methane yield of about 400 NI CH₄ (kg ODM)⁻¹, and stover had 320 NI CH₄ (kg ODM)⁻¹.

The results show, that the effect of starch content on the specific methane yield of maize was low, when maize plants were the optimum harvesting stage. This implicates consequences for the recommendation of maize genotype for biogas production.

Key words:

biogas, methane yield, maize, genotype, starch content, share of cob

1 Einleitung

Die Biogaserzeugung aus landwirtschaftlichen Produkten ist eine europaweit zunehmend interessante Form der Energiebereitstellung. Dabei ist Silomais die den Anbau dominierende Pflanzenart (WEILAND et al. 2004, STROBL & KEYMER 2006). Aktuell werden in großem Umfang speziell für die Tierernährung gezüchtete Maissorten für diesen Zweck verwendet, da die Qualitätsanforderungen für Maissorten mit einer besonderen Eignung für die Biogasproduktion bislang nicht klar definiert sind. Oftmals kommen auch kolbenbetonte Sorten mit hohen Stärkegehalten zum Einsatz. Die Bedeutung des Kolbenanteils einer Maissorte hinsichtlich der Methanproduktion ist bislang nicht ausreichend geklärt. In der Tierernährung spielt die durch die Körner zur Verfügung gestellte Stärke eine wichtige Rolle für die Energieversorgung eines Wiederkäuers und somit ist der Stärkegehalt ein bedeutendes Zuchtziel für die Entwicklung von Silomaisorten. Falls die in der Maissilage enthaltene Stärke jedoch keinen oder nur einen geringen Einfluss auf die Methanproduktion in einer Biogasanlage hat, sollte in der Biogasproduktion aus wirtschaftlichen Gründen ein gänzlich anderer Sortentyp zum Anbau kommen. Durch die Verschiebung der Reife hin zu spätreiferen Sorten und die Verwendung eines restpflanzenbetonten Sortentyps kann ein weit höheres Biomassepotenzial pro Flächeneinheit im Vergleich zu kolbenbetonten Sorten erzeugt werden.

Die wichtigsten Kriterien für die Wahl einer Silomaisorte zur Biogasproduktion müssen neben den allgemeinen pflanzenbaulichen Aspekten der Trockenmasseertrag pro Hektar und die Höhe der Methanausbeute bezogen auf die organische Trockenmasse (oTS) sein.

Die Höhe der theoretisch möglichen Methanausbeute eines Substrats ist eine Funktion der Substratzusammensetzung, die sich anhand der Formel nach BUSWELL (1936) berechnen lässt (Tab. 1). Demnach bestimmen die Anzahl der Kohlenstoff-, Wasserstoff- und Sauerstoffatome die erzielbare Methanmenge. Kohlenhydrate mit ihrem einfachen Struktur Aufbau liefern im Vergleich zu Fetten und Proteinen nach diesem Berechnungsschema eine relativ niedrige Menge von etwa $400 \text{ NI} \cdot (\text{kg oTS})^{-1}$, falls ein vollständiger Abbau stattfindet.

Tab. 1: Theoretische Methanausbeuten der Fraktionen Kohlenhydrate, Proteine, und Fette, berechnet nach der Formel nach BUSWELL (1936)

Stofffraktion	Strukturformel	Methanausbeute l (kg oTS)^{-1}	Methangehalt %
Kohlenhydrate	$\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$	373	50
Fette	$\text{C}_{16}\text{H}_{32}\text{O}_2$	998	71,2
Proteine	$\text{C}_{13}\text{H}_{25}\text{O}_7(\text{N}_3\text{S})$	477	60,7

Mais ist im Wesentlichen ein Kohlenhydratprodukt. Die Kohlenhydratzusammensetzung der Maispflanze verändert sich aber während des Wachstums und der Reife. Da in der vegetativen Phase vor allem der Aufbau des Wurzelsystems und des Blattapparates im Vordergrund stehen, findet sich in dieser Phase ein hoher Gehalt an Rohfaser und wasserlöslichen Kohlenhydraten (Zucker) in der Pflanze. Geht die Pflanze in die generative Pha-

se über, so wird aus dem Zucker in der Restpflanze vermehrt Stärke gebildet und in den Kolben eingelagert. Dadurch steigt der Stärkegehalt stetig an, während die anderen Kohlenhydratbestandteile (relativ zur Stärke) abnehmen. Folglich haben spätreife Sorten im Vergleich zu frühreifen Sorten zum gleichen Erntetermin weniger Stärke, mehr Zucker und einen höheren Gehalt an faserigen Bestandteilen (Abb. 1). Mit zunehmender Abreife nimmt auch die Lignifizierung bei den Pflanzen zu (FLACHOWSKY et al. 1992, FLACHOWSKY 1994). Da Lignin für die anaeroben Bakterien nicht abbaubar ist (SÜDEKUM et al. 1995, EL BASSAM 1998, JUNG et al. 1983, a, b), wäre eventuell zu erwarten, dass sich die mögliche Methanausbeute bei späteren Ernteterminen reduziert.

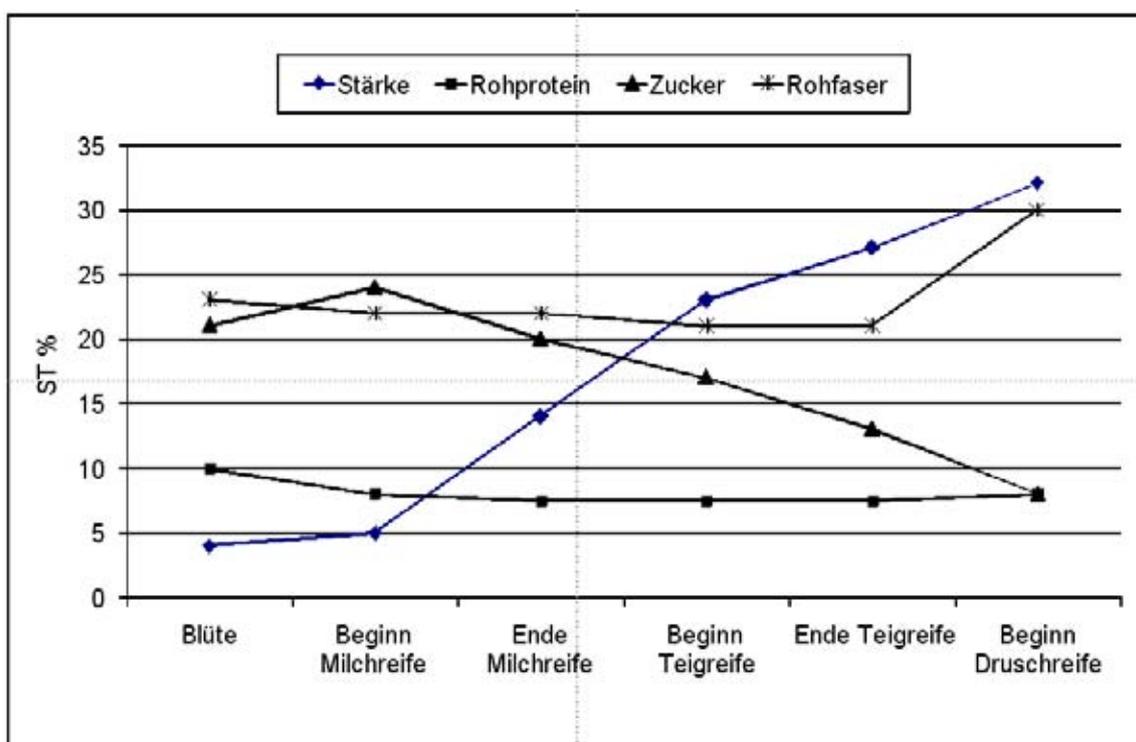


Abb. 1: Veränderungen der Kohlenhydrat- und Proteinanteile während der Abreife von Mais (JERCHOW et al. 1993)

Ungeklärt ist für die Silomaisbewertung zur Biogaserzeugung bisher, inwieweit das Verhältnis der Inhaltsstoffe aus der Fraktion der Kohlenhydrate wie Stärke, Zucker, Cellulosen und Hemicellulosen einen relevanten Einfluss auf die Methanausbeute hat. Für die Entwicklung von Maissorten für die Biogaserzeugung und die Beratung der landwirtschaftlichen Praxis ist es aber von entscheidender Bedeutung, die Wirkung dieser Komponenten auf die Gasausbeute zu kennen. Besonders wichtig ist in diesem Zusammenhang der Einfluss des Kolbens - also der Stärke - auf die Gasbildung, da durch einen Verzicht auf hohe Kolbenanteile züchterisch ein großer Zuwachs in der Ertragsleistung an Gesamttrockenmasse pro Hektar zu realisieren wäre. Ziel der vorliegenden Studie war es, zu klären, welcher Einfluss dem Kolbenanteil im Hinblick auf die Gasausbeute der Maispflanze zukommt und ob Sorten mit einem geringeren Kolbenanteil bzw. Stärkegehalt vergleichbare Methanausbeuten wie kolbenbetonte Sorten erzielen und sie sich somit auch für die speziellen Anforderungen der Biogaserzeugung eignen. Aus den Ergebnissen sollen Empfehlungen für die Sortenwahl in der landwirtschaftlichen Praxis abgeleitet werden.

2 Material und Methoden

In den Jahren 2003 bis 2008 wurden an der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft, Freising Versuche mit ausgewählten Silomaisorten unterschiedlicher Reife und gestaffelten Ernteterminen durchgeführt.

In diesem mehrjährigen Feldversuch mit mehreren Genotypen konnte der Einfluss des Erntetermins und somit deutlich unterschiedliche Gehalte an Stärke und anderen Inhaltsstoffen an mehreren Standorten in Bayern und Niedersachsen auf das Methanbildungspotenzial geprüft werden. Es wurden Sorten aus dem mittelfrühen (S250) bis späten Reifebereich (S800) eingesetzt. An mindestens vier Ernteterminen in dreiwöchigem Abstand, beginnend mit einer sehr frühen Ernte Ende August wurden Ertrags- und Qualitätsparameter erhoben. Dadurch konnte im Versuch ein breites Reife- und Qualitätsspektrum abgedeckt werden.

Sortenwahl

Von verschiedenen Züchtern (KWS Saat AG, Einbeck, Syngenta Seeds, Bad Salzuflen) wurden Sorten verschiedenen Typs und unterschiedlicher Reifegruppen für die Versuche zur Verfügung gestellt. Als Vergleichssorte dienten in den verschiedenen Versuchen jeweils eine adaptierte Sorte aus dem mittelfrühen Reifebereich (Gavott S250, NK Magitop S250), die zum üblichen Silomaiserntetermin voll ausgereift sein sollte.

Feldversuch und statistische Auswertung

Die Feldprüfung erfolgte als zweifaktorielle Spaltanlage (Faktor 1 Erntetermin, Faktor 2 Sorte) in vierreihigen Parzellen mit einer Größe von 18 m², bei einer Bestandesdichte von 10 Pflanzen je m² und einem Reihenabstand von 0,75 m. Alle Prüfungen wurden auf Endabstand ausgesät. Um Randeffekte zu minimieren, wurden nur die mittleren zwei Reihen der Parzellen beerntet. Die pflanzenbaulichen Maßnahmen wie Bodenbearbeitung, Pflanzenschutz und Düngung erfolgten ortsüblich.

Das gehäckselte, bei 60°C getrocknete Material wurde auf 1 mm Partikelgröße vermahlen und bis zur Qualitätsanalyse bei Raumtemperatur abgedunkelt gelagert. Die Versuche wurden mit SAS und der Prozedur Proc Mixed verrechnet (SAS 1999).

Herstellung von Mischungsreihen

Um die Wirkung deutlich unterschiedlicher Stärkegehalte auf die Gasbildung zu untersuchen, wurden zusätzlich aus einem Feldversuch an einem Erntetermin Kolben und Restpflanzenmaterial getrennt geerntet und Mischungsreihen mit verschiedenen Gewichtsanteilen von Kolben und Restpflanze aus dem Material hergestellt. Dadurch war es möglich, die Wirkung der Stärke, ohne eine sonst bei Ernteterminversuchen auftretende Änderung der Zusammensetzung der übrigen Inhaltsstoffe aus der Gruppe der Kohlenhydrate zu beurteilen.

Das Material stammte von drei Sorten aus dem Versuch am Standort Ingolstadt 2004. Aus diesem Material wurden mit den getrennt geernteten Restpflanzen und Kolben Mischproben mit 0 %, 20 %, 40 %, 60 %, 80 % und 100 % Kolben (bezogen auf das Probengewicht) hergestellt. Die Varianten 100 % Restpflanze und 100 % Kolben wurden je Sorte nur einmal hergestellt, die Mischungen je zweimal.

Analyse der Qualitätsparameter

Die Qualitätsparameter aller Prüfglieder wurden durch Nahinfrarot-Reflektionspektroskopie (NIRS) analysiert. Die Bestimmung erfolgte mit der Kalibration für Silo-

maisganzpflanzen der VdLUFA NIRS GmbH. Restpflanzenproben wurden mit einer Kalibration zur Bewertung der Restpflanzenqualität (KRÜTZFELDT 2004) geschätzt. Es wurden die in *Tab. 2* beschriebenen Parameter erfasst.

Tab. 2: Beschreibung der mit NIRS gemessenen Qualitätsmerkmale und der dafür verwendeten Bezeichnungen, Angabe in Gewichtsprozent der TS

Bezeichnung	Erläuterung
Zellinhalt	
Stärke	Stärkegehalt in der Ganzpflanze [%] nach EWERS (1908)
WLK	Gehalt an wasserlöslichen Kohlenhydraten [%] nach LUFF & SCHOORL (1929)
WLK-R	-R: Gehalt in der Restpflanze
RP	Rohproteingehalt [%] nach KJELDAHL (1883)
Zellwand	
NDF	Neutrallöslicher Faseranteil (NDF-Gehalt) nach VAN SOEST (1963)
NDF-R	-R: Gehalt in der Restpflanze
ADF	Säurelöslicher Faseranteil (ADF-Gehalt) nach VAN SOEST (1963)
Verdaulichkeitsparameter	
ELOS	Enzymlösliche organische Substanz [%] nach DE BOEVER et al. (1986), auch als Zellulaseverdaulichkeit bezeichnet
IVDOM	<i>In vitro</i> -Verdaulichkeit der organischen Masse [%] nach TILLEY & TERRY (1963), auch als Pansensaftverdaulichkeit bezeichnet
IVDOM-R	-R: Verdaulichkeit der Restpflanze
DNDF-R	Verdaulichkeit der NDF [%] in der Restpflanze nach VAN SOEST (1963) und TILLEY & TERRY (1963)

Analyse der Methanausbeute

Die Methanausbeute wurde durch das Institut für Landtechnik der Universität Hohenheim mit dem Hohenheimer Biogasertragstest (HBT, HELFFRICH & OECHSNER 2003) und in der Versuchsanlage des Instituts für Landtechnik und Tierhaltung der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft in Freising-Weihenstephan (KAISER 2007) ermittelt. Sie erfüllen die Anforderungen nach DIN 38414 zur Bestimmung des Faulverhaltens

3 Ergebnisse

Sortenunterschiede in der Methanproduktion

Die *Tab. 3* zeigt einen Auszug der Ergebnisse der Versuche 2003 bis 2006 in Abhängigkeit der Reifezahl der Sorte. Dargestellt sind Sortenmittelwerte über die Erntetermine. Die Sorten zeigten in Abhängigkeit von ihrer ReifeEinstufung eine spezifische Inhaltsstoffzusammensetzung. Die Unterschiede in den untersuchten Merkmalen waren in den meisten Fällen hoch signifikant. Die verschiedenen Sorten mit Reifezahlen von S250 bis S800 ließen sich anhand von Gehalten an Zellinhaltsstoffen, Zellwandbestandteilen und der Verdaulichkeitsparameter deutlich voneinander abgrenzen.

Die mittelspät und späten Sorten (Reifezahl höher S250) erzielten erwartungsgemäß aufgrund geringerer Kolbenausbildung niedrigere Stärkegehalte als die ortsübliche Vergleichssorte (S250). Während diese im Schnitt über ca. 30 % Stärke aufwies, blieben die späten Sorten meist deutlich darunter. Den niedrigsten Stärkegehalt von nur 6,6 % der TS hatten die Sorten mit der Reifezahl 700 im Versuch Ismaning 2004.

Tab. 3: Stärkegehalt der Ganzpflanze, Verdaulichkeitsparameter der Restpflanze, Methanausbeute und Methanertrag pro ha (MHE) verschiedener Silomaisgenotypen (Mittel der Erntetermine) aus verschiedenen Versuchen (2003-2006)

Reifezahl	Stärke % TS		IVDOM-R		D-NDF-R		Methan NI k(g oTS) ⁻¹		MHE m ³ ha ⁻¹	
Freising 2003, Saat April										
250	35,7	a [†]	62,5	c	45,6	c	334,9	a	6554,0	n.g. **
280	29,3	b	67,3	b	52,4	b	337,1	a	7193,2	n.g.
400	30,0	c	69,2	a	57,3	a	324,0	b	6979,0	n.g.
800	23,2	d	68,2	ab	53,8	b	324,9	n.g.	6855,9	n.g.
Freising 2003, Saat Mai										
250	33,3	a	66,6	c	49,8	c	332,3	a	5645,7	b
280	28,9	b	68,7	b	53,1	b	334,8	a	6387,8	a
400	27,0	b	73,6	d	58,1	a	327,2	n.g.	5727,4	b
800	16,7	c	70,1	a	53,6	b	310,1	n.g.	4769,3	c
Ingolstadt 2004										
250	29,1	a	65,1	c	49,9	c	336,3	a	5414,9	b
400	23,6	b	72,0	b	53,5	b	335,3	ab	6086,4	ab
600	7,7	d	72,1	b	54,1	b	331,1	b	5674,4	b
600*	12,7	c	74,2	a	57,4	a	321,2	n.g.	6288,3	n.g.
Ismaning 2004										
250	31,0		**		**		327,9	bc	4921,1	n.g.
280	25,0	a	**		**		330,1	bc	4777,0	n.g.
280	24,3	ab	**		**		331,6	ab	4866,1	n.g.
400	25,2	a	**		**		336,0	a	4398,6	n.g.
400	23,4	b	**		**		337,0	a	5268,2	n.g.
600	12,9	c	**		**		324,0	c	4758,6	n.g.
600	11,4	d	**		**		333,4	ab	4410,0	n.g.
700	6,6	e	**		**		336,4	a	4101,0	n.g.
Grucking 2006										
250	29,2	a	68	b	53,2	b	336	ab	6339	b
250	23,6	b	69,3	b	55,1	b	338,3	a	5882,4	b
250	28,2	a	74,3	a	65,5	a	329,4	c	4965	c
400	19,6	c	65,6	c	53,6	b	331,3	bc	6890,4	b
600	12,3	d	66,9	c	54,9	b	333	ab	7257,8	a

* Mikado

** n.g. nicht geschätzt

[†] unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede bei P < 0,05 (F-Test)

In der Methanausbeute waren sortenspezifische Unterschiede zwar messbar, aber so gering, dass sich kein signifikanter Zusammenhang zwischen den Gehalten der untersuchten Inhaltsstoffe und der Methanausbeute nachweisen ließ. Im Mittel wurde eine Methanausbeute von ca. 330 NL (kg oTS)⁻¹ erzielt. Die große Variation der Inhaltsstoff- und Qualitätsparameter durch die Sortenwahl beeinflusste die Methanausbeute nicht. Die Korrelationsanalyse wies für keines der untersuchten Merkmale eine signifikante Beziehung aus. Weder unterschiedliche Gehalte an Zellinhaltsstoffen wie Stärke noch Zellwandbestandteile wie NDF und ihre Verdaulichkeit zeigten einen Einfluss. Die durchgeführte multiple Regressionsanalyse erklärte das Zielmerkmal mit unter 50 % nicht zufriedenstellend.

Methanproduktion und Erntetermin

Die Wahl des Erntetermins zeigte in der Vielzahl der Versuche keinen Einfluss auf die Höhe der Methanausbeute. Trotz großer Unterschiede in den untersuchten Qualitätsmerkmalen, war kein Einfluss des Erntetermins auf die Höhe der Methanausbeuten zu erkennen. Weder die stark unterschiedlichen TS-Gehalte, noch Zellinhaltsstoffe (Stärke, Zucker, RP) und Zellwandbestandteile (ADF, NDF) und die gemessenen Verdaulichkeitsparameter (IVDOM, ELOS, DNDF) zeigten eine Beziehung zur Höhe der Methanausbeute.

AMON et al. (2003) und KAISER et al. (2004) fanden bei Untersuchungen an verschiedenen Silomaisgenotypen einen negativen Einfluss des Erntetermins, d.h. je später die Ernte stattfand, desto niedriger war in ihren Versuchen die Methanausbeute. AMON et al. (2003) wiesen die höchsten Methanausbeuten bei TS-Gehalten unter 28%, also noch vor bzw. zur beginnenden Milchreife nach. Sowohl bei AMON et al. (2003) als auch KAISER et al. (2004) waren die Methanausbeuten bei später Ernte niedriger, KAISER et al. (2004) beschrieben einen negativen Einfluss bei zunehmender Kolbenreife. Eine solche Abnahme der Methanausbeute mit fortschreitender Reife und Wachstumsdauer konnte in den Versuchen allgemein nicht festgestellt werden.

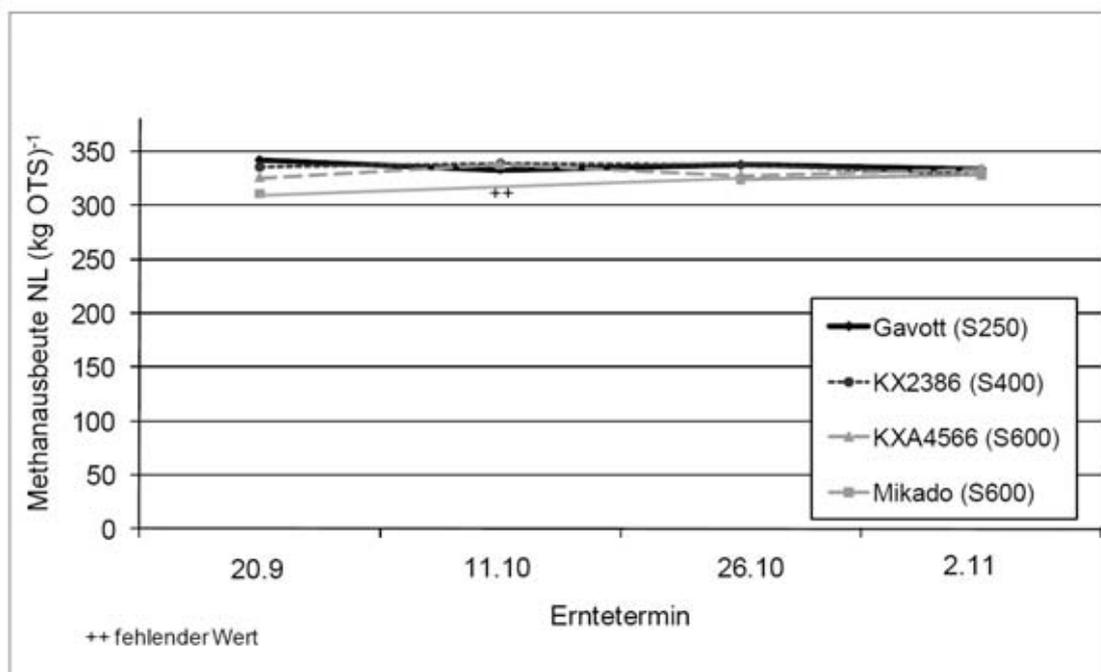


Abb. 2: Entwicklung der Methanausbeuten (NL (kg oTS)⁻¹) vier verschiedener Silomais-sorten unterschiedlicher Reife in Abhängigkeit vom Erntetermin (Ingolstadt, 2004) ++: fehlender Wert

Die *Abb. 2* zeigt als Beispiel die Ergebnisse der Methanbildung von vier Sorten eines Versuchs am Standort Ingolstadt im Jahr 2004. Trotz erheblicher Schwankungen bei den festgestellten Inhaltsstoffen gab es nur minimale, statistisch meist nicht zu sichernde Unterschiede in den Gasausbeuten. Hinsichtlich der Qualitätsparameter unterschieden sich die Sorten deutlich (nicht dargestellt). Die früh- und die spätreife Sortengruppe hoben sich deutlich von einander ab. Aufgrund der späten Kolbenabreife der Sorte KXA4566 (S600) waren auch zum dritten und vierten Erntetermin ein erhöhter Zuckergehalt und niedrige Stärkewerte zu beobachten. Gleichzeitig war die Restpflanzenverdaulichkeit dieser Sorte im Vergleich zu den frühreiferen Sorten (Gavott (S250) und KX2386 (S400)) deutlich erhöht. Die Unterschiede in den Methanausbeuten zwischen den Sorten bei den jeweiligen Ernteterminen waren jedoch relativ gering (*Abb. 2*). Die Sorten erreichten insgesamt trotz des weit gestreuten Reifebereichs von S250 bis S600 eine vergleichbare Methanausbeute.

Nur zum ersten Erntetermin waren höhere Sortendifferenzen (bis zu ca. $30 \text{ NI} \cdot (\text{kg oTS})^{-1}$) zu beobachten, die bis zum vierten Erntetermin kontinuierlich auf einen Unterschied von nur $5 \text{ NI} \cdot (\text{kg oTS})^{-1}$ abnahmen. Abgesicherte Unterschiede ließen sich nur zum ersten Erntetermin zwischen Gavott (S250) und den sehr späten Sorten Mikado und KXA4566 (beide S600) feststellen. Gavott erzielte die höchste Methanausbeute und zeichnete sich beim ersten Erntetermin durch höchste Stärkegehalte und eine hohe Verdaulichkeit der Restpflanze (DNDF, IVDOM-R) aus. Bei den späteren Ernteterminen war ihr Stärkegehalt immer noch hoch, ihre Restpflanzenqualität sank aber deutlich.

Ähnliche Ergebnisse zum Einfluss des Erntetermins und der Sorte fanden SCHUHMACHER et al. (2006), die kaum Unterschiede in den Methanausbeuten zwischen verschiedenen Ernteterminen und Sorten unterschiedlicher Reife feststellen konnten. Tendenziell fanden sie zwar eine Abnahme der Methanausbeute mit späteren Ernteterminen. Die Abnahme bei den ersten drei Ernteterminen war allerdings mit weniger als $10 \text{ NI} (\text{kg oTS})^{-1}$ sehr gering.

Gasbildung und Kolbenanteil, Mischungsreihen

Die *Abb. 3* zeigt den Zusammenhang zwischen dem Stärkegehalt und den gemessenen Gasmengen aus dem HBT für alle in verschiedenen Versuchen geprüften Sorten. Eine Tendenz zu höheren Gasausbeuten bei steigenden Stärkegehalten ist nur schwach ausgebildet. Die Korrelation ist zwar hoch signifikant, das Bestimmtheitsmaß für eine eindeutige Aussage jedoch gering. HEIERMANN & PLÖCHL (2004), HERTWIG & HEIERMANN (2006) und LINKE et al. (2003) berichteten hingegen einen positiven Zusammenhang zwischen Stärkegehalt und Methanausbeute, wenn gleich in ihren Ergebnissen die Methanausbeute sich nicht immer mit dem Stärkegehalt alleine erklären ließen.

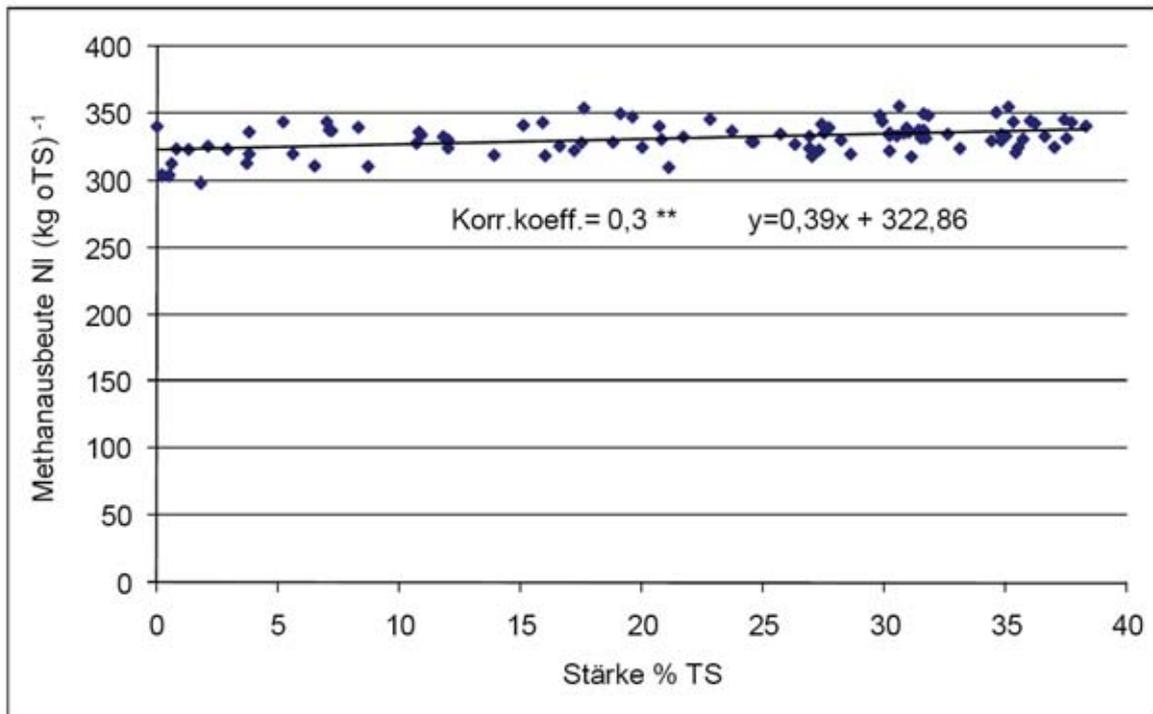


Abb. 3: Einfluss des Stärkegehalts auf die Methanausbeute (2003-2006, Korrelationskoeffizient, $P < 0,001$; ** = hoch signifikant)

Um zur Bedeutung der Stärke unter standardisierten Bedingungen Aussagen treffen zu können, wurden Mischungsreihen mit extremen Kolbenanteilen hergestellt und deren Gasbildungsrate untersucht. Die Ertrags- und Qualitätsmerkmale der für die Mischungen als Ausgangsmaterial verwendeten Sorten sind in *Tab. 4* dargestellt. Die Trockensubstanzgehalte der Ganzpflanze (TS) lagen zwischen 40 % (Gavott) und knapp 28 % (Mikado).

Tab. 4: Qualitätsparameter der künstlich hergestellten Mischungen bei Kolbenanteilen von 0 bis 100 % von drei verschiedenen Genotypen

Sorte	KA [†] %	Qualitätsparameter der Ganzpflanze								Qualitätsparameter der Restpflanze			
		IVDOM	ELOS	Stärke	WLK	RP	RF	ADF	NDF	IVDOM	DNDF	WLK	NDF
% TS								% TS					
Gavott (S250)	0	-	-	-	-	-	-	-	-	62.8	50.6	7.1	69.3
	20	59.4	53.5	10.2	2.7	7.3	28.8	33.2	65.5				
	40	67.9	63.9	25.9	2.9	7.9	21.9	24.4	51.9				
	60	75.9	71.4	36.9	3.0	8.2	17.3	18.9	40.8				
	80	82.4	79.9	49.0	2.9	8.5	11.9	12.7	29.9				
	100	86.9	91.1	65.1	2.9	9.2	4.7	6.7	17.9				
KXA 4171 (S270)	0	-	-	-	-	-	-	-	-	64.3	54.3	6.3	70.2
	20	60.9	55.4	12.8	3.3	5.9	28.2	32.7	63.4				
	40	68.8	64.7	25.7	3.2	6.9	22.4	25.1	52.3				
	60	75.6	72.3	37.2	3.3	7.3	17.3	19.0	40.9				
	80	82.2	80.3	48.9	3.6	7.9	11.9	13.1	30.7				
	100	86.1	90.6	63.3	3.4	8.7	5.7	8.1	19.7				
Mikado (S600)	0	-	-	-	-	-	-	-	-	71.1	60.0	7.5	64.2
	20	66.3	56.8	12.4	6.1	7.9	26.8	31.7	60.9				
	40	73.4	65.2	24.6	6.1	8.1	21.8	25.0	50.3				
	60	78.8	71.3	33.8	6.2	8.1	18.1	20.2	42.6				
	80	83.2	77.2	43.0	6.1	8.2	14.4	16.1	34.4				
	100	86.6	86.7	56.2	5.5	8.9	8.7	10.9	25.7				
GD _{5%} ^{††}		1.1	1.3	1.6	0.2	0.2	0.8	1.2	1.2	0.9	1.1	0.6	0.5
Korrelation zu MA ^{†††}		0.99**	0.99**	0.98**	-0.53	0.98**	-0.98**	-0.99**	-0.99**	0.99**	0.98**	0.99**	-0.98**

[†] KA: Kolbenanteil in Gewichtsprozent der Trockenmasse,

^{††} GD_{5%}: Grenzdifferenz bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5%, ** hoch signifikant

^{†††} MA: Methanausbeute

Die Abb. 4 zeigt das Ergebnis der Untersuchung der Methanausbeute. Die Restpflanzen ohne jeglichen Kolbenanteil erzielten die niedrigsten Methanausbeuten mit etwa 300 NI·(kg oTS)⁻¹. Die Sorte Mikado wies in der reinen Restpflanzenvariante mit 307 NI (kg oTS)⁻¹ die höchste Methanausbeute auf. Es zeigte eindeutig bei allen drei Sorten eine signifikant positive Beziehung zwischen Kolbenanteil und Methanausbeute. Die schrittweise Steigerung des Kolbenanteils von 20 auf 80 % hatte in der Tendenz bei allen Sorten die gleiche Wirkung.

Die Varianten mit reinem Kolben lieferten die höchsten Gasausbeuten mit durchschnittlich 362 NI·(kg oTS)⁻¹, dabei erreichte die Sorte Gavott mit 368 NI·(kg oTS)⁻¹ den höchsten Wert. Der Kolben der Sorte Mikado erbrachte mit 355 NI·(kg oTS)⁻¹ die geringste Ausbeute und ließ sich von den anderen beiden Sorten signifikant unterscheiden. Der Stärkegehalt im Kolben zeigte einen deutlichen positiven Einfluss auf die Gasausbeute, so dass die Sorte mit dem höchsten Stärkegehalt auch die höchste Gasausbeute erreichte. Da mit zunehmendem Kolbenanteil der Anteil der Restpflanze zurückging, nahm auch der Anteil der

für die Restpflanze typischen Inhaltsstoffe ab, und es zeigte sich eine negative Korrelation mit der Methanausbeute.

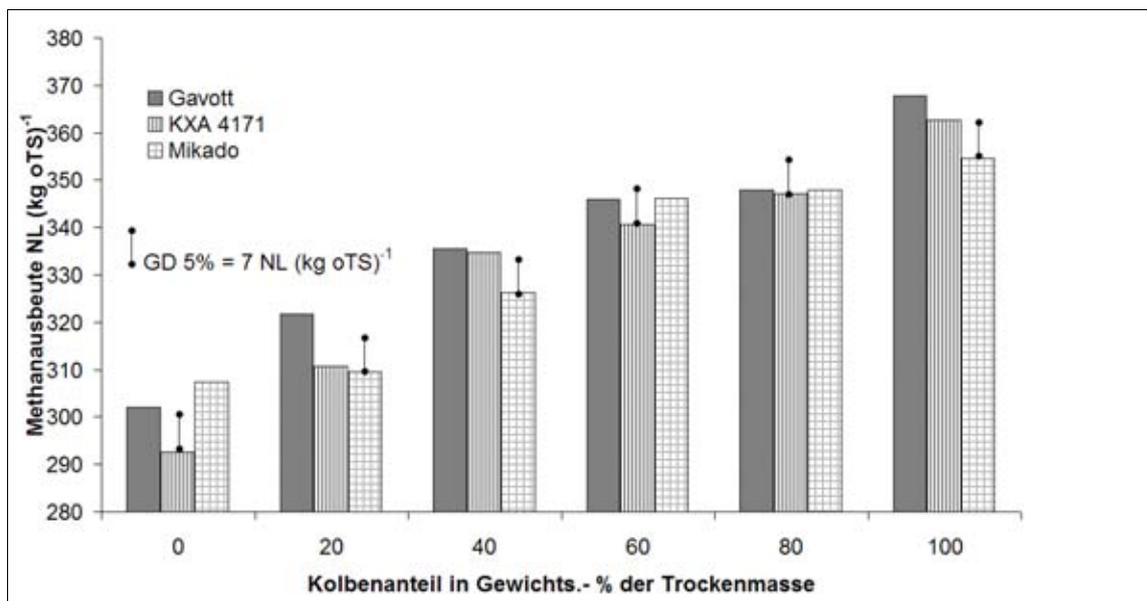


Abb. 4: Methanausbeute (NL (kg oTS)^{-1}) bei verschiedenen Maisgenotypen in Abhängigkeit vom Kolbenanteil in den Mischungen

Der Unterschied in der Methanausbeute zwischen dem reinen Kolben und der reinen Restpflanze betrug bei der Sorte Gavott $65 \text{ NL} \cdot (\text{kg oTS})^{-1}$, bei der Sorte KXA4171 $70 \text{ NL} \cdot (\text{kg oTS})^{-1}$ und bei Mikado $47 \text{ NL} \cdot (\text{kg oTS})^{-1}$. Die Methanausbeute war signifikant positiv korreliert mit den Qualitätsparametern Stärke, IVDOM, ELOS sowie RP, signifikant negativ korreliert waren RF, ADF und NDF (Tab. 4), letztere nahmen erwartungsgemäß mit steigendem Kolbenanteil ab.

Im Gegensatz zu dem Ernteterminversuch konnte mit dieser Untersuchung, unter Ausschluss von Abreifeeffekten, ein eindeutiger Zusammenhang zwischen Kolbenanteil bzw. Stärkegehalt und Methanausbeute festgestellt werden. Ein möglicher Grund für die nach erstem Anschein widersprüchlichen Ergebnisse hinsichtlich des Einflusses des Kolbenanteils auf die Methanausbeute könnte im großen Schwankungsbereich des Stärkegehalts gelegen haben. Unter praxisrelevanten Bedingungen liegen die Stärkegehalte in einem Bereich zwischen 20 und 45 %, je nach Erntetermin und Sorte. Stärkegehalte von 45 % und mehr sind nur in speziellen Futtermitteln wie Corn-Cob-Mix oder einem reinen Kornfutter zu finden. Betrachtet man die Höhe der Gasausbeuten bei den Kolbenanteilen von 40 („Biomassetyphen“) bis 60 % (kolbenbetonte „Körnermaistypen“), was einer praxisüblichen Silomaisnutzung entspräche, so zeigte sich, dass die Unterschiede der Methanausbeuten zwischen den Sorten mit etwa $16 \text{ NL} \cdot (\text{kg oTS})^{-1}$ sehr gering waren und damit der Einfluss der Stärke ähnlich wie im Ernteterminversuch nahezu unbedeutend wurde.

Von den Kolben ist grundsätzlich eine höhere Gasausbeute zu erwarten. Der Ligningehalt im Kolben ist geringer als in der Restpflanze, da der Anteil des ADF abnimmt (KIRCHGESSNER 1987). Da Lignin für die Bakterien nicht abbaubar ist, senkt dies die Methanausbeute (EL BASSAM 1998). Zudem befindet sich im Korn der größere Anteil des Rohfettgehaltes (KIRCHGESSNER 1987), welches höhere Methanausbeuten liefert als Kohlenhydrate oder Proteine (BUSWELL 1936).

Die Restpflanzen erzielten eine durchschnittliche Methanausbeute von etwa 300 NI (kg oTS)⁻¹, was im Vergleich zum Maximalpotenzial (=100 % Kolben) bereits 83% der maximal möglichen Methanausbeute entspricht. Daraus ist zu folgern, dass die Restpflanze bei Silomais für die Biogasnutzung – im Gegensatz zur Tierernährung – wesentlich besser zu bewerten ist.

Die Untersuchung der Gasausbeuten von Varianten reiner Restpflanze zeigten auch, dass es hier deutliche Sortenunterschiede gab, die eventuell durch das unterschiedliche Abreifeverhalten zu erklären sind. So zeichnete sich die sehr späte und deshalb wenig abgereifte Sorte Mikado (S600) durch die höchsten Methanausbeuten der Restpflanze aus. Bei den Qualitätsparametern zeigte sie eine deutlich höhere Verdaulichkeit der organischen Substanz, eine deutlich höhere Zellwandverdaulichkeit der Restpflanze sowie einen höheren Zuckergehalt, welche offenbar zu der hohen Methanausbeute führten.

Um den Alterungseffekt des Kolbens und der Restpflanze hinsichtlich der Gasproduktion separat bewerten zu können, wurden in einem weiteren Ernteterminversuch des Jahres 2008 Kolben und Restpflanzen gesondert geerntet und untersucht. Es standen drei Erntetermine zur Verfügung, die Trockensubstanzwerte der Gesamtpflanze lagen zu den jeweiligen Terminen bei 33, 38 und 41 %. Die Gasbildung wurde in der Versuchsanlage der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft mit der dortigen Versuchsanlage untersucht. Die Abb. 5 zeigt als Beispiel die Ergebnisse für die Sorte NK Magitop (S250). Es ergibt sich ein im Vergleich zum HBT etwas höheres Gesamtniveau in der Gasausbeute. Sie bestätigen jedoch über die einzelnen Erntetermine hinweg uneingeschränkt die des vorhergehenden Versuchs der Mischungsreihen. Die erzielbaren Gasausbeuten der Maiskolben lagen in einem Bereich von knapp 400 NI (kg oTS)⁻¹, die Restpflanze etwa bei 320 NI (kg oTS)⁻¹. Deutliche Tendenzen im Verlauf der Abreife zu steigenden oder fallenden Gasausbeuten gab es nicht. Der Abreifegrad scheint auch bei einzelner Betrachtung der Pflanzenfraktionen so gut wie keinen Einfluss auf die erzielbaren Gasausbeuten zu haben, weder beim Kolben noch bei der Restpflanze.

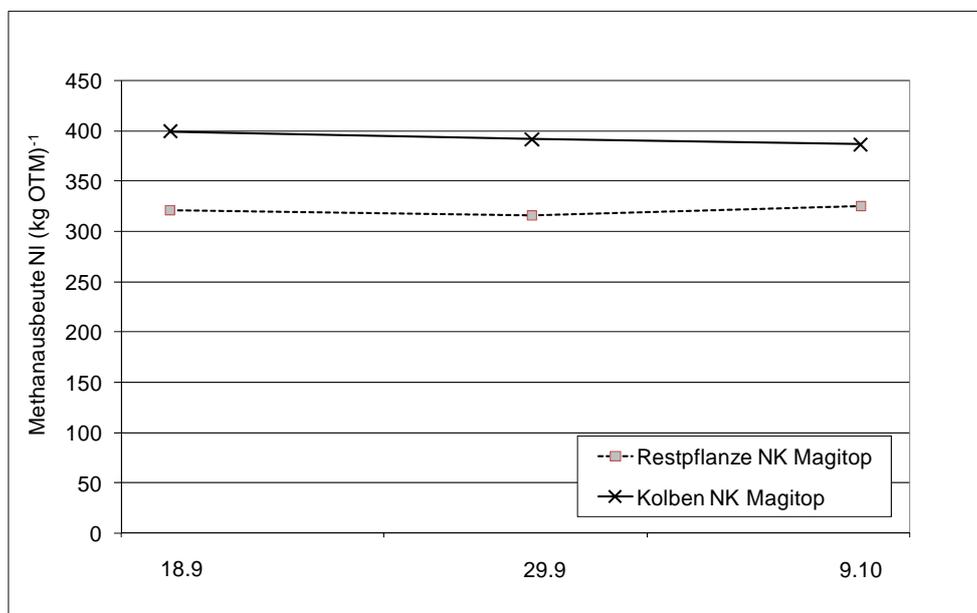


Abb. 5: Entwicklung der Methanausbeuten von Restpflanze und Kolben der Sorte NK Magitop in Abhängigkeit vom Erntetermin, Grafing 2008

Unter Verwendung der in den Versuchen ermittelten Gasmengen ist es möglich die in *Abb. 6* dargestellte kalkulatorische Betrachtung zum optimalen Sortentyp vorzunehmen. Die aus dem Kolben erzielbare Gasmenge wurde dazu mit $390 \text{ NI (kg oTS)}^{-1}$ und die der Restpflanze mit $320 \text{ NI (kg oTS)}^{-1}$ angesetzt und beispielhaft für die Sortentypen „kolbenbetont“ (60 % Kolbenanteil an der TM, ca. 35 % Stärke) und „restpflanzenbetont“ (40 % Kolbenanteil an der TM, etwa 28 % Stärke) berechnet.

Es ergeben sich bei entsprechender prozentualer Verteilung Gasmengen von $362 \text{ NI (kg oTS)}^{-1}$ für den kolbenbetonten Typ und $348 \text{ NI (kg oTS)}^{-1}$ für den restpflanzenbetonten. Die Differenz von $14 \text{ NI (kg oTS)}^{-1}$ entspricht einer Mehrleistung des kolbenbetonten Typs von nur 3,3% mehr Methan pro kg oTS.

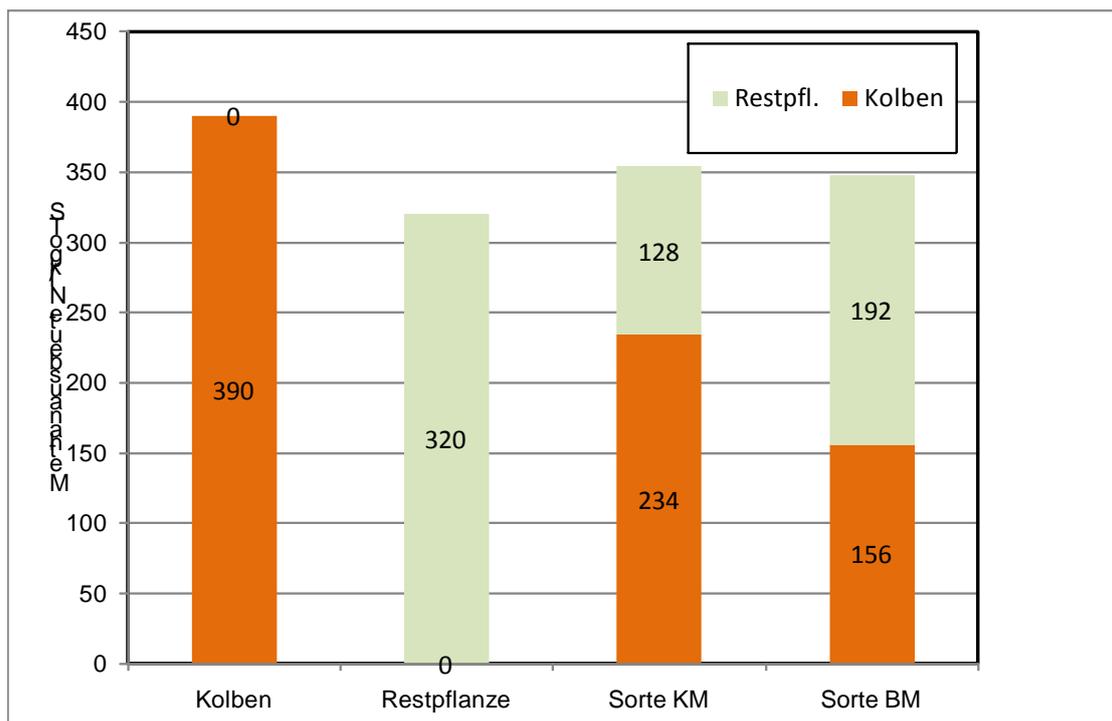


Abb. 6: Theoretische Gasausbeute von Kolben- (60 % Kolbenanteil an der TS; KM) bzw. restpflanzenbetonten (40 % Kolbenanteil an der TS; BM) Silomaisgenotypen

Zusammenfassend lässt sich festhalten:

1. Die Sorten unterschieden sich in der erzielbaren Methanausbeute nur wenig. Sowohl kolben- wie auch restpflanzenbetonte, frühe oder späte Genotypen erzielten ähnlich hohe Methanausbeuten.
2. Der Erntetermin sowie die Inhaltsstoffe zeigten in Sortenversuchen keine Beziehung zur Methanausbeute.
3. Nur in gezielt hergestellten Mischungsreihen und getrennten Untersuchungen von Restpflanzen und Kolben war ein Einfluss des Kolbenanteils bzw. Stärkegehalts auf die Methanausbeute nachweisbar.

Aus den Ergebnissen lässt sich folgende Beratungsaussage zur Sortenwahl ableiten: Der Einfluss des Genotyps und des Erntetermins auf die Höhe der Methanausbeute ist relativ gering und für die Praxis wenig relevant. Ein hoher Kolbenanteil und eine gesicherte Kolbenreife haben für die Biogaserzeugung eine geringere Bedeutung als in der Tierernährung. Zur Biogaserzeugung eignen sich deshalb sowohl kolben- wie restpflanzenbetonte

Genotypen. Der geringfügige Vorteil kolbenbetonter Sorten in der Methanausbeute wird durch höhere Trockenmasseerträge kolbenarmer und spätreiferer Sorten in der Regel ausgeglichen oder sogar überkompensiert. Sorten mit geringem Kolbenanteil und spätreifere Sorten erzielten in den Versuchen im Vergleich zu frühen Sorten aufgrund ihrer höheren Trockenmasseerträge meist höhere Methanhektarerträge. Zur Optimierung der Flächenproduktivität (Methanproduktion pro Hektar Maisfläche) sollten deshalb Genotypen mit einem hohen Biomasseertragspotenzial im Vordergrund stehen. Allerdings muss zur verlustarmen Silagebereitung der optimale TS-Bereich von 28 bis 35 % eingehalten und ein eventuell höherer Transportaufwand aufgrund der Wassergehalte berücksichtigt werden.

Danksagung

Die hier dargestellten Daten sind Teil der Ergebnisse verschiedener Forschungsprojekte gefördert von der Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe, Gülzow, der KWS Saat AG Einbeck und der Fa. Syngenta Seeds, Bad Salzflen. Projektpartner waren die Landwirtschaftskammer Niedersachsen, die Landesanstalt für landwirtschaftliches Maschinen- und Bauwesen der Universität Hohenheim Stuttgart und das Institut für Technik und Tierhaltung der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft.

Literatur

- AMON, T., V. KRYVORUCHKO, B. AMON, W. ZOLLITSCH, K. MAYER, S. BUGA & A. AMID, 2003: Biogaserzeugung aus Mais – Einfluss der Inhaltsstoffe auf das spezifische Methanbildungsvermögen von früh- bis spätreife Maissorten. Bericht über die 54. Tagung 2003 der Vereinigung der Pflanzenzüchter und Saatgutkaufleute Österreichs, BAL Gumpenstein, 25.-27. November 2003. 59-68.
- BUSWELL, A.M., 1936 Anaerobic Fermentations. Bull.No.32. Div. State Water Survey. Univ. of Illinois. 193.
- DE BOEVER, J.L., B.G. COTTYN, F.X. WAINMAN & J.M. VANACKER, 1986: The use of an enzymatic technique to predict digestibility, metabolizable and net energy of compound feedstuffs for ruminants. Anim. Feed Sci. Technol. **14**, 203-214.
- EL BASSAM, N. 1998: Energy plant species – Their use and impact on environment. London, James (Science Publishers) Ltd.
- EWERS, E., 1908. Über die Bestimmung des Stärkegehalts auf polarimetrischem Wege. Z. öffentl. Chem. 14:150-157
- Flachowsky G, 1994: Einsatz von maisstärkehaltigen Futtermitteln. Tierproduktion. Kraftfutter **94**, 224-232.
- FLACHOWSKY, G., BALDEWEG, P. & G. SCHEIN, 1992: A note on the in sacco dry matter degradability of variously processed maize grains and of different maize varieties in sheep. Anim. Feed Sci. Technol. **39**, 173-181.
- HEIERMANN M. & M. PLÖCHL, 2004: Biogas aus Pflanzen – Ergebnisse von Gärversuchen. 10. Internationale Tagung „Energetische Nutzung nachwachsender Rohstoffe“ an der TU Bergakademie Freiberg am 9. 10. September 2004, 79-84.
- HELFFRICH, D. & H. OECHSNER, 2003: Hohenheimer Biogasertragstest. Agrartechnische Forschung (2003) Heft **3**, 27-30.
- HERTWIG, F. & M. HEIERMANN, 2006: Energetischer Futterwert und Biogasausbeute unterschiedlicher Maissortentypen. Landesamt für Verbraucherschutz, Landwirtschaft

- und Flurneuordnung, Referat Grünland und Futterwirtschaft, 14641 Paulinenaue, Institut für Agrartechnik Potsdam-Bornim.
- JEROCH, H., G. FLACHOWSKY & F. WEIBBACH, 1993: Futtermittelkunde. Jena, Stuttgart: Gustav Fischer Verlag, 510 S.
- JUNG, H. G. & G. C. FAHEY, JR, 1983a: Nutritional implications of phenolic monomers and lignin: A review. *J. Anim. Sci.*, 57, 206-219.
- JUNG, H. G. & G. C. FAHEY, JR, 1983b: Interactions among phenolic monomers and in vitro fermentation. *J. Dairy Sci.*, 66, 1255-1265.
- KAISER, F., 2007: Einfluss der stofflichen Zusammensetzung auf die Verdaulichkeit nachwachsender Rohstoffe beim anaeroben Abbau in Biogasreaktoren. Dissertation. Technische Universität München. Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan, Lehrstuhl für Agrarsystemtechnik.
- KAISER, F., M. DIEPOLDER, J. EDER, S. HARTMANN, H. PRESTELE, R. GERLACH, G. ZIEHFREUND & A. GRONAUER, 2004: Ertragspotenziale verschiedener nachwachsender Rohstoffe in landwirtschaftlichen Biogasanlagen. Schriftenreihe Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft 13. 2004. 43-55.
- KIRCHGESSNER, M., 1987: Tierernährung, DLG Verlag, Frankfurt, 7. Auflage.
- KJELDAHL, J., 1883: Neue Methode zur Bestimmung des Stickstoffs in organischen Körpern. *Z. Anal. Chem.* 22,366-382.
- KRÜTZFELDT, B.A.E., 2004: Untersuchungen zur Vererbung von Qualitätseigenschaften bei Silomais (*Zea mays* L.). Dissertation Universität Hohenheim.
- LINKE, B., M. HEIERMANN, P. GRUNDMANN & F. HERTWIG, 2003: Grundlagen, Verfahren und Potenzial der Biogasgewinnung im Land Brandenburg. Leitfaden Biogas 2003.10-16.
- LUFF, G. & W. SCHOORL, (1929). *Chem. Weekbl.* 26, 130.
- SAS, 1999: User's Guide. Statistics, Version 8 Edition, SAS Institute Inc., Gary, NC,USA.
- SCHUMACHER, B., BOEHMEL C. & H. OECHSNER 2006: Welchen Energiemais wann ernten für die Biogasgewinnung? *Landtechnik* 2/2006, 84-85.
- STROBL, M. & U. KEYMER (2006): Technische und ökonomische Kennzahlen landwirtschaftlicher Biogasanlagen. *Landtechnik* 61 (5). 266-268.
- SÜDEKUM, K. H., A. OESTMANN & M. STANGASSINGER 1995: Zur Rolle von Lignin und phenolischen Monomeren in Futtermitteln für Wiederkäuer . II. Einfluss auf die Verdauung pflanzlicher Gerüstsubstanzen. *Übers. Tierernährg.* 23, 229-260.
- TILLEY, J.M.A. & R.A. TERRY, 1963: A two stage technique for the in vitro digestion of forage crops. *J. Brit. Grassl. Soc.* 18, 104-111.
- VAN SOEST, P. J., 1963: Use of detergents in the analysis of fibrous feeds. II. A rapid method for the determination of fiber and lignin. *J. Assoc. Off. Anal. Chem.* 46, 829-835.
- WEILAND P., C. RIEGER, T. EHRMANN, D. HELFFRICH, R. KISSEL & F. MELSCHER, 2004: Ergebnisse des bundesweiten Messprogramms an Biogasanlagen. Biogas zuverlässige Energie von Wiese und Acker. 13. Jahrestagung des Fachverbandes Biogas e.V. und AD-nett-Workshop "Biogas ohne Grenzen", Leipzig 2004.

Vergärung von Zwischenfrüchten, Futterbaubeständen und Ernteresten: Übersicht über die Möglichkeiten zur Energiegewinnung und die Vermeidung direkter und indirekter Klimagasemissionen

W. Stinner^{1,2}, S. Majer¹, J. Daniel-Gromke¹, A. Deuker², H. Laser^{2,3} und G. Leithold²

¹ Deutsches BiomasseForschungsZentrum, Torgauer Straße 116, 04347 Leipzig, Deutschland

² Professur für Organischen Landbau, Justus Liebig Universität, 35394 Gießen, Deutschland

³ FH Südwestfalen, Agrarwirtschaft Soest, 59494 Soest, Deutschland

Zusammenfassung

Durch Vergärung pflanzenbaulicher Produktionsreste und angebauter Leguminosen (Haupt- und Zwischenfrüchte) kann auf zwei Wegen Energie erzeugt bzw. eingespart werden: Zum einen kann Biogas als erneuerbare Energie erzeugt werden. Zum anderen kann beim Anbau von Leguminosen als Substrate durch Nutzung der biologischen N₂-Fixierung (BNF) die zur Mineraldüngererzeugung benötigte Energie eingespart werden. Werden Leguminosen vergoren, steht der fixierte Stickstoff in Form von Gärresten zur Düngung anderer Früchte zur Verfügung. Auf diese Weise kann in konventionellen Anbausystemen Mineraldünger eingespart werden.

In den Jahren 2002 bis 2005 wurde auf dem Lehr- und Versuchsbetrieb Gladbacherhof der Universität Gießen ein Feldversuch durchgeführt. Dort wurden die entsprechenden Effekte in einem ökologischen Betriebssystem untersucht.

Ohne Einschränkung der Nahrungsmittelproduktion besteht im untersuchten ökologischen Marktfruchtssystem ein Potential zur Substitution von 16 MWh ha⁻¹ a⁻¹ Primärenergie im Durchschnitt der gesamten Ackerfläche (STINNER ET AL. 2009). Die Ergebnisse sind auf vielen Standorten auf konventionelle Verhältnisse übertragbar. Mit dem festgestellten BNF könnte in konventionellen Marktfruchtssystemen beim Anbau von Klee gras durch Ersetzen von Mineraldünger eine zusätzliche Energiemenge in Höhe von 6,6 MWh ha⁻¹ a⁻¹ eingespart werden. Die mögliche Einsparung an Primärenergie betrüge bei Nutzung legumer Zwischenfruchtgemenge 0,8 MWh ha⁻¹ bestellter Zwischenfruchtfläche.

Drei Ansatzpunkte zur Reduzierung klimawirksamer Emissionen konnten in den Untersuchungen identifiziert werden: Durch Nutzung des Biogases kann die Verbrennung fossiler Energieträger eingeschränkt werden. Im untersuchten Betriebssystem bedeutete dies eine mögliche Verminderung der CO₂-Emissionen um ca. 4,5 t CO₂-Äquivalenten (CO₂ äquiv.) ha⁻¹ a⁻¹ (STINNER ET AL. 2009). Durch Ersatz von Mineraldüngerstickstoff könnten in konventionellen Betriebssystemen durch die biologische N₂-Fixierung (BNF) bei Anbau von Klee gras zusätzliche Klimagasemissionen in Höhe von 3,4 t CO₂ äquiv. ha⁻¹ a⁻¹, bei Einsatz legumer Zwischenfruchtgemenge 0,4 t CO₂ äquiv. ha⁻¹ a⁻¹ vermieden werden. Der dritte Ansatzpunkt ist die Reduzierung bodenbürtiger Lachgasemissionen durch die Ernte stickstoffreicher Koppelprodukte zur Vergärung im Spätsommer und Herbst. Auf diese Weise wird Stickstoff im Herbst aus der Fläche entfernt, über Winter „sicher“ zwischengelagert und im Frühjahr und Sommer wieder als Dünger bereitgestellt. So konnte eine

weitere Verminderung der Treibhausgasemissionen um knapp 0,5 t CO₂ äquiv. Ha⁻¹ a⁻¹ erreicht werden.

Schlüsselwörter:

Erntereste; Leguminosen; Biogaserzeugung; Primärenergieeinsparung; Treibhausgasemissionen

1 Einleitung

In pflanzenbaulichen Produktionssystemen bestehen zusätzlich zur Nahrungsmittelproduktion erhebliche Potenziale zur Energieerzeugung. Neben der möglichen Energiegewinnung durch Vergärung von Ernteresten und angebauten Haupt- und Zwischenfrüchten (STINNER ET AL. 2009, DEUKER ET AL. 2008) kann durch Nutzung von Leguminosen Luftstickstoff biologisch fixiert (BNF) werden. Nach der Vergärung kann er zur Düngung nicht-legumer Marktfrüchte genutzt werden und so in konventionellen Anbausystemen Mineraldünger ersetzen. Da mineralischer Stickstoff mit hohem Energieaufwand erzeugt werden muss (NEMECK & KÄGI 2007), bedeutet dies eine konkrete Möglichkeit zur Energieeinsparung.

Daneben führen drei Ansatzpunkte zur Reduzierung klimawirksamer Emissionen:

- Erstens werden durch die Nutzung des Biogases fossile Energieträger verdrängt und so die mit deren Verwendung verbundenen Emissionen vermieden.
- Zweitens werden durch die Ernte stickstoffreicher Koppelprodukte, die ansonsten auf dem Feld verblieben, bodenbürtige Lachgasemissionen vermieden (SCHAUSS ET AL. 2006, SCHAUSS 2006, MÖLLER & STINNER 2009).
- Drittens führt die Substitution von Mineraldünger-N über BNF aus vergorenen Leguminosen auch zur Vermeidung der mit der Mineraldüngerproduktion verbundenen Emissionen. Diese entstehen einerseits durch Verbrauch fossiler Energieträger, andererseits durch Stickstoffemissionen während des Herstellungsprozesses.

Im Folgenden sollen die oben genannten Effekte anhand der Ergebnisse eines durchgeführten mehrjährigen Forschungsprojektes dargestellt und vergleichend bewertet werden. Untersucht wurde ein ökologisches Marktfruchtssystem. Bezüglich der Möglichkeiten zur Energieerzeugung bzw. -einsparung sowie der Einsparung von klimarelevanten Emissionen zeigen sich jedoch Übertragungsmöglichkeiten auch auf konventionelle Marktfruchtssysteme.

2 Material und Methoden

In den Jahren 2002 bis 2005 wurde auf dem Lehr- und Versuchsbetrieb Gladbacherhof der Universität Gießen ein randomisierter Feldversuch in vierfacher Wiederholung durchgeführt. Die Parzellengröße betrug jeweils 6x12 m.

Der Versuchsstandort liegt etwa 17 km östlich von Limburg auf Höhe der oberen Mittelterrasse der Lahn am Rande des Naturraumes Limburger Becken. Die Böden sind Parabraunerden mit 60-70 Bodenpunkten. Die Höhe ist 210 m über NN, die durchschnittlichen Niederschläge betragen 682 mm und die durchschnittliche Jahresmitteltemperatur liegt bei 9,3°C.

Neben Fragestellungen zu den Auswirkungen der Biogasvergärung auf Erträge und Qualitäten der angebauten Früchte und auf weitere pflanzenbauliche Aspekte (MÖLLER ET AL. 2006, MÖLLER ET AL. 2008a & b, STINNER ET AL. 2008) wurden auch die bodenbürtigen Klimagasemissionen und die ihnen zu Grunde liegenden mikrobiologischen Prozesse (SCHAUSS ET AL. 2006, SCHAUSS 2006) neben weiteren umweltrelevanten Emissionen untersucht (MÖLLER & STINNER 2009). Auch eine ökologische und ökonomische Bilanzierung wurde vorgenommen (MICHEL ET AL. 2006).

Das Projekt war ein Verbundvorhaben unter Beteiligung der Professur für Organischen Landbau, Universität Gießen, Professur für Allgemeine und Bodenmikrobiologie, Universität Gießen und des Institutes für Energetik und Umwelt (IE), Leipzig. Es wurde von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) finanziert.

Bezüglich der detaillierten Versuchsbeschreibungen sei hier auf SCHAUSS (2006), MÖLLER ET AL. (2006) sowie STINNER ET AL. (2008) verwiesen.

Die untersuchte Fruchtfolge war sechsfeldrig und kann als üblich für ökologische Marktfreuchtbetriebe auf günstigen Standorten angesehen werden. Sie bestand aus 1. Luzerne-Kleegras (KG), gefolgt von 2. Kartoffeln (*Solanum tuberosum*), 3. Winterweizen (*Triticum aestivum*), 4. Erbsen (*Pisum sativum*), 5. Winterweizen und 6. Sommerweizen (*Triticum aestivum*). Jeweils nach Winterweizen und Erbsen erfolgte die Blanksaat eines Sommerzwischenfruchtgemenges (ZF; Saatmischung: Ölrettich (*Raphanus sativus*), 5 kg ha⁻¹; Sommerwicke (*Vicia sativa*), 90 kg ha⁻¹).

Zur Methodik der Bestimmung der Methanertragspotenziale der pflanzenbaulichen Koppelprodukte sowie zur Berechnung der Primärenergieeinsparung sei an dieser Stelle auf STINNER ET AL. (2009) verwiesen.

Die Methodik zur Berechnung sowie die Mengen der im Versuch durch Leguminosen aus der Luft biologisch fixierten N-Mengen wurden bereits veröffentlicht: für das Kleegrasgemenge siehe STINNER ET AL. (2008); für die Zwischenfruchtgemenge siehe MÖLLER ET AL. (2008b).

Die möglichen Primärenergieeinsparungen sowie die mögliche Vermeidung klimawirksamer Emissionen durch Nutzung von Leguminosen als Gärsubstrat und durch Substitution mineralischen Stickstoffdüngers durch die entstehenden Gärreste in konventionellen Betrieben wurden wie folgt berechnet:

Es wurde eine Biogasanlage mit gasdicht geschlossenem Gärrestlager sowie ohne offene Annahmegrube oder aerobe Hydrolyse angenommen. Das bedeutet, dass während der Vergärung und Lagerung keine Stickstoffverluste auftreten.

Es wurde auf Grundlage der Versuchsergebnisse eine Fest-Flüssig-Trennung der Gärreste angenommen. Die Ammoniakverluste bei der Ausbringung der Gärreste konnten dadurch im Versuch auf 7 % des enthaltenen Stickstoffs begrenzt werden (MÖLLER & STINNER 2009). Für den emittierten Ammoniak wurde entsprechend IPCC (2007) eine Umwandlung von 1 % des Stickstoffs in Lachgas (N₂O) angesetzt, und dieser wurde entsprechend der IPCC – Faktoren (SOLOMON ET AL. 2007) auf Basis einer 100jährigen Betrachtung mit dem Faktor 298 in Kohlendioxidäquivalente umgerechnet. Zur Umrechnung des entstehenden Gärrestes wurde die nach Abzug der Ammoniakverluste verbleibende N-Menge mit einem N-Wirkungsgrad von 70 % verrechnet. Der N-Wirkungsgrad des Mineraldüngers wurde ohne Anrechnung weiterer Verluste mit 86 % angesetzt.

Die Umsetzung des netto applizierten Stickstoffs in Lachgas wurde für Mineraldünger und Gärrest als gleich angenommen. In der Literatur finden sich hierzu unterschiedliche Angaben (ELLIS ET AL. 1998, CLEMENS ET AL. 2006, DITTERT ET AL. 2005, BOL ET AL. 2003, FANGUEIRO ET AL. 2008, SENBAYRAM ET AL. 2009).

Als mineralischer Referenzdünger, der durch den Gärrest substituiert werden sollte, wurde Ammonnitrat wegen der hohen Verbreitung ausgewählt. Die durch die Substitution ersetzte Primärenergieemenge und vermiedene Klimagasemissionen wurden mit den in der Datenbank der Ökobilanzierungsmethode Umberto (FRISCHKNECHT ET AL. 2007, HEDEMANN & KÖNIG 2007, DONES ET AL. 2007 A & B) hinterlegten Werten berechnet. Der Primärener-

gieverbrauch zur Erzeugung von Ammonitrat beträgt nach dieser Datenbank 60,299 MJ kg N⁻¹, die entsprechende Emission klimawirksamer Gase 8,65 kg CO₂ äquiv. kg N⁻¹.

Weitere Einflussfaktoren, die aus den unterschiedlichen Vorketten herrühren, wurden nicht berücksichtigt, da diese Arbeit lediglich die zusätzlichen möglichen Effekte der biologischen N₂-Fixierung darstellen soll ohne den Anspruch einer kompletten Ökobilanz zu erfüllen. Die dazu notwendige Abgrenzung wäre im untersuchten Anbausystem schwierig, wie auch in den Systemen, auf die die Ergebnisse projiziert werden. Der Anbau von Zwischenfrüchten und Klee gras als Fruchtfolgeelemente hat vielfach positive Auswirkungen auf pflanzenbauliche sowie Bodenfruchtbarkeits- und Umweltparameter. Diese liegen außerhalb der hier bearbeiteten Wirkungsparameter Primärenergie und Klimagase.

Aufwendungen für die Bereitstellung der Düngerlager, die Bereitstellung und den Betrieb der Düngerkette sowie die Bereitstellung weiterer Vorleistungen wurden nicht berücksichtigt.

Die Effekte der Ernte von Koppelprodukten auf die bodenbürtigen Klimagasemissionen N₂O und CH₄ sowie die Methodik zur Bestimmung sind ausführlich in SCHAUSS (2006), SCHAUSS ET AL. (2006) sowie MÖLLER & STINNER (2009) dargestellt. Hier ist daher, den Überblick der Gesamteffekte ergänzend, nur der Gesamteffekt auf die Einsparung klimawirksamer Gase dargestellt.

Teilweise sind die oben genannten Effekte, die im Versuch festgestellt wurden, bereits jeweils einzeln in anderen Veröffentlichungen enthalten (STINNER ET AL. 2009, SCHAUSS ET AL. 2006, SCHAUSS 2006, DEUKER ET AL. 2008, MÖLLER & STINNER 2009). Es scheint jedoch sinnvoll, diese einmal zusammenzustellen und überblickend zu betrachten.

3 Ergebnisse

3.1 Erzeugung und Einsparung von Energie

Im untersuchten Anbausystem bestand ein jährliches Methanertragspotenzial aus Koppelprodukten von ca. 1.600 m³ Methan unter Normbedingungen (m³ CH_{4,N} ha⁻¹) im Durchschnitt der Ackerfläche ohne Einschränkungen der Nahrungsmittelproduktion. Nach Abzug des Eigenverbrauches der Anlage könnte mit dem Biogas durch Ersetzen von Strom und Wärme aus fossilen Energieträgern eine Primärenergiemenge von 16 MWh ha⁻¹ a⁻¹ bereitgestellt werden (STINNER ET AL. 2009).

Wenn durch Vergärung von Leguminosen Stickstoff in Form von Gärresten zur Düngung anderer Früchte in der Fruchtfolge bereitgestellt werden kann, kann in konventionellen Betrieben auf diese Weise zusätzlich die Energie zur Erzeugung von Mineraldünger-Stickstoff eingespart werden.

Tab. 1: *Biologische N₂-Fixierung [kg N ha⁻¹]¹⁾, Einsparung von Energie durch Substitution von Mineraldünger in Megajoule [MJ Einsparung ha⁻¹] und in kWh [kWh Einsparung ha⁻¹]*

Fruchtfolgefeld	Biologische N ₂ -Fixierung ¹⁾	Energieeinsparung in MJ ha ⁻¹	Energieeinsparung in kWh ha ⁻¹
Klee gras	486	23.825	6.618
ZF nach WW3	77	3.775	1.049
ZF nach Erbsen	36	1.765	490
ZF nach WW5	66	3.236	899
Untersaat (nach SW)	65	3.187	885
Summe (6ha)	730	35.787	9.941
Mittelwert	122	5.965	1.657

¹⁾ Siehe MÖLLER ET AL. (2008) und STINNER ET AL. (2008).

Abkürzungen: ZF = Zwischenfruchtgemenge, WW3 = Winterweizen an dritter Stelle der Fruchtfolge, WW5 = Winterweizen an fünfter Stelle der Fruchtfolge, SW = Sommerweizen.

Der im Versuch im Durchschnitt der gesamten Ackerfläche durch Anbau von Klee gras und legumen Zwischenfruchtgemengen biologisch fixierte Luftstickstoff erlaubt im Mittel der gesamten Ackerfläche eine Energieeinsparung in Höhe von knapp 1.700 kWh ha⁻¹ (siehe *Tabelle 1*). Im Einzelnen konnte im Versuch mit dem Anbau von Klee gras eine entsprechende Energieeinsparung in Höhe von 6.618 kWh ha⁻¹ erreicht werden, mit dem Anbau legumer Zwischenfruchtgemenge je nach Höhe der BNF (abhängig von Ertragsniveau und N-Versorgung des Bestandes, siehe MÖLLER ET AL. 2008b) zwischen 490 und 1.049 kWh ha⁻¹. Damit beträgt die entsprechend der Versuchsergebnisse erzielbare Primärenergieeinsparung durch BNF bei Übertragung auf konventionelle Verhältnisse im Mittel der gesamten Ackerfläche zusätzlich gut 10 % zur direkt substituierbaren Primärenergie durch Nutzung des Biogaspotenziales. Bezogen auf das Klee gras bedeutet die durch die biologische N₂-Fixierung substituierbare Energiemenge mehr als 20 % zusätzlich substituierbare Primärenergie gegenüber dem durch die Biogasnutzung erzielbaren Wert.

3.2 Einsparung von Emissionen

Mit dem im untersuchten Anbausystem erzeugbaren Biogas könnten durch Ersetzen von Strom und Wärme aus fossilen Energieträgern pro Jahr Klimagasemissionen in Höhe von 4,5 t CO₂ ha⁻¹ im Durchschnitt der Ackerfläche vermieden werden (STINNER ET AL. 2009).

Zusätzliche Einsparungen von Emissionen könnten in konventionellen Marktfruchtbetrieben erzielt werden, wenn angebaute Leguminosen (Haupt- oder Zwischenfrüchte) als Substrate verwenden würden. Der von diesen biologisch fixierte Luftstickstoff könnte in Form von Gärresten Mineraldünger-Stickstoff ersetzen, bei dessen Produktion erhebliche Emissionen entstehen.

Durch Anbau von Klee gras auf einem sechstel der Anbaufläche und durch Verwendung legumer Zwischenfruchtgemenge im Durchschnitt der gesamten Ackerfläche 122 kg N ha⁻¹ aus der Luft symbiontisch fixiert werden (*Tabelle 2*). Die bei der Ausbringung der Gärreste emittierte Ammoniakmenge in Höhe von knapp 9 kg N ha⁻¹ verursachte Lachgasemissionen in Höhe von umgerechnet 40 kg CO₂ ha⁻¹. Diese Emissionen wurden in Abzug

gebracht. Die in *Tabelle 3* dargestellten Werte stellen also die eingesparten Nettoemissionen dar.

Tab. 1: Biologische N₂-Fixierung, anteilige Ammoniakemission bei Gärrestausbringung, aus dem emittierten Ammoniak an anderer Stelle entstehende N₂O-Emissionen sowie die daraus errechneten Klimagasemissionen als CO₂-Äquivalente

Fruchtfolgefeld	BNF [kg N ha ⁻¹] ¹⁾	Ammoniakemission bei Gärrestausbringung, anteilig ²⁾ [kg NH ₃ -N ha ⁻¹]	Indirekte N ₂ O-Emissionen aus emittiertem Ammoniak [kg N ₂ O ha ⁻¹]	CO ₂ -Äquivalentmengen der N ₂ O-Emissionen [CO ₂ äquiv., kg CO ₂ ha ⁻¹]
Klee gras	486	34,0	53,5	159
ZF nach WW3	77	5,4	8,5	25
ZF nach Erbsen	36	2,5	4,0	12
ZF nach WW5	66	4,6	7,3	22
Untersaat (nach SW)	65	4,6	7,2	21
Summe (6ha)	730	51,1	80,3	239
Mittelwert	122	8,5	13,4	40

¹⁾ Siehe MÖLLER ET AL. (2008) und STINNER ET AL. (2008); ²⁾ die Ammoniakemissionen sind hier den Herkunftsflächen des biologisch fixierten Luftstickstoffs zugeordnet, nicht dem Emissionsort nach Düngung der Gärreste zu nichtlegumen Früchten.

Abkürzungen: ZF = Zwischenfruchtgemenge, WW3 = Winterweizen an dritter Stelle der Fruchtfolge, WW5 = Winterweizen an fünfter Stelle der Fruchtfolge, SW = Sommerweizen;

Durch die BNF-Menge in Höhe von 122 kg N ha⁻¹ im Mittel der gesamten Ackerfläche könnte eine entsprechende Mineraldüngermenge in Höhe von 92 kg N ha⁻¹ ersetzt werden (*Tabelle 3*). Dadurch ließe sich eine Klimagaseinsparung in Höhe von 857 kg CO₂ äquiv. erzielen (*Tabelle 3*). Ein Hektar Klee grasanbau könnte dazu entsprechend den Versuchsergebnissen einen Beitrag von 3,4 t CO₂ äquiv. liefern, die Zwischenfruchtbestände zwischen 253 und 542 kg CO₂ äquiv.

Durch die Ernte von N-reichen Koppelprodukten zur Vergärung konnten im Versuch bodenbürtige Lachgasemissionen vermieden werden (SCHAUSS ET AL. 2006; SCHAUSS 2006; MÖLLER & STINNER 2009). Unter Berücksichtigung der Emissionen nach Ausbringung von Gärresten und der Veränderungen in Bezug auf die Methanoxidation des Bodens konnten netto Emissionen in Höhe von knapp ca. 0,5 t CO₂-äquiv. ha⁻¹ a⁻¹ im Durchschnitt der Ackerfläche vermieden werden.

Tab. 2: *Biologische N₂-Fixierung, ersetzbare Mineraldüngermenge und durch die Substitution vermeidbare Klimagasemissionen*

Fruchtfolgefeld	BNF ¹⁾ [kg N ha ⁻¹]	Ersetzbare Mineraldüngermenge [kg N ha ⁻¹]	Vermiedene Klimagasemissionen [kg CO ₂ äquiv. ha ⁻¹]
Kleegras	486	368	3.422
ZF nach WW3	77	58	542
ZF nach Erbsen	36	27	253
ZF nach WW5	66	50	465
Untersaat (nach SW)	65	49	458
Summe (6ha)	730	553	5.140
Mittelwert	122	92	857

¹⁾ Siehe MÖLLER ET AL. (2008) und STINNER ET AL. (2008).
Abkürzungen: ZF = Zwischenfruchtgemenge, WW3 = Winterweizen an dritter Stelle der Fruchtfolge, WW5 = Winterweizen an fünfter Stelle der Fruchtfolge, SW = Sommerweizen.

4 Diskussion

Die dargelegten Ergebnisse zeigen deutlich das **Energiepotenzial**, das sich durch Vergärung pflanzenbaulicher Koppelprodukte ohne Einschränkung der Nahrungsmittelerzeugung erreichen lässt. Auch wenn den hier vorgestellten Ergebnissen ein ökologisches Marktfruchtsystem zu Grunde liegt, sind die Ergebnisse durchaus auf konventionelle Betriebe übertragbar.

Wenn man berücksichtigt, dass ein Liter Dieselkraftstoff 9,8 kWh l⁻¹ enthält, und den durchschnittlichen Kraftstoffbedarf von 80 – 130 l Diesel ha⁻¹ nach HEBECKER ET AL. (2006) zu Grunde legt, entspricht alleine die Netto-Einsparung von Primärenergie (12 MWh ha⁻¹ a⁻¹) durch die Möglichkeit zur Erzeugung von Strom und Wärme mehr als dem zehnfachen des Treibstoffbedarfes der Fruchtfolge.

Die zusätzliche Einsparungsmöglichkeit durch den im Versuch im Mittel der Ackerfläche biologisch fixierten Luftstickstoff (1,7 MWh ha⁻¹ a⁻¹, *Tabelle 3-1*) erhöht die Möglichkeit zur Einsparung von Primärenergie um gut 10 % auf rund 18 MWh ha⁻¹ a⁻¹.

Alleine die durch den biologisch fixierten Luftstickstoff bereitgestellte Energiemenge übertrifft den oben dargestellten Treibstoffbedarf, der umgerechnet etwa 0,8 – 1,3 MWh ha⁻¹ a⁻¹ beträgt. Dabei ist zu beachten, dass der größte Teil der Energie im konventionellen Anbau zur Herstellung von mineralischem Stickstoff und von Pestiziden benötigt wird (SCHOLZ & HAHN 1998). Durch die Erweiterung konventioneller Fruchtfolgen (Marktfruchtsysteme) mit legumen Haupt- und Zwischenfrüchten zur Vergärung könnte sowohl direkt erneuerbare Energie erzeugt werden, als auch indirekt Energieverbrauch zur Mineraldüngererzeugung vermieden werden.

Berücksichtigt man, dass die **Vermeidung klimawirksamer Emissionen** ein Hauptgrund zur Nutzung erneuerbarer Energien ist, ist nicht nur der mögliche Beitrag der Biogasnutzung von Bedeutung (4,5 t CO₂ ha⁻¹, STINNER ET AL. 2009). Mit umgerechnet 3,4 t jährlich vermiedener CO₂-Emission pro ha Kleegras (bzw. 0,3-0,5 t CO₂ äquiv. ha⁻¹ bei Zwischenfrüchten) kann die BNF einen erheblichen zusätzlichen Beitrag leisten (*Tabelle 3-3*).

Durch die dargestellten Zusatzeffekte der Leguminosen (BNF zusätzlich zur Biogaserzeugung) steigt die Attraktivität von Leguminosen als Biogassubstrate. Insbesondere im Zwischenfruchtbereich sind mit dem Einsatz legumer Arten auch keine Ertragsminderungen zu erwarten. Darauf weisen die in MÖLLER ET AL. (2008b) dargestellten Ergebnisse des hier behandelten Versuches hin. Es konnte kein Einfluss des Anteils des nichtlegumen Gemengepartners Ölrettich auf den Trockenmasseertrag des Zwischenfruchtgemenges festgestellt werden. Die Autoren stellten jedoch eine starke Abhängigkeit der biologischen N_2 -Fixierung von der N-Versorgung des Bestandes fest. Je höher die N-Versorgung, umso niedriger war die N_2 -Fixierungsleistung. Insbesondere wurde diese durch eine Gärrestdüngung aufgrund der Förderung des nichtlegumen Gemengepartners und durch Verminderung der spezifischen Fixierungsleistung der Leguminosen negativ beeinflusst. Ein ausreichend großes Gärrestlager, mit dem sichergestellt werden kann, dass Gärreste nur zu N-bedürftigen nichtlegumen Hauptfrüchten appliziert werden, ermöglicht bei Einsatz legumer Zwischenfruchtgemenge daher höhere N_2 -Fixierungsleistungen. Ohne Ertragsverzicht lassen sich auf diese Weise zusätzliche Primärenergieeinsparungen sowie eine Verminderung von Klimagasemissionen erzielen.

Allerdings bedeuten höhere Anteile stickstoffreicher Leguminosen als Substrate im Gärprozess das Risiko der negativen Beeinflussung der Gärbiologie durch das bei der Vergärung entstehende Ammonium. Hier besteht noch ein weiterer Forschungsbedarf. Gegebenenfalls kann durch verbesserten Strohaufschluss die Verfügbarkeit dieses N-armen Substrates für die am Vergärungsprozess beteiligten Mikroben verbessert werden. Dies würde einen Ausgleich durch Kombination der N-reichen Leguminosenbiomasse und des C-reichen, N-armen Stroh bedeuten (STINNER 2009).

Die vermiedenen Lachgas-Emissionen durch die Ernte N-reicher Koppelprodukte trugen mit fast 0,5 t vermiedener CO_2 -äquiv. Emission ha^{-1} bzw. 11 % der Emissionsvermeidung durch Nutzung des Biogaspotenziales zur Verminderung der Klimagasemissionen des untersuchten Anbausystems bei (vgl. SCHAUSS 2006, SCHAUSS ET AL. 2006, MÖLLER & STINNER 2009). Da die Emissionsvermindernungen aus der Verminderung von Lachgasemissionen durch Ernte der N-reichen Substrate und Verhinderung des Abbaus im Boden herrührten, diese Minderungen aber durch die nach der Gärrestdüngung entstehenden Emissionen vermindert wurden, lässt sich durch Entwicklung von optimierten Düngungsverfahren hier vermutlich eine deutliche Erhöhung der Einsparung von Klimagasemissionen erreichen.

Danksagung

Der deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) gebührt Dank für die Finanzierung des Forschungsprojektes. Ein besonders herzlicher Dank gilt auch den Kollegen der Professur für Allgemeine und Bodenmikrobiologie der Universität Gießen für die sehr angenehme und kooperative Zusammenarbeit. Namentlich genannt seien hier stellvertretend für das gesamte Team nur Dr. Kristina Schauss, Prof. Dr. Sylvia Schnell und Dr. Stefan Ratering.

Literatur

- BOL, R., S. TOYODA, S. YAMULKI, J.M.B. HAWKINS, L.M. CARDENAS, N. YOSHIDA (2003): Dual isotope and isotopomer ratios of N₂O emitted from a temperate grassland soil after fertiliser application. *Rapid Commun. Mass. Spectrom.* 17, 2550-2556.
- CLEMENS, J., M. TRIMBORN, P. WEILAND, B. AMON. (2006): Mitigation of greenhouse gas emissions by anaerobic digestion of cattle slurry. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 112, 171-177.
- DEUKER A., W. STINNER, G. LEITHOLD (2008): Biogas energy potentials from agricultural by-products; Examples from organic farming in Germany compared with energy maize; 16th European Biomass Conference and Exhibition – From Research to Industry and Markets. 2. – 6. Juni 2008, Valencia, Spanien, Seiten 274-284.
- DITTERT, K., C. LAMPE, R. GASCHE, K. BUTTERBACH-BAHL, M. WACHENDORF, H. PAPPEN, B. SATTELMACHER, F.TAUBE (2005): Short-term effects of single or combined application of mineral N fertilizer and cattle slurry on the fluxes of radiatively active trace gases from grassland soil. *Soil Biology & Biochemistry* 37, 1665-1674.
- DONES R., BAUER C., BOLLIGER R., BURGER B., FAIST EMMENEGGER M., FRISCHKNECHT R., HECK T., JUNGBLUTH N. and RÖDER A. (2007a) Life Cycle Inventories of Energy Systems: Results for Current Systems in Switzerland and other UCTE Countries. Final report ecoinvent data v2.0, No. 5. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH, Online-Version under: www.ecoinvent.ch.
- DONES R., BAUER C., BOLLIGER R., BURGER B., FAIST EMMENEGGER M., FRISCHKNECHT R., HECK T., JUNGBLUTH N. and RÖDER A. (2007b) Sachbilanzen von Energiesystemen: Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz. Final report ecoinvent data v2.0, No. 6. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH, Online-Version under: www.ecoinvent.ch.
- ELLIS, S., S. YAMULKI, E. DIXON, R. HARRISON, S.C. JARVIS (1998): Denitrification and N₂O emissions from a UK pasture soil following the early spring application of cattle slurry and mineral fertiliser. *Plant and Soil* 202, 15–25.
- FANGUEIRO, D., M. SENBAYRAM, H. TRINDADE, D. CHADWICK (2008): Cattle slurry treatment by screw press separation and chemically enhanced settling: Effect on greenhouse gas emissions after land spreading and grass yield. *Bioresource Technol.* 99, 7132-7142.
- FRISCHKNECHT R., JUNGBLUTH N., ALTHAUS H.-J., DOKA G., DONES R., HISCHIER R., HELLWEG S., NEMECEK T., REBITZER G. and SPIELMANN M. (2007) Overview and Methodology. Final report ecoinvent data v2.0, No. 1. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH, Online-Version under: www.ecoinvent.ch.
- HEBECKER D., I. PURR, K. PURR (2006): Konversions-, Speicher- und Versorgungstechnologien für die energetische Biomassenutzung; In: *Zukunftsorientierte Nutzung ländlicher Räume –LandInnovation–*; Materialien Nr. 8; Interdisziplinäre Arbeitsgruppe der Berlin-Brandenburgischen Akademie der Wissenschaften.
- HEDEMANN J. & KÖNIG U. (2007) Technical Documentation of the ecoinvent Database. Final report ecoinvent data v2.0, No. 4. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH, Online-Version under: www.ecoinvent.ch.

- MICHEL J., A. WEISKE & M. KALTSCHMITT (2006): ÖKOLOGISCHE UND ÖKONOMISCHE BILANZIERUNG; IN: MÖLLER K., G. LEITHOLD, J. MICHEL, S. SCHNELL, W. STINNER, A. WEISKE (Hrsg., 2006): Auswirkung der Fermentation biogener Rückstände in Biogasanlagen auf Flächenproduktivität und Umweltverträglichkeit im Ökologischen Landbau – Pflanzenbauliche, ökonomische und ökologische Gesamtbewertung im Rahmen typischer Fruchtfolgen viehhaltender und viehloser ökologisch wirtschaftender Betriebe. Endbericht Deutsche Bundesstiftung Umwelt, Osnabrück – AZ 15074, <http://orgprints.org/10970/>.
- MÖLLER K., W. STINNER (2009): Effects of different manuring systems with and without biogas digestion on soil mineral nitrogen content and on gaseous nitrogen losses (ammonia, nitrous oxides). *Europ. J. Agron.* 30, 1-16.
- MÖLLER K., W. STINNER, A. DEUKER, G. LEITHOLD (2008a): Effects of different manuring systems with and without biogas digestion on nitrogen cycle and crop yield in mixed organic dairy farming systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* (2008), 82, 209-232.
- MÖLLER K., W. STINNER, G. LEITHOLD (2008b): Growth, composition, biological N₂ fixation and nutrient uptake of a leguminous cover crop mixture and the effect of their removal on field nitrogen balances and nitrate leaching risk. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 82, 233-249.
- MÖLLER K., G. LEITHOLD, J. MICHEL, S. SCHNELL, W. STINNER, A. WEISKE (2006): Auswirkung der Fermentation biogener Rückstände in Biogasanlagen auf Flächenproduktivität und Umweltverträglichkeit im Ökologischen Landbau – Pflanzenbauliche, ökonomische und ökologische Gesamtbewertung im Rahmen typischer Fruchtfolgen viehhaltender und viehloser ökologisch wirtschaftender Betriebe. Endbericht Deutsche Bundesstiftung Umwelt, Osnabrück – AZ 15074, <http://orgprints.org/10970/>.
- NEMECEK T., T. KÄGI (2007): Life Cycle Inventories of Agricultural Production Systems; In: Data v2.0 (2007); Ecoinvent report No. 15, Agroscope Reckenholz – Tänikon Research Station ART, Zürich and Dübendorf, December 2007.
- SCHAUSS, K. (2006): Impact of fermented organic fertilizers on in-situ trace gas fluxes and on soil bacterial denitrifying communities in organic agriculture; Dissertation, Univ. Gießen. Abrufbar unter : http://deposit.ddb.de/cgi-bin/dokserv?idn=983547645&dok_var=d1&dok_ext=pdf&filename=983547645.pdf
- SCHAUSS, K., S. RATERING, W. STINNER, A. DEUKER, K. MÖLLER, S. SCHNELL (2006): Auswirkungen auf die bodenbürtigen Distickstoffoxid- und Methanemissionen; (DBU AZ 15074).
- SCHOLZ V., J. HAHN (1998): Energiebilanzen im Vergleich; In: *Landtechnik*, 53. Jahrgang, 2/98, S. 94-95.
- SENBAYRAM, M., R. CHEN, K.H. MÜHLING, K. DITTERT (2009): Contribution of nitrification and denitrification to nitrous oxide emissions from soils after application of biogas waste and other fertilizers. *Rapid Commun. Mass Spectrom.* 23, 2489-2498.

- SOLOMON, S., D. QIN, M. MANNING, R.B. ALLEY, T. BERNTSEN, N.L. BINDOFF, Z. CHEN, A. CHIDTHAISONG, J.M. GREGORY, G.C. HEGERL, M. HEIMANN, B. HEWITSON, B.J. HOSKINS, F. JOOS, J. JOUZEL, V. KATSOV, U. LOHMANN, T. MATSUNO, M. MOLINA, N. NICHOLLS, J. OVERPECK, G. RAGA, V. RAMASWAMY, J. REN, M. RUSTICUCCI, R. SOMERVILLE, T.F. STOCKER, P. WHETTON, R.A. WOOD AND D. WRATT, 2007: Technical Summary. In: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [SOLOMON, S., D. QIN, M. MANNING, Z. CHEN, M. MARQUIS, K.B. AVERYT, M. TIGNOR AND H.L. MILLER (EDS.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- STINNER W., K. MÖLLER, G. LEITHOLD (2008): Effects of Biogas Digestion of Clover/Grass-Leys, Cover Crops and Crop Residues on Nitrogen Cycle and Crop Yield in Organic Stockless Farming Systems. *Europ. J. Agronomy* 29, 125-134.
- STINNER W., S. MAJER, J. DANIEL - GROMKE, A. DEUKER, K. MÖLLER, F. SCHOLWIN, G. LEITHOLD & M. KALTSCHMITT (2009): Vergärung von Zwischenfrüchten, Futterbaubeständen und Ernteresten: Energieertragspotenzial und Klimawirkungen durch Nutzung von Biogas (in diesem Band).
- STINNER, W. (2009): Untersuchungen zu den pflanzenbaulichen Auswirkungen der Biogaserzeugung in einem viehlosen ökologischen Anbausystem; Diss. Univ. Gießen (in Vorbereitung).

Optimierung der anaeroben Fermentierung durch mineralische Zusatzstoffe

H. Heuwinkel¹, D. Andrade¹, D. Wagner², K. Bredendiek³ und M. Bischoff³

¹ Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Landtechnik und Tierhaltung, Vöttinger Straße 36, 85354 Freising, Deutschland

² APMA Services GmbH, Hinter Franzenhaus 14, 66740 Saarlouis, Deutschland

³ Institut für Boden und Umwelt, Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt (LUFA) Nord-West, Jägerstraße 23 - 27, 26121 Oldenburg, Deutschland

Zusammenfassung

Zur Unterstützung und Optimierung des Fermentationsprozesses in Biogasanlagen wird eine Vielfalt an Zusatzstoffen (Biogasadditive) am Markt angeboten. Regelmäßig wird den mineralischen Additiven neben einer direkten Wirkung über die enthaltenen Spurenelemente eine indirekte über Effekte auf den physikalisch-chemischen Zustand des Fermenterinhalt zugeordnet. Der Nachweis solcher Wirkung und die Ableitung einer Vorgehensweise zur generellen Prüfung eines solchen Effektes sind Gegenstand dieser Arbeit.

Dazu wurde ein iteratives Messprogramm mit zwei ausgewählten mineralischen Zusatzstoffen gestartet. Die geprüften Zusatzstoffe bieten eine sehr unterschiedliche Mikronährstoffzusammensetzung, einmal in einer Matrix aus Karbonat und einmal aus Zeolith. Ausgehend von der Situation auf zwei realen Biogasanlagen wurde deren Fermenterinhalt und Substratmischung im Batch- und Durchflussversuch eingesetzt, um eine Wirkung der Additive anlagenspezifisch im Verlauf der Steigerung der Raumbelastung zu prüfen. In beiden Ansätzen wurden Gasertrag und -qualität sowie die Eigenschaften des Fermenterinhalt regelmäßig untersucht.

Die Charakterisierung der Fermenterinhalt belegte eine ausreichende Versorgung mit Mikronährstoffen, nicht dagegen in den Substraten. Deshalb war es erklärlich, dass die Zusatzstoffe ohne signifikante Wirkung sowohl auf das Restgaspotential der Fermenterinhalt, als auch das Gasertragspotentials der Substrate waren. Im Verlauf der Batchfermentation zeigte sich allerdings, dass in einer frühen Phase des Batchversuches förderliche Effekte auf die Gasproduktion zu erkennen waren. Diese konnten im Durchflussversuch bestätigt werden, indem bei hohen RB eine klar stabilisierende Wirkung auf den Fermenterzustand zu erkennen war: die Säuregehalt und der FOS/TAC-Wert blieben länger stabil. Beide Zusatzstoffe unterschieden sich nicht. Auch ist zu diskutieren ob tatsächlich eine indirekte Wirkung erzielt werden konnte, oder doch nur eine direkte über die mit zugegebenen Spurenelemente. Es ist aber festzuhalten, dass schon bevor die ökonomisch relevanten Parameter Störungen anzeigten, diese sich ankündigten und die Zusatzstoffe dem offensichtlich entgegen wirkten.

Diese Erkenntnisse werden aktuell in Praxisanlagen auf ihre Übertragbarkeit geprüft.

Schlüsselwörter:

Zusatzstoff, Gasertrag, Substratmischung, Raumbelastung

Summary

There is a great variety of products (so called additives) available on the markets that are told to support the anaerobic fermentation. For the mineral additives direct effect on the biogas formation results from the micro nutrients, but further on they are supposed to cause indirect effects on the chemistry and physics of the digester content via the matrix the micro nutrients are embedded in. The investigation of these indirect effects is the aim of this project along with the deduction of a procedure how to test the effects additives will have.

Therefore a stepwise procedure is carried out to compare the effect of two mineral additives. Both are different in relation to the concentrations of the micronutrients and their matrix: additive A has a matrix of carbonate, additive B one of zeolithe. Starting from the situation at two real biogas plants their digester content and substrate mixture was tested in relation to effects the additives may cause during batch and flow-through experiments. Gas yield and gas quality as well as parameters of the digester content were regularly recorded.

Different to the substrates the original digester content was not limited in micronutrients. Therefore it was understandable that the additives did not have any effect in the batch experiment, where the remaining gas potential of the digester content was measured as well as the gas potential of the substrate mixture. However, during the first third of the batch fermentation (total 35 d), a positive effect on the gas formation occurred. This observation was supported by the flow-through experiment for testing the maximum loading rate with and without additives. At higher organic loading rates ($\geq 4 \text{ kg organic matter} \cdot \text{d}^{-1} \cdot \text{m}^{-3}$) both additives prevented the formation of low-chain organic acids and stabilized the buffer at moderate levels. There was no difference between both additives. It is a matter of discussion whether only direct (micro nutrients) or as well indirect effects were responsible for the observed effects. But, it can be stated that prior to a disturbance in the formation of gas the coming disturbance was visible in the chemical parameters of the digester content and that the additives opposed the disturbance.

Right now, the transferability of these findings into practice is tested at two biogas plants.

Keywords:

biogas additive, gas yield, substrate composition, organic loading rate

1 Einleitung und Problemstellung

Die Verbesserung der Anlageneffizienz in Biogasanlagen durch eine Steigerung der Abbaueffizienz als Funktion des produzierten Methans pro eingesetzter Substratmenge, Faulraum und Zeit sowie die Verbesserung der Gasqualität sind zentrale Fragen, die zur langfristig ökonomisch und ökologisch tragfähigen Nutzung nachwachsender Rohstoffe (NawaRo) in der anaeroben Fermentation essentiell ist. Mit dem verstärkten Einsatz von NawaRo wurde deutlich, dass zwar ein hohes Gasertragspotential zugeführt wird, aber die Stabilität des Abbauprozesses und dessen Effizienz leidet (HEUWINKEL et al., 2008). Die Ursachen dafür sind vielfältig und liegen zum Einen auf Seiten der Mikrobiologie, deren Anspruch an die Nährstoffversorgung anders ist, als dies NawaRo gewährleisten. So divergiert der Bedarf der für die Methanbildung verantwortlichen Archea an Spurenelementen und deren Zufuhr durch die NawaRo deutlich (BAUER et al., 2009). Meist liegt deren Konzentration im Substrat weit unter dem Bedarf der Mikroorganismen. Dagegen kann die Zufuhr an Stickstoff den Bedarf deutlich übersteigen, was ein Aspekt der Schwierigkeiten in der Vergärung von Grassilage ist (ANDRADE et al., 2009). Darüber hinaus stellt die Physik des Fermenterinhaltens als Produkt der Eigenschaften der Substrate und deren Abbau gerade bei faserigen Materialien wie Grassilage eine weitere Ursache für eine geringere Effizienz der Anlagen dar.

In diesem Umfeld hat sich deshalb in den letzten Jahren ein Markt für so genannte Biogasadditive entwickelt. Biogasadditive sind Stoffe die in sehr geringen Mengen die Stabilität und Effizienz der Vergärung verbessern. Die Eigenschaften und Zusammensetzung dieser Stoffe sind sehr unterschiedlich. So werden reine Spurenelementlösungen genauso angeboten wie Stoffe, die z.B. durch die Veränderung der Rührfähigkeit den Prozess förderlich sein sollen. Die tatsächliche Wirksamkeit eines Zusatzstoffes ist in der Praxis schwer zu belegen, da die Möglichkeit und auch der Wille auf einer Anlage einen direkten Vergleich zwischen mit und ohne Zugabe eines Additivs zu fahren kaum gegeben ist. Deshalb werden Urteile in der Praxis meist durch eine reine vorher-nachher Betrachtung bestimmt, was eine klare Ursachenanalyse erschwert. Noch schwieriger ist es den vorbeugenden Einsatz eines Additivs zu entscheiden bzw. dessen notwendige Eigenschaften zu beschreiben, um einen maximalen Effekt zu erzielen.

Die Wirkung von mineralischen Additiven auf die anaerobe Vergärung zur Biogasgewinnung wurde in der wissenschaftlichen Literatur bereits früh untersucht. Die Intention lag besonders in der Ausnutzung der großen Oberfläche zur Biofilmbildung und in den adsorptiven Eigenschaften der mineralischen Oberfläche zur Bindung störender Fermentationsbestandteile. Da-zu wurden Tone wie Tonmischungen, Bentonite, Montmorillonit oder Zeolite, aber auch Aktivkohle, Glauconit, Kieselgur oder Calciumcarbonat verwendet (SANCHEZ und ROQUE-MALHERBE, 1987; ANGELIDAKI et al., 1990; HANSEN et al. 1999, FERNANDEZ et al. 2001, MONTALVO et al. 2005). In den Experimenten konnte oft eine Verbesserung des Biogasprozesses beobachtet werden. Trotz der positiven Ergebnisse blieben alle Untersuchungen auf der phänomenologischen Ebene der Beschreibung von messbaren Effekten stehen. Die quantifizierende reproduzierbare Analyse auf grundlagenorientierter Basis blieb aber bis heute aus.

Deshalb hat die hier vorgestellte Untersuchung zwei Fragen zum Ziel. Lässt sich die mögliche Wirkung eines mineralischen Additivs vom Labor in die Praxis hochskalieren und somit auch eine ökonomisch fundierte Prognose ableiten? Kann im Labormassstab erkannt werden, ob der vorbeugende Einsatz eines Additivs sinnvoll ist? Zur Klärung dieser Fragen wurde ein iterativer Ansatz gewählt in dem die Wirkung zweier ausgewählter (Bi-

SCHOFF und WAGNER, 2007) mineralischer Biogasadditive auf den Abbauprozess im Batch- und Durchflussversuch vergleichend geprüft werden. Daraus wird eine Prognose abgeleitet die abschließend in der realen Anlage verifiziert wird.

2 Material und Methoden

Die mineralischen Zusatzstoffe (Additiv A und B) werden am Markt angeboten und unterscheiden sich bezüglich ihrer Matrix, die einmal aus Zeolithen (B), einmal Karbonaten (A) bestehen, aber auch in ihrer Mikronährstoffzusammensetzung. Ihr hohes Wirkpotential im Vergleich zu anderen Formulierungen am Markt wurde in einer separaten Studie im Batchversuch aufgezeigt (BISCHOFF und WAGNER, 2007).

Zwei Biogasanlagen (Anlage 1 und 2), die ausschließlich NawaRo vergärten, waren Ausgangs- und Zielpunkt der Untersuchung. Beides sind typische Rührkesselfermenteranlagen, die aus Haupt- und Nachgärer bestehen. Die Anlage 1 fütterte Maissilage und CCM bei einer Raumbelastung (RB) von 3,2 kg organische Trockenmasse (oTM) pro Tag und pro Kubikmeter Fermenterinhalt, Anlage 2 Maissilage und Getreide-GPS bei $2,6 \text{ kg} \cdot \text{d}^{-1} \cdot \text{m}^{-3}$. Von diesen Anlagen wurde Fermenterinhalt aus dem Hauptgärer und Substrat genommen, um damit sowohl Batch- als auch Durchflussversuche anzusetzen, die die Situation der Anlagen abbilden. Eine Beschreibung von Substrat und Fermenterinhalt ist *Tabelle 1* zu entnehmen.

Tab. 1: Übersicht ausgewählter Kenngrößen der Substrate und Inokula, die im Batch- und Durchflussversuch eingesetzt wurden

Parameter	Einheit	Maissilage		CCM		Grünroggen		Inokulum	
		Anlage 1	Anlage 2	Anlage 1	Anlage 2	Anlage 1	Anlage 2	Standard	
Trockensubstanz (TS)	[% FM]	32,5	30,7	64,6	24,7	8,0	7,8	6,0	
organische TS	[% FM]	31,5	29,3	63,5	22,1	6,5	6,1	4,3	
pH		3,5	4,0	4,1	4,2	7,9	7,7	8,1	
ADF org.	[% FM]	8,30	8,37	1,27	9,83				
NDF org.	[% FM]	11,8	11,3	5,02	15,1				
ADL	[% FM]	0,59	0,61	0,38	1,12				
Selen	[mg * kg ⁻¹ FM]	< 0,03	< 0,03	< 0,06	0,03	0,23	0,06	0,08	
Kobalt	[mg * kg ⁻¹ FM]	< 0,02	< 0,02	< 0,03	0,11	0,21	0,21	0,15	
Molybdän	[mg * kg ⁻¹ FM]	0,12	0,31	0,15	0,58	0,42	0,46	0,46	
Nickel	[mg * kg ⁻¹ FM]	0,05	0,10	0,56	0,09	0,29	0,32	0,35	
Ammonium-N	[g * kg ⁻¹ FM]	0,32	0,32	1,09	0,75	2,20	1,30	2,20	
Essigsäure-Äquivalent	[g * kg ⁻¹ FM]	7,64	3,92	5,31	15,52	2,82	0,76	0,18	
Essigsäure	[g * kg ⁻¹ FM]	4,37	2,48	3,26	8,82	1,52	0,09	< 0,05	
Propionsäure	[g * kg ⁻¹ FM]	0,1	0,92	< 0,05	1,6	0,23	< 0,05	< 0,05	

Im Batchversuch, der in Anlehnung an die VDI 4630 (HEUWINKEL et al., 2009, ANONYMUS, 2006) konzipiert ist, wurde in zwei Labors (LfL und LUFA) geprüft, ob die Zusatzstoffe die Vergärung der Substratmischungen beider Anlagen (jeweils 75% Maissilage plus CCM bzw. Roggen-GPS) in einem Standardinokulum beeinflussen. Die Versuchsbedingungen waren wie folgt: 35 Tage Gärdauer, 38°C, Substrat:Inokulum-oTM (1:1,7). Das Inokulum stammt aus einem jahrelang mit Bullengülle und Milchvieh-TMR gefütterten Technikumsfermenter (HEUWINKEL et al, 2009). In beiden Laboren kam dieselbe Charge des Inokulums zum Einsatz. Allerdings war die Aktivität zu Versuchsbeginn aufgrund von Transport und Zeiterersatz der Ansätze verschieden, was sich am Essigsäureäquivalent zeigte, das an der LUFA 0,18 (s.a. *Tab. 2*) und an der LfL 0,43 mg * kg⁻¹ Frischmasse (FM) betrug. Parallel dazu ermittelte das Labor der LfL das Restgaspotential der frischen Fermenterinhalt beider Anlagen mit und ohne Zusatzstoff, um zu prüfen, ob die Zusatzstoffe den Abbau des Fermenterinhalt beeinflussen. Alle Batchversuche (Übersicht in

Tab. 2) erfolgten in dreifacher (LfL) bzw. zweifacher (LUFA) Wiederholung. Untersucht wurden der Gasertrag und die Gasqualität.

Tab. 2: Übersicht zu allen Versuchsvarianten im Batchversuch. Das Gasertragspotential wurde parallel in zwei Laboren bestimmt, das Restgaspotential nur in einem

Gasertragspotential	Zusatzstoff			Restgaspotential	Zusatzstoff		
Futtermischung	A	B	ohne	Inokulum	A	B	ohne
Anlage 1	×	×	×	Anlage 1	×	×	×
Anlage 2	×	×	×	Anlage 2	×	×	×

Parallel dazu wurden im Labor der LfL Durchflussversuche in 36 L Fermentern (ANDRADE et al., 2009) gestartet, um im Vergleich mit einer Kontrolle den Einfluss der Zusatzstoffe auf spezifische Gasbildung und Gasqualität während einer stetigen Steigerung der Raumbelastung zu prüfen. Die Fütterung erfolgte auf Basis von oTM standardisiert mit 75% Maissilage und 25% CCM bzw. Roggen-GPS, was in der Vergangenheit die Anlagensituation im Mittel darstellte. Die Zusatzstoffe wurden nach Rücksprache mit den Herstellern entsprechend deren Vorgaben dosiert. Messgrößen waren neben Gasmenge und -qualität, Parameter des Fermenterinhalt (wöchentlich: TS, oTS, TS, oTS, pH, FOS/TAC, Fettsäuremuster (C2-C7), NH₄-N; punktuell ergänzt um C_{org}, N_{org}, Weender/van Soest Fraktionen und Mikronährstoffe).

3 Ergebnisse und Diskussion

Die Charakterisierung der Fermenterinhalt belegte eine – in unseren Augen - ausreichende Versorgung mit Mikronährstoffen, nicht dagegen in den Substraten (Tab. 1). Im Gegensatz zum ersten Batchversuch im OPTIMUS-Projekt (BISCHOFF und WAGNER, 2007) war es deshalb erklärlich, dass die Zusatzstoffe hier im Wesentlichen ohne signifikante Wirkung sowohl auf das Restgaspotential der Fermenterinhalt (Abb. 1 a), als auch auf das Gasertragspotentials der Substrate (Abb. 1 b) im Standardinokulum waren. Nichtsdestotrotz fanden sich für dieselben Ansätze vergleichbare Unterschiede in beiden Labors, obwohl sich aufgrund einer klaren Interaktion zwischen Inokulum und Substrat die Gasstränge absolut deutlich unterschieden. Obwohl die Summe des gebildeten Methans nicht von den Zusatzstoffen beeinflusst wurde, waren doch tendenziell Unterschiede im Verlauf der Gasbildung erkennbar. So förderten beide Zusatzstoffe in einer frühen Phase des Batchversuches die Gasbildung. Dies wäre in einer Phase in der im Batch aufgrund der anfänglich hohen RB (angesetzt mit ca. 18) die Hydrolyse dominieren dürfte. Übertragen auf den Durchfluss, wo alle Abbauschritte parallel ablaufen, müsste sich das bei hohen Belastungen bemerkbar machen können, die die mikrobielle Gemeinschaft an die Grenze ihrer Leistungsfähigkeit bringt.

Im Durchflussversuch bestätigte sich diese Annahme. Erst ab einer RB von 4,0 waren unter den gegebenen Bedingungen positive Effekte erkennbar. Ganz deutlich wiesen die chemischen Kenngrößen im Fermenterinhalt auf die aufkommende Störung hin (Abb. 2). Aufgrund der Arbeit mit marktüblichen Zusatzstoffen, die sich in Matrix und Zusammensetzung unterscheiden bleibt offen, ob der beobachtete Effekt allein auf die Matrix und/oder die Spurenelemente zurückzuführen ist. Zumindest lassen die Daten aber Hinweise darauf zu, ob die Versorgung mit Spurenelementen auch eine Rolle gespielt hat.

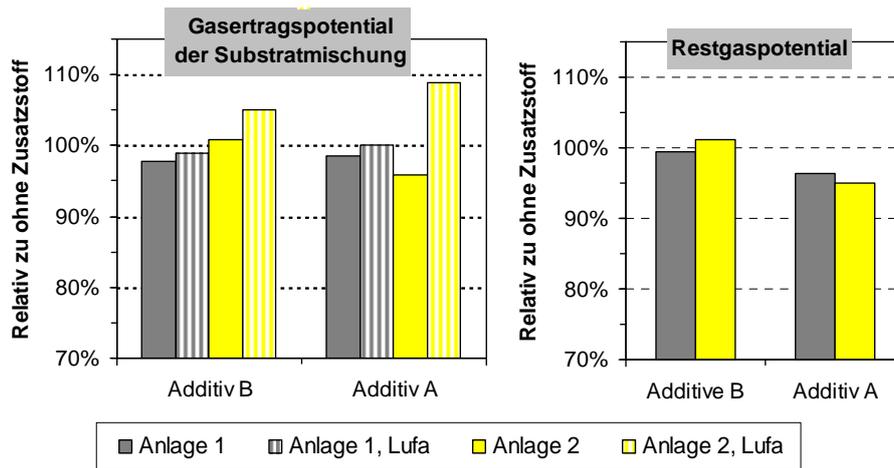


Abb. 1: Veränderung des Gasertragspotentials der anlagentypischen Substrate unter Zugabe zweier mineralischer Zusatzstoffe (Additiv A & B) während der Vergärung in einem Standardinokulum im Vergleich zu ohne Zugabe eines Additivs (links). Rechts ist die Wirkung des Additiveinsatzes auf das Restgaspotential der anlagenspezifischen Inokula relativ zu ohne Zusatzstoff dargestellt. Daten sind Mittelwerte von 2 (Lufa) bis 3 Wiederholungen; Unterschiede sind nicht signifikant

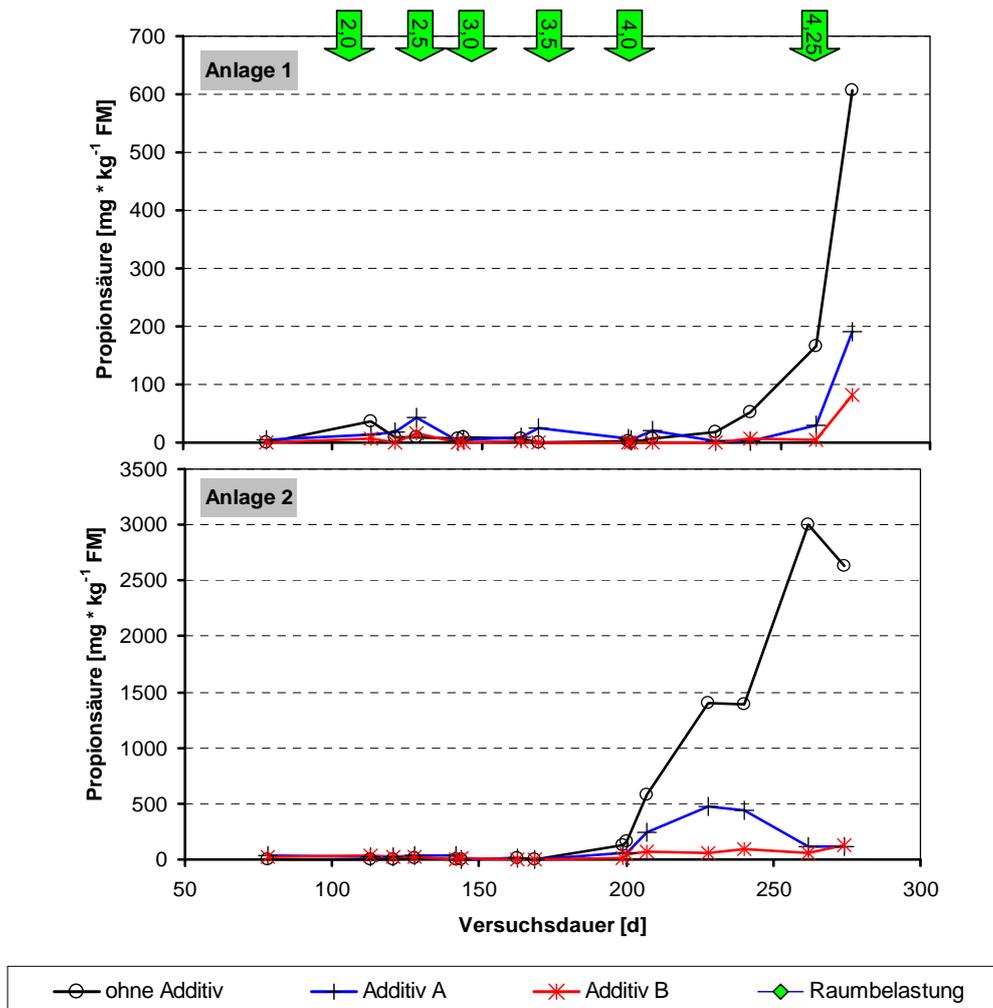


Abb. 2: Veränderung des Propionsäuregehaltes im Durchflussversuch im Verlauf einer Raumbelastungssteigerung in Abhängigkeit von der Zugabe eines Zusatzstoffes (n=1)

4 Schlussfolgerungen mit Ausblick

Die Daten zeigen auf, dass mineralische Additive sowohl spezifische Wirkungen über die enthaltenen Spurenelemente, als auch unspezifische Wirkungen zeigen können. Die Zugabe stabilisiert offensichtlich den Prozess an sich und ermöglicht es, hohe RB ohne Beeinträchtigung der Methanausbeute zu fahren. Eine Steigerung der Abbaueffizienz an sich oder eine Auswirkung auf die Gasqualität war dagegen nicht erkennbar. Die ökonomische Attraktivität des Einsatzes der Zusatzstoffe richtet sich damit ganz klar nach den Rahmenbedingungen auf der Anlage: je knapper der Fermenterraum ist, desto interessanter wird der Einsatz. Auch gilt es im letzten Schritt noch die Übertragbarkeit auf Praxisanlagen zu prüfen, was aktuell in Bearbeitung genommen wird.

Danksagung

Die Untersuchungen erfolgten im Rahmen des Verbundprojektes "Quantifizierung der Wirkung von mineralischen Biogasadditiven bei der Vergärung von nachwachsenden Rohstoffen und deren Verifizierung in der Praxis" (FKZ 22021007 und 22016408): Das Projekt wird gefördert durch das Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) über die Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR) als Projektträger des BMELV für das Förderprogramm Nachwachsende Rohstoffe.

Literaturverzeichnis

- ANDRADE D., H. HEUWINKEL und A. GRONAUER (2009): Potentiale zur alleinigen Fermentation von Grassilage: Aspekte der Silagequalität und Fermentationsbedingungen. Abschluss-Symposium des Biogas Crops Network. Bornimer Agrartechnische Berichte Heft 68. Potsdam Bornim. S. 57-68.
- ANGELIDAKI, I., S.P. PETERSEN und B.K. AHRING: Effects of lipids on thermophilic anaerobic digestion and reduction of lipid inhibition upon addition of bentonite. Appl. Microb. Biotechn. 33, 469-472 (1990).
- ANONYMUS (2006): Vergärung organischer Stoffe - Substratcharakterisierung, Probenahme, Stoffdatenerhebung, Gärversuche. VDI Richtlinie 4630, Verein deutscher Ingenieure.
- BAUER, C., M. LEBUHN und A. GRONAUER (2009): Mikrobiologische Prozesse in landwirtschaftlichen Biogasanlagen. Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft, Heft 12, http://www.lfl.bayern.de/publikationen/daten/schriftenreihe/p_36964.pdf.
- BISCHOFF, M. und D. WAGNER (2007): Optimierte Anlageneffizienz und verbesserte Gasqualität bei der Vergärung von Nachwachsenden Rohstoffen durch mineralische Biogasadditive. Schlussbericht FNR-FKZ 22014906, <http://www.fnr-server.de/ftp/pdf/berichte/22014906.pdf>
- FERNANDEZ, N., F. FDZ-POLANCO, S.J. MONTALVO und D. TOLEDANO (2001): Use of activated carbon and natural zeolite as support materials, in an anaerobic fluidised bed reactor, for vinasse treatment. Wat. Sci. Techn. 44, 1-6.
- HANSEN, K.H., I. ANGELIDAKI und B.K. AHRING (1999): Improving thermophilic anaerobic digestion of swine manure. Wat. Res., 33, 1805-1810.

- HEUWINKEL, H., M. LEBUHN, M. EFFENBERGER, A. GRONAUER, D. PREIBLER, A. LEMMER, H. OECHSNER, H.-F. ERNST, R. JUNGE, und E. HARTUNG (2008): Optimierung des mikrobiellen Umsatzes in landwirtschaftlichen Biogasanlagen. Jahrestagung 2008 Kongressband Jena, VDLUFA Schriftenreihe Band 64, 108-117.
- HEUWINKEL, H., A. ASCHMANN, R. GERLACH und A. GRONAUER (2009): Die Genauigkeit der Messung des Gasertragspotentials von Substraten mit der Batchmethode. Int. Wissenschaftstagung Biogas Science der Bayer. Landesanstalt für Landwirtschaft, Kongressband Erding 2009.
- MONTALVO, S., F. DIAZ, L. GUERRERO, E. SANCHEZ und R. BORJA (2005): Effect of particle size and doses of zeolite addition on anaerobic digestion processes of synthetic and piggery wastes. *Process Biochem.* 40, 1475-1481.
- SANCHEZ, E. und R. ROQUE-MALHERBE (1987): Zeolite as support material in anaerobic wastewater treatment. *Biotechnol. Lett.*, 9, 671-672.

Session 2

Effizienz von Verfahren/Prozessen im Labor- und Technikumsmaßstab

Chairman: Dr. Oechsner

Die Genauigkeit der Messung des Gasertragspotentials von Substraten mit der Batchmethode

H. Heuwinkel, A. Aschmann, R. Gerlach und A. Gronauer

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Landtechnik und Tierhaltung,
Vöttinger Straße 36, 85354 Freising, Deutschland

Zusammenfassung

Der Bestimmung des Gasertragspotentials von Substraten kommt eine große Bedeutung in der Anlagenkonzeption, beim Aufbau von Fruchtfolgen und nicht zuletzt in der Pflanzenzüchtung zu. Trotz einer Standardisierung durch die VDI 4630 (Anonymus 2006) existiert eine große Vielfalt in der Realisation. Angaben zur Genauigkeit und Variation der Messung und der Bedeutung einzelner Faktoren dafür gibt es bisher kaum. Deshalb stellt dieser Beitrag auf Basis der Vorgehensweise am Institut für Landtechnik und Tierhaltung der LfL Aussagen zur Variation der Daten und zur Relevanz des Ausfäulungsgrades des Inokulums für die Qualität der Messdaten vor.

Die Batchversuche am Institut für Landtechnik und Tierhaltung werden in 2 L Laborflaschen angesetzt. Das Inokulum stammt aus einem Technikumsfermenter, der seit Jahren täglich gleichbleibend mit 3 kg organischer Trockenmasse pro m³ gefüttert wird. Mais und Zellulose wurden mit frischem, als auch unterschiedlich stark ausgefautem Inokulum vergoren, wobei das Inokulum allein als Kontrolle diente. Jeder Ansatz bestand aus vier Wiederholungen mit je drei Parallelen.

Die wesentliche Variation der Daten war im *Gasertrag* festzustellen. Realistisch ist im gegebenen Versuchsaufbau ein Variationskoeffizient von bis zu 10 % bei Dreifachmessung. Der Zustand des Inokulums hatte darauf keinen Einfluss. Die ermittelten Gaserträge zeigten klar auf, dass (1) positive, aber auch negative Synergieeffekte vom Substrat auf den Umsatz der Inokulum-oTM ausgehen und deshalb (2) eine Tageskorrektur des Gasertrages mit Hilfe einer Referenz unerlässlich ist. Für Mais erwies sich Zellulose als geeignete Referenzsubstanz. Der *Methangehalt* im Biogas von Mais war mit ausgefautem Inokulum deutlicher höher als mit frischem, während das Biogas aus Zellulose unabhängig von Zustand des Inokulums immer eine ähnliche Zusammensetzung aufwies.

Die Bedeutung dieser Ergebnisse in Verbindung mit der Interpretation und dem Einsatz von Batchversuchsdaten wird diskutiert. Weitere Untersuchungsaspekte werden herausgearbeitet, um die Randbedingungen der Methode zukünftig besser definieren zu können.

Schlüsselwörter:

Batchmethode, Inokulum, Messvariation

Summary

The determination of the possible gas yield of a substrate is of great relevance for e.g. the conception of biogas plants, the design of crop rotations and plant breeding. Although the VDI 4630 (Anonymus 2006) standardised the batch mode practical application still varies widely. Data about the variation and accuracy of the method are scarce. Therefore this work concentrates on precision and accuracy of the data and implications of the inoculum's degree of anaerobic fermentation on this parameter based on the batch mode set up at the ILT of the LfL.

At the ILT batch mode measurements are run in 2 L bottles. The inoculum originates from a fermenter which has been running for several years at a daily feeding rate of three kg volatile solids per m³. Maize and cellulose were fermented together with inocula which differed in the degree of anaerobic fermentation, compared to the inoculum alone. Each experiment comprised of four replicates with three parallels each.

Biogas yield was a strongly varying parameter. From the data it can be concluded that a coefficient of variation of up to 10% should be regarded normal if three batch fermenters of the same substrate are compared. The status of the inoculum did not affect this variation. Data of biogas yield demonstrate that (1) a positive, as well as negative synergy concerning the degradation of volatile solids from the inoculum has to be expected if a substrate is added. Therefore a daily correction of gas yield data is recommended to avoid implausible data. For dry maize cellulose proved to be a good reference substrate. The *methane content* of biogas from maize was clearly lower if the inoculum was freshly used. This was in contrast to cellulose where there was always a similar methane concentration found.

The relevance of these findings for the interpretation of data from batch mode measurements is discussed. Further measurements are outlined to increase the precision of future measurements with this method.

Keywords:

batch mode, inoculum, variation of measurement

1 Einleitung und Problemstellung

Die Untersuchung von Substraten im Batchverfahren zur Bestimmung des Gasertragspotentials ist eine wichtige Information für unterschiedlichste Anwendungen. So liefert sie Daten zur Anlagenplanung, für die Fruchtfolgegestaltung, zur Bewertung von Substraten und ist ein wichtiges Instrument zur Ermittlung potentiell besonders geeigneter Arten und Sorten in der Pflanzenzüchtung. Aufgrund des hohen Aufwandes den die Messung erfordert wird regelmäßig nach einfacheren Alternativen gesucht. So gibt es verschiedenste Vorschläge das Gasertragspotential aus den Inhaltsstoffen des Substrates nach einer Weender/Van Soest-Analyse abzuleiten (KEYMER UND SCHILCHER 2003, AMON ET AL. 2006, KAISER 2007, WEIBBACH 2008). Des Weiteren werden analog zur Futterwertbestimmung Ansätze gesucht die Messung mit NIRS im trockenen oder feuchten Substrat durchzuführen (DARNHOFER et al. 2009, MEBNER et al. 2009). In der Validierung konnte bisher keine dieser Alternativen überzeugen. Ein Grund dafür könnte die Qualität der Eingangsdaten in der Ableitung einer vereinfachten Methode sein, also die Daten der Batchmessung.

Nachdem die Batchmessung keine chemisch-physikalische Analyse, sondern letztlich die Messung einer mikrobiologischen Reaktion auf das Substrat ist, ist die Standardisierung des Verfahrens schwierig. Mit der Abfassung der VDI 4630 (ANONYMUS 2006) wurde aus den damals tätigen Labors heraus eine Vorgabe für die technische Ausführung, die Ansprüche an das Inokulum/der Impfgülle, sowie die Durchführung und Auswertung der Messung gemacht. Sie stellt in ihrer Form keine Anleitung im engeren Sinne dar und liefert auch keine Angaben zur Relevanz einzelner Vorgaben. Diese Defizite sollen in der aktuell laufenden Erarbeitung einer VDLUFA-Vorschrift beseitigt werden. Parallel dazu wird aus derselben Arbeitsgruppe heraus Ringversuche durchgeführt an dem sich im dritten Durchgang mehr als 30 Labore beteiligten (MEBNER et al., 2009). Die Ringversuche beseitigten eine Vielzahl an Problemen, insbesondere im Bereich der Auswertung der Daten, und erhöhten damit deren Vergleichbarkeit. Im letzten Durchgang mit Zellulose, Gras- und Maissilage als Prüfsubstrate wurde mit 8-10% Variation zwischen den Laboren ein zufrieden stellendes Ergebnis erzielt. Aussagen zur Variation der Messungen und deren Ursache innerhalb eines Labors sind dagegen bisher nur zum HBT-Test publiziert, der laborintern mit 7,1% angegeben wird (HELLFRICH und ÖCHSNER, 2003). Nachdem die Vorgehensweise im HBT aufgrund der geringen Größe des Reaktorraumes eine deutliche Voraufbereitung von Inokulum und Substrat erfordert, liegen zu dem häufigsten Batchverfahren, der direkten Einbringung von Inokulum und Substrat, keine publizierten Daten zur laborinternen Variation vor.

Dieser Beitrag hat zum Ziel diese Lücke etwas zu füllen und zur weiteren Diskussion anzuregen. Ausgehend von der standardisierten Vorgehensweise im Labor des Institutes für Landtechnik und Tierhaltung der LfL und den in der Vergangenheit gewonnenen Daten wurden zwei Schlüsselaspekte erarbeitet: (1) Die Bedeutung des Ausfaltungsgrades des Inokulums und (2) die mögliche Wechselwirkung zwischen Substrat und Inokulum während der Gasbildung am Beispiel zweier einfacher Substrate (Zellulose und Mais).

2 Material und Methoden

Die Batch-Versuchsanlage ist entsprechend den Richtlinien der VDI 4630 (ANONYMUS 2006) als automatisch gesteuerte Anlage mit einer Gaserfassung durch Milligascounter® (RITTER, Bochum, Deutschland) und der Gasanalyse über eine Anlage von AWITE (Lan-

genbach, Deutschland) ausgeführt. Die Details des technischen Aufbaus und das Standardvorgehen am Institut für Landtechnik und Tierhaltung der LfL zur Ermittlung des Gasertrages im Batchversuch sind bei KAISER (2007) beschrieben. Im Unterschied zu dessen Beschreibung werden inzwischen stündlich kumulierte Daten ausgewertet und prinzipiell nur drei Parallelen angesetzt. Die Einwaage an Substrat ist auf 20 g Trockenmasse (TM) festgelegt, wodurch das Verhältnis zwischen Inokulum- und Substrat-oTM (organischer Trockenmasse) geringfügigen Schwankungen unterliegt.

Die beiden in diesen Versuchen wiederholt geprüften Substrate, Zellulose und Mais, entstammten jeweils einer Charge. Ihre wesentlichen Inhaltsstoffe sind in *Tabelle 1* zusammengestellt.

Tab. 1: Kenndaten zu den im Versuch wiederholt geprüften Substraten. Messdaten einer Doppelanalyse (oTM: n=3). Abweichungen vom Erwartungswert der Zellulose verdeutlichen die Chargenreinheit und übliche Messabweichungen für so einseitig zusammengesetzte Materialien

Substrat	oTM	C _{org}	N _{org}	RF	Stärke	NDF	ADF	ADL
	----- [% der Trockenmasse] -----							
Mais	97,3	45,6	1,34	14,6	43,5	41,5	25,0	2,70
Zellulose, Messung	98,3	43,1	-	57,1	-	-	98,1	0,20
Zellulose, Erwartung	100	44,4	0		0	100	100	0

Das Inokulum stammt aus dem institutseigenen Technikumsfermenter zur Vorhaltung eines Inokulums. Dieser Fermenter wird seit Jahren mit einer Raumbelastung von $3,0 \text{ kg oTM} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ mesophil (38°C) geführt. Gefüttert wird mit 80% Bullengülle und 20% Totalmischration für Milchvieh (Gras-, Maissilage, Heu, Stroh, Mineralfutter) berechnet auf Basis der oTM. Daraus ergibt sich eine mittlere Verweilzeit von 18,5 Tagen. Die Fütterung erfolgt einmal täglich. Der Fermenterinhalt, der vor der Fütterung entnommen wird, dient als Inokulum („Standardinokulum“). In dieser Arbeit wurde das Inokulum unterschiedlich stark ausgefault. Zum jeweiligen Ansatztermin waren demzufolge die prozessrelevanten Eigenschaften der Inokula deutlich verschieden (*Tab. 2*). Wichtig: das Inokulum des ersten und zweiten Versuchs stammte aus derselben Entnahme. Das Ausfäulen erfolgte immer unter stetigem Rühren bei 38°C , um keine Änderungen der Umweltbedingungen zwischen Technikums- und Batchfermenter einzubringen.

Tab. 2: Kenndaten der Inokula zum Zeitpunkt des Ansatzes. Messdaten von vier (Versuch 1), zwei (Versuch 2) und einer Doppelanalyse

Versuch	Ausfäulungsgrad etc.	Trockensubstanz [% Frischmasse]		organische Trockensubstanz [% Trockenmasse]		Essigsäure [mg * L ⁻¹]	
		Wert	Vk	Wert	Vk	Wert	Vk
1	Frisch	4,62%	1,9%	73,8%	0,7%	670	24%
2	ausgefäult, 21 d	3,98%	2,5%	70,6%	0,5%	195	2%
3	Ausgefäult, 36 d	5,16%		69,7%		104	
4	Ausgefäult, 17 d, dick	5,94%		71,0%		38	
4	Ausgefäult, 17 d, dünn	5,49%		69,3%		32	

In jedem Versuch wurde das Inokulum allein (Kontrolle), das Inokulum mit Zellulose (Zellulose) bzw. Mais (Mais) in 4facher Wiederholung mit je drei Parallelen angesetzt. Beim Ansatz der Fermenter wurde blockweise vorgegangen, d.h. eine Wiederholung komplett angesetzt, um mögliche Effekte durch den Zeitversatz während des Ansetzens in jeder Variante erkennen bzw. diese in den zufälligen Fehler eingehen lassen zu können.

Die Gaserträge wurden normiert und eine Kopfraumkorrektur vorgenommen. Der spezifische Gasertrag eines Substrates errechnet sich aus der Kumulation der stündlich berechneten Differenzen zwischen Inokulum mit Substrat und Inokulum allein.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Gasertrag

Das Ausfaulen senkte das Restgaspotential des Inokulums deutlich ab (Abb. 1). Zwischen den hier geprüften Ausfaulungszeiträumen bestand kein signifikanter Unterschied im Restgaspotential. Frisch war dagegen ein etwa doppelt so hoher Gasertrag messbar. Der Essigsäuregehalt wurde durch das Ausfaulen erwartungsgemäß abgesenkt (Tab. 2), während der Methangehalt davon nicht beeinflusst war, sondern insgesamt unsystematisch schwankte (Abb. 2).

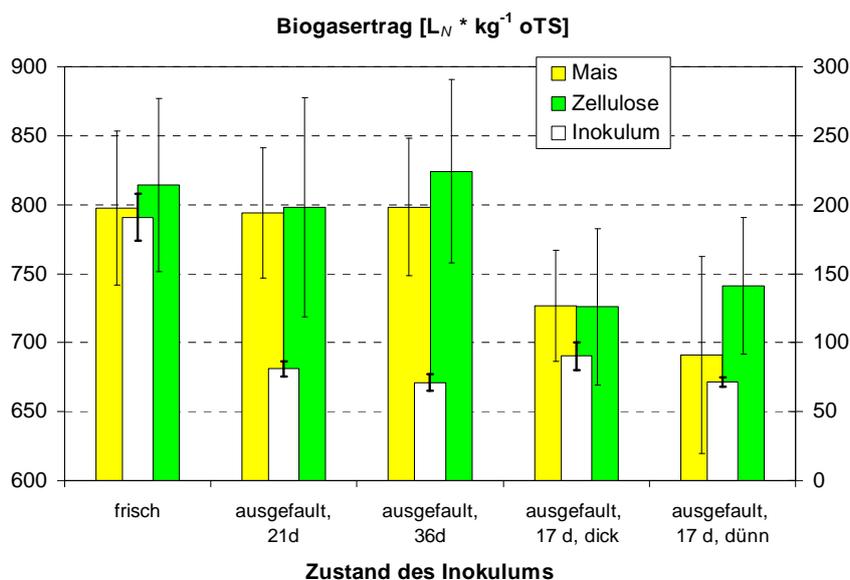


Abb. 1: Biogasbildung aus der organischen Trockenmasse des Inokulums (rechte y-Achse) und der Substrate (linke y-Achse). Angegeben sind Mittelwerte +/- Standardabweichung ($n = 4 \cdot 3$)

Die Nettogasbildung aus beiden Substraten unterlag deutlichen Schwankungen (Abb. 1). Sie wurde nicht durch das Ausfaulen beeinflusst. Allerdings deutet der geringere Ertrag im vierten Versuch an, dass der aktuelle Zustand des Inokulums zum Ansatz eine Rolle spielen kann. Beide Substrate erbrachten im Versuch 4 gleichermaßen abgesenkte Gasmengen. Hochgerechnet aus dem lt. Analyse gefütterten Kohlenstoff (43,8% und 46,9% der oTM, Zellulose und Mais) ergibt sich ein maximal möglicher Gasertrag von 816 L_N bzw. 874 L_N Biogas kg⁻¹ oTM. Theoretisch enthält reinste Zellulose 44,37% C im oTM und ergibt bei 100%iger Umwandlung 827 L_N Biogas kg⁻¹ oTM. Ausgehend von der VDI 4630 (ANONYMUS, 2006) ist mit einem C-Verbrauch von 5-10% durch die mikrobielle Biomasse zu rechnen, woraus sich ein Erwartungswert von 734-775 L_N bzw. 787-830 L_N Nettogasbil-

dung ergibt. Diese Werte wurden in den ersten drei Versuchen klar übertroffen, bis hin zu Einzelwerten deutlich oberhalb des theoretisch möglichen Volumens (907 bzw. 901 L_N). Dies zeigt, dass die Zugabe von Substrat einen verstärkten Abbau von Inokulum-C verursachen kann und deckt sich z.B. mit der Erfahrung zur Mineralisierung von N in Bodenproben (JENKINSON et al. 1985), wo es auch aufgrund der Zugabe von Stickstoff zu einer überproportional verstärkten mikrobiologischen Umsetzung kommt. Damit ist im Batchversuch eine Normierung der Daten anhand eines geeigneten Standards nötig, die für trockenen Mais, wie hier gezeigt, durch Zellulose erfolgen kann. Hierdurch werden sowohl ungewöhnlich hohe, als auch niedrige Messwerte auf ein plausibleres Niveau korrigiert. Als Normierungsrichtwert für die Zellulose ist dafür der in der VDI 4630 (Anonymus 2006) angegebene Wert von 745 L_N geeignet. Diese Normierung ändert am Ranking zwischen Proben innerhalb desselben Ansatzes nichts, sondern macht den Vergleich mehrerer Ansätze überhaupt erst möglich. Durch diese Maßnahme könnte die Variation des Messwertes für ein Substrat zwischen mehreren Laboren womöglich sogar geringer ausfallen, als in der bisherigen Auswertung der Ringversuche dargestellt (MEBNER et al. 2009), nicht allerdings für die Zellulose. Es würde erklären, warum ein künstliches, sehr homogenes, voll verdauliches Substrat wie die Zellulose, in der Untersuchung nahezu dieselbe Variation zwischen den Laboren aufzeigt, wie die natürlichen Substrate Mais- und Grassilage. Und noch mehr hilft es zu verstehen warum in dieser Untersuchung der Mais hinsichtlich der Variation der Messwerte nicht von Zellulose verschieden ist. Dabei ist aber zu berücksichtigen, dass Mais ein an sich gut abbaubares Material darstellt, abgesehen vom Lignin, das bakteriell nicht abgebaut werden kann.

Die Normierung ändert dagegen nichts an der Wiederholstreuung einer Messung eines Labors. Der Variationskoeffizient des Gasertrages betrug in den hier vorgestellten Messungen substratunabhängig rund 10%. Diese Streuung begrenzt die Trennschärfe der Methode zur Unterscheidung des Gasertragspotentials zweier Substrate. Ausgehend von einem Gasertrag von 700 L_N sind statistisch gesehen überschlagsweise Messwerte von +/- 10 % ($2 \cdot \text{StAbw}$), d.h. 630 – 770 L_N nicht verschieden. Diese auf den ersten Blick vielleicht große Streuung ist nicht ungewöhnlich im Bereich landwirtschaftlicher Untersuchungsparameter (vergl. z.B. Ringversuche zur Bodenuntersuchung). Durch eine intensive Aufbereitung des Untersuchungsmaterials sind möglicherweise geringere Streuungen realisierbar (HELLFRICH und ÖCHNSER 2003). Inwieweit dies auch im direkten Vergleich der Messaufbauten noch zutrifft ist zu zeigen. Eine entsprechende Untersuchung dazu läuft z.Zt. an der Uni Kiel (S. OHL, mündliche Mitteilung).

Tab. 1: Standardabweichung (s) und Variationskoeffizient (V_k) der Biogasbildung aus den Inokula und Substraten ($n = 4 \cdot 3$). Über alle Ansätze ergab sich ein V_k von 9,0 bzw. 9,4% für Zellulose und Mais ($n = 5 \cdot 4 \cdot 3$)

Versuch	Ausfaltungsgrad etc.	Inokulum		Zellulose		Mais	
		$s [L_N \cdot \text{kg}^{-1} \text{oTM}]$	V_k	$s [L_N \cdot \text{kg}^{-1} \text{oTM}]$	V_k	$s [L_N \cdot \text{kg}^{-1} \text{oTM}]$	V_k
1	Frisch	17,0	8,9%	62,9	7,7%	55,8	7,0%
2	ausgefault, 21 d	5,3	6,6%	79,5	10,0%	47,4	6,0%
3	Ausgefault, 36 d	6,1	8,6%	66,5	8,1%	49,8	6,2%
4	Ausgefault, 17 d, dick	10,1	11,2%	56,6	7,8%	40,1	5,5%
4	Ausgefault, 17 d, dünn	3,5	5,0%	49,5	6,7%	71,4	10,3%

3.2 Methangehalt im Biogas

Im Unterschied zum Gasertrag der Substrate variierte der Methangehalt im Gas kaum. Unabhängig von Ansatz und Substrat bewegte sich dessen Variationskoeffizient unter 2%. Offensichtlich war die Varianz, die für das Inokulum allein noch festzustellen war, ohne Relevanz für die Methanbildung aus dem Substrat. Mit im Mittel aller Versuche 51,6 % Methan war der Wert für Zellulose etwas höher als er sich aus der Stöchiometrie des Abbaus berechnet (50 %, BUSWELL und MUELLER, 1952). Hierfür könnte eine Verwertung von CO₂ durch hydrogenotrophe Archea verantwortlich gewesen sein, die dies mit dem ebenfalls gebildeten H₂ zu Methan reduzieren. Im Unterschied zur Zellulose war der Methangehalt im Biogas aus Mais systematisch zwischen den Ansätzen verschieden. Ausgefauerte Inokula führten ausnahmslos zu deutlich höheren Methangehalten als das frische Inokulum (54 % im Vergleich mit 50,7 %). Für diesen erheblichen Versatz können nur Unterschiede in der Abbaukinetik verantwortlich sein, die auf den Ausfaltungsgrad zurückgehen müssten. Nachdem im Unterschied zur Zellulose der Mais leicht verdauliche Kohlehydrate enthält könnte hier auch der Erklärungsansatz für den Unterschied zu suchen sein: Im frischen Inokulum liegt leicht abbaubares Material in größerer Menge vor, was die Mikroorganismenaktivität bindet, womit die Zugabe von Mais keine Änderung bewirkt. Ausgefauert dagegen besteht ein hoher Bedarf an leicht verdaulichem C, das der Mais mitbringt. Dadurch könnte das Potential für eine hydrogenotrophe Methanbildung überproportional zunehmen, mit entsprechenden Folgen für den mittleren Methangehalt im Messzeitraum. Das ein mehr an Stärke dem spezifischen Methanertrag zuträglich sein kann zeigt sich auch in anderen Untersuchungen (EDER et al. 2009), auch wenn dies bisher von insgesamt untergeordneter praktischer Relevanz zu sein scheint.

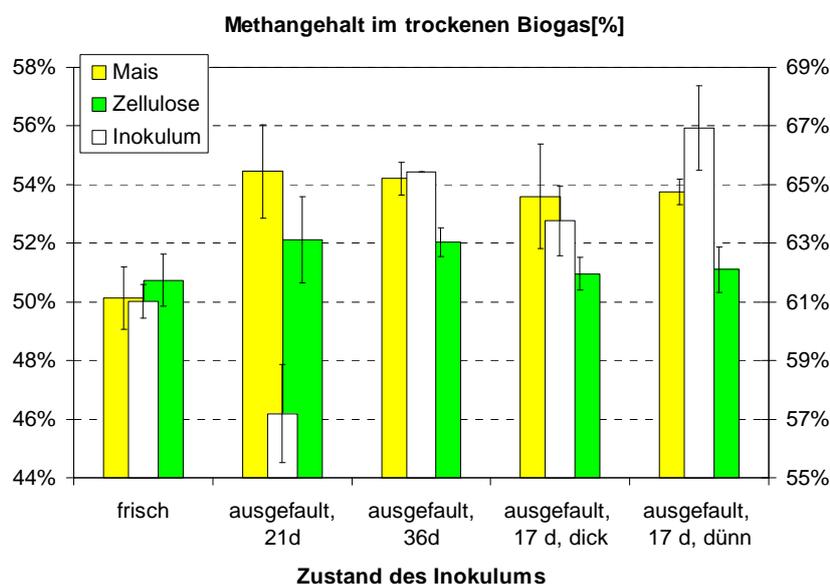


Abb. 2: Methangehalte im Biogas des Inokulums (rechte y-Achse) und der Substrate (linke y-Achse). Angegeben sind Mittelwerte +/- Standardabweichung (n = 4)

4 Schlussfolgerungen mit Ausblick

Eine Konsequenz aus diesen Untersuchungen ist, dass für die Batchmethode eine Korrektur der Gasertragsdaten erforderlich ist, um Tageseffekte in der Performance des Inokulums auszuschließen. Ein Eingriff, der in vielen Bereichen der physikalisch-chemischen Untersuchungen ein Standardvorgehen ist. Für Mais erwies sich dazu Zellulo-

se als geeignete Referenzsubstanz. Offen ist, ob dies auch auf anders zusammengesetzte Substrate übertragbar wäre. Der Gasertrag wurde nicht vom Ausfäulungsgrad des Inokulums beeinflusst, womit eine Forderung der VDI 4630 (ANONYMUS 2006) irrelevant scheint. Allerdings vermindert ein Ausfäulen den Blindwert, was bei schwachen Substraten hilfreich sein könnte. Am Institut für Landtechnik und Tierhaltung wird inzwischen ein einwöchiges Ausfäulen durchgeführt.

Es bleibt zu prüfen, ob die deutliche Variation im Gasertrag durch den Einsatz anderer Inokula vermindert werden könnte, da andere Labore mündlich geringere Streuungen berichten. Dazu ist ein direkter Vergleich mit einem anderen Labor zu suchen.

Nachdem der Methangehalt vom Ausfäulungsgrad abhängig war, ist zu prüfen, ob (1) sich dies reproduzieren lässt, (2) dies von Substrateigenschaften abhängt, (3) dies vom Inokulum beeinflusst wird (hier güllebetont) und (4) dies mit Unterscheiden im Prozessablauf zu erklären wäre. Zu Letzterem stellen Untersuchungen mit dem Einsatz von stabilisotopisch markierten Ausgangssubstanzen, wie sie von LAUKENMANN ET AL. (2009) vorgestellt werden, ein Schlüsselinstrument dar.

Obwohl die Batchmethode zur Abschätzung des Gasertragungspotentials schon viele Jahre angewandt wird, zeigen diese Untersuchungen einen Optimierungsbedarf auf. Der Erkenntnisgewinn sollte in die VDLUFA-Methodenvorschrift einfließen. Die Daten verdeutlichen, dass die Schwierigkeiten alternative Vorgehensweisen zur Bestimmung des Gasertragungspotentials zu entwickeln, evtl. auch an den Grenzen der Batchmethode selbst scheitern könnten.

Danksagung

Unser Dank gilt allen Kollegen, die immer wieder zur Diskussion und zum Erfahrungsaustausch zur Verfügung standen. Besonders danken möchten wir Herrn Dr. Manfred Bischoff (LUFA Nord-West) für seine Offenheit. Auch danken wir allen Auftraggebern für Batchuntersuchungen, namentlich Herrn Rath (DMK), Herrn Sticksel (IPZ, LfL) und Herrn Horstmann (Syngenta Seeds), für Ihr Verständnis und Ihre Geduld während der Erarbeitung dieser Daten, die die Bearbeitung Ihrer Aufträge verzögerte.

Literaturverzeichnis

- ANONYMUS (2006): Vergärung organischer Stoffe - Substratcharakterisierung, Probenahme, Stoffdatenerhebung, Gärversuche. VDI Richtlinie 4630, Verein deutscher Ingenieure.
- AMON, T., V. KRYVORUCHKO, K. HOPFNER-SIXT, B. AMON, V. BODIROZA, M. RAMUSCH, R. HRBEK, J.K. FRIEDEL, W. ZOLLITSCH UND J. BOXBERGER (2006): Biogaserzeugung aus Energiepflanzen. Ländlicher Raum, Online-Fachzeitschrift des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Österreich, 1-25.
- BUSWELL, A. M. und H. F. MUELLER (1952): Mechanism of methane fermentation. Ind. Eng. Chem. 44, 550-552.
- DARNHOFER, B., J. EDER, H. OECHSNER, M. MUKENGELE (2009): Entwicklung einer NIRS Kalibration zur Bestimmung der Biogasausbeute von Mais. Int. Wissenschaftstagung Biogas Science der Bayer. Landesanstalt für Landwirtschaft, Kongressband Erding 2009.
- EDER ET AL. (2009) : Welcher Maissortentyp zur Biogasproduktion ? Int. Wissenschaftstagung Biogas Science der Bayer. Landesanstalt für Landwirtschaft, Kongressband Erding 2009.
- HELLFRICH und ÖCHSNER (2003): Hohenheimer Biogasertragstest. Agrartechnische Forschung 3, 27-30.
- JENKINSON, D.S., R.H. FOX und J.R. RAYNER (1985): Interactions between fertilizer nitrogen and soil nitrogen – the so-called ‚priming‘ effect. Journal of Soil Science 36, 425-444.
- KAISER, F.L. (2007): Einfluss der stofflichen Zusammensetzung auf die Verdaulichkeit nachwachsender Rohstoffe beim anaeroben Abbau in Biogasreaktoren. Dissertation, TU München.
- KEYMER, U. und A. Schlicher (2003): Biogasanlagen: Berechnung der Gasausbeute von Kosubstraten. Internetrechner, <http://www.lfl.bayern.de/ilb/technik/03029/>
- LAUKENMANN, S., H. HEUWINKEL, A. GRONAUER und F. KEPPLER (2009): Stabile Kohlenstoffisotope: Eine neue Lasermethode zur Prozessanalyse und Identifikation mikrobiologischer Reaktionen im Biogasprozess. Int. Wissenschaftstagung Biogas Science der Bayer. Landesanstalt für Landwirtschaft, Kongressband Erding 2009.
- MEßNER, H., N. LÜTGE ENTRUP, S. WULF, H. DÖHLER, R. BAETZEL, C. PFITZNER, S. KAISER, J. SCHILF und J.-M. GREEF (2009): Bewertung nachwachsender Rohstoffe zur Biogaserzeugung. FNR-Verbundvorhaben „naRoBi“ mit ersten Ergebnissen. Mais 36 (3), 96-101.
- WEIBACH, (2008): Zur Bewertung des Gasbildungspotenzials von nachwachsenden Rohstoffen. Landtechnik 63 (6), 356-358.

Kombinierte mechanisch-enzymatische Vorbehandlung zum verbesserten Substrataufschluss bei der Vergärung nachwachsender Rohstoffe

D. Schieder, J. Ellenrieder und M. Faulstich

Technologie- und Förderzentrum (TFZ), Schulgasse 18, 94315 Straubing, Deutschland

Zusammenfassung

Die Vergärung speziell lignocellulosehaltiger nachwachsender Rohstoffe erfolgt in landwirtschaftlichen Biogasanlagen häufig langsam und unvollständig. In der Regel verbleiben Gärreste mit größeren Mengen an nicht abgebauten Faserstoffen. Zusätzliche Probleme beim Fermenterbetrieb können sich durch die Neigung zur Quellung und Bildung von Schwimmdecken, insbesondere bei der Vergärung von Grüngut, ergeben. Vor diesem Hintergrund wurden an der TU München Arbeiten zur kombinierten mechanisch-enzymatischen Substratvorbehandlung von Maissilage und Grüngut durchgeführt. Zielstellung war eine zumindest partielle Hydrolyse und Verflüssigung der Substratmischen um eine Verbesserung der Rühr- und Pumpfähigkeit sowie eine beschleunigte Vergärung zu erreichen. Zu diesem Zweck wurden die Substrate mechanisch feinzerkleinert und anschließend mit saccharolytischen und pectinolytischen Enzymen versetzt. Hierbei wurden verschiedene kommerziell verfügbare Präparate eingesetzt und der Grad der Stoffauflösung mit verschiedenen Methoden geprüft. Zur mechanischen Feinzerkleinerung wurde ein Refiner eingesetzt, eine Technologie, die üblicherweise in der Papier- und Zellstoffindustrie genutzt wird. Neben Arbeiten im Labormaßstab erfolgten ergänzende Versuche im halbtechnischen Maßstab auf dem Gelände der Biogasanlage des Projektpartners Fa. Green Energy. Die erfolgversprechendsten Varianten wurden in semi-kontinuierlich betriebenen 20-Liter Fermentern hinsichtlich ihres Gärverhaltens untersucht.

Im Ergebnis konnten an Maissilage mit einem Amylase- und einem Pektinase-Präparat unter voraussichtlich wirtschaftlichen Bedingungen eine signifikante Stoffauflösung und Verbesserung der Pumpfähigkeit erreicht werden. An Grüngut konnten zwar ähnliche Effekte erzielt werden, aufgrund der erforderlichen Enzymmengen war jedoch keine wirtschaftliche Perspektive erkennbar. Die Fermentation mit Maissilage erbrachte bei Raumbelastungen von rund 1,5-2 kg oTS/(m³*d) spezifische Biogaserträge von rund 0,7 l/g oTS bzw. spezifische Methanerträge von rund 0,4 l/g oTS. Im Rahmen der Untersuchungen konnte für das feinzerkleinerte Material aber kein positiver Einfluss der enzymatischen Vorhydrolyse auf den Biogasertrag festgestellt werden.

Summary

The anaerobic digestion of lignocellulosic fractions of renewable biomass in biogas plants usually performs slowly and incompletely leaving fibrous residues. Additionally, substrates like grass often cause problems at plant operation by swelling or forming scum layers in the digester. Thus, our work focussed on a combined mechanical disintegration and enzymatic pre-treatment of corn silage, grass, and grass silage to achieve a partial hydrolysis of the substrates and to get suspensions of improved pumpability. Additionally, we expected a faster digestion of the pre-treated substrates and higher biogas yields. To get an intensive disintegration we used the refiner-technology, which is commonly utilized for the fine grinding of fiber suspensions in the paper-making industry. For the subsequent enzymatic hydrolysis we tested several commercially available saccharolytic and pectinolytic enzyme commodities and investigated their effects on the solid substrate decomposition, viscosity and the pumpability of the suspensions. Experiments were performed in laboratory scale as well as a semi-technical scale at the biogas plant of our SME-partner within the project. We also tested the most promising enzymatic pre-treatments with respect to their effects on the fermentation process in semi-continuously operated laboratory scale digesters.

On corn silage we achieved the best and presumably economically feasible results of solid substrate decomposition and pumpability with amylase and pectinase based commodities. We also obtained good results with a cellulase commodity on grass and grass silage. Yet, due to the high demand of enzyme, the economical feasibility was doubtful. The fermentation experiments therefore were performed on corn silage. At substrate loads of 1.5-2 kg VS/(m³*d) we obtained fairly good biogas yields of around 0,7 l/g VS and methane yields of about 0,4 l/g VS, respectively. However, at the chosen fermentation conditions we could not establish any positive effects of the enzymatic pre-hydrolysis on the biogas yields of the fine grinded substrate.

1 Einleitung

Seit der ersten Novellierung des Erneuerbaren Energiegesetzes (EEG) 2004 erfolgte eine weitgehende Umstellung der Biogasbranche auf meist landwirtschaftlich angebaute, nachwachsende Rohstoffe, wie Mais- oder Grassilage, sowie teilweise auch Reststoffe, wie Grasschnitt aus der Landschaftspflege. Nachwachsende Rohstoffe liefern höhere Gaserträge als Wirtschaftsdünger wie Gülle oder Festmist. Allerdings ist die Gesteuerung dieser Rohstoffe, speziell wenn sie abgebaut werden müssen, im Vergleich zu Wirtschaftsdüngern sehr kostenintensiv. Insbesondere 2007/2008 war ein hohes Preisniveau von Maissilage, die das Hauptsubstrat von NaWaRo-Biogasanlagen bildet, zu verzeichnen. Die hohen Kosten der Rohstoffgesteuerung erfordern trotz Zusatzvergütung bei Stromeinspeisung nach EEG („NaWaRo-Bonus“) aus betriebswirtschaftlicher Sicht einen möglichst effizienten Gärprozess und eine möglichst optimale Ausnutzung des Biogaspotenzials der Substrate.

In landwirtschaftlichen Biogasanlagen erfolgt die Vergärung lignocellulosehaltiger nachwachsender Rohstoffe aber häufig recht unvollständig. In der Regel verbleiben Gärreste mit größeren Mengen an nicht abgebauten Faserstoffen. Zudem verläuft der Substratabbau eher langsam. Man geht davon aus, dass der langsame und unvollständige anaerobe Abbau von lignocellulosehaltigen Substraten zum einen auf der Inkrustierung der Polysaccharidstrukturen durch Lignin beruht, das anaerob nicht oder kaum umgesetzt wird. Ein Großteil der Cellulose liegt zudem in schwer hydrolysierbaren kristallinen Strukturen vor. Nicht zuletzt aufgrund der Heterogenität der Hemicellulosestrukturen erfordert der effektive enzymatische Abbau von Lignocellulose das Zusammenwirken einer Vielzahl verschiedener Enzymaktivitäten, die durch die Anaerobbiozönose zunächst bereitgestellt werden müssen [BEGUIN, 2004; LYND, 2002; SAHA, 2003; SCHWARZ, 2003]. Eine annähernd vollständige Vergärung wird somit häufig erst nach langen Gärzeiten mit hohen hydraulischen Verweilzeiten erreicht. Zusätzliche Probleme bei der Vergärung in Biogasanlagen können sich durch die Neigung zur Quellung und Bildung von Schwimmdecken im Fermenter, vor allem bei der Vergärung von Grüngut, ergeben [KRIEG, 2001; TRIESDORF, 2005].

Seit einigen Jahren wird daher verschiedentlich versucht, den anaeroben Abbau lignocellulosehaltiger nachwachsender Rohstoffe durch Zusatz spezieller Enzympräparate zu verbessern, die meist von Produktionsstämmen aerober cellulolytischer Pilze gewonnen werden [BRULÉ, 2007; GERHARDT, 2007]. So veröffentlichte die Fa. Biopract 2007 Ergebnisse aus Feldtests zum Einsatz ihres aus *Trichoderma reesei spec.* gewonnenen Multienzympräparates MethaPlus L/S 100 in 30 landwirtschaftlichen Biogasanlagen. Im Durchschnitt über alle Anlagen bildeten Maissilage und Rindergülle die Hauptsubstrate. Das Unternehmen berichtete über Biogasmehrerträge zwischen 6,4 und 34,9%. Weiterhin wurden zusätzliche Effekte, wie eine Reduktion der Viskosität der Gärmaischen und der Schwimmdeckenbildung beobachtet [GERHARDT, 2007]. KAISER untersuchte 2004 im Auftrag der Fa. COWATEC GmbH den Einfluss des kommerziellen Präparates MethaPlus S100 auf die Vergärung von Maissilage in Batchansätzen und stellte bei einer Dosierung von 200g Enzympräparat/Mg Substrat-TS einen Methanmehrertrag von ca. 14% gegenüber den Referenzansätzen fest. Hinsichtlich des Abbaus spezieller Inhaltstoffe beobachtete er allerdings keine signifikanten Unterschiede [KAISER, 2004]. AMON et al. untersuchten ebenfalls in mesophilen Batchansätzen die Wirkung von Cellulasen auf die Vergärung von Maissilage und überständiger Wiesengrassilage und fanden Mehrerträge zwischen – 3 und + 18% für Maissilage, jedoch bis zu 67% für die Wiesengrassilage

[AMON, 2005a]. Hingegen fanden BRULÉ et al. bei mesophilen Batchgärversuchen (37°C, 35 Tage Gärzeit) an Maisstroh mit vier verschiedenen cellulolytischen und hemicellulolytischen Mischenzymen bei Dosierungen zwischen 0,1 und 10 g Enzym/kg Substrat-TS keine die Bereiche statistischer Schwankungen überschreitenden Einflüsse auf den Methanertrag. Auch konnten sie keine Unterschiede zwischen Ansätzen mit aktivem und thermisch inaktiviertem Enzympräparat beobachten. Die Autoren nennen verschiedene mögliche Erklärungsmuster, u. a. ein für das Substrat möglicherweise ungeeignetes Enzymspektrum, Hemmung durch hohe Ligningehalte, irreversible Adsorptionen der Enzyme auf dem Substrat oder den Abbau der Enzyme durch Mikroorganismen [BRULÉ, 2007]. ROMANO et al. führten eine Versuchsreihe an Weizengras mit den cellulolytischen Enzympräparaten Celluclast 1.5 L/Novozyme 188 und Novozyme 342 durch. Dabei untersuchten sie batchweise bei 50°C verschiedene Varianten, nämlich den Enzymzusatz in einer einstufigen Vergärung, die mehrtägige enzymatische Vorhydrolyse des Substrates mit anschließender Vergärung, sowie den Zusatz von Enzymen in der mikrobiologischen Hydrolysestufe einer zweistufigen Vergärung. ROMANO et al. fanden bei einer Gärzeit von 14 Tagen keinen Effekt beim Enzymzusatz im einstufigen Prozess, eine leichte Beschleunigung der Vergärung, aber keinen nennenswerten Gasmehrertrag bei der Variante der enzymatischen Vorhydrolyse, jedoch deutliche Biogasmehrerträge beim Enzymzusatz in der Hydrolysestufe einer zweistufigen Vergärung [ROMANO, 2009].

Die hier vorgestellten, anwendungsorientierten Arbeiten zur kombinierten mechanisch-enzymatischen Substratvorbehandlung von Maissilage und Grüngut verfolgten das Ziel einer zumindest partiellen Hydrolyse und Verflüssigung der Substratmaischen um eine Verbesserung der Rühr- und Pumpfähigkeit zu erreichen. Den Hintergrund bildete das Konzept, Substratmaischen mit möglichst hohem TS separat aufzubereiten in geschlossenen Behältern quasi geruchsfrei an siedlungsnahe Biogasanlagen anzuliefern. Die Akzeptanz von Biogasanlagen in der Bevölkerung könnte so verbessert und eine Installation der Anlagen in der Nähe von Wärmeverbrauchern erleichtert werden. Die Arbeiten zielten daher nicht primär auf eine Unterstützung des faserhydrolytischen Abbaus während des Biogasprozesses, sondern auf eine geeignete Vorbehandlung der Substrate; jedoch bestand die Erwartung, durch die mechanisch-enzymatische Vorbehandlung eine beschleunigte Vergärung und/oder erhöhte Biogausausbeute zu erreichen.

Im Rahmen der Arbeiten wurde ein Refiner zur mechanischen Substrataufbereitung eingesetzt. Diese Technologie wird üblicherweise zur Herstellung von Fasersuspensionen in der Papierindustrie genutzt und ermöglicht eine Feinzerkleinerung durch Zerfaserung der Substrate. Für die nachfolgende enzymatische Hydrolyse wurden verschiedene kommerziell verfügbare Präparate untersucht. Der Fokus lag neben primär cellulolytischen auch auf Präparaten, die eine hydrolytische Wirkung gegenüber potenziell quellfähigen Bestandteilen der Substrate, wie Pektinen, β -Glucanen und/oder Stärke erwarten ließen.

2 Experimentelles Vorgehen

2.1 Mechanisch-enzymatische Vorbehandlung

Die Untersuchungen zur mechanisch-enzymatischen Substrataufschluß wurden an Maissilage (Häckselgut) und Grüngut (Rasenschnitt und Grassilage) durchgeführt.

Die Zerkleinerung von Maissilage und Rasenschnitt erfolgte durch den Projektpartner, Fa. Green Energy, mit Hilfe eines halbtechnischen Hochkonsistenz-Refiners (*Abbildung 1*) der Papiertechnischen Stiftung PTS, Heidenau. Der Refiner war auf einen Siebdurchgang

von 1,5 mm eingestellt. Das Substratmaterial wurde als Feuchtmasse durch den Refiner gefahren. Ergänzend wurde eine Grassilagecharge - ebenfalls als Feuchtmasse - im Labor zunächst auf Faserlängen von ca. 5 mm geschnitten, dann in einem Labormixer weiter zerkleinert. Eine Bestimmung der tatsächlichen erreichten Faserlängen der Substrate erwies sich aufgrund der Agglomeration der zerkleinerten Substratmassen als nicht zufriedenstellend durchführbar.

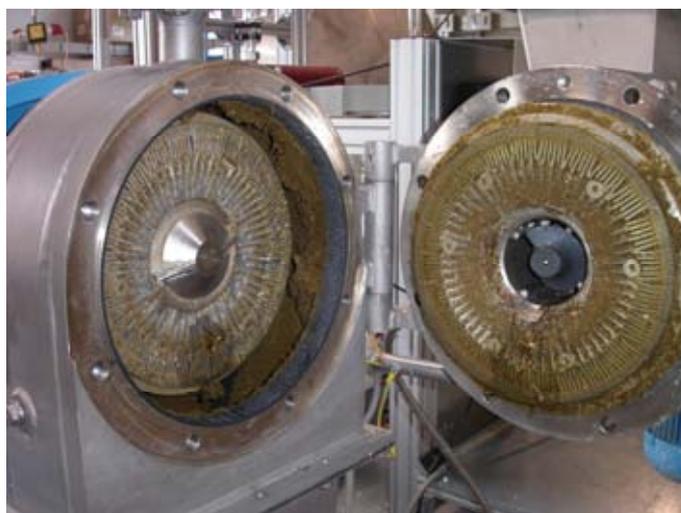


Abb. 1: Hochkonsistenz-Refiner der Papiertechnischen Stiftung PTS, Heidenau

Zur enzymatischen Hydrolyse der so zerkleinerten Substrate wurden verschiedene kommerziell verfügbaren Enzympräparate mit cellulolytischen, pectinolytischen und – im Falle der Maissilage – auch amylolytischen Aktivitäten eingesetzt (Tabelle 1).

Tab. 1: Charakterisierung der verwendeten Enzympräparate (Angaben der Hersteller)

Produkt	Enzym-Charakter	Aktivität [Unit]	Protein [mg/g Präparat]	Optimum		Kommerzieller Einsatzzweck	vom Hersteller empf. Dosierung
				Temperatur	pH		
Cellulase-1	Cellulase, Amylase, Protease	keine Angabe	200-250	35-55°C	5,5-7,5	Steigerung der Biogasbildung	100-200g / t oTS
Pektinase-1	Polygalakturonase, Pektinesterase, Pektatlyase, Cellulase, Hemicellulase, Protease	keine Angabe	80-100	40-55°C	3,0-5,0	Zellwandaufschluss in der Fruchtsaftindustrie	100-200ml / t oTS
Pektinase-2	Pektinase	keine Angabe	400-500	40-55°C	3,5-4,5	Pektinabbau bei Kernobst	50-150ml / t Maische
Pektinase-3	Pektinase	keine Angabe	400-500	50-65°C	3,5-4,5	Pektinabbau in Fruchtmaisichen und -säften	50-200ml / t Maische
Cellulase-2	Cellulase	≥ 700 EGU/g	keine Angabe	50-60°C	4,5-6,0	Verzuckerung von Cellulose	0,1-1% des oTS
Amylase-1	Gluco-Amylase, Protease, α-Amylase	≥ 240 AGU/ml ≥ 0,05 AU-NH/ml ≥ 120 Fau-F/ml	keine Angabe	50-55°C	5,5-7,0	Stärkeverzuckerung bei der Ethanolfermentation	0,1-1% des oTS

Die Hydrolyseansätze wurden bei einer Temperatur von 50°C durchgeführt, die im Idealbereich für alle eingesetzten Enzympräparate lag (Tabelle 1). Die pH-Werte wurden nicht speziell eingestellt, da für Biogasanlagen unpraktikabel. Je nach Substrat wurden Maischen mit Massenverhältnissen von Substratfrischmasse zu entionisiertem Wasser von 1:1,2 – 1:6 untersucht, was TS-Gehalten von 4,6-11% entsprach. Die Verdünnung wurde

so gewählt, dass die Maischen im Inkubationsschüttler gerade noch durchmischbar waren. Der Verdünnungsgrad wurde somit durch das Quellverhalten der Substrate bestimmt. Die Enzyme wurden den Maischen in variabler Dosierung, ausgehend von der vom Hersteller für den ursprünglichen Einsatzzweck empfohlenen Dosierung zugesetzt. Parallel wurden Referenzansätze ohne Enzymzusatz mitinkubiert. Die Inkubation erfolgte über 22 h in 1Liter-Glasgefäßen in einem Rotationsschüttler (Fa. Edmund Bühler, Typ KL-2) bei einer Frequenz von 300 rpm unter einer Thermohaube.

Vor Enzymzusatz sowie in Zeitabständen von ca. 4, 8 und 22 h wurde die Veränderung des Zähigkeitsverhaltens der Ansätze mit einem Rotationsviskosimeter verfolgt (Fa. Elcometer, Typ 2300RV). Nach Beendigung der Versuche wurden die Suspensionen über ein Metallsieb (Maschenweite ca. 1mm) filtriert, das Filtrat über einen Zeitraum von 4 min (Grasschnitt) bzw. 6 min (Maissilage) aufgefangen und die Filtratmenge dokumentiert. Die Siebrückstände wurden dann über einen Büchnertrichter (Querschnitt: 120 mm) nochmals 3 min bei 800 mbar filtriert (Vakuumpumpe: Fa. Heidolph, Typ ROTAVAC valve: Controller: Fa. Heidolph, Typ LABOROTA 4003 - control). Anschließend wurden die Feuchtmasse und Trockenmasse (in Anlehnung an DIN EN 12880) der Rückstände bestimmt. Eine Analyse der Stärkegehalte konnte mit Hilfe enzymatischer Testkits (Stärkekit Nr.: 10207748035; Fa. Boehringer Mannheim) erfolgen.

Ergänzend zur den enzymatischen Hydrolyseversuchen im Labor wurden an der Biogasanlage des Projektpartners Fa. Green Energy in Arnstorf, Niederbayern, mit der Kombination Maissilage/Amylase-1 Untersuchungen zum Einfluss der enzymatischen Hydrolyse auf die Pumpfähigkeit der Substratmaischen vorgenommen. Hierzu wurden Versuche in einem temperierbaren, teilisolierten 1m³-Kunststoffbehälter durchgeführt. Der Behälter war zur Substratdurchmischung mit einem schnell laufenden Rührwerk (Typ: ViscoJet VJ 350.030, Fa. Inotec, Anschlussleistung: 0,22 kW) versehen. Zur Überprüfung der Pumpfähigkeit der Maische war eine Drehkolbenpumpe (Typ: AL 25, Fa. Börger, Förderleistung max. 80 l/min, Anschlussleistung: 3,0 kW) über eine Schlauchverbindung bzw. über eine DN40 Kunststoffleitung angeschlossen, die es erlaubte, Substrat aus dem Behälter abzuziehen und im Kreislauf zu pumpen. Dieser Pumpentyp ist für die Förderung derartiger Maischen prinzipiell gut geeignet. Das Material wurde teilweise vor dem Anmischen über einen halbtechnischen Refiner feinerkleinert (Siebdurchgang 1,5 mm), und teilweise als Häckselgut (Maishäcksler) ohne Feinerkleinerung eingesetzt (Referenz). *Abbildung 2* zeigt das Schema der Versuchsanordnung.

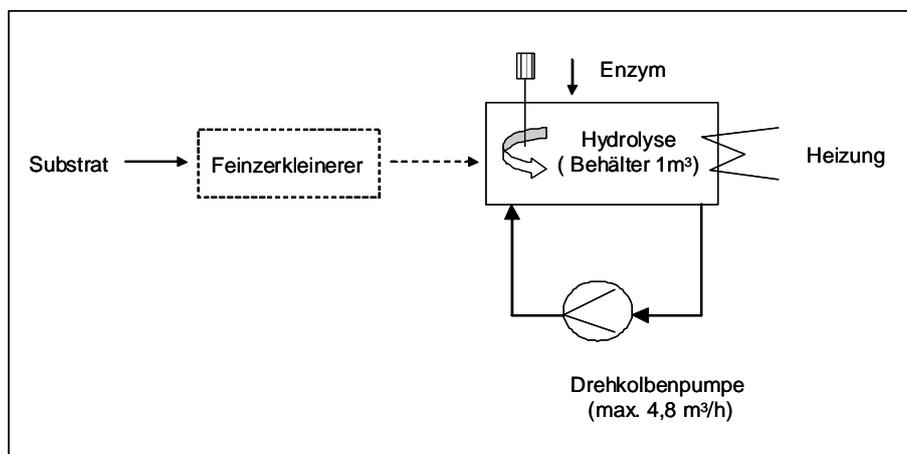


Abb. 2: Schema der Versuchsanordnung zur Untersuchungen der Pumpfähigkeit mechanisch-enzymatisch aufbereiteter Substratmaischen

Die Versuche wurden im Grundsatz wie folgt durchgeführt: zunächst wurden die jeweilige Substratmaische im Behälter unter Durchmischen auf die gewünschte Temperatur aufgeheizt und mehrere Stunden durchmischt. Anschließend erfolgte die Überprüfung der Pumpfähigkeit durch Umpumpen der Maische. Durch weitere Zugabe von Substrat wurde der TS-Gehalt der Maische stufenweise erhöht und nach Durchmischung und gegebenenfalls Enzymeinwirkung jeweils die Pumpfähigkeit erneut überprüft. Die Steigerung der TS-Zufuhr wurde solange fortgesetzt bis ein Umpumpen der Maische nicht mehr möglich war. Begleitend wurden die Stromaufnahme der Pumpe, Temperatur sowie weitere Prozessparameter dokumentiert.

2.2 Fermentation

Zur Abklärung des Einflusses der enzymatischen Hydrolyse auf den Gärprozess des feinzerkleinerten Materials wurden Fermentationsläufe in drei im wesentlichen baugleichen, beheizbaren 20-Liter Edelstahlfermentern gefahren. Die Fermenter waren mit starken, langsam laufenden Rührwerken und on-line-Gaszählern (Fa. Ritter, Typ TG01) bestückt. Die Beschickung mit festem Substratmaterial erfolgte mittels eines Tauchrohrs unter die Oberfläche der Gärflüssigkeit. Die Methan- und Kohlendioxidgehalte des Biogases wurde gaschromatographisch (GC-WLD; Fa. Perkin Elmer, Typ Clarus 500) erfasst. Die Probennahme und umgehende Injektion erfolgte mit Hilfe gasdichter GC-Spritzen.

Alle Fermentationsuntersuchungen wurden mesophil bei 37°C am Substrat Maissilage durchgeführt. Die Gärreaktoren wurden zunächst mit je 14L Impfschlamm einer NaWaRo-Biogasanlage beschickt und über 100 Tage Anfahrbetrieb jeweils identisch mit Substrat beschickt, wobei die Raumbelastung stufenweise erhöht wurde. Im Anschluß daran folgte der Gärbetrieb mit verschiedenen enzymatisch hydrolysierten Maissilagemaischen. Zur enzymatischen Hydrolyse wurden die Maischen über 24h bei 50°C im Rotationschüttler inkubiert (vgl. Pkt. 2.1), dann dem jeweiligen Fermenter zugeführt. Die Beschickung erfolgte semikontinuierlich, einmal täglich während 5 Tagen in der Woche. Ab dem 86. Versuchstag wurde mit Prozesswasserrückführung gefahren, d.h. aus den Gärabläufen wurden die Feststoffe separiert und die Gärflüssigkeit in die Fermenter zurückgeführt.

Versuchsbegleitend wurden pH-Wert, organische Säuren und $\text{NH}_4\text{-N}$ sowie TS und oTS der Feststofffraktion in den Gärabläufen bestimmt. Die Analyse der organischen Säuren erfolgte über GC-FID (Fa. Thermo, Typ: Finnigan Trace GC ultra). Erfasst wurden: Essigsäure, Propionsäure, Buttersäure, iso-Buttersäure, Valeriansäure und iso-Valeriansäure. $\text{NH}_4\text{-N}$ wurde über Küvetten-Schnelltests (Fa. Merck, Spectroquant 1.14559.0001), TS und oTS in Anlehnung an DIN EN 12880 bzw. 12879 ermittelt.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Enzymatische Hydrolyse der feinzerkleinerten Substrate

3.1.1 Ergebnisse der Laborversuche

Enzymatische Hydrolysen an feinzerkleinertter Maissilage wurden mit den Enzympräparaten „Amylase-1“, „Cellulase-1“, „Pektinase -1“, „Pektinase-2“ und „Pektinase-3“ bei einem TS-Gehalt der Maischen von ca. 11% entsprechend einer Verdünnung der Silagefrischmasse mit Wasser im Massenverhältnis 1:1,2 vorgenommen. Der pH-Wert der Maischen lag während der 22 h Inkubation bei 3,6-3,8 und damit noch im optimalen pH-

Bereich der Pektinasen, aber unterhalb der pH-Optima des Amylase- und des Cellulasepräparates (vgl. *Tabelle 1*).

Alle Präparate führten zu deutlichen Veränderungen der Maischen im Sinne einer Stoffauflösung. So stieg die TS-Reduktion, d. h. die Differenz zwischen dem ursprünglich in der Maische eingesetzten Feststoff-TS und dem Filtrerrückstand, bei Enzymzusatz bis auf über 40% an. Parallel sank der Feuchtegehalt im Filtrerrückstand, der als ein Indikator für das Entwässerungsverhalten des Rückstandes betrachtet werden kann, von 85-88% in den nicht enzymatisch behandelten Referenzansätzen auf bis zu 79% nach Enzymzusatz. Ebenso sanken die Viskositätsmeßwerte der Maischen mit zunehmendem Enzymzusatz (*Abbildungen 3a und b*). Zur Interpretation der Viskositätsdaten ist anzumerken, dass die faserstoffhaltigen Maischen eine Ermittlung der dynamischen Viskosität im eigentlichen Sinn mit dem verfügbaren Meßverfahren nicht zulassen. Die Messwerte werden daher nur herangezogen um Trends im Zähigkeitsverhalten der Maischen festzustellen und Rückschlüsse auf ihre Rühr- und Pumpfähigkeit zu ziehen. Die Abnahme der Viskositätsmeßwerte läßt demnach auf eine bessere Rührfähigkeit der Maischen durch die Enzymzusätze schließen. Insgesamt zeigten die Viskosimeterdaten eine recht gute Korrelation mit der TS-Reduktion (Feststoffauflösung) und der Reduktion des Feuchtegehalts der Rückstände (verbesserte Entwässerbarkeit der Rückstände). Im Ergebnis bedeutet dies, dass durch den Zusatz der Enzympräparate eine Stoffauflösung und Verflüssigung der Maischen in dem Sinne erfolgte, dass die Filtratmenge gegenüber dem verbleibenden groben Feststoffanteilen zu- und die Zähigkeit der Maischen abnahm.

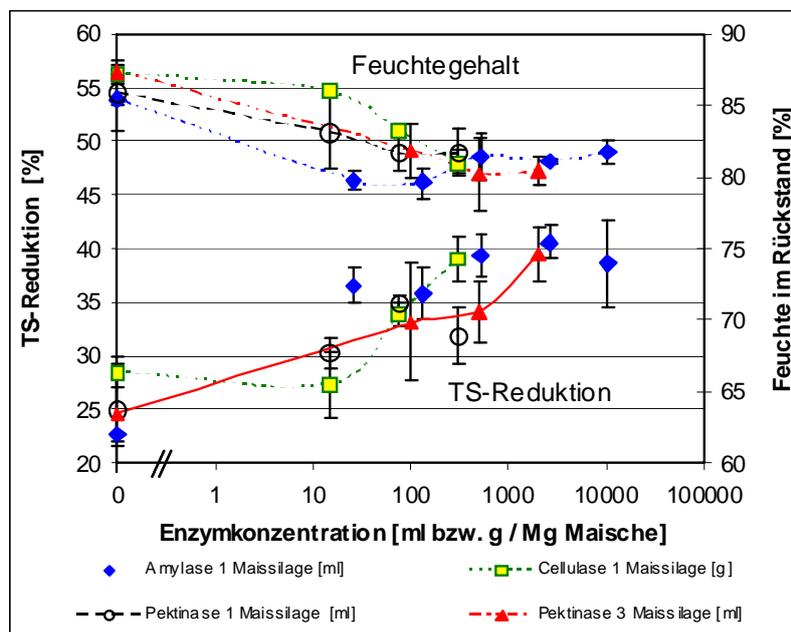


Abb. 3a: Enzymatische Hydrolyse von feinerzkleinerter Maissilage. Reduktion der filtrierbaren Feststoffmenge (TS-Reduktion) und des Feuchtegehalts im Filtrerrückstand. Ausgangsdaten: Maissilage: TS = 25%, oTS = 96%, Maischen: TS = 11%

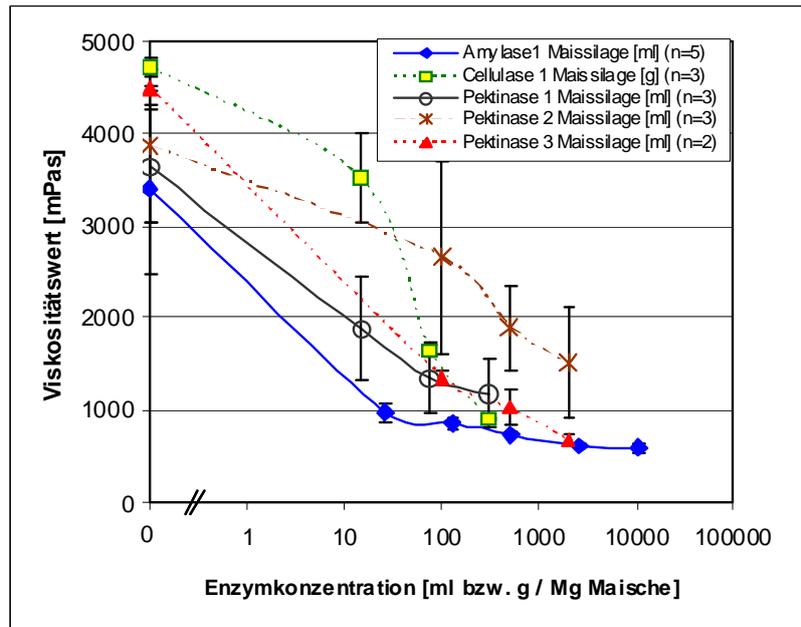


Abb. 3b: Enzymatische Hydrolyse von feinzerkleinerter Maissilage. Viskositätsmeßwerte. Ausgangsdaten: Maissilage: TS = 25%, oTS = 96%, Maischen: TS = 11%

Im Vergleich wurden die besten Resultate mit Amylase-1 erzielt. So konnte mit diesem Präparat eine hohe TS-Reduktion, ein niedriger Feuchtegehalt im Rückstand und ein deutlicher Abfall der Viskositätsmeßwerte bereits bei der niedrigsten eingesetzten Enzymmenge von etwa 200 ml/Mg TS erreicht werden. Bei Cellulase-1 war für ein ähnliches Resultat ein Enzymzusatz von etwa 900 ml/Mg TS erforderlich. Verhältnismäßig gute Ergebnisse lieferten auch die Präparate Pektinase-1 und Pektinase-3.

Das Enzymprodukt Amylase-1 ist vorrangig durch eine amylytische Aktivität (Tabelle 1) charakterisiert. Der Hersteller gibt die Hauptaktivitäten Amyloglucosidase (≥ 240 AGU/ml), proteolytische Aktivitäten ($\geq 0,05$ AU-NH/ml) und Alpha-Amylase (≥ 120 FAU-F/ml) an. Es ist daher anzunehmen, dass die beobachtete Wirkung des Enzyms vorrangig auf einer Hydrolyse der Stärkeanteile in der Maissilage beruht. Um dies abzuklären, wurden an zwei Proben feinzerkleinerter Maissilage einer neuen Charge ergänzende Versuche durchgeführt. Die Ausgangsgehalte an Stärke in den beiden Silageproben lagen bei 22 bzw. 29% des TS. Bei einem TS-Gehalt von 10% in der Maische und einer Enzymdosierung von 200ml Amylase-1/Mg Maissilage wurde nach einer enzymatischen Hydrolyse (50°C, 16h Hydrolysezeit, Zusatz von Na-Azid zur Keimabtötung) im Rückstand nur noch 2 bzw. 2,5% Stärke gefunden, wohingegen die enzymfreien Referenzansätze noch 15 bzw. 13,5% Stärke aufwiesen. Dies deutet zum einen darauf hin, dass ein Teil der Stärke in den feinzerkleinerten Maissilageproben bereits wasserlöslich war. Der im Vergleich zu den Referenzproben fast quantitative Stärkeumsatz in den enzymatisch behandelten Proben läßt weiterhin darauf schließen, dass tatsächlich eine weitestgehende Hydrolyse der Stärke durch das Enzym stattfand.

Zur enzymatischen Hydrolyse von zerkleinertem Rasenschnitt und Grassilage wurden Pektinasen bzw. Cellulasen eingesetzt. Da Rasenschnitt und vor allem Grassilage ein deutlich stärkeres Quellverhalten aufwiesen als Maissilage, konnten nur TS-Gehalte von 5,6% (Rasenschnitt) bzw. 4,6% (Grassilage), entsprechend einer Verdünnung der Frischmassen mit Wasser im Verhältnis 1:3 bzw. 1:6 realisiert werden. Die pH-Werte lagen während der 22h Inkubation bei 4,0-4,9 und damit im Optimum der Pektinasen aber un-

terhalb des Idealbereiches der Cellulase (Tabelle 1). Die Abbildungen 4a und 4b zeigen beispielhaft TS-Reduktion, Feuchtegehalt im Rückstand und Viskositätsverhalten für die enzymatische Hydrolyse der Kombinationen, mit denen die besten Ergebnisse erhalten wurden.

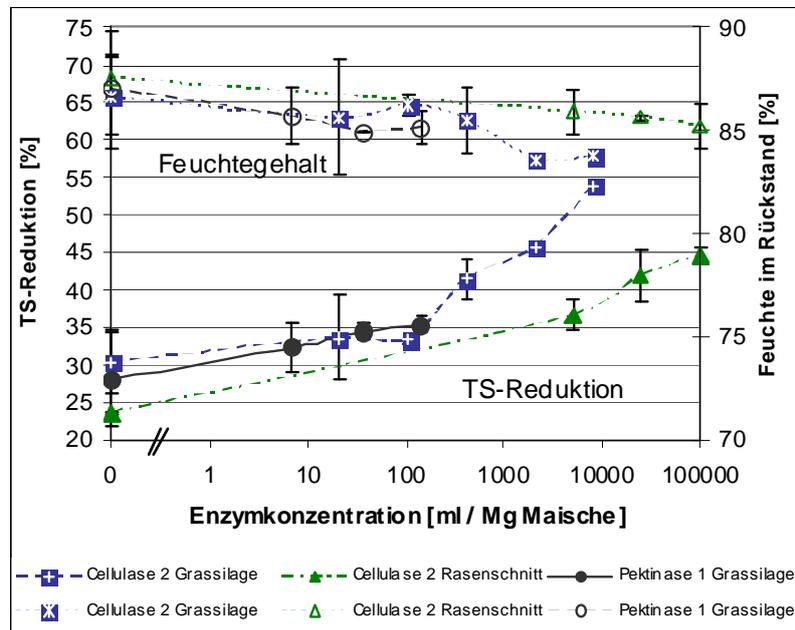


Abb. 4a: Enzymatische Hydrolyse von Grüngut. Reduktion der filtrierbaren Feststoffmenge (TS-Reduktion) und des Feuchtegehalts im Filtrerrückstand. Ausgangsdaten: Rasenschnitt: TS = 22%, oTS = 86%, Maischen: TS = 5,5%; Grassilage: TS = 32%, oTS = 91%, Maischen: TS = 4,6%

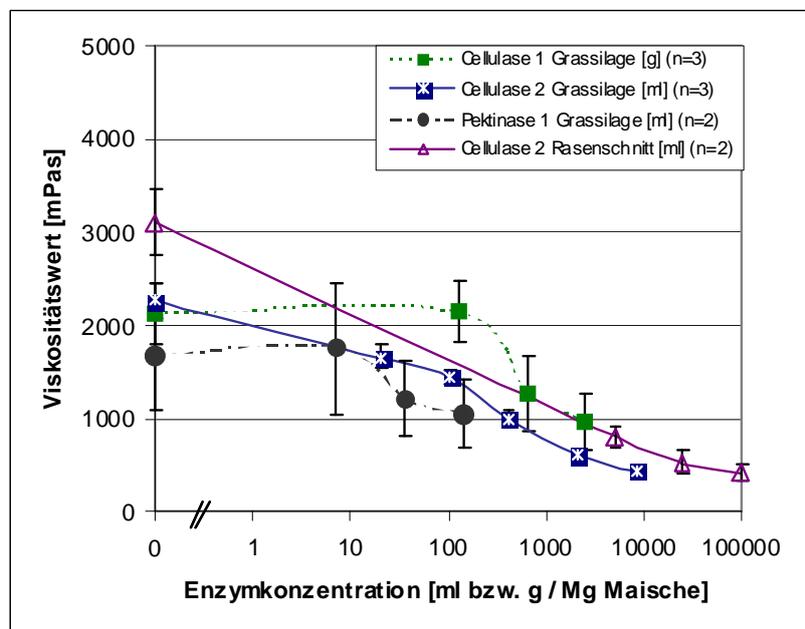


Abb. 4b: Enzymatische Hydrolyse von Grüngut (Rasenschnitt, Grassilage). Viskositätsmeßwerte. Ausgangsdaten: Rasenschnitt: TS = 22%, oTS = 86%, Maischen: TS = 5,5%; Grassilage: TS = 32%, oTS = 91%, Maischen: TS = 4,6%

Im Vergleich zur Maissilage waren jedoch allein wegen der niedrigeren TS-Gehalte der Maischen wesentlich größere Enzymmengen pro Mg Substrat-TS erforderlich um ähnliche Effekte zu erzielen. So errechneten sich – ausgehend von den Enzympreisen für 25 kg Gebinde – für die Hydrolyse von Maissilage mit Amylase-1 Kosten von 2,5-3€/Mg TS und rund 10€/MgTS mit Pektinase-3, sowie etwa das Dreifache mit Pektinase-1. Für die Kombination Grassilage/Cellulase-2 ergaben sich Kosten von über 40€/Mg TS, für Grassilage/Pektinase-1 von über 70€/Mg TS (Basis in beiden Fällen ein Bedarf von mindestens 100ml/Mg Maische). Selbst wenn für die Enzympräparate vergünstigte Einkaufspreise bei größeren Abnahmemengen berücksichtigt werden, dürften von den untersuchten Varianten in erster Linie die Kombination Amylase-1/Maissilage und gegebenenfalls Pektinase-3/Maissilage für einen Einsatz in der Praxis interessant sein.

3.1.2 Pumpfähigkeit

Vor dem Hintergrund dieser Ergebnisse wurden mit der Kombination Maissilage/Amylase-1 ergänzend Untersuchungen zum Einfluss der enzymatischen Hydrolyse auf die Pumpfähigkeit der Maischen vorgenommen. Die Enzymdosierung orientierte sich an dem in den Laborversuchen (Pkt. 3.1.1) ermittelten Bedarf. *Tabelle 2* gibt eine Zusammenfassung der wesentlichen Ergebnisse wieder.

Tab. 2: Ergebnisse der Untersuchungen zum Einfluss der Feinzerkleinerung (Refiner) und der enzymatischen Hydrolyse mit Amylase-1 auf die Pumpfähigkeit von Maissilagemaischen

Lauf Nr.	Feinzerkleinerung	Enzymzusatz (Amylase-1) [ml/Mg Substrat]	Einwirkzeit [h]	Temperatur [°C]	Erreichter TS-Gehalt der Maische [%]*	Stromaufnahme Pumpe bei Vollast [A]
1	---	---	ca. 5	22-25	10,1	3,4
2	---	---	ca. 32	39-41	8,4	npf
3	---	200	20,6	34-41	7,4	3,45 (v)
		400	20,8		9,6	3,35 (v)
4	---	200	7,2	41-45	11,5	3,28 (v)
		400	18,3		11,5	3,4 (v)
5	Refiner	---	8,2	22-33	13,0	3,67 (npf)
		200	19,0	51-54	15,0	3,94
6	Refiner	---	5	(35)-50	13,1	3,54 (v)
		200	23	48-54	15,1	3,45
7	Refiner	---	4	42-43	13,1	3,55
		200	26,5		15,1	3,82

* TS berechnet gemäß Substratzufuhr v = Pumpe zeitweise verstopft npf = nicht mehr pumpfähig

Da das Material in mehreren Schritten bis zur Grenze der Pumpfähigkeit zugegeben wurde, ergaben sich unterschiedlich lange Einwirkzeiten in den verschiedenen Läufen. Im Ergebnis zeigte sich, dass das Silagehäckselgut ohne Feinzerkleinerung und Enzymzusatz mit der eingesetzten Drehkolbenpumpe nur bis zu etwa 10% TS in der Maische pumpfähig war (Läufe 1 und 2). Durch Zusatz von Amylase-1 bei moderater Temperaturerhöhung (41-45°C, Lauf 4) konnten bis zu 11,5% TS gefördert werden. Die Vorbehandlung durch den Refiner erbrachte eine Steigerung bis 13% TS, die Kombination von Refiner und enzymatischer Hydrolyse ermöglichte eine Pumpfähigkeit bis zu 15% TS (Läufe 5-7). Insbe-

sondere die Läufe 2, 4 und 7, die bei vergleichbaren Temperaturen erfolgten, verdeutlichen die Wirkung der Vorbehandlung und bestätigen die Resultate der Laborversuche zur enzymatischen Hydrolyse. Hier zeigt sich eine Steigerung der pumpfähigen Stoffdichte um rund 50% gegenüber der nichtaufbereiteten Substratmaische.

3.2 Fermentation der mechanisch-enzymatisch vorbehandelten Substrate

Die Untersuchungen zur Vergärung wurden ebenfalls mit Maissilage durchgeführt. Die Fermentation sollte mit möglichst hoher Raumbelastung betrieben werden. Während der 3-monatigen Anfahr- und Adaptationsphase wurden die drei Gärreaktoren ab dem 22. Tag jeweils in gleicher Weise mit nicht enzymatisch vorbehandelter Maissilage beschickt. Die oTS-Raumbelastung wurde stufenweise bis auf 2 kg oTS/(m³*d) erhöht, wobei die Konzentration an organischen Säuren durchweg unter 3,5 g/l blieb. Dabei dominierte Essigsäure, die übrigen erfassten Säuren lagen in der Summe durchweg unter 0,2 g/l. Die pH-Werte zu Beginn der Anfahrphase lagen bei 7,2-7,4 und sanken mit steigender oTS-Raumbelastung im Anfahrzeitraum in allen Reaktoren leicht auf Werte zwischen 6,8-7,2 ab.

Im Anschluss an die Anfahrphase wurde Fermenter 1 und Fermenter 2 mit enzymatisch hydrolysierten Maischen, Fermenter 3 als Referenz mit nicht enzymatisch vorbehandelter, aber ebenfalls über 24 h bei 50°C inkubierter Maische beschickt. Die Enzymauswahl erfolgte als Konsequenz der Ergebnisse aus den enzymatischen Hydrolyseversuchen. In Fermenter 1 wurde eine Mischung aus Amylase-1 in Kombination mit niedrig dosierter Cellulase-2 gefahren. In Fermenter 2 wurde Pektinase-3 eingesetzt. Die oTS-Raumbelastung wurde zwischen 1,5 und 2,0 kg oTS/(m³*d) gehalten, nachdem eine kurzfristige Steigerung auf 3 kg oTS/(m³*d) zu einem Einbruch des Biogasertrages und einem Anstieg der Säurekonzentration in allen drei Reaktoren auf ca. 5 g/l geführt hatte, wobei neben Essigsäure auch merkliche Konzentrationen an Propionsäure (bis 0,4 g/l) auftraten. Die oTS-Beaufschlagung wurde dabei für alle drei Reaktoren identisch vorgenommen (Parallelbetrieb). *Tabelle 3* fasst beispielhaft die Fermentationsdaten der drei Gärreaktoren zwischen dem 118. und 136. Versuchstag zusammen.

Im betrachteten Zeitraum bewegten sich die pH-Werte in allen Reaktoren zwischen 6,8 und 7,2. Die Gehalte an NH₄-N lagen trotz Gärwasserrückführung durchgängig bei 0,8-1,1 g/l, so dass keine NH₃-induzierte Hemmwirkungen vorgelegen haben dürften. Die Konzentration an organischen Säuren schwankte stark. Wie schon in der Anfahrphase wurde in erster Linie Essigsäure detektiert, die übrigen untersuchten Säuren lagen in Summe durchgängig unter 0,5 g/l. Tendenziell wies Fermenter 1 mit bis zu 3,4 g/l etwas höhere Säuregehalte auf als Fermenter 2 (max. 2,3 g/l) oder Referenzfermenter 3 (bis 2,7 g/l). Der spezifische Biogasertrag bzw. der Methanertrag lagen in Fermenter 1 und Fermenter 2 etwas niedriger als im Referenzreaktor, waren aber mit Werten von 0,62-0,73 l/g oTS (Biogas) bzw. 0,32-0,46 l/g oTS (Methan) generell gut [AMON, 2005b; KAISER, 2007; LINKE, 2006]. Dabei wurden erhöhte Methan- und korrespondierend niedrigere CO₂-Gehalte an den fütterungsfreien Tagen gefunden, zurückzuführen wohl auf verstärkte methanogene bzw. auf reduzierte acidogene Aktivitäten an diesen Tagen.

Tab. 3: Fermentationsdaten der semikontinuierlich betriebenen Laborfermenter über einen Zeitraum von 18 Tagen (118. - 136. Versuchstag). Temperatur = 37°C, Raumbelastung = 1,5-2,0 kg oTS/(m³*d). MW = Mittelwert

Parameter	Fermenter 1	Fermenter 2	Fermenter 3
Enzymregime	Amylase-1: 240 ml/Mg oTS Cellulase-2: 1 g/Mg oTS	Pektinase-3: 900 ml/Mg oTS	---
pH-Wert	6,8-7,2	6,8-7,2	6,8-7,2
Organische Säuren [g/l]			
- Gesamt	2,4 - 3,4 MW = 3,0	1,0 - 2,3 MW = 1,6	0,8 - 2,7 MW = 1,9
- Essigsäure	2,2 - 3,2 MW = 2,75	0,9 - 2,1 MW = 1,5	0,8 - 2,4 MW = 1,7
- Propionsäure	0,05-0,09	≤ 0,02	0,01 - 0,13
- Übrige	0,14 - 0,28 MW = 0,21	0,04-0,16 MW = 0,12	0,11 - 0,43 MW = 0,19
NH ₄ -N [g/l]	0,8 - 1,1	0,8 - 1,0	0,8 - 1,0
Spez. Biogasertrag [l/g oTS]	0,63 - 0,70	0,62 - 0,73	0,69 - 0,77
Spez. Methanertrag [l/g oTS]	0,32 - 0,46	0,29 - 0,45	0,32 - 0,50
Biogaszusammensetzung [%]			
- Methan	45 - 68	46 - 65	46 - 66
- Kohlendioxid	24 - 36	24 - 32	25 - 35

Die hohen Säurekonzentrationen spiegeln hinsichtlich der Substratzufuhr stark belastete, aber noch stabile Fermentationsprozesse in den Reaktoren wider. Die erhöhten Säuregehalte des mit Amylase-1/Cellulase-2 beaufschlagten Fermenters 1 sind vermutlich zurückzuführen auf eine beschleunigte Versäuerung nach enzymatischer Stärkehydrolyse. Die Unterschiede zwischen Fermenter 2 und dem Referenzfermenter 3 hingegen lagen innerhalb einer Größenordnung, die als Schwankungsbereich beim Parallelbetrieb auch identisch beschickter Biogasermenter üblicherweise zu erwarten ist.

Mit den gewählten Enzympräparaten konnte durch die 24-stündige enzymatische Vorbehandlung zwar eine partielle Hydrolyse und Verflüssigung und damit eine bessere Pumpfähigkeit der Substratmaische erreicht werden, jedoch keine Beschleunigung des Gärprozesses oder Steigerung des spezifischen Biogasertrags. Der Flaschenhals bei der Vergärung des feinerzkleinerten Materials lag offensichtlich nicht im Bereich der Substrathydrolyse/-versäuerung sondern – erkennbar an den hohen Säurefrachten – in den nachgelagerten syntrophischen und methanogenen Stufen. Bei den gewählten Fermentationsbedingungen ermöglichte offenbar bereits die Feinerzkleinerung eine ausreichend schnelle mikrobiologische Hydrolyse und Versäuerung.

Vergleiche mit den Ergebnissen anderer Autoren, die teilweise positive, teilweise keine erkennbaren Einflüsse einer enzymatischen Behandlung auf die Biogaserträge nachwachsender Rohstoffe fanden, gestalten sich als schwierig. Die Vergleichbarkeit ist generell

eingeschränkt, da dort Batchgärtests oder Praxisanlagen betrachtet wurden, wohingegen in der vorliegenden Arbeit bewusst ein (semi-)kontinuierlicher Betrieb mit hoher Substratbelastung betrachtet wurde. Weiterhin differierten Enzympräparate, Art der Zugabe sowie teilweise die Substratart. GERHARDT, und KAISER fokussierten auf Maissilage, BRULE et al. auf Maisstroh, ROMANO et al. auf Weizengras [GERHARDT, 2007; KAISER, 2004; BRULÉ, 2007; ROMANO, 2009]. Für Maissilage wurden von verschiedenen Autoren in Batchtests positive Effekte faserhydrolytischer Multienzympräparate auf die Biogasausbeute berichtet [GERHARDT, 2007; KAISER, 2004; AMON, 2005a]; jedoch lassen sich diese Ergebnisse nicht wirklich auf den semi-kontinuierlichen oder kontinuierlichen Betrieb übertragen.

4 Fazit

Erwartungsgemäß konnte durch die enzymatische Hydrolyse eine zumindest partielle Stoffauflösung und eine Verflüssigung von Maissilage- und Grüngutmaischen erreicht werden, wobei sich für Maissilage ein Amylase- und für Grüngut ein Cellulasepräparat als am besten geeignet erwiesen; jedoch war für Grüngut allein beim Blick auf den Enzymbedarf keine wirtschaftliche Perspektive erkennbar. An Maissilage konnte weiterhin gezeigt werden, dass durch die mechanisch-enzymatische Behandlung eine bessere Pumpfähigkeit der Maische erreicht werden kann bzw. pumpfähige Maischen mit höheren Stoffdichten realisiert werden können. Die verbesserte Pumpfähigkeit und die niedrigen Viskosimeterwerte lassen zudem eine Reduzierung des Energiebedarfs von Rührwerken in Hydrolyse- bzw. Gärreaktoren erwarten. Allerdings wären zur genauen Abklärung weitere Untersuchungen erforderlich. Im semi-kontinuierlichen Laborfermentationsbetrieb konnten unter den gewählten Fermentationsbedingungen zwar erhöhte Säuregehalte nach enzymatischer Vorhydrolyse der feinzerkleinerten Maissilage mit Amylase/Cellulase beobachtet werden, jedoch wurde im Versuchszeitraum weder beim Amylase/Cellulase- noch beim Pektinaseenzymregime eine Steigerung der Biogaserträge festgestellt.

Förderung

Dieses Projekt wurde vom Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit StMUG im Rahmen der EU-Strukturförderung aus Mitteln des Europäischen Fonds für regionale Entwicklung (EFRE) kofinanziert.

Literaturnachweis

- AMON, T., HOPFNER-SIXT, K., AMON, B., KRYVORUCHKO, V., BOIROZA, V. (2005a): Anaerobic digestion of lignocellulosic biomass and wastes. Cellulases and related enzymes. Applied Biochemistry and Biotechnology – Part A - Enzyme Engineering and Biotechnology 30, 165-183
- AMON, T., KRYVORUCHKO, V., BOIROZA, V., AMON, B., (2005b): Das Methanbildungsvermögen und die Biogasqualität bei der Vergärung von Energiepflanzen. Forschungsbericht der Universität für Bodenkultur BOKU, Wien
- BEGUIN, P., AUBERT, J.-P. (1994): The biological degradation of cellulose. FEMS Microbiology Reviews 13, 25-58
- BRULÉ, M., OECHSNER, H., FISCHER, L., LEMMER, A., JUNGBLUTH, T. (2007): Zusatz von faserspaltenden Enzymen zur Steigerung der Biogasausbeute von Energiepflanzen. Proceedings of the International Conference on Progress in Biogas, Hohenheim, September, 19-21, 2007, 273-278
- GERHARDT, M. (2007): The use of hydrolytic enzymes in agricultural biogas production. Proceedings of the International Conference on Progress in Biogas, Hohenheim, September, 19-21, 2007, 247-254
- KAISER, F. (2004): Untersuchungen der Wirkung von MethaPlus S100 auf die Vergärung von Maissilage in Laborfermentern, Bericht der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft LfL, März 2004
- KAISER, F., GRONAUER, A. (2007): Methanproduktivität nachwachsender Rohstoffe in Biogasanlagen. Publikation der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft LfL, Juli 2007
- KRIEG, A., FISCHER, T. (2001): Biogas-Anlagentechnik – speziell Vergärung von NaWaRos. Tagungsband zur Biogas-Fachtagung (2001), Geichlingen-Eifel, 1. September 2001
- LANDWIRTSCHAFTLICHES BILDUNGSZENTRUM TRIESDORF (2005): Graskraft-Projekte. Internetauftritt des Landwirtschaftlichen Bildungszentrums Triesdorf. www.triesdorf.de/EBA/graskraftprojekte.htm. Stand 7.9.2005
- LINKE, B. (2006): Grundlagen und Verfahren der Biogasgewinnung. In: Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg (Hrsg.): Biogas in der Landwirtschaft – Leitfaden für Landwirte und Investoren im Land Brandenburg. Potsdam, 13-23
- LYND, L. R., WEIMER, P., VAN ZYL, W. H., PRETORIUS, I. S. (2002): Microbial Cellulose Utilization: Fundamentals and Biotechnology. Microbiology and Molecular Biology Reviews 66(3), 506-577
- ROMANO, R. T., ZHANG, R., TETER, S., MCGARVEY, J. A. (2009): The effect of enzyme addition on anaerobic digestion of *Jose Tall* Wheat Grass. Bioresource Technology 100, 4564-4571
- SAHA, B. C. (2003): Hemicellulose bioconversion. Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology 30, 279-291
- SCHWARZ, W. H. (2003): Das Cellulosom – Eine Nano-Maschine zum Abbau von Cellulose. Naturwissenschaftliche Rundschau 56(3), 121-128

Anaerobic semi-continuous co-digestion of dairy cattle manure and agricultural residues: Effect of operational parameters

E. Alkaya, T. H. Ergüder and G. N. Demirer

Department of Environmental Engineering, Middle East Technical University,
Inonu Bulvari, 06531, Ankara, Turkey

Summary

In Turkey, proper management of cattle manure has not been established although it is produced in vast amounts causing serious environmental problems, particularly soil and groundwater pollution. Anaerobic biodegradation is widely accepted as an economically and environmentally sustainable management option for the treatment of cattle manure. The aim of this study was to investigate the effect of temperature and hydraulic retention time (HRT) on anaerobic co-digestion/biomethanation of cattle manure and agricultural residues (clover, grass and wheat straw). For this purpose, 12 reactors, fed with/without agricultural residues, were operated under varied temperature (10+, 20+ and 35±1 °C) and HRT (20 and 30 days) conditions. During the experimental study, all reactors were fed once on a daily basis (semi-continuous reactors) and operated with an organic loading rate of 3 g VS/L-d. Reactors were inspected by pH, daily biogas production, biogas composition, volatile fatty acids, chemical oxygen demand, and solids (total and volatile solids) concentrations. Results indicated that the effect of agricultural residue addition on the rate and extent of biomethanation of cattle manure was insignificant. The effect of temperature on reactor performance was significant for both operational HRTs of 20 and 30 days. At 35±1 °C reactors produced 299–324 mL biogas/g VS added while this value remained between 87–138 mL biogas/g VS for the reactors run at 20+ °C. Compared to the literature information on anaerobic digestion of cattle manure, similar successful results were obtained in terms of both methane production yield (39–182 mL CH₄/g VS added) and TS reduction (33–51 %) depending on operational conditions.

Keywords:

Anaerobic co-digestion, Cattle manure, Agricultural residues, Biogas,

1 Introduction

In the last few decades, cattle breeding came to forefront with increasing number of farms all around the world. As a result of animal husbandry operations especially due to large-scale cattle farms serious ecological damage is caused where proper environmental management is not practiced. The damage is mostly in the form of soil and ground water contamination resulted from unsanitary disposal of cattle manure produced in huge amounts. When an average sized dairy cattle (635 kg) is considered, annually 22,805 kg of manure is produced. This amount corresponds to 2,429 kg of chemical oxygen demand (COD) or in other words 2,208 kg of volatile solids (VS) to be treated and/or properly disposed.

The situation is not different in Turkey in terms of cattle breeding and associated vast amounts of manure to be managed. What makes Turkey different from developed countries is the management practices of the produced animal waste. In Turkey proper management of cattle manure is not established. In most of the regions manure is either applied to the soil as fertilizer, without taking any precautions against groundwater/soil pollution or it is burned unsanitary for heating purposes. There are also other ecological issues related to mismanagement of cattle manure including eutrofication of surface waters, pathogen sourced contamination and associated health effects (DEMIRER and CHEN, 2005). The data obtained from General Directorate of Electrical Power Resources Survey and Development Administration of Turkey indicates that 40 million tons of cattle manure is produced annually in Turkey (EİE, 2009). According to KAYA et al. (2009), in Turkey animal manure production is 84 million tons/year which accounts for an energy equivalent of 1.8 million tons of oil (TOE) when converted to biogas. This value is more than 2 times of national natural gas production of Turkey in 2007, which corresponds to 827 thousand TOE (MENR, 2009).

There are many methods applicable for the management of cattle manure. Soil application (SOMMER and HUTCHINGS, 2001; ARAJI et al., 2001), lagoons (WANG et al., 1996), composting (TIQUA and TAM, 1998; GUERRA-RODRIGUEZ et al., 2001), constructed wetlands (KNIGHT et al., 2000; CLARKE and BALDWIN, 2002) and anaerobic digestion (HUANG and SHIH, 1981; LO and LIAO, 1985; SHYAM, 2001; GUNGOR-DEMIRCI and DEMIRER, 2004; DEMIRER and CHEN, 2005) can be listed as alternative manure management options. When these alternatives are evaluated particularly in terms of natural resource conservation and sustainable energy production, anaerobic digestion becomes prominent. Anaerobic digestion is a proven technology with established engineering systems used worldwide. There have been numerous scientific studies on anaerobic digestion of cattle manure. These studies focused on various aspects including temperature (HAMMAD et al., 1999; SANCHEZ et al., 2000), solids concentrations (BUJOCZEK et al., 2000), retention time (AUBART and FAUCHILLE, 1983), reactor types (ONG et al., 2000) and phase separation (DEMIRER and CHEN, 2005; LO and LIAO, 1985).

Despite the well-known scientific information, the full-scale applications and related practical experience in Turkey on that topic, in particular, on anaerobic digestion of animal and agricultural wastes to produce biogas as an energy source, are limited (KAYA et al. 2009). This situation should be reversed by successful full-scale applications supported by scientific studies. The local/national studies on anaerobic digestion of cattle manure and agricultural residues are more valuable than ever. To this purpose, an experimental study was formulated to assess and improve the performance of a full-scale biogas plant, located in Kahramanmaraş, Turkey. The main objective was to investigate the effect of temperature and hydraulic retention time (HRT) on anaerobic co-digestion/biomethanation of cattle

manure and agricultural residues (clover, grass and wheat straw). In practice, the full-scale digester located in Kahramanmaraş has been operated by feeding with cattle manure alone. The co-digestion of cattle manure and agricultural residues was practiced in this study as an attempt to increase the C/N ratio of the feed. The co-digestions of these wastes were investigated at different operational conditions in order to compare digestion/biomethanation efficiency with the traditional approach.

2 Materials and methods

2.1 Dairy cattle manure

Dairy cattle manure was obtained from a private farm located in Kahramanmaraş, Turkey. Characterization of the manure was carried out and the results were tabulated (*Table 1*). After characterization, manure was kept in refrigerator at +4 °C in order to inhibit biological activity before being used in reactor feeding.

Tab. 1: Characterization results of dairy cattle manure

Parameter	Value
Total Solids (TS)	16.0±0.14 % wt
Moisture	84±0.14% wt
Volatile Solids (VS)	82.8±0.3% TS
COD	1.12±0.09 g/g TS
N _{Total}	42±6.9 mg/g TS
P _{Total}	12±2.1 mg/g TS
C/N Ratio ^a	18:1

^aTheoretical value obtained from MOEF (2005)

2.2 Agricultural residues

In this study, clover, grass and wheat straw were used as agricultural residues. The residues were received from the same farm which supplied the cattle manure. The results of characterization experiments were given in *Table 2*. As it is the case for cattle manure, agricultural residues were kept in a refrigerator at +4 °C before being fed into reactors. Clover, grass and wheat straw were mixed in certain proportions (*Table 2*) which were used for reactor feeding. The prepared mixture was characterized and the results were given in *Table 3*. Since one of the main objectives of the study was to investigate the effect of agricultural residue addition and effect of C/N ratio, theoretical values were also tabulated in *Tables 2 and 3*.

Tab. 2: Characterization results of agricultural residues

Parameter	Clover	Grass	Wheat Straw
Total Solids	18.1±0.1% wt	14.5±0.6% wt	92.6±0.3% wt
Moisture	81.9±0.1% wt	85.5±0.6% wt	7.4±0.3% wt
Volatile Solids	87.2±0.2% TS	87.1±0.8% TS	92.1±0.2% TS
C/N Ratio ^a	16:1	12:1	120:1

^aMOEF (2005)Tab. 3: Characterization results of agricultural residue mixture^a

Parameter	Value
COD	1.25±0.11 g/g TS
Total Solids	39.0% wt
Moisture	51.0% wt
Volatile Solids	88.8% TS
N _{Total}	56.2±8.2 mg/g TS
P _{Total}	10.6±2.9 mg/g TS
C/N Ratio ^b	48:1

^aComposition of the mixture as TS content: Clover-30%, Grass-40%, Wheat Straw-30%^bMOEF (2005)

2.3 Seed

The mixed anaerobic cultures were obtained from the anaerobic sludge digesters of the municipal wastewater treatment plant of Ankara. The mixed cultures were used as microbial seed in the study. Prior to the use as inoculum, it was concentrated by gravity settling. By this way, seed VSS concentration was increased up to 13463±53 mg/L.

2.4 Analytical methods

Total solids, volatile solids, COD, N_{Total} and P_{Total} determinations were carried out as described in Standard Methods (APHA, 2005). sCOD (0,45 µm pore sized filters were used) determinations were performed by using a spectrophotometer (SN 05827, PC Multidirect) and vials specifically prepared for the determination range of 0-1500 mg/L. pH values were measured with a pH meter (HI 8314, Hanna Instruments) and a pH probe (HI 1230, Hanna Instruments).

Biogas productions were recorded by using a water replacement device. Biogas compositions of the reactors were analyzed by gas chromatograph (GC) (Thermo Electron Co.) equipped with a Thermal conductivity detector (TCD). Hydrogen (H₂), carbon dioxide (CO₂), oxygen (O₂), methane (CH₄) and nitrogen (N₂) were separated by using serially connected columns (CP-Moliseve 5A and CP-Porabond Q). Oven, inlet and detector temperatures were set to 45, 50 and 80 °C, respectively. Helium gas was used as carrier gas at 100kPa constant pressure.

GC used for VFA determinations was equipped with a Nukol column (Model 25326, 15 m × 0.53 mm). Acetic, propionic, butyric, iso-butyric, valeric, iso-valeric, caproic, iso-caproic and heptanoic acids were analyzed. Temperatures of inlet and flame ionization detector (FID) were set to 250 and 280°C, respectively. Oven temperature was increased from 100 (initial) to 200°C (final) by means of 8 °C/min ramping. Helium was the carrier gas with a constant flow rate of 6 mL/min. Before being injected to GC for VFA determinations, samples were pretreated as follows: being centrifuged at 4000 rpm for 10 minutes, filtrated through 0.22 µm pore-sized filters followed by formic acid addition to decrease the pH values below 2.5. The reason behind pH adjustment is to convert free fatty acids into their undissociated forms.

2.5 Experimental set-up

To determine the optimum operational parameters (HRT and temperature) for biomethanation of manure and agricultural residues, 12 semi-continuous reactors were run at different operational conditions (*Table 4*). Four reactors (R2, R5, R9 and R12) out of 12 were operated in duplicates and the results of the experiments of duplicate reactors were presented as average values. During the 66 days of laboratory study, all reactors (1050 mL effective volume) were fed once on a daily basis and operated with OLR of 3 g VS/L-d. Feedstock was prepared by mixing agricultural residue (30%) and manure (70%) in proportions considering the resultant C:N ratio (*Table 5*). Gerardi (2003) stated that a C/N value of at least 25:1 is suggested for optimal biogas production. So, agricultural residue addition was kept at 30% to attain 27:1 in C/N ratio, as suggested.

All reactors were mixed for 2 minutes per day during daily feeding-wasting in order to represent rural digesters. As it is indicated in *Table 5*, reactors were run in three different temperature conditions, namely 10+ (minimum 10°C), 20+ (minimum 20°C) and 35±1°C. The condition of 35±1°C was maintained by a constant temperature room while 10+ and 20+ °C by water baths. Water baths of 10+ °C were operated out of the building to observe the effect of natural temperature change (seasonal) as well. Temporal changes in operational temperatures of the reactors were depicted in *Figure 1*. Seasonal changes in the ambient air temperature affected the conditions of the reactors at 10+ °C (*Figure 1*). The reactors run at 10+ °C were cancelled after 44 days of operation because of low performances discussed further in Section 3. All other reactors (20+ and 35±1°C) were run for 66 days.

Tab. 4: Operational parameters of the reactors

Reactor	HRT (days)	Type of Waste ^a	Temperature (°C)	OLR (g VS/L-day)
R1	30	A.Residue+Manure	10+	3
R2 ^b	30	Manure	10+	3
R3	30	A.Residue+Manure	20+	3
R4	30	Manure	20+	3
R5 ^b	30	A.Residue+Manure	35±1	3
R6	30	Manure	35±1	3
R7	20	A.Residue+Manure	10+	3
R8	20	Manure	10+	3
R9 ^b	20	A.Residue+Manure	20+	3
R10	20	Manure	20+	3
R11	20	A.Residue+Manure	35±1	3
R12 ^b	20	Manure	35±1	3

^a A: Agricultural^b Run as duplicates

Tab. 5: Contents of feedstock mixture used for reactor feeding

Feed- stock Mixture	Reactors	HRT (days)	TS (% wt)	VS (% wt)	A.Residue (% of VS)	Manure (% of VS)	C/N Ratio ^a
Stock #1	R1, R3, R5	30	10.9	9.0	30%	70%	27:1
Stock #2	R2, R4, R6	30	10.6	9.0	-	100%	18:1
Stock #3	R7, R9, R11	20	7.2	6.0	30%	70%	27:1
Stock #4	R8, R10, R12	20	7.1	6.0	-	100%	18:1

^a MOEF (2005)

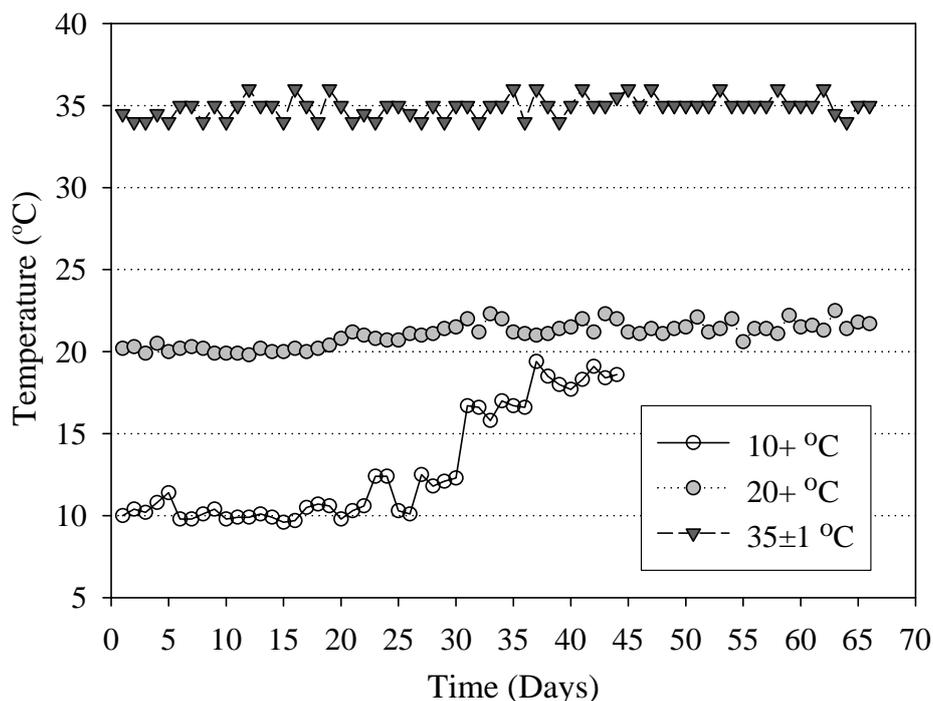


Fig. 1: Operational temperatures of the reactors

3 Results and discussion

3.1 Biogas production and composition

When daily biogas productions as well as other control parameters (pH, tVFA, Total solids, biogas compositions) were analyzed it was decided that the steady-state conditions were reached in 50 days. Therefore, biogas production data was given for the time period between 51–66 days, which was regarded as steady-state conditions, in *Figure 2*.

The positive effect of temperature on anaerobic biomethanation is clearly seen in *Figure 2*. During steady-state period, reactors operated at $35\pm 1^{\circ}\text{C}$ produced 2.5–3 times more (12000–14300 mL) biogas than the ones run at 20°C (3850–6200 mL).

One of the main findings of this study is that agricultural residue addition did not cause any major change in biogas production. This was attributed to the operational problems caused by the built up of agricultural residues on the surface of reactors. It should be noted that the reactors were not continuously mixed during the operational period, which probably decreased the contact of the agricultural residues of low-density and prevented their proper digestion by anaerobic microorganisms. The operational problems were observed for almost all the reactors fed additionally with agricultural residues, being severe in R3. Biogas production and flow of gas bubbles to the surface caused an upward movement for agricultural residues. As a result overflows were observed in R3. Abovementioned reasons explains why biogas production in R3 (3850 mL) is so low when compared to R4 (6200 mL) which was fed only by manure (*Figure 2*).

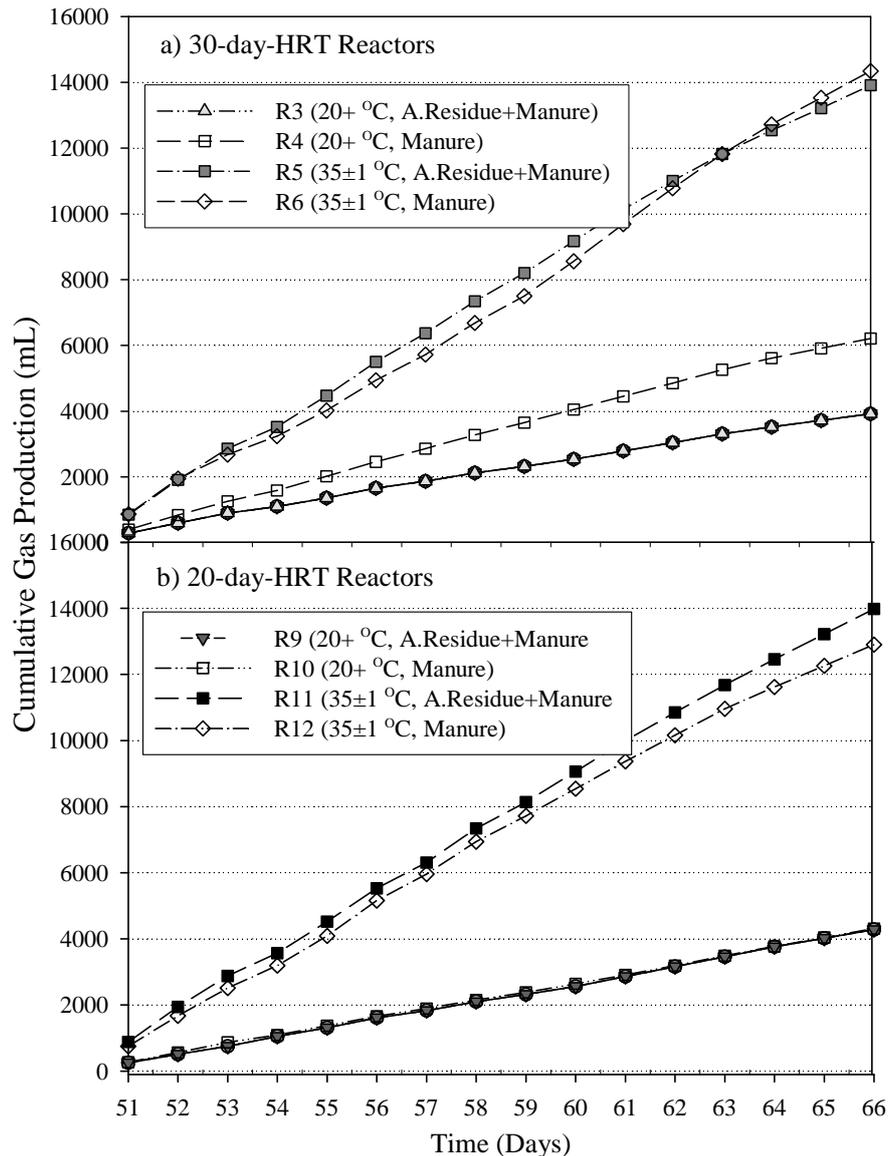


Fig. 2: Cumulative biogas productions of reactors under steady state conditions (last 15 days)

When the reactors were analyzed in terms of effects of HRT on biomethanation, it was obvious that the increase in HRT resulted in significant increase in biogas production at 20+°C (Figure 2). So at steady state, R4, operated with 30-day HRT produced 30.6% more biogas (6200mL) than R10 (4300mL) which was run at HRT of 20 days. On the other hand, the effect of HRT values studied on biogas production was insignificant at 35±1°C. Taking this analyze into consideration it can be stated that 20 days of HRT was enough for an effective biodegradation of cattle manure at 35±1°C.

The methane contents of the headspace of the reactors and the corresponding operational temperatures are given in Table 6. As mentioned previously, the operation of the reactors run at 10+ °C was cancelled after 44 days of operation due to low biodegradation performances. Accordingly, relatively low methane percentages (1.2–14.9%) were obtained, which was one of the indications of serious inhibition of methanogenic microorganisms in the mentioned reactors. Highest methane percentages (50.7–56.7%) were recorded in the reactors operated at 35±1 °C.

Tab. 6: Methane contents of reactor headspaces

Reactor	HRT (days)	Type of Waste ^a	Temperature (°C)	Methane Content (%)
R1	30	A.Residue+Manure	10+	2.4 – 8.5
R2	30	Manure	10+	5.1 – 14.9
R3	30	A.Residue+Manure	20+	44.3 – 51.5
R4	30	Manure	20+	53.9 – 54.3
R5	30	A.Residue+Manure	35±1	50.7 – 55.3
R6	30	Manure	35±1	53.0 – 53.8
R7	20	A.Residue+Manure	10+	1.2 – 5.3
R8	20	Manure	10+	3.7 – 12.9
R9	20	A.Residue+Manure	20+	44.8 – 46.9
R10	20	Manure	20+	47.7 – 49.7
R11	20	A.Residue+Manure	35±1	56.1 – 56.7
R12	20	Manure	35±1	54.4 – 56.5

3.2 Total solids

The TS reductions were at a range of 23–40% at 20 days of HRT which depends on temperature, being the highest value at 35±1 °C. 30-day-HRT reactors were superior to 20-day-HRT reactors as expected. So, 33–51% TS reductions were obtained in the corresponding reactors. Prior to make any speculation on the effect of solids concentrations, it should be noted that the solids (TS and VS) concentrations of feedstock mixture fed to the reactors differ significantly among each other as tabulated in *Table 5*. Since OLR was kept constant for all reactors as 3 g VS/L-day, VS concentrations of feedstock mixture were adjusted to 9 and 6% for the reactors with HRT of 30 and 20 days respectively. A direct effect of this situation is observed in *Figure 3*, in which TS concentrations of 20-day-HRT reactors were higher than those of having 30 days of HRT. The effect of HRT was also critical in terms of TS reduction, one of the major indications of biodegradation extent.

The effect of temperature was even more significant on solids reduction than the effect of HRT as it was also the case for biogas production. It was calculated that the TS reductions were between 23–39 % in the reactors run at 20+ °C. On the other hand, 43–51% reductions were recorded at 35±1 °C. The effect of agricultural residue addition was negligible when compared to the abovementioned effects of HRT and temperature. Minor differences can be associated with some overflows observed in the reactors fed additionally with agricultural residues. So, the results obtained in this section were in harmony with biogas production results.

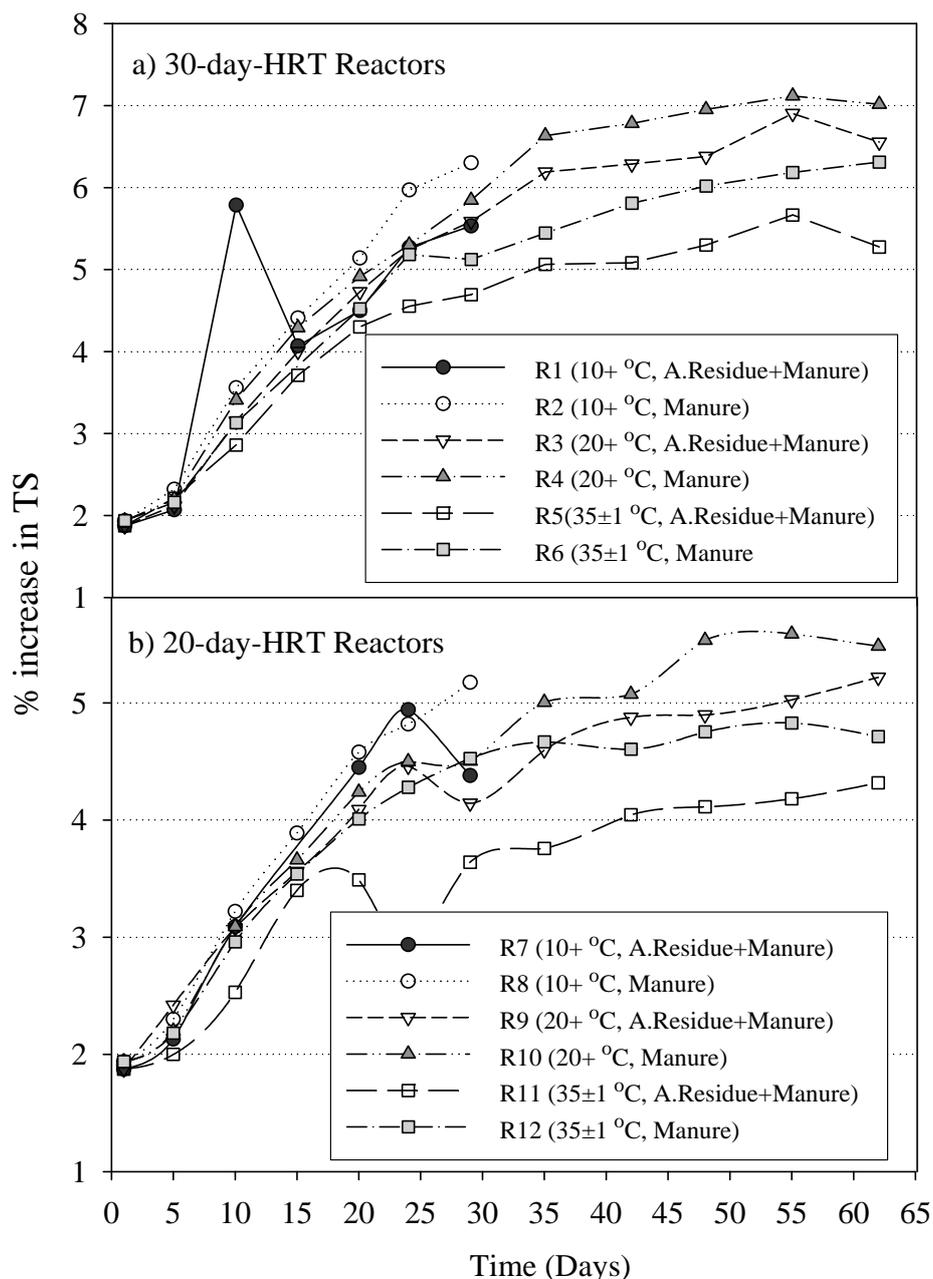


Fig. 3: Change in TS concentrations of the reactors

3.3 Volatile fatty acids

The reactors having same HRT were compared in terms of produced VFA concentrations (Figure 4). It was observed that there is an inverse relationship between operational temperature and tVFA concentration. In fact, it is widely accepted that low operational temperatures (10-15 °C) cause accumulation of VFA in anaerobic systems (MCCARTY ve SMITH, 1986). The reason behind is the sensitive nature of methanogenic microorganisms to temperature. Since they are more vulnerable than acidogenic/acetogenic bacteria, inhibitions of methanogens directly cause VFA accumulation in system (MCCARTY ve MCKINNEY, 1961). In well-operated anaerobic systems, VFA concentrations are observed to be lower than 1000-1500 mg/L. Besides it is also reported that higher VFA concentrations can cause inhibition of methanogens. Based on these informations it can be stated

that high VFA concentrations (3000–3200 mg/L) were indications of malfunction of methanogenic activity in the reactors run at 10+°C. The pH values of the reactor contents measured at the end of the study also support these aforementioned discussions. Accumulation of VFA resulted in considerable pH drops (*Table 7*). pH values were in the range of 6.4–6.6 for the reactors run at 10+°C, while at 20+°C and 35±1 °C corresponding ranges were determined as 7.0–7.2 and 7.2–7.4 respectively. Relatively low pH values were other reasons of the inhibition of methanogenic activity in 10+°C.

The effect of retention time on tVFA production can be also observed in *Figure 4*. The reactors operated at lower HRT (20 days) had higher tVFA concentrations compared to those with 30 days of HRT. However the effect of temperature was more significant than the effect of HRT on VFA concentrations. In other words at 20+°C, tVFA concentration of R4 reactor (50–100 mg/L) which was operated at 30 days of HRT, was lower than R10 reactor (500–550 mg/L). On the other hand, in all of the reactors operated at 35±1 °C VFA accumulations were at a minimum (25–75 mg/L). So, the effect of HRT was insignificant at 35±1 °C. This result was very important, indicating that 20 days of HRT was sufficient for methanogens to mature in the system at 35±1 °C. This result was also supported by pH data. When pH data is analyzed it is observed that there is no considerable difference between 20- and 30-day-HRT reactors in terms of operational pH (*Table 7*).

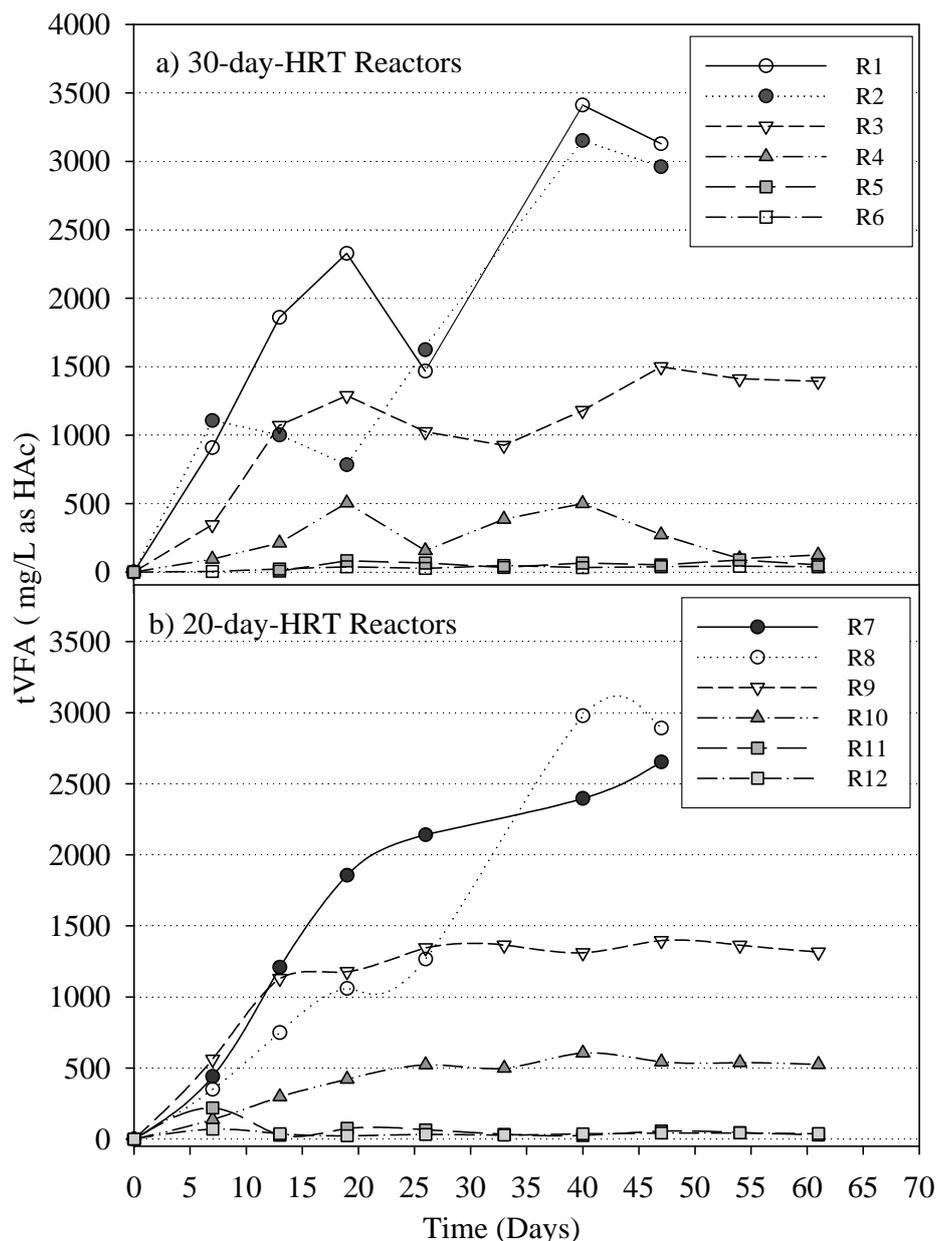


Fig. 4: Change in tVFA concentrations of the reactors

3.4 Overall assessment of the performances

In Table 7, control parameters of the reactors were summarized. As it is seen from the table, there are no significant differences between operational parameters of agricultural residue added and non-added reactors. The effect of temperature on reactor performance was significant for both operational HRTs of 20 and 30 days. At 35 ± 1 °C reactors produced 299–324 mL biogas/g VS added while this value remained between 87–138 mL biogas/g VS for the reactors run at 20 ± 1 °C. The tVFA concentrations (96–3210 mg/L as H-Ac) were higher in the reactors run at 10 ± 1 °C and 20 ± 1 °C than those produced in the reactors operated at 35 ± 1 °C (43–75 mg/L H-Ac). This situation lead to low pH values especially at 10 ± 1 °C as low as 6.4–6.6 which is the indication of an inhibition particularly for methanogenic microorganisms.

Tab. 7: Biodegradation performances of reactors at steady-state

Reactor	Biogas Production (mL/g VS added)	Methane Production (mL/g VS added)	TS Reduction (%)	pH	tVFA (as mg/L H-Ac)
R1	b	b	b	6.4	3210
R2 ^a	b	b	b	6.6	3004±103
R3	87	39	33	7.0	1422
R4	138	73	39	7.2	96
R5 ^a	324±10	181±5	43±1	7.4	50±5
R6	319	175	45	7.3	43
R7	b	b	b	6.4	2673
R8	b	b	b	6.6	2858
R9 ^a	92±3	42±1	35±2	7.0	1319±51
R10	96	46	38	7.1	518
R11	311	174	48	7.3	75
R12 ^a	299±8.3	168±5	51±2	7.2	50±4

^a Operated as duplicate reactors.

^b The rates of biogas production were very low (10-30 mL/d) for the reactors operated at 10+ °C. So the operation of these reactors was cancelled before steady state conditions were reached.

Tab. 8: Treatment performances of some reactors used for biogasification of dairy cattle manure

Type of Reactor	HRT (days)	OLR (g VS/L-day)	Methane yield (mL/g VS added)	VS Reduction (%)	Reference
Batch	100	-	710 ^a	40.8	Hills DJ, 1980
CSTR	15.1	11.6	90	24.7	Hills DJ, 1980
Plug Flow	15	5-8.8	326-410 ^a	22.7-25.6	Hills DJ, 1984
CSTR	10	2.9-3.1	72-145	62.7-62.5	Lo KV ve Liao PH, 1985
CSTR	25	2.79	250	38.4	Singh A et. al., 1988
Batch	40-100	-	166-215	42-52	Hall SJ et. al., 1985
TSASBR ^b	3	6	100	22	Dugba PN and Zhang R, 1999
Batch	33	-	240-250	48-53.6	S´anchez E et. al., 2000
CSTR	15	-	165-202	28-22	Ahring BK et. al., 2001
TPAD ^c	14	5.82-6.73	150-220	37-41.5	Sung A and Santha H, 2003
TPADc	14	1.87-5.82	520-620 ^a	36-41	Harikishan S and Sung S, 2003
Two Phase	(1.25-4)				Demirer, GN. and Chen, S, 2004
Batch	+ 66	4-30	66-243	30.3-62.4	
Semi-Continuous	20-30	3	39-181	33-51^d	This Study

^a (mL/g VS removed); ^b TSASBR: Two-stage anaerobic sequencing batch reactor;

^c TPAD: Temperature-phased anaerobic digester; ^d TS Reduction (%)

4 Conclusions

Results indicated that:

- The effect of agricultural residue addition on the rate and extent of biomethanation of cattle manure was insignificant. Since continual mixing was not practiced, operational problems were faced due to low densities of the residues. In order to analyze the effect of agricultural residue addition, further studies should also be conducted with continuously mixed reactors.
- As an operational parameter HRT did not affect the anaerobic digestion substantially. When methane production was evaluated it was observed that 20 days of HRT was sufficient to yield 42–174 mL methane/g VS added. This value is close to the yield obtained at 30 days (39–182 mL methane/g VS added).
- When this study was compared with the literature, concerning anaerobic digestion of cattle manure, similar results were found in terms of both methane production yield (39–182 mL/g VS added) and TS reduction (33–51 %) depending on operational conditions (*Table 8*).

References

- AHRING B.K., IBRAHIM A.A. and MLADENOVSKA Z., (2001): Effect of temperature increase from 55 to 65 °C on performance and microbial population dynamics of an anaerobic reactor treating cattle manure. *Water Res*, 35:2446–2452.
- AL-MASRI M.R., (2001). Changes in biogas production due to different ratios of some animal and agricultural wastes, *Bioresour. Technol.*, 77(1), 97-100.
- APHA, (2005): *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 21st 386 ed. American Public Health Association, Washington, DC, USA.
- ARAJI, A.A., ABDO, Z.O. and JOYCE, P., (2001): Efficient use of animal manure on crop-land-economic analysis. *Biosour. Technol.*, 79, 179-191.
- AUBART, C.H. and FAUCHILLER, S., (1983): Anaerobic digestion poultry wastes-PartI. Biogas production and pollution decrease in terms of retention time and total solids content. *Process Biochemistry*, March/April, 31-34.
- BUJOCZEK, G., OLESZKIEWICZ, J., SPARLING, R. and CENKOWSKI, S., (2000): High solid digestion of chicken manure. *J. Agricultural Engineering*, 76, 51-60.
- BURKE, DA., (2001): *Dairy waste anaerobic digestion handbook. Options for recovering beneficial products from dairy manure.* Environmental Energy Company, Olympia, WA.
- CLARKE, E. and BALDWIN, A.H., (2002): Responses of wetland plants to ammonia and water level. *Ecological Engineering*, 18, 257-264.
- DEMIRER, G.N. and CHEN, S., (2004): Effect of retention time and organic loading rate on anaerobic acidification and biogasification of dairy manure. *J. Chemical Technol. Biotechnol.*, 79 (12), 1381-1387.
- DEMIRER, G.N. ve CHEN, S., (2005): Two-phase anaerobic digestion of unscreened dairy manure. *Process Biochemistry*, 40(11), 3542-3549.

- DIRECTORATE OF ELECTRICAL POWER RESOURCES SURVEY AND DEVELOPMENT ADMINISTRATION OF TURKEY, (EİE). (2009): Biogas Production Projections of Turkey, <http://www.eie.gov.tr>
- DUGBA P.N. and ZHANG R., 1999. Treatment of dairy wastewater with two-stage anaerobic sequencing batch reactor systems thermophilic versus mesophilic operations. *Biores Technol* 68:225–233.
- ERGÜDER T.H., GÜVEN E. and DEMIRER G.N., (2000): Anaerobic treatment of olive mill wastes in batch reactors, *Process Biochemistry*, 36(3), 243-248.
- GERARDI, M. H. (2003): *The Microbiology of Anaerobic Digesters*. John Wiley & Sons. Inc., Hoboken, New Jersey.
- GUERRA-RODRIGUEZ, E., DIAZ-RAVINA, M. and VAZQUEZ, M., (2001): Co-composting of chestnut burr nad leaf litter with solid poultry manure. *Biosource Technol.*, 78, 107-109.
- GÜNGÖR-DEMIRCI G. and DEMIRER G.N., (2004): Effect of initial COD concentration, nutrient addition, temperature and microbial acclimation on anaerobic treatability of broiler and cattle manure, *Bioresource Technology*, 93(2), 109-117.
- HALL S.J., HAWKES D.L., HAWKES F.R. and THOMAS A., (1985): Mesophilic anaerobic digestion of high-solids cattle waste in a packed bed digester. *J Agr Eng Res* 32:153–162.
- HAMMAD, M., BADARNEH, D. and TAHBOUB, K., (1999): Evaluating variable organic waste to produce methane. *Energy Conservation and Management*, 40, 1463-1470.
- HARIKISHAN S. and SUNG S., (2003): Cattle waste treatment and Class A biosolid production using temperature-phased Anaerobic digester. *Adv Environ Res* 7:701–706.
- HILLS D.J., (1980): Methane gas production from dairy manure at high solids concentrations. *TASAE* 23:122–126.
- HILLS D.J. and MEHLSCHAU J.J., (1984): Plug flow digestion of dairy manure at different solids concentrations. *T ASAE* 27:889–893.
- HUANG, J.J.H. and SHIH, J.C.H., (1981): The potential of biological methane generation from chicken manure. *Biotechnology and Bioengineering*, 23, 2307-2314.
- KAYA, D., EYIDOĞAN, M., ÇOBAN, V., ÇAĞMAN, S., AYDONER, C., and TIRIS., M. (2009): Turkey's biogas potential based on animal waste and economic analysis. 15th International Energy and Environment Fair and Conference. 13-15 May 2009, Istanbul, Turkey.
- KNIGHT, R.L., PAYNE, Jr. V.W.E., BORER, R.E., CLARKE, Jr.R.A. and PRIES, J.H., (2000): Constructed wetlands for livestock wastewater management, *Ecological Engineering*, 15, 41-55.
- LO K.V. and LIAO P.H., (1985): High-rate anaerobic digestion of screened dairy manure. *J Agr Eng Res* 32:349–358.
- MCCARTY, P.L. and MCKINNEY, R.E., (1961): Volatile acid toxicity in anaerobic digestion. *J. WPCF*, 33, 223-232.
- MCCARTY, P.L. and SMITH D.P., (1986): Anaerobic wastewater treatment. *Environ. Sci. Technol.*, 1200-1206.

- MINISTRY OF ENVIRONMENT AND FORESTRY (MOEF) (2005): Compost production in animal farms. Ankara, Turkey.
- MINISTRY OF ENERGY AND NATURAL RESOURCES (MENR) (2009): General energy balance of Turkey in 2007, www.enerji.gov.tr
- SANCHEZ, E., BORJA, R., WEILAND, P., TRAVIESO, L. and MARTIN, A., (2000): Effect of temperature and pH on the kinetics of methane production, organic nitrogen and phosphorus removal in the batch anaerobic digestion process of cattle manure. *Bio-process Engineering*, 22, 247-252.
- SHYAM, M. (2001): A biogas plant for the digestion of fresh undiluted cattle dung, *Boiling point*, No.47, 33-35.
- SINGH A, GIRIDHAR G, MADAN M and VASUDEVAN P, (1988): Anaerobic digestion: an appropriate process for integrated utilization of biomass from non-conventional sources, in *Proc Fifth Int Symp on Anaerobic Digestion*, Bologna, Italy, May 22nd-26th 1988, pp 943–946.
- SOMMER, S.G. and HUTCHINGS, N.J., (2001): Ammonia emission from field applied manure and its reduction. *European journal of agronomy*, 15, 1-15.
- SUNG A. and SANTHA H., (2003): Performance of temperature-phased anaerobic digestion (TPAD) system treating dairy cattle wastes. *Water Res* 37:1628–1636.
- WANG, B., DONG, W., ZHANG, J. and CAO, X., (1996): Experimental study of high rate pond system treating piggery wastewater. *Water Sci. Technol.*, 41(3), 231-238.

Do hydrolytic enzymes enhance methane formation of agricultural feedstock?

T. Suárez Quiñones¹, M. Plöchl², J. Budde¹ and M. Heiermann¹

¹ Institute for Agricultural Engineering Potsdam-Bornim, Max-Eyth-Allee 100, 14469 Potsdam, Germany

² BioenergieBeratungBornim GmbH, Max-Eyth-Allee 101, 14469 Potsdam, Germany

Zusammenfassung

Die Behandlung von Substrat mit Enzymen zeigt ein Michaelis-Menten-ähnliches Verhalten über die Zeit und erreicht nach drei Stunden die maximale Konzentration einfacher Zucker als Produkt der Hydrolyse. Dieses kinetische Verhalten ist unabhängig von der variierenden Größe – Enzymkonzentration, Temperatur oder pH-Wert – weitestgehend gleich. Die Hydrolyserate (Zucker aus Cellulose und Hemicellulose nach drei Stunden) der Substrate war für Roggenschrotsilage 69,0% w/w, Maissilage 19,2% w/w, Grassilage 17,9% w/w, Futterreste 18,3% w/w und Festmist 6,1% w/w. Der optimale pH-Wert war für alle Einsatzstoffe 5,4 mit einer klaren Steigerung der Methanproduktion gegenüber einem pH-Wert von 4,6 (Acetatpuffer). Das Methanbildungspotenzial wurde für die einzelnen Einsatzstoffe ohne Enzymzusatz, mit Enzymzusatz, mit Zusatz von inaktiviertem Enzym und mit Enzymzusatz in Acetatpuffer untersucht. Die Ergebnisse zeigen eine klare Zunahme der Methanbildung nach Enzymzusatz für Festmist (von $150 \text{ m}^3_{\text{CH}_4 \cdot \text{tOTM}^{-1}}$ auf $340 \text{ m}^3_{\text{CH}_4 \cdot \text{tOTM}^{-1}}$), Grassilage ($307 \text{ m}^3_{\text{CH}_4 \cdot \text{tOTM}^{-1}}$ auf $388 \text{ m}^3_{\text{CH}_4 \cdot \text{tOTM}^{-1}}$; Enzyme plus Puffer), Futterreste ($300 \text{ m}^3_{\text{CH}_4 \cdot \text{tOTM}^{-1}}$ auf $470 \text{ m}^3_{\text{CH}_4 \cdot \text{tOTM}^{-1}}$) und Maissilage ($350 \text{ m}^3_{\text{CH}_4 \cdot \text{tOTM}^{-1}}$ auf $480 \text{ m}^3_{\text{CH}_4 \cdot \text{tOTM}^{-1}}$) und einen geringeren Anstieg für Roggenschrotsilage ($360 \text{ m}^3_{\text{CH}_4 \cdot \text{tOTM}^{-1}}$ auf $410 \text{ m}^3_{\text{CH}_4 \cdot \text{tOTM}^{-1}}$). Wir schließen daraus, dass die Enzymzugabe die Hydrolyse lignozellulosereicher Einsatzstoffe steigert, angezeigt durch die höheren Konzentrationen reduzierter Zucker.

Summary

Enzymatic treatment of substrate over time showed Michaelis-Menten-like behaviour and reached maximum values after three hours, measuring the concentration of simple sugars as a product of hydrolysis. This kinetic behaviour, i.e. the time constant of the curves, did not considerably change if enzyme concentration, temperature, or pH was altered. The hydrolysis rate (of three hours in sugar produced per cellulose and hemi-cellulose available) of the substrates was for rye grain silage 69.0 % w/w, maize silage 19.2 % w/w, grass silage 17.9 % w/w, feed residue 18.3 % w/w, and solid cattle manure 6.1 % w/w. The optimum pH value for all feedstock was 5.4 at with a clear increase of hydrolysis compared to the pH (= 4.6) of acetate buffer. Methane production potential was determined for mixtures of particular feedstock without enzyme, with active enzyme and inactivated enzyme. The results obtained show a clear increase of methane production after enzyme application for solid manure (from $150 \text{ m}^3_{\text{CH}_4 \cdot \text{tODM}^{-1}}$ to $340 \text{ m}^3_{\text{CH}_4 \cdot \text{tODM}^{-1}}$), grass silage ($307 \text{ m}^3_{\text{CH}_4 \cdot \text{tODM}^{-1}}$ to $388 \text{ m}^3_{\text{CH}_4 \cdot \text{tODM}^{-1}}$; enzyme plus buffer), and forage residue ($300 \text{ m}^3_{\text{CH}_4 \cdot \text{tODM}^{-1}}$ to $470 \text{ m}^3_{\text{CH}_4 \cdot \text{tODM}^{-1}}$), maize silage ($350 \text{ m}^3_{\text{CH}_4 \cdot \text{tODM}^{-1}}$ to $480 \text{ m}^3_{\text{CH}_4 \cdot \text{tODM}^{-1}}$) and

a lower increase for rye grain silage ($360 \text{ m}^3_{\text{CH}_4 \cdot \text{t}_{\text{ODM}}^{-1}}$ to $410 \text{ m}^3_{\text{CH}_4 \cdot \text{t}_{\text{ODM}}^{-1}}$). We conclude that enzyme application promotes the hydrolysis of ligno-cellulose-rich feedstock, indicated by higher concentrations of reduced sugars.

1 Introduction

The use of ligno-cellulose-rich materials becomes increasingly important as feedstock for anaerobic digestion. But using this feedstock also increases problems in biomethanation process. Ligno-cellulose-rich material is not easily degradable by the abundant bacteria and is supposed to leave the process more or less unaffected. Within the process chain the hydrolysis of ligno-cellulose is assumed to be the rate limiting step (NOIKE et al., 1985, ZHANG et al., 2007, HENDRIKS and ZEEMAN, 2009). It is expected that enzymatic pre-treatment enhances the hydrolysis of ligno-cellulose, i.e. breaking it down to lower molecular weight substances (JØRGENSEN et al., 2007). Most investigations on the enzyme effect on hydrolysis have been conducted with particular and isolated enzymes (PALMPVIST and HAHN-HÄGERDAL, 2000, SCHWARZ, 2001, KIM and DALE, 2004, SAHA et al., 2005, KARIMI et al., 2006). In the market there are increasingly available mixtures of particular enzymes or even mixtures of fungal hydrolytic enzymes with an approximate description of the enzyme composition rather than an explicit declaration of the constituents.

In the present work we investigated the use of fungal hydrolytic enzyme mixture to improve hydrolysis and finally biogas production of selected feedstock. In lab-scale experiments we determined the optimal conditions for enzymatic hydrolysis of rye grain silage, maize silage, grass silage, forage residues and solid cattle manure. Furthermore, we investigated the effect of enhanced hydrolysis on anaerobic digestion in batch digestion tests.

2 Material and methods

2.1 Feedstock for batch digestion test

Batch experiments were conducted with rye grain silage, maize silage, grass silage, forage residues and solid cattle manure. All materials were mixed with inoculum for batch digestion tests (*cf.* section 2.5.1). Batch digestion tests 1 and 2 were conducted with inoculum 1. Inoculum 2 was used for batch digestion tests 3 and 4. Batch digestion test 5 was conducted with inoculum 3. Obvious characteristics and origin of feedstock and inoculum are summarized in *Table 1*.

All materials were analyzed for their chemical and physical properties according to standard analytical methods (*cf.* section 2.3). Parameters analyzed are shown in *Table 2*.

Tab. 1: Characteristics and origin of feedstock and inoculum

Feedstock	Characteristics	Origin
Rye grain silage	var. Pollino, ensiled with Biosil* 100 g per 200 g grain harvest	Biogas Plant Fehrbellin
Maize silage	var. Flavi ensiled with Biosil 100 g per 200 g whole crop harvest	Biogas Plant Fehrbellin
Grass silage	Grass, ensiled with Biosil 100 g per 200 g harvest	Biogas Plant Fehrbellin
Feed residue	Mixture of silages listed	Biogas Plant Fehrbellin
Solid cattle manure	Straw, liquid and solid cattle excreta	Biogas Plant Fehrbellin
Inoculum 1	Mixture of digestates from various feedstock	ATB; 04.01.2008
Inoculum 2	Mixture of digestates from various feedstock	ATB; 22.03.2008
Inoculum 3	Mixture of digestates from various feedstock	Biogas Plant Fehrbellin; 15.04.2009

* biological silage additive

Tab. 2: Chemical and physical properties of feedstock and inoculum for batch digestion tests

Feedstock	pH	EC	DM	ODM	Volatile org. acids	NH ₄ -N	N _{tot}
		mS·cm ⁻¹	g·kg _{FM} ⁻¹	g·kg _{FM} ⁻¹	g·kg _{FM} ⁻¹	g·kg _{FM} ⁻¹	g·kg _{FM} ⁻¹
Rye grain silage	6.19	0.77	808.1	766.2	1.17	0.098	15.44
Maize silage	3.78	1.51	308.8	285.1	3.38	0.278	4.24
Grass silage	5.29	3.68	366.3	321.4	5.10	0.860	9.52
Feed residue	4.73	2.89	415.4	385.2	2.22	0.460	9.70
Solid cattle manure	8.78	2.14	250.7	227.7	0.75	0.361	3.35
Inoculum 1	8.49	17.99	38.2	23.4	1.25	1.320	2.91
Inoculum 2	8.15	28.80	57.5	37.4	1.90	3.180	5.05
Inoculum 3	7.65	19.16	46.0	32.8	2.26	2.040	3.71

EC = electric conductivity; DM = dry matter; ODM = organic dry matter; NH₄-N = ammonium nitrogen; N_{tot} = total nitrogen;

2.2 Enzyme preparation

The feedstocks were hydrolysed using the hydrolytic enzyme mixture of fungal origin (developed and produced by Bioreact GmbH¹). The experiment was conducted under anaerobic condition in 250 ml stoppered Erlenmeyer flask. The effect of enzyme concentration (0.02 and 0.04 g enzyme·g_{ODM}⁻¹ substrate), temperature variants 40 and 60°C, pH

value 4.6³ and 5.4 was studied to determine the optimal condition for the enzymatic pre-treatment.

The density of the product is approx. 304 g·cm⁻³, moisture content is approx. 50 g·g_{FM}⁻¹, the product can completely suspend in water. Major components of the fungal hydrolytic enzyme mixture are cellulase, hemi-cellulase, xylanase, pectinase, xylan esterase, pectin esterase, lipase, amylase glucosidase and protease. In addition there are non-identified enzymes in traces. Enzyme concentrations in the product vary depending on the fungi and the substrate used for production. The product contains also residue of the substrate.

2.3 Analytical methods

Feedstock material was analyzed according to standard analysis methods of Leibniz Institute for Agricultural Engineering Potsdam-Bornim (ATB) and Association of the German Agricultural Investigation and Research Institutions (VDLUFA), summarized in *Table 3*. The analyses include pH-value, electric conductivity, dry matter, organic dry matter, ammonium-N, total-N, volatile organic acids, crude fat and crude fiber (fractions of NDF, ADF, ADL).

- pH-value and electric conductivity were measured with the measuring electrode Sen Tix 41 (WTW) after homogenizing 10 g of sample (fresh material; FM) with 100 ml distilled water for a period of 20 minutes. The electric conductivity (EC) is measured with a resistance in line.
- Dry matter content (DM) of fresh material and silages was investigated by drying the material at 105°C until the weight of the sample did not change any more. Since silages contain a greater amount of components that volatilize during drying process, DM was corrected dependent on the pH-value of the material.
- Organic dry matter (ODM) was measured by determination of the ash content of dry samples in a muffle furnace at 550°C.
- The ammonium nitrogen content (NH₄-N) was converted to ammonia by addition of magnesium oxide, further distillation of the ammonia into a boric acid solution using a Vapodest 20 (Fa. Gerhardt). The content of ammonium nitrogen was finally quantified by back titration with sulphuric acid according to the method.
- The content of total nitrogen (N_{tot}) was determined using an elemental analyser (vario EL, Analysensysteme GmbH) operating at the principle of catalytical combustion under supply of oxygen and high temperatures. Elemental analysing was conducted according to the DUMAS method. Crude protein content can be calculated by multiplying N_{tot} with 6.25.
- Volatile organic acids were determined by adding 85 % phosphoric acid and distillation using Vapodest 20 (Fa. Gerhardt). Acid content was presented as acetic acid equivalent after sodium hydroxide titration.
- Crude fat was measured gravimetrically after extracting the sample with a SOXHLET extractor according to the method.
- Crude fiber, acid detergent fiber (ADF) and neutral detergent fiber (NDF) were analyzed according to AOCS Standard methods described by Anakom Technology using

³ pH was performed in 0.1 M acetate buffer (pH 4.6).

the ANAKOM A2000 Fiber Analyzer-system. In order to measure the acid detergent lignin content (ADL) chilled 72 % sulfuric acid was given to the frit from ADF analysis for 3 hours and was removed afterwards. ADL content was determined gravimetrically after drying the frit at 105°C and ashing the sample in a muffle furnace at 550°C. The difference between NDF and ADF value was calculated as hemicelluloses fraction, celluloses fraction arises from the difference between ADF and ADL.

Tab. 3: Analytical methods

Parameter	Method	Reference	Literature
pH	VDLUFA	VDLUFA MB. BD. 3, Kap. 18.1	VDLUFA 1997
EC	DIN	DIN EN 27888	DIN EN 27888, 1987
DM	ATB	VDLUFA MB. BD. 3, Kap. 3.1 WEISSBACH and KUHLA, 1995	VDLUFA 1997, WEISSBACH and KUHLA, 1995
ODM	VDLUFA	VDLUFA MB. BD. 3, Kap. 8.1	VDLUFA 1997
Volatile org. acids	DIN	DIN 38409 H21	DIN 38409 H21, 1987
NH ₄ -N	VDLUFA	VDLUFA MB. BD. 3, Kap. 4.8.1	VDLUFA 1997
N _{tot}	ATB	DIN EN ISO 16634 VDLUFA MB. BD. 3, Kap. 4.1.1	DIN EN ISO 16634 2006-2007, VDLUFA 1997
Crude fat	ATB	VDLUFA MB. BD. 3, Kap. 5.1.1 LEGERKEN and ZIMMERMANN, 1991	VDLUFA 1997, LEGERKEN and ZIMMERMANN, 1991
Crude fiber	ATB	ANAKOM TECHNOLOGY VDLUFA MB. BD. 3, KAP. 6.1.2	ANAKOM TECHNOLOGY VDLUFA 1997
NDF	VDLUFA	ANAKOM TECHNOLOGY VDLUFA MB. BD. 3, Kap. 6.5.1	ANAKOM TECHNOLOGY VDLUFA 1997
ADF	VDLUFA	ANAKOM TECHNOLOGY VDLUFA MB. BD. 3, Kap. 6.5.2	ANAKOM TECHNOLOGY VDLUFA 1997
ADL	VDLUFA	VDLUFA MB. BD. 3, Kap. 6.5.3	VDLUFA 1997

EC = electric conductivity; DM = dry matter; ODM = organic dry matter; NH₄-N = ammonium nitrogen; N_{tot} = total nitrogen; NDF = neutral detergent fiber; ADF = acid detergent fiber; ADL = acid detergent lignin

2.4 Activity of enzyme preparation

2.4.1 Enzymatic BioAnalysis test

The amount of glucose, which had been produced after hydrolysis process, will be determined by means of enzymatic BioAnalysis. This enzymatic BioAnalysis are different test-combinations for the determination of glucose, fructose, saccharose, galactose, arabinose and so on in food and other materials.

Glucose will be phosphorylated to D-glucose-6-phosphate by the enzyme hexokinase (HK) and adenosine-5-triphosphate (ATP) with the simultaneous formation of adenosine-5-diphosphate (ADP).

In the presence of the enzyme glucose-6-phosphate dehydrogenase (G6P-DH), G-6-P is oxidized by NADP to D-gluconate-6-phosphate with the formation of reduced NADPH.

The amount of NADPH formed in this reaction is stoichiometric to the amount of D-glucose and will be measured at 340 nm.

The activity was calculated as percentage of polysaccharide utilization in relation to the polysaccharide content of the untreated feedstock (SOTO et al., 1994):

Hydrolysis rate (%) = reducing sugars (g) * 100 / polysaccharides (g)

2.4.2 HPLC analyses

In order to confirm enzymatic BioAnalysis tests sugar contents were also analyzed with a high performance liquid chromatograph (Ultimate 3000 Inc. DIONEX) equipped with a Eurokat H column (KNAUR, 300 x 8mm). It operated with 0.01 N H₂SO₄ as a solvent at a flow rate of 0.8ml/min. Detection was conducted by a refractive index detector RI 101 (Inc. SHODEX).

2.5 Batch digestion tests

2.5.1 Conduction of batch digestion tests

Samples of feedstock material were stored at 3-4°C with carbon dioxide snow for analysis and batch anaerobic digestion tests. Batch anaerobic digestion tests were conducted according to German Standard Procedure VDI 4630 (VDI, 2006). Therefore 2-litre vessels were filled with 1.5 liter inoculum and approximate 50 g feedstock material. The actual mixture was balanced to the ODM_{Feedstock} to ODM_{Inoculum} ratio being equal to 0.5 as claimed by VDI 4630.

The reactors were incubated under mesophilic conditions at a temperature of 35°C. In order to re-suspend sediments and scum layers the vessels were shaken once a day.

The biogas produced was collected in scaled wet gas meters over a defined period of approximately 30 days and was measured daily. The actual duration of the test, fulfilling the criterion for terminating batch anaerobic digestion experiments given in VDI 4630, was determined by the daily biogas rate being equivalent to 1 % of the total volume of biogas produced up to that time.

Methane (CH₄), carbon dioxide (CO₂), oxygen (O₂) and hydrogen sulfide (H₂S) content were determined at least eight times during the batch fermentation test using infrared and chemical sensors ANSYCO GA 2000 Plus.

In addition to anaerobic digestion of the untreated feedstock, biogas production was also recorded for feedstock added with enzyme and inactivated enzyme, and enzyme plus acetate buffer (*Table 4*).

Quantitative evaluation of the results gained in batch anaerobic digestion tests including the following steps:

- normalizing the volume of biogas to standard conditions: dry gas, $t_0=273\text{K}$, $p_0=1013\text{hPa}$
- correcting the methane and carbon dioxide content to 100 % (headspace correction, VDI 4630)

- subtracting the volume of biogas produced by the inoculum from the biogas volume produced in the batch anaerobic digestion test with feedstock and inoculum.

3 Results

3.1 Specific composition of feedstock

The general chemical and physical properties of the feedstock are already described in section 2.1 (*Table 2*). From this values one can conclude that the maize silage was of good quality, grass silage and rye grain silage were of average quality, where the latter had a relatively high pH value. The feed residue was mainly a mixture of these silages. The solid cattle manure had typical values.

In order to assess the impact of enzymatic treatment the analysis of the crude fiber was important. The fractions can be given either in cellulose, hemi-cellulose and lignin or as NDF, ADF, and ADL (= lignin), as shown here.

Figure 1 shows the specific distribution of carbohydrates and lignin. Grass silage has absolutely and relatively the highest lignin content (18.6 % w/w), followed by solid manure (12.7 % w/w). Feed residue and maize silage have absolutely smaller values (3.0 and 5.6 % w/w respectively) than the two already mentioned but relatively we see similar values. Absolutely and relatively rye grain silage has the smallest lignin fraction (1.8 % w/w).

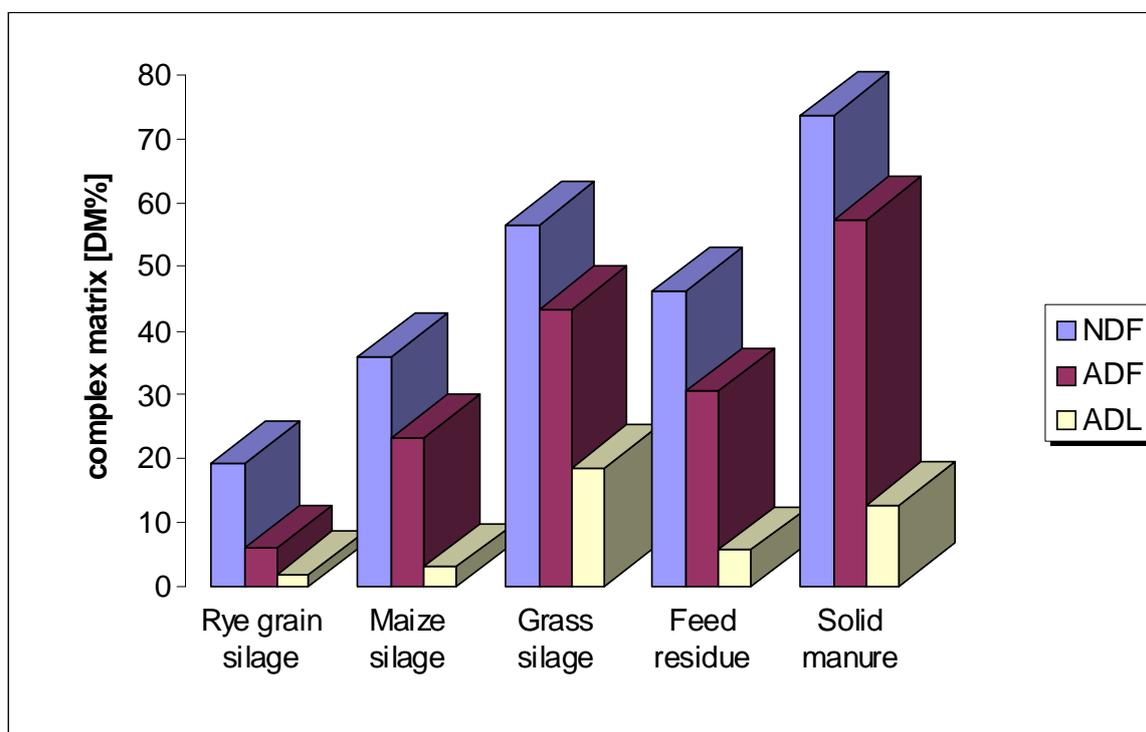


Fig. 1: Distribution of complex carbohydrates and lignin in feedstock before enzymatic hydrolysis

Lignin (ADL) share ranged from very low values <2 %DM for rye grain silage and 3 %DM for maize silage to a maximum value of 19 %DM for grass silage. Feed residue and solid cattle manure showed medium ADL portions of 6 %DM and 13 %DM. Although grass silage showed the highest fraction of ADL the share of crude fiber was only the second largest (34 %DM) while solid cattle manure had a share of crude fiber of almost 46 %DM. The crude fiber portions of rye grain silage, maize silage and feed residue reflected their values of ADL. The pattern of distribution of NDF and ADF values across the selected feedstock was equivalent to the pattern of crude fiber values.

3.2 Activity of enzyme preparation

Sugar concentration as result from enzymatic treatment of substrate over time showed in principal Michaelis-Menten-like behaviour in each treatment and reached maximum values after 3 hours as shown in *Figure 2*.

Variation of enzyme concentration (0.02 and 0.04 g enzyme·g_{ODM}⁻¹ substrate) delivered hydrolysis rates (*cf.* Section 2.4.1) of the substrates for rye grain silage 76.7 % w/w, maize silage 21.9 % w/w, grass silage 17.9 % w/w, feed residue 20.3 % w/w and solid cattle manure 6.7 % w/w.

The effect of temperature was investigated at 40 and 60 °C. The initial hydrolysis rate increased with enhancing temperature, and higher hydrolysis rate was observed at 60 °C by rye grain silage and the other feedstock by 40°C. From these results one can conclude that conducting further experiments would be most suitable at a temperature of 40 °C.

At a pH value of 5.4 a clear increase of hydrolysis could be observed for all feedstock compared to a pH of 4.6, obtained in 0.1 M acetate buffer. From this one can conclude that the application of buffer is generally not necessary if the pH of the feedstock is close to 5.4.

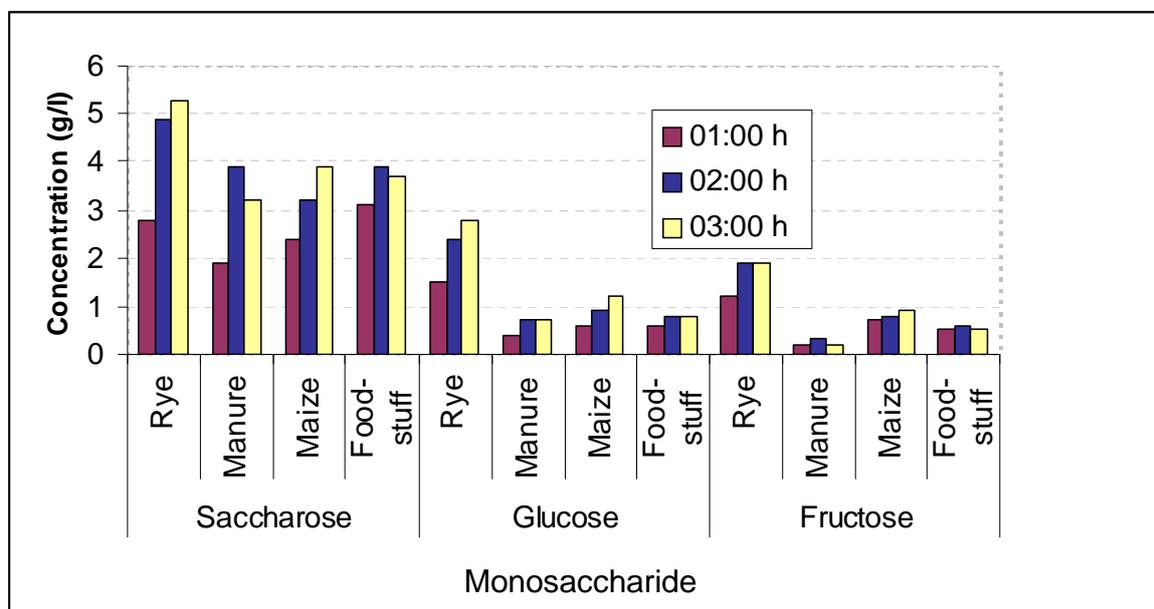


Fig. 2: Monosaccharide determination after enzyme addition

3.3 Batch digestion tests

3.3.1 Experimental results

The mesophilic anaerobic conversion of rye grain silage, maize silage, feed residues and solid cattle manure to methane was determined without enzyme, with enzyme (with and w/o acetate buffer) and with inactivated enzyme (*Table 4, Fig. 3*). The following results are in any case the mean values of three replicates obtained after 30 days experiments (Y_{30}). As can be seen from standard deviation (*Table 5*) these replicates showed excellent to acceptable coverage between the single experiments.

Tab. 4: List of batch digestion tests

Approach	Period	Material tested	Number of replicates	Temperature condition
Batch-1	07.01.2008-06.02.2008	Rye grain silage, maize silage, feed residue, solid cattle manure with enzyme	4 * 3	mesophilic
Batch-2	07.01.2008-06.02.2008	Rye grain silage, maize silage, feed residue, solid cattle manure with enzyme and acetate buffer	4 * 3	mesophilic
Batch-3	25.03.2008-21.04.2008	Rye grain silage, maize silage, feed residue, solid cattle manure without enzyme	4 * 3	mesophilic
Batch-4	25.03.2008-21.04.2008	Rye grain silage, maize silage, feed residue, solid cattle manure with inactivated enzyme	4 * 3	mesophilic
Batch-5	21.04.2009-27.05.2009	Grass silage without enzyme, with inactivated enzyme, and with enzyme (with and without acetate buffer)	4 * 3	mesophilic

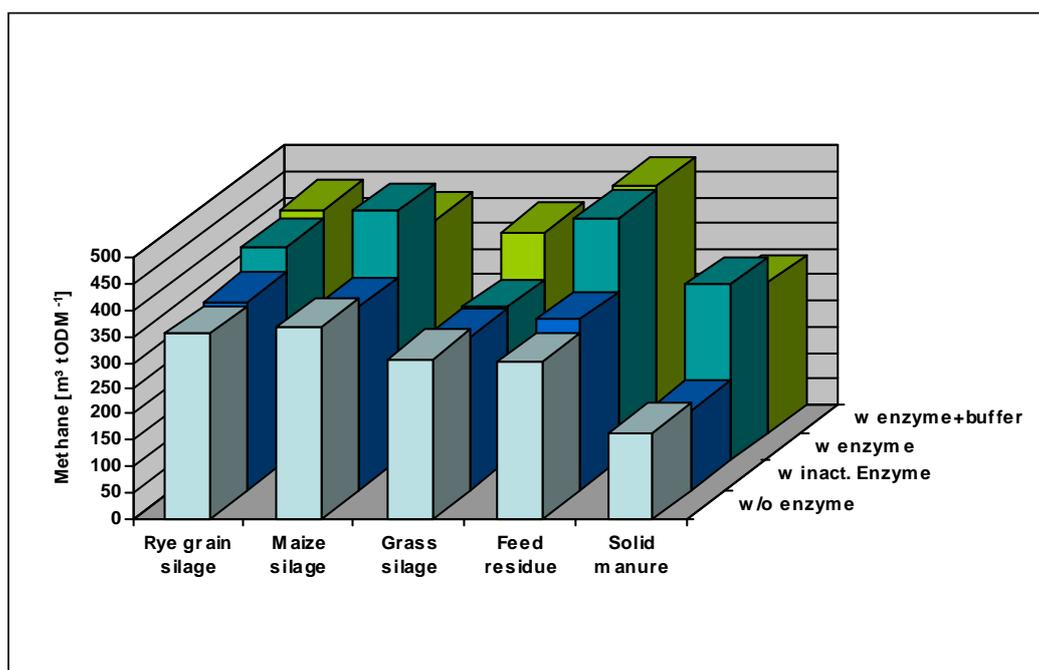


Fig. 3: Methane yield of selected feedstock after 30 days (Y_{30} ($m^3 CH_4 \cdot tODM^{-1}$))

After enzyme application without buffer a clear increase in methane production could be detected for rye grain silage and for maize silage. Feed residue and solid cattle manure showed a very clear increase with almost a doubling of the values. Grass silage showed a strong enhancement of methane production after enzyme application, but after the 30-day period the methane production in sum was equivalent to the value of untreated grass silage. Maize silage and solid cattle manure show a lower increase after enzyme application with buffer, whereas rye grain silage and feed residue show even higher values after enzyme application with buffer than without buffer. Here grass silage also shows a different picture with a clear increase in methane production after enzyme application with buffer (*Table 5*).

Tab. 5: Methane yield (Y_{30}) with variation coefficient from experiments of selected feedstock

Feedstock	without enzyme	with inactivated enzyme	with enzyme	with enzyme + buffer
Rye grain silage				
$Y_{30}(\text{m}^3\text{CH}_4\text{t}_{\text{ODM}}^{-1})$	355.4	363.2	412.6*	432.2*
var. coeff.	0.29	0.02	0.16	0.05
Maize silage				
$Y_{30}(\text{m}^3\text{CH}_4\text{t}_{\text{ODM}}^{-1})$	370.3	354.9	480.6*	410.7*
var. coeff.	0.10	0.07	0.29	0.29
Grass silage				
$Y_{30}(\text{m}^3\text{CH}_4\text{t}_{\text{ODM}}^{-1})$	306.9	295.1	297.1	387.9*
var. coeff.	0.12	0.23	0.08	0.17
Feed residues				
$Y_{30}(\text{m}^3\text{CH}_4\text{t}_{\text{ODM}}^{-1})$	302.6	327.5	467.2*	477.5*
var. coeff.	0.11	0.07	0.48	0.06
Solid cattle manure				
$Y_{30}(\text{m}^3\text{CH}_4\text{t}_{\text{ODM}}^{-1})$	165.5	154.4	340.0*	289.5*
var. coeff.	0.21	0.18	0.42	0.16

* variant significantly ($\alpha < 0.05$) different to control variant

The application of inactivated enzyme exceeded in any case except grass silage the methane production of the control variant (*Table 5*). Hence, there is, in general, an additional effect of the inactivated enzymes above the additional methane production due to the biomass added. While for maize silage and solid cattle manure the increase is moderate, the effect of inactivated enzyme is considerable for rye grain silage and feed residue.

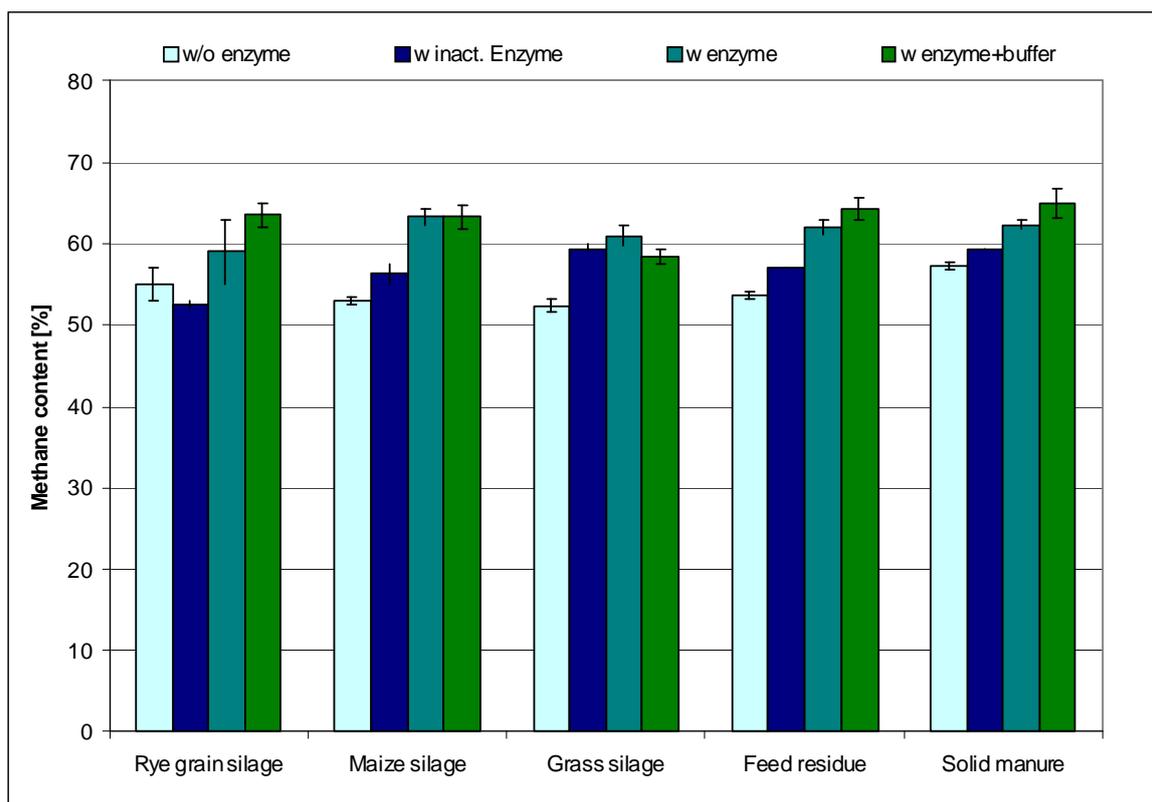


Fig. 4: Methane content of biogas produced from different feedstock (Error bars indicate standard deviation of three replicates)

The application of enzymes, without and with buffer, lead to an increase in methane content of the biogas of 5 to 10 % (Fig. 4), whereas, an increase of less than 5 % or even a slight decrease (rye grain silage) could be reached after applying inactivated enzymes.

4 Discussion and conclusions

Hydrolization of the selected feedstock was quite effective. We could see already after one hour considerable effects and after three hours there was a levelling of the free sugars, product of hydrolysis. The optimum concentration of enzyme was $0.04 \text{ g enzyme} \cdot \text{g}_{\text{ODM}}^{-1}$ substrate, the optimum temperature for application $40 \text{ }^{\circ}\text{C}$ and the optimum pH-value was 5.4. All these conditions can be realized either in a pre-digestion process or in a separate process in advance of application of feedstock to the digester.

Quite interesting is the fact that in some cases we could see an effect of inactivated enzymes. We conclude that these indicate conformation fragments which have also catalytic effects not yet known.

Methane formation was enhanced in every case of the investigated feedstock. We could see effects both on quantity of methane formed and on the velocity of its formation. Feed stock like solid manure and feed residue showed largest effects which might be due that these materials are already pretreated, i.e. by animal digestion and mechanically by animal feet, and allow, therefore, the easiest entrance for the enzyme impact. Maize silage and

grass silage showed medium effect of enzyme treatment. One would have expected larger effects on grass silage, but this material was obviously not pretreated like solid manure or feed residue. Smallest effect could be seen with rye grain silage, which might be due to the already very good performance of it even without pretreatment.

In addition to enhancements of methane formation potential and velocity we could also observe an enhancement of the methane content.

The application of acetate buffer enhances the methane formation in most cases, which might be due to effects of the additional acetate. The effect of additional acetate has already been discussed by PLÖCHL et al. (2009).

So in general we can conclude fungal hydrolytic enzymes positively affect the selected feedstock for anaerobic digestion and that it will be worthwhile to apply these in large scale processes.

References

- Anakom Technology, Operators Manual Anakom2000 Fiber Analyser.
- DIN, 2006. Deutsches Institut für Normierung e.V., (Norm-Entwurf) DIN EN ISO 16634, Standard 2006-07. Cereals, pulses, milled cereal products, oilseeds and animal feeding stuffs - Determination of the total nitrogen content by combustion according to the Dumas principle and calculation of the crude protein content. Beuth-Verlag, Berlin.
- DIN, 1987. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser- Abwasser und Schlammuntersuchung DIN 38409 H21, DIN EN 27888, 1987. Physikalische, chemische, biologische Verfahren. Band 5. 62. Beuth-Verlag, Berlin.
- HENDRIKS, A.T.W.M and G. ZEEMAN (2009): Pretreatments to enhance the digestibility of lignocellulosic biomass. *Bioresource Technology* vol. 100(1), 10-18.
- JØRGENSEN, H., J. B. KRISTENSEN, and C. FELBY (2007): Enzymatic conversion of lignocellulose into fermentable sugars: challenges and opportunities. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 1, 119–134.
- KARIMI, K., S. KHERADMANDINIA and M. J. TAHERZADEH (2006): Dilute-acid hydrolysis of rice straw. *Biomass and Bioenergy*. 30, 247-253.
- KIM, S. and B. E. DALE (2004): Global potential bioethanol production from wasted crops and crop residues. *Biomass and Bioenergy*, 26, 361-375.
- LENGERKEN, J.v. and K. ZIMMERMANN (1991): *Handbuch Futtermittelprüfung*, Deutscher Landwirtschaftsverlag Berlin GmbH, Berlin.
- NOIKE, T., G. ENDO, J. CHANG, J. YAGUCHI and J. MATSUMOTO (1985): Characteristics of Carbohydrate Degradation and the Rate-limiting Step in Anaerobic Digestion. *Biotechnology and Bioengineering* 27, 1482-1489.
- PALMPVIST, E. and B. HAHN-HÄGERDAL (2000): Fermentation of lignocellulosic hydrolysates. II: inhibitors and mechanisms of inhibition. *Bioresource Technology* 74, 25-33.

- PLÖCHL, M., H. ZACHARIAS, C. HERRMANN, M. HEIERMANN and A. PROCHNOW (2009): Influence of silage additives on methane yield and economic performance of selected feedstock. *Agricultural Engineering International: the CIGR Ejournal*. Manuscript 1123. Vol. XI. June, 2009. Available at <http://www.cigrjournal.org/index.php/Ejournal/article/viewFile/1123/1192>.
- SAHA, B.C., M.A. COTTA, L.B. ITEN and Y.V. WU (2005): Dilute acid pretreatment, enzymatic saccharification, and fermentation of rice hulls to ethanol. *Biotechnology Progress*, 21, 816-822.
- SCHWARZ, W.H. (2001): The cellulosome and cellulose degradation by anaerobic bacteria. *Applied Microbiology and Biotechnology*. 56, 634-649.
- SOTO, M.L., H. DOMINGUEZ, M.J. NÚÑEZ and J.M. LEMA (1994): Enzymatic saccharification of alkali-treated sunflower hulls. *Bioresource Technology*, 49, 53-59.
- VDLUFA (1997): Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten. *Methodenbuch - Band III. Die chemische Untersuchung von Futtermitteln*. VDLUFA-Verlag, Speyer.
- VDI-Gesellschaft Energietechnik / Fachausschuss Regenerative Energien (2006): VDI 4630. Fermentation of organic materials, Characterisation of the substrate, sampling, collection of material data, fermentation tests, Beuth-Verlag, Berlin.
- WEISSBACH, F. and S. KUHLA (1995): Substance losses in determining the dry matter content of silage and green fodder: arising errors and possibilities of correction. *Übersicht Tierernährung*, 23, 189-214.
- ZHANG, BO, PIN-JING HE,
http://www.sciencedirect.com/science?_ob=ArticleURL&_udi=B6V73-4P37JDT-1&_user=4740549&_coverDate=11%2F30%2F2007&_rdoc=1&_fmt=full&_orig=search&_cdi=5831&_sort=d&_docanchor=&view=c&_acct=C000064687&_version=1&_urlVersion=0&_userid=4740549&md5=50c1891986723250e9ba4799410692b6 - cor1mailto:solidwaste@mail.tongji.edu.cn FAN LÜ, SHAO LI-MING and PEI WANG (2007): Extracellular enzyme activities during regulated hydrolysis of high-solid organic wastes. *Water Research*, 41, 4468-4478.

DAUMEN-Energy

“Design for separation and augmented methanisation of fibres substrates – contribution to sustainable biogas production“

P. Stopp¹, D. Weichgrebe¹, K.-H. Rosenwinkel¹, M. Strecker² and G. Breves³

¹ Institute for Water Quality and Waste Management, Leibniz University Hannover, Welfengarten 1, 30167 Hannover, Germany

² ARES Consultants GbR, Hannover, Germany

³ Institute of Physiology, University of Veterinary Medicine Hannover; Germany

Zusammenfassung

Die derzeit installierten NaWaRo Biogasanlagen nutzen maßgeblich den Fruchtanteil einer Pflanze. Umgesetzt werden hauptsächlich die in der Phytomasse vorhandenen Proteine, Fette und leicht hydrolysierbare Kohlenhydrate, z.B. Stärke. Für die Biogaserzeugung sind mit den üblichen Verfahren wesentliche Biomassenstoffströme (beispielsweise Stroh, Grasschnitte, organische Reststoffe) bisher nicht erschließbar. Diskussionen wie »Tank oder Teller« oder »Heizen mit Weizen« wären hinfällig, könnte man die in der Natur etablierten Lösungen, wie das Vormagensystem der Wiederkäuer, welches die Natur im Laufe der Evolution als das effizienteste System des Celluloseaufschlusses hervorgebracht hat, für den Aufschluss von Hemi- und Lignocellulose heimischer Pflanzen anwenden. Die technische Übertragung des Vormagensystems der Wiederkäuer und die Gegenüberstellung mit der herkömmlichen Prozessführung ist der zentrale Ausgangspunkt für das Forschungsprojekt DAUMEN Energy. Die vorrangigen Ziele sind die Effizienzsteigerung der Biogastechnologie und die Vermeidung des Einsatzes des Fruchtanteils von Nahrungsmittelpflanzen für die Biogasproduktion. In der ersten Projektphase wurde eine Versuchsanlage im Technikumsmaßstab mit einem Hydrolysereaktor als Nachbildung des Pansens und einem UASB-Reaktor aufgebaut. In Laborversuchen wurde gezeigt, dass der spezifische Methanertrag bei Weizenstroh durch den Einsatz der Pansenmikrobiologie gegenüber Faulschlamm um 27 % gesteigert werden kann. Selbst der Gärrest einer klassischen NaWaRo-Biogasanlage konnte im Wege des Einsatzes der Pansenmikrobiologie in nur zwei Tagen noch zu 15-20% oTS abgebaut werden.

Schlüsselwörter:

Biogas, Pansen, Hydrolyse.

Summary

The currently installed biogas plants for energy crops use mainly the fruit parts of the plants. The major parts which are converted are the proteins, fats and easily hydrolysable sugars contained in the phytomass. Main biomass mass flows (such as straw, cut grass, organic residues) are as yet not sufficiently obtainable for biogas production with the usual methods. Discussions like „into the tank or onto the plate“ or „heating with wheat“ would be obsolete if solutions which are well-established in Nature – like the gastro-oesophageal vestibule system of ruminant animals, which Nature has honed in millions of years of evolution as the most efficient system of cellulose disintegration – could be used for the disintegration of hemi-cellulosic or lingo-cellulosic indigenous plants. The technical transfer of the gastro-oesophageal vestibule system of ruminant animals and the comparison with conventional process technology is the central starting point for the research project DAUMEN Energy. The major objectives are to increase the efficiency of biogas technology and the prevention of food crops being used as energy crops. In the first project stage, a test-plant on a pilot-scale was constructed, with a hydrolysis reactor as simulation of the rumen and an UASB reactor. In lab tests, it was shown that the specific methane yield from wheat straw could be increased through the application of rumen micro-biology to a value that was 27% higher than that of the micro-biology of digested sludge. With the rumen micro-biology, the digestate of a typical biogas plant running with energy crops could still be degraded by 15%-20% oDM in 2 days.

Keywords:

Biogas, Rumen, Hydrolysis

1 Introduction

In the face of a rapidly growing global population, the available surface of planet Earth has long become a very rare commodity. Parallel to our global economic trading, there is emerging a principal competition about ground between energy crops and food crops.

Biogas plants running with energy crops installed in Germany currently use mostly only the fruit part of the respective plants, although the whole plant is inserted. The proteins, fats and easily hydrolysable sugars (for example starch) available in the phytomass are converted during an economically justifiable contact time (30-90 days). The utilization of the fruit ratios for energy recovery, however, is in direct competition to the production of foodstuff. This competition will necessarily lead to increasing prices for food and fermentation substrates. This problem can be defused through the fermentation of substrates which are rich in fibre, but are unsuitable as food. The energetic utilization of energy crops should not impair the food supply.

For the production of biogas, main biomass mass flows (such as straw, cut grass, organic residues) are as yet not profitable (FNR, 2005). These substrates consist mainly of fibrous, hardly biodegradable, lignified carbohydrates. In order to achieve a higher disintegration at short contact times, these substrates must be subjected to preliminary treatment, for instance micro-comminution, crushing or higher hydrolysis temperatures, which leads to higher costs and higher energy consumption and thus makes an economical and ecological operation of biogas plants impossible.

To make the fermentation of highly fibrous substrate profitable, it is necessary to either reduce the contact time or to increase the load rates in the digesters and to increase the specific gas yield of the input materials. The crucial problem there is that the micro-organisms involved in the hydrolysis have other requirements on their milieu than the methanogenic micro-organisms (BISCHOFBERGER, 2005). With increasing digester loads, the metabolisms of the two groups will lead to mutual inhibition, particularly with high-load plants. Thus, it might be sensible to separate the hydrolysis and methanation processes, which will also lead to a significant increase of the digester loads in the two stages.

The increase of the specific biogas yield without additional energy efforts achieved by the DAUMEN concept is based on a solution worked out by Nature. Ruminant animals cover almost their entire energy demand with carbohydrates which from a human point of view are of inferior quality and hardly degradable. In the rumen of these animals, there has established in the course of evolution a highly efficient and stable community of micro-organisms, which serves for the disintegration of cellulose. The products are short-chain fatty acids and bacterial protein, which the animals use for their nourishment. From a forage ration of up to 20-25 kg DM·d⁻¹, a “high performance dairy cow” will produce 6-9 kg DM·d⁻¹ of short-chain fatty acids during a contact time of only three days. In a technical transfer, these fatty acids serve as educt for the methanation in a high-load stage. The technical transfer of the gastro-oesophageal system of ruminant animals is thus the central starting point for increasing the efficiency degree of biogas technology in the research project “DAUMEN Energy”.

2 Basics

2.1 Rumen

Grazing ruminants such as cows and sheep have developed and specialized a mode of digestion (*Figure 1*) that allows them better access to energy contained in fibrous forage. The rumen is a unique organ in charge of fermentation. It contains one of the most diverse and dense microbial ecologies known in nature (VAN SOEST, 1994).

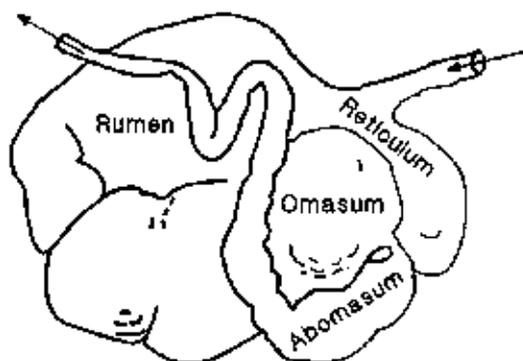


Fig. 1: Digestive system of ruminant animals

Ruminant diet contains proteins, nucleic acids, lipids and fibrous feedstuff, which contains about 75% carbohydrates and provides the primary source of energy for both the ruminal organisms and the host animal (VISSER, 1995). These animals have developed a complex and unique digestive system, in which a special organ, the rumen, works as a fermentation chamber, being the main site of the animal digestion. It optimises the utilization of carbohydrates, deals with low-quality fibrous feeds, and provides the best conditions for a large number of different species of bacteria, fungi and protozoa. The rumen wall is capable of resisting the action of microorganisms, and at the same time it is capable of providing absorptive, secretory and metabolic activities (CZERKAWSKI, 1986). Facultative aerobic micro-organisms sticking to the rumen wall consume the oxygen brought in with the forage and keep the milieu anaerobic with a low redox potential of 250-300mV. The pH value is kept by the permanent absorption of the fatty acids almost constant (pH 6-7).

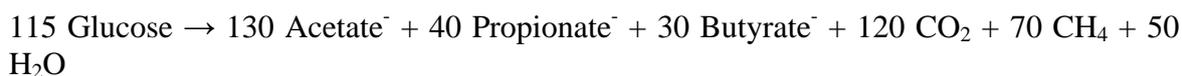
2.2 Using the rumen micro-biology for biogas production

Hydrolysis and acidification occurring in the rumen are the crucial processes in ruminant digestion; they are achieved through the microbial enzymes produced by anaerobic bacteria. Fermentation products are Short Chain Fatty Acids (SCFA) or Volatile Fatty Acids (VFA), primary acetic, propionic and butyric acid, but also carbon dioxide and methane.

The overall stoichiometry of the processes, which occur parallel in the rumen – hydrolysis and acidification with low gas production – can be described as follows (values in mol as basic unit):

Hydrolysis

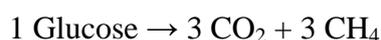
Cellulose → Glucose

Acidification

Methane production means for the animal a significant loss of energy, SCFA are transferred into the bloodstream and used by the animal for its metabolism. Produced with an artificial rumen, SCFA could be the basis for other products. In the anaerobic milieu, propionate and butyrate are converted into acetate and acetate directly into methane and carbon dioxide

Methanisation

The combination of all three processes resulted in the production of methane as follows:



Thus, 50% of the hydrolysed cellulose is converted into CH₄, alike the anaerobic degradation of glucose, with 80% of the methane yield stemming from the material degradation of the SCFA produced in the rumen. Cellulose is not completely available for anaerobic degradation. For cellulose associated with lignum, as yet only aerobic or extremely slow anaerobic degradation paths are known (BENNER, 1984). Depending in the lignin material in the substrate, in an ideal case about 80% to 90% of highly fibrous substrates can be degraded anaerobically in the artificial rumen reactor.

Basics of the technical transfer

DAUMEN Energy uses research trends of the 1980s and early 1990s, mainly those of (GIJZEN, 1986, 1988 and KIVAISI, 1992). The advantages of a combination of hydrolysis with rumen micro-organisms and methane stage were examined emphasized at that time already. In contrast to other suggested models, such as the „Weihestephan Cow“, here the hydrolysis is achieved exclusively through the activity of the micro-organisms, without preliminary chemical or mechanical treatment.

The usage of rumen micro-organisms as a discrete process step has so far only been tested on a lab-scale. The test set-up used for the lab-tests cannot be converted into an industrial plant without further development. For a reliable evaluation of the concept and for the data collection for modelling, a test plant on a pilot scale is necessary.

The process procedure of the DAUMEN method is based on the RUMEN concept of the ARES-Consults GbR company, which is characterized by the separation and purposeful accumulation of the micro-biologies of hydrolysis and methanogenesis (*Figure 2*).

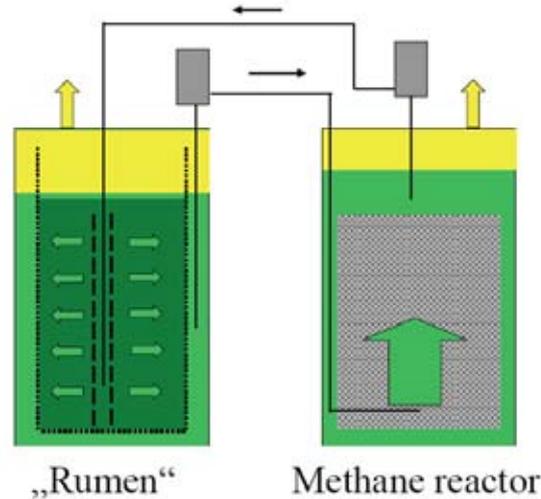


Fig. 2: Schematic presentation of the RUMEN concepts of the ARES company

Whereas the solids remain in the hydrolysis stage, the SCFA are conveyed into the methanation stage through the permanently circulating process solution and there converted into biogas. The process solution is regenerated through the conversion of the SCFA and can then again be enriched with SCFA in the hydrolysis stage.

The technical transfer was effected in co-operation with the ARES company, the Foundation of the University of Veterinary Medicine Hannover, Institute of Physiology (TiHo) and the Institute for Water Quality and Waste Management (ISAH). Apart from the special module for solids separation, the major technical innovation supplied by ISAH is the methane production with a high-load stage through specialised micro-organism strains (granular sludge from anaerobic industrial wastewater treatment plants) as shown in *Figure 3*.

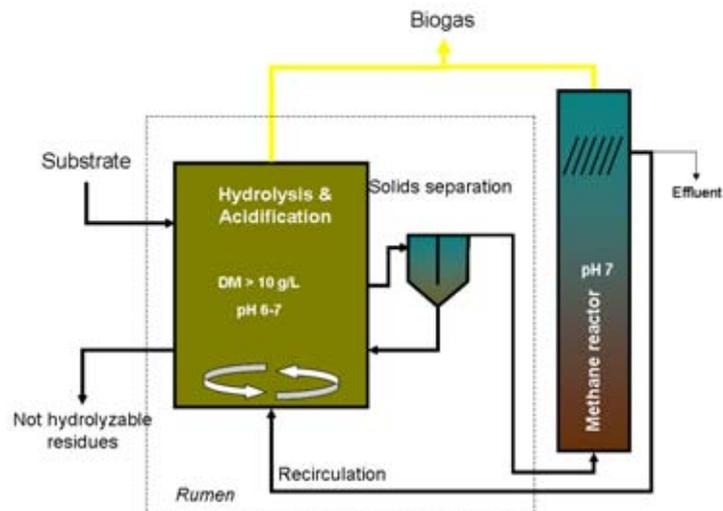


Fig. 3: Schematic Presentation of the DAUMEN-Concept

3 Results and discussion

3.1 Technical realisation of the rumen principle

After a lab phase with 1 litre and 5 litre digesters (*Figure 4*), a first scale-up stage with a 50 litre „rumen reactor“ and 3 kg rumen contents as start culture was initiated at the TiHo in March 2007; since then, it has been run continuously (*Figure 5*).



Fig. 4: Rumen simulation technique (Rusitec) TiHo



Fig. 5: 50 L Scale-up stage, TiHo

The engineers have succeeded in keeping the micro-organism culture alive outside the living animals for almost two years now; the size of the culture has even been purposefully increased. So far, the plant has been charged with all kinds of substrates, among which are even substances untypical of the operation of biogas plants, such as hay, straw, maize without fruit ratios, cut grass, sun flowers, beet root leaves, leave waste, recycling paper and cardboard, wheat bran and beer pomace, as well as yellow mustard and other catch crops or soil conditioners.

Even though the substrates used in the tests were only marginally comminuted, a fast material degradation of the digestion substrates was observed, which can be assessed as being about $6 \text{ kg oDM}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$. Thus, the results even now exceed the level which is common in conventional biogas plants. In May 2008, a second scale-up stage with a rumen volume of ca. 5 m^3 and a digester for the fermentation of fatty acids with a volume of 10 m^3 (*Figure 6*) was installed at the TiHo and taken into operation to examine on different scales various potential digestion substrates in regard to their material convertibility.

At the ISAH, a test plant with a hydrolysis reactor with a volume of $V_H = 1 \text{ m}^3$ and a UASB reactor with a volume of $V_M = 105 \text{ L}$ was built in 2009 (*Figure 7*). The target of this plant is to examine the feasibility of coupling the hydrolysis stage with a high-load methanation stage. One objective is to reduce the overall reactor volume and thus the contact time by increasing the digester load of both reactors.



Fig. 6: Test plant ISAH 1 m³ hydrolysis,
105 L UASB reactor



Fig. 7: Test plant TiHo 5 m³ hydrolysis,
10 m³ methane reactor

3.2 Specific gas yield

Prior to starting the test plant at the ISAH, the specific gas yield of the rumen microbiology was examined with the simulation plant RUSITEC, which a well-established tool of animal physiology. Simultaneously, anaerobic batch tests according to VDI 4630 were run for further reference, with a forage mixture for cows consisting of 70% of wheat straw and 30% of concentrated feed being used as substrate. The specific methane yield obtained by using original rumen micro-organisms is higher than that of conventional anaerobic microbiology of a sewage treatment plant (digested sludge). *Figure 8* shows that the methane yield after 6 days was 185 LN·kg oDM-1 (CH₄ yield calculated, SCFA measured) and thus about 27% higher than that of digested sludge (VDI 4630) with 145 LN·kg oDM-1. Also after 20 days contact time the digested sludge (VDI 4630) still not achieves the performance of the rumen microbiology and provide a methane yield of 157 LN·kg oDM-1.

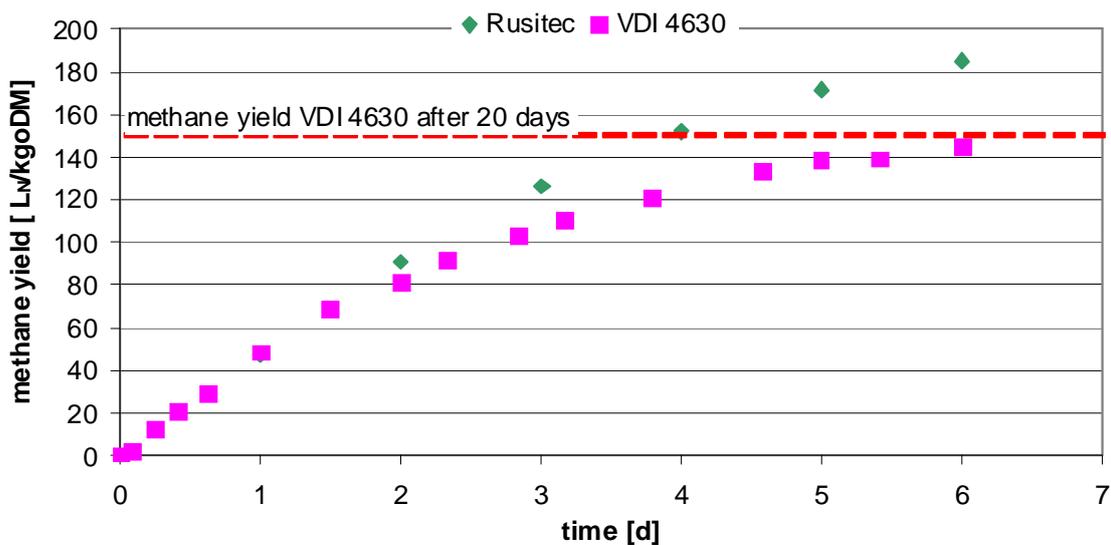


Fig. 8: Comparison of the specific methane yield of rumen micro-biology and digested sludge

In a further test, digestate from a classical biogas plant was used as substrate to show that rumen reactors allow for a more comprehensive degradation of highly fibrous substrates. The higher specific methane yield facilitates the application of digestate in the rumen reactor which was already been fermented in a classical biogas plant for energy crops.

According to (CZERKAWSKI, 1986) and TiHo standards, two substrate-bag's were simultaneous fermented. Every day one substrate-bag was removed, analyzed and replaced with a fresh substrate-bag. Because of this procedure actual contact time of the substrate is exactly 2 days.

Figure 9 shows that the digestate can still be degraded to 15-20 % oDM during a short contact time of 2 days. The micro-organism ecology in the rumen, which is specialised on hydrolysis and acidification, is also capable of availing itself of the cellulose contained in the fibrous substrate much more efficiently than the biocoenosis of the digested sludge which is mainly based on the hindgut (colon) microbiology.

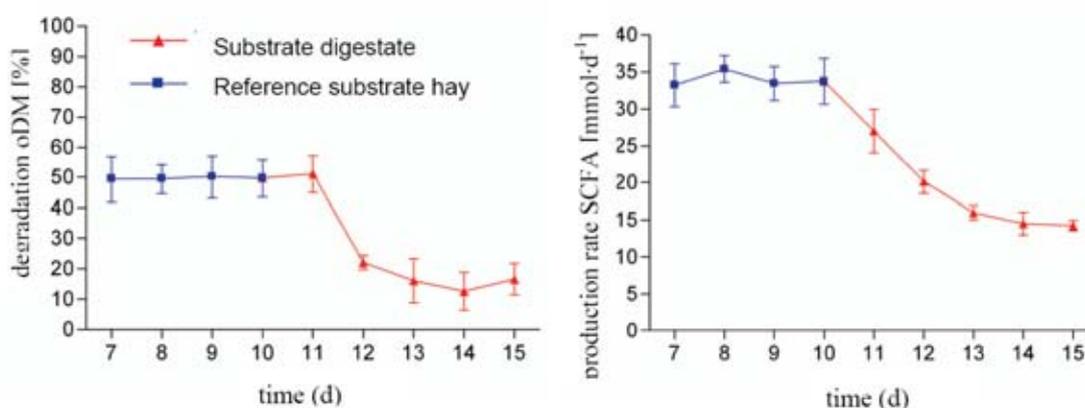


Fig. 9: More comprehensive degradation of digestate from a energy crop biogas plant in an Rusitec test using rumen micro-biology. Left: Degradation of the organic DM. Right: Production rate of SCFA

The production of the fatty acids from the digestate as substrate lies at ca. 15 mmol d⁻¹. Interpolated to the used substrate amount, this corresponds to a theoretical gas production in a methane stage of ca. 50 L_N CH₄ kg oDM⁻¹·d⁻¹, which would mean an additional yield of ca.15%-20 % CH₄ compared to the production of a conventional biogas plant.

4 Outlook

At the TiHo at the ISAH, two test plants were run to technically simulate the rumen in various scale-up stages. It was possible to keep the rumen biology alive outside the animal for several years. In accompanying lab-scale tests, it could be shown that the specific methane yield achieved through using the rumen micro-biology was higher than that of conventional methods, which can be traced back to the metabolisation of highly fibrous material.

In the next project stage, several highly fibrous substrates were tested for their digestibility and operation parameters such as maximum volumetric load or sludge load for the hydrolysis stage were determined. Furthermore, the procedure should be compared to other methods of preliminary treatment or comminution of fibrous substrates.

The RUMEN/DAUMEN method has the potential to compete with the classical biogas plants. Through the technical realisation of the rumen principle and the application of a particular micro-biology, the residues and by-products occurring in agriculture (cut grass, stray, etc.) become available for energetic utilization, which immediately counts the competition between food crop and energy crop cultivation and alleviates the struggle for areas. The farmers can thus use the fruit parts of the crops cultivated on their arable land for the food production and the fibrous parts for the recovery of energy, and on top they will obtain high-quality digestate for the humus production and nutrient provision of their areas. The combination of a rumen hydrolysis stage with a high-load methanation stage promises high efficiency. However, classical biogas plants can be retrofitted with a rumen hydrolysis stage, as well.

The use of regenerative energies is only sensible if it is done in a sustainable way. Other than the current provision of bio-energy does the method presented here allow to totally dispense with the fruit parts (ethical aspect), to extend the plant production with comprehensive reduction of the usage of plant protection agents and fertilizers (water and soil protection), and to utilise so-called “pest plants” (nature protection, diversity of species), the latter comprising both the plant itself and the micro-organisms being used on it. The presented innovations of RUMEN and DAUMEN will thus facilitate the observation of relevant sustainability criteria.

References

- ANSELM, J., (2005): Voraufbereitung durch Separierung und Hydrolyse, Gleixner, INNOVAS GbR, Referat zur 2. Norddeutschen Biogastagung, Hildesheim
- BENNER, R. A. E., MACCUBBIN, T., AND HODSON R, E., (1984): Anaerobic Biodegradation of the Lignin and Polysaccharide Components of Lignocellulose and Synthetic Lignin by Sediment Microflora. Applied and Environmental Microbiology, Vol. 47, No. 5 p. 998-1004
- BISCHOFBERGER, W., DICHTL, N., ROSENWINKEL, K.-H., AND SEYFRIED, C. F. (2005): Anaerobtechnik. Springer-Verlag Berlin Heidelberg
- CZERKAWSKI, J. W. (1986): An Introduction To Rumen Studies. 1st ed. Pergamon
- FNR (2005): Handreichung Biogasgewinnung und –Nutzung.
- GIJZEN, H. J., SCHOENMAKERS, T.J.M., CAERTEFFNG, C.G.M., VOGELS, G.D. (1988): Anaerobic degradation of papermill sludge in a two-phase digester containing rumen microorganisms and colonized polyurethane foam. Biotechn. Letters, Vol. 10, No. 1. p. 61-66
- GIJZEN, H. J., ZWART, K. B., VERHAGEN, F.J., VOGELS, G.D. (1986): Continuous cultivation of rumen microorganisms, a system with possible application to the anaerobic degradation of lignocellulosic waste materials. Appl. Microbiol. Biotechnol. Vol. 25: p.155-162
- KIVAISI, A.K., GIJZEN, H.J., OP DEN CAMP, H.J.M. AND VOGELS, G.D., (1992): Conversion of cereal residues into biogas in a rumen-derived process. World Journal of Microbiology and Biotechnology, Vol. 8, p. 428-433
- Ökoinstitut (Hrsg.) (2004): Stoffstromanalyse zur nachhaltigen energetischen Nutzung, Freiburg – Darmstadt – Berlin.
- VAN SOEST, P. J. (1994): Nutritional Ecology of the Ruminant. 2nd ed.
- VISSER, D. P. (1995): "Ruminant Digestion", Dairying in KwaZulu-Natal. National Department of Agriculture. South Africa.

Continuous two-phase solid-state anaerobic digestion: Model-based optimization

J. Mumme¹, B. Linke¹ and R. Tölle²

¹ Leibniz Institute for Agricultural Engineering Potsdam-Bornim, Max-Eyth-Allee 100, 14469 Potsdam, Germany

² Biosystems Engineering Division, Humboldt-Universität zu Berlin, Albrecht-Thaer-Weg 3, 14195 Berlin, Germany

Zusammenfassung

Ziel dieser Arbeit war es, mit Hilfe eines modelbasierten Ansatzes die Leistungs- und Optimierungspotenziale der kontinuierlichen zweiphasigen Feststoffvergärung aufzuzeigen. Zu diesem Zweck wurde ein einfaches Prozessmodell entwickelt, welches die wesentlichen physikalischen und biologischen Aspekte des Verfahrens zusammenführt. Der Großteil der Modellparameter wurde anhand eines Laborsystems mit zweiphasigem Feststoffreaktor (SSR) und separatem Methanreaktor (MR) experimentell ermittelt. Aus den Ergebnissen der Simulation wurde abgeleitet, dass die höchste Wirtschaftlichkeit von einem System erzielt wird, in welchem der SSR selbst den überwiegenden Teil des Methans produziert und der MR auf eine stabilisierende Funktion reduziert ist. In einem entsprechend optimierten System beträgt die Raumbelastung des SSR bezogen auf die totale organische Substanz 9-12 g L⁻¹d⁻¹. Die für das Gesamtsystem berechnete Methanbildungsrate liegt bei 3.0-3.9 L L⁻¹d⁻¹.

Abstract

The aim of this work was to identify the performance and optimization potentials of continuously fed two-phase solid-state anaerobic digestion by means of a model-based approach. For this purpose, a simple process model was created, which combines the essential physical and biological aspects. The vast majority of the model parameters was determined experimentally by the use a laboratory test system consisting of a solid-state reactor (SSR) and a separate methanogenic reactor (MR). Based on the simulation results, it was concluded that the best economic efficiency is achieved by a system where most of the methane is produced by the SSR itself and where the MR has only a stabilizing function. In this optimized system, the SSR is operated with loading rates, in respect to total organic matter, of 9-12 g L⁻¹d⁻¹ leading to a methane production rate, in respect to the whole system, of 3.0-3.9 L L⁻¹d⁻¹.

Keywords:

Anaerobic digestion; Energy crops; Process model; Solid-state

1 Introduction

Solid biomass such as crops and organic solid wastes is considered a major feedstock for anaerobic digestion and production of biogas and biomethane (WEILAND 2006a, WARD ET AL. 2008). In comparison with aqueous materials, the digestion of particulate biomass allows a longer retention time. This can improve the process performance. RICHARDS ET AL. (1991) reported a remarkably high mass-based methane productivity of $7.5 \text{ L kg}^{-1}\text{d}^{-1}$, in respect to a high solids completely stirred tank reactor (CSTR) fed with sorghum and cellulose. Single-phase plug flow reactors, which are specifically designed for the treatment of solid organic wastes, reach methane productivities of 1.7 to $4.4 \text{ L L}^{-1}\text{d}^{-1}$ (SIX AND DE BAERE, 1992, WELLINGER ET AL. 1993). A potential drawback of these continuously operated high solids reactors is their relatively high energy demand for mixing and conveying their contents (SIX AND DE BAERE 1992, RIVARD ET AL. 1995). Excessive mixing is also suspected to interfere with interspecies microbial interactions that are crucial for the digestion process (MCMAHON ET AL. 2001).

With the aim to overcome the described problems regarding high solid anaerobic digestion, a novel type of reactors was developed – the two-phase solid-state anaerobic reactor. This reactor promotes spontaneous solid-liquid separation and thereby enables both independent removal of residues and continuous process liquor recirculation. This concept has been successfully applied to several new types of batch-fed reactors (CHYNOWETH ET AL. 1991, TEN BRUMMELER ET AL. 1992, MTZ.-VITURZIA ET AL. 1995, VIEITEZ AND GHOSH 1999). During the recent years, also a few continuously fed systems with additional methane reactors for the treatment of recirculated liquor were described (SCHNEIDER ET AL. 2006, WEILAND 2006b, MUMME ET AL. 2008). However, as a general rule in fermentation processes the continuous mode of operation is potentially more efficient than a batch mode. An experimental study by MUMME ET AL. (2010) concerning the performance of a novel type of solid-state reactor appears to verify the rule for two-phase anaerobic digestion.

Anaerobic digestion is a complex multistep process involving multiple microbes, various potential inhibitors and several key steps that can be rate limiting to the whole process. Therefore, advances in process design and control strongly depend on the progress achieved in process modeling and simulation. Today a broad variety of digestion models is known, including different kinetic approaches (LYBERATOS 1999). However, while modeling homogenous systems such as the CSTR has reached a high methodically standard resulting in proven models such as the research orientated ADM1 (BATSTONE ET AL. 2002) or the application oriented first-order kinetic model described by MÄHNERT AND LINKE (2009), heterogeneous systems such the two-phase system still lack widely accepted models. This can be attributed to the high variety of heterogeneous digestion systems and their complex nature adding an enormous challenge to the modeler. With the aim to provide and investigate an optimization strategy for continuous two-phase digestion, the emphasis of this study was placed on the following objectives:

- Determination of a simple process model that combines the essential physical and biological aspects;
- Experimental identification of model parameters;
- Development of an optimized concept for the design and operation of a continuous two-phase solid-state digestion system and prediction of its performance parameters

2 Methods

2.1 Process modeling fundamentals: Assumptions and limitations

The two-phase solid-state digestion model assumes a two reactor systems that consist of a continuously fed solid-state reactor (SSR) and an additional methanogenic reactor (MR) designed for the continuous treatment of recirculated process liquor. In this system, the SSR can be operated either as a pure hydrolyser or as a combined hydrolytic and methanogenic reactor. In order to reduce the complexity of the model, the sub model that describes the organic mass flow was limited to the essential physical and biological processes. *Fig. 1* gives an overview.

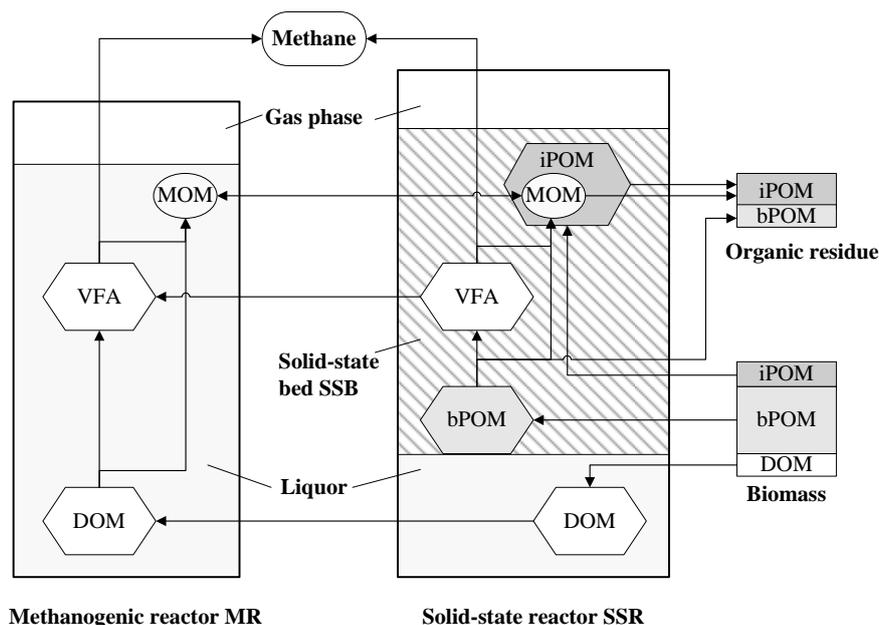


Fig. 1: Model of the organic mass flow in a two-phase solid-state digestion system

It can be assumed that biomass that is suitable for two-phase anaerobic digestion contains three relevant groups of organic matter – dissolved (and biodegradable) organic matter (DOM), biodegradable particulate matter (bPOM) and inert particulate matter (iPOM). Consequently, the mass fraction of total organic matter w_{TOM} equals the sum of these three groups (Eq. 1).

$$(1) \quad w_{\text{TOM}} = w_{\text{DOM}} + w_{\text{bPOM}} + w_{\text{iPOM}}$$

The model allocates the degradation of DOM completely to the MR while the decomposition of bPOM to volatile fatty acids (VFA) is bound to the SSR. Other metabolites are not taken into account. VFAs that cannot be gasified inside the SSR are transported to the MR by means of the liquor exchange. Both steps, the degradation of bPOM (and DOM) to VFA and the conversion of VFAs to methane are accompanied by the production of microbial organic matter (MOM). The suspended portion of MOM is potentially subjected to reallocation, leading to an MOM exchange between both reactors. The MOM is assumed biologically inert and is therefore classified as iPOM. Consequently, the total amount of iPOM removed as solid residue is higher than the iPOM mass originally applied with the fresh biomass. For bPOM a contrary behavior is assumed – an extensive reduction but no complete removal inside the SSR. In contrast to the bPOM, the DOM (including metabolites) is expected to show total degradation.

The SSR, as shown in *Fig. 1*, features a solid-state bed (SSB). Depending on the reactor design, the SSR normally possess one or more zones that only contain liquor. For example, if the transportation of solids depends on flotation, the reactor should develop a liquor zone at bottom level. For simplification purposes, all biological activity of the SSR was completely referred to the SSB. However, modeling the SSB with its biological and physical dynamics and interactions is an enormous challenge. In this work, the approach is highly simplified by assuming homogenous conditions for the whole SSB. Despite this, one problem remains – the interdependency between the concentration and the retention time of solid matter inside the SSB – which can only be solved by approximate calculations.

2.2 Modeling degradation kinetics

In respect to the hydrolysis kinetics of particulate biomass, a first order approach is used. This can be expressed through the equation:

$$(2) \quad \frac{\Delta S}{\Delta t} = -k_H \cdot S$$

where S is the substrate concentration t is the time and k_H is the first order hydrolysis constant.

In respect to the degradation of DOM, Michaelis-Menten kinetics are more accurate than first order kinetics. However, in order to reduce the complexity of the process model, the DOM composition as well as its liquor concentration are set to fixed values so that DOM kinetics are not required in this model.

2.3 Modeling the SSR

As described in Section 2.1, the SSR features a solid-state bed (SSB) and eventually one or more liquor zones. However, considering the relative absence of substrates it can be hypothesized that the liquor zones show a comparatively low biological activity. Based on this assumption, optimal usage of the SSR's hydraulic volume V_{SSR} is achieved when the volume fraction of the SSB ($\gamma_{V,SSB}$) is close to 1 (Eq. 3).

$$(3) \quad \gamma_{V,SSB} = \frac{V_{SSB}}{V_{SSR}}$$

For the determination of the liquor's retention time it was assumed that the concentration of free liquor inside the SSB can be neglected, which limits the factors to the volume of the pure liquor zones.

Calculations concerning the process performance of SSR require information about the reactor's substrate mass. As described in Section 2.1, the process model considers only bPOM (including its metabolites) as substrate. The SSB's mass concentration of bPOM ($\rho_{bPOM,SSB}$) can be obtained through following equation:

$$(4) \quad \rho_{bPOM,SSB} = OLR_{SSB,bPOM} \cdot t_{bPOM,av}$$

where $OLR_{SSB,bPOM}$ is the bPOM-based organic loading rate of the SSB and $t_{bPOM,av}$ is the average lifetime of a bPOM particle inside the SSB until it is either hydrolyzed or removed as residue. $OLR_{SSB,bPOM}$ is defined as the quotient of the bPOM mass inflow and the volume of the SSB. $t_{bPOM,av}$ results from the quotient of the bPOM removal efficiency (η_{bPOM}) and the bPOM hydrolysis constant ($k_{H,bPOM}$). As the hydrolysis is modeled with

first order kinetics, η_{bPOM} can be replaced with the exponential expression from Eq. 8 leading to the algorithm:

$$(5) \quad t_{\text{bPOM,av}} = \frac{1 - e^{-k_{\text{H,bPOM}} \cdot \Theta}}{k_{\text{H,bPOM}}}$$

where Θ is the retention time of a non-degraded organic particle or in other words the total time that is available for the hydrolysis of solid particles.

Under steady-state conditions Θ equals the quotient of the SSB's mass concentration of total POM ($\rho_{\text{POM,SSB}}$) and the rate of POM appearance inside the SSB. As shown in Eq. 6, the latter can be replaced by summing the OLR, in respect to POM, and the volumetric rate of microbial cell (X) production ($r_{X,\text{SSB}}$) and lessening the volumetric hydrolysis rate ($r_{\text{H,SSB}}$).

$$(6) \quad \Theta = \frac{\rho_{\text{POM,SSB}}}{\text{OLR}_{\text{SSB,POM}} + r_{X,\text{SSB}} - r_{\text{H,SSB}}}$$

As the parameters $\rho_{\text{POM,SSB}}$, $r_{X,\text{SSB}}$ and $r_{\text{H,SSB}}$ are all influenced by Θ this equation can only be solved approximately. $r_{\text{H,SSB}}$ can be obtained by the use of Eq. (8) and Eq. (13) and $r_{X,\text{SSB}}$ by the use of Eq. (12) and Eq. (13). In respect to $r_{\text{H,SSB}}$, Eq. (8) can be used with original mass units, whereas Eq. (12) delivers $r_{X,\text{SSB}}$ with a COD equivalent unit. In order to convert the unit back to the original mass, as required for Eq. (6), the COD equivalent of X ($\zeta_{\text{COD},X}$) must be known. For this study $\zeta_{\text{COD},X}$ was taken from the literature (see Section 3.2).

The total POM was defined to not only consist of bPOM but also of inert POM (iPOM). The average iPOM concentration of the SSB ($\rho_{\text{iPOM,SSB}}$) can be received when Eq.(4) is modified to use Θ instead of $t_{\text{bPOM,av}}$ and $r_{X,\text{SSB}}$ is taking into account (Eq. (7)).

$$(7) \quad \rho_{\text{iPOM,SSB}} = \Theta \cdot (\text{OLR}_{\text{SSB,iPOM}} + r_{X,\text{SSB}})$$

In order to obtain the advantages of a unified reference base, modeling the SSR's process performance with parameters such as removal efficiency, product yield and production rate was carried out using chemical oxygen demand (COD) equivalents instead of the original mass units. Based on the first order kinetics shown in Eq. (2), the removal efficiency of bPOM (η_{bPOM}) is defined by this exponential equation:

$$(8) \quad \eta_{\text{bPOM}} = 1 - e^{-k_{\text{H,bPOM}} \cdot \Theta}$$

where η_{bPOM} equals the COD-based total hydrolyzate yield from bPOM ($y_{\text{H,bPOM}}$). Besides $y_{\text{H,bPOM}}$, the model respects methane, VFAs and microbial biomass (X) as single yields, leading to the equation

$$(9) \quad y_{\text{H,bPOM}} = y_{\text{CH}_4,\text{bPOM,SSR}} + y_{\text{VFA,bPOM}} + y_{X,\text{bPOM,SSR}}$$

In order to calculate the bPOM-based methane yield of the SSR ($y_{\text{CH}_4,\text{bPOM,SSR}}$), it was assumed, that the COD equivalent methane portion of $y_{\text{H,bPOM}}$ ($\gamma_{y_{\text{CH}_4,\text{SSR,bPOM}}}$) can be described by a function of the SSB's loading rate with bPOM (Eq. (10)). This function was determined experimentally and is presented as Eq. (20) in Section 3.1.

$$(10) \quad y_{\text{CH}_4,\text{bPOM,SSR}} = \gamma_{y_{\text{CH}_4,\text{SSR,bPOM}}} (\text{OLR}_{\text{SSB,bPOM}}) \cdot y_{\text{H,bPOM}}$$

The VFA yield ($y_{\text{VFA,bPOM}}$) can be calculated from $y_{\text{H,bPOM}}$ and $y_{\text{CH}_4,\text{bPOM,SSR}}$. This approach has to respect the microbial cell yields associated with the conversion of bPOM to VFAs

($y_{X,VFA}$) and the cell yields associated with the complete conversion of bPOM to methane (y_{X,CH_4}) leading to the formula:

$$(11) \quad y_{VFA,bPOM} = (1 - y_{X,FFS}) \cdot \left(y_{H,bPOM} - \frac{y_{CH_4,bPOM,SSR}}{1 - y_{X,CH_4}} \right)$$

The cell yields are difficult to measure especially in heterogeneous systems such as the SSR. Therefore, the values for $y_{X,VFA}$ and y_{X,CH_4} were taken from the literature (see Section 3.2). The total cell yield of the SSR ($y_{X,bPOM,SSR}$) results from summing the individual cell yields for VFA and methane production (Eq. (12)).

$$(12) \quad y_{X,bPOM,SSR} = y_{X,VFA} \cdot \frac{y_{VFA,bPOM}}{1 - y_{X,VFA}} + y_{X,CH_4} \cdot \frac{y_{CH_4,bPOM,SSR}}{1 - y_{X,CH_4}}$$

Based on the yields obtained through Eq. (9)-(12), the corresponding production rate can be received through this universal formula:

$$(13) \quad r_{P,V} = y_{P,S} \cdot OLR_{V,S}$$

which defines the rate “ r ” for a specific product “ P ” and a specific volume “ V ” as the arithmetic product of the corresponding yield and OLR.

2.4 Modeling the MR

Regarding the MR, it was assumed that the design favors immobilization of methanogenic biomass. This function is known from various types of high rate methanogenic reactors such as the upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor, the expanded granular sludge blanket (EGSB) reactor and the anaerobic filter (AF). The latter is also known as fixed bed reactor.

The MR’s operational parameters organic loading rate (OLR) and hydraulic retention time (HRT) can be obtained through simple calculations using a quotient of the total hydraulic volume ($V_{H,MR}$) and the mass inflow of substrate (\dot{m}_0) (Eq. (14)) and, respectively, the volume inflow of liquor (\dot{V}_0) (Eq. (15)).

$$(14) \quad OLR_{MR} = \frac{\dot{m}_0}{V_{H,MR}}$$

$$(15) \quad HRT_{MR} = \frac{V_{H,MR}}{\dot{V}_0}$$

Optimization efforts regarding the MR are not complete without minimization its size. However, in order to prevent an inhibition of the whole bioprocess the MR needs to be capable of removing the vast portion of influent DOM. As described in Section 2.1 this DOM is assumed to consist mainly of volatile fatty acids (VFA), which are either produced by the SSR or applied to the SSR as part of the fresh biomass. This premise defines a minimum possible volume ratio between MR and SSR ($\psi_{min,MR}$). As shown in Eq. (16), $\psi_{min,MR}$ results from the SSR’s net production rate of soluble COD ($r_{sCOD,SSR}$) and the MR’s corresponding capacity ($OLR_{max,MR}$). Common types of high rate methanogenic reactors usually have OLR_{max} values of 70-90% (MEYER ET AL. 2005).

$$(16) \quad \psi_{min,MR} = \frac{r_{sCOD,SSR}}{OLR_{max,MR}}$$

The factor $r_{s\text{COD,SSR}}$ can be calculated by the equation

$$(17) \quad r_{s\text{COD,SSR}} = y_{\text{VFA,bPOM}} \cdot \text{OLR}_{\text{SSR,bPOM}} + \text{OLR}_{\text{SSR,DOM}}$$

where $y_{\text{VFA,bPOM}}$, as defined by Eq. (11), is the COD equivalent VFA yield from bPOM while $\text{OLR}_{\text{SSR,bPOM}}$ and $\text{OLR}_{\text{SSR,DOM}}$ are the SSR's COD equivalent loading rates of bPOM and DOM, respectively.

2.5 Modeling the whole process

The performance of the whole two-phase system can be best evaluated by the methane yield of the applied TOM ($y_{\text{CH}_4,\text{TOM}}$) and the total system's volumetric production rate of methane (r_{CH_4}). $y_{\text{CH}_4,\text{TOM}}$ can be calculated from the mass ratios of COD equivalent DOM to original mass TOM ($\zeta_{\text{DOM,TOM}}$) and COD equivalent bPOM to original mass TOM ($\zeta_{\text{bPOM,TOM}}$). While $\zeta_{\text{DOM,TOM}}$ was assumed to show full degradation $\zeta_{\text{bPOM,TOM}}$ needs to be combined with the factor η_{bPOM} that is described by Eq. (8). The sum of degraded DOM and degraded bPOM, as shown in Eq. (18), must be reduced by the amount of the cell yield $y_{\text{X,CH}_4}$ and, in order receive a volumetric unit, divided by both the COD mass equivalent of methane ($\zeta_{\text{COD,CH}_4} = 4 \text{ g}_{\text{COD}} \text{ g}^{-1}$) as well as the standard density of methane at ($\rho_{\text{CH}_4} = 0.717 \text{ g L}^{-1}$). This leads to the equation:

$$(18) \quad y_{\text{CH}_4,\text{TOM}} = (\zeta_{\text{DOM,TOM}} + \zeta_{\text{bPOM,TOM}} \cdot \eta_{\text{bPOM}}) \cdot \frac{1 - y_{\text{X,CH}_4}}{\rho_{\text{CH}_4} \cdot \zeta_{\text{COD,CH}_4}}$$

When $y_{\text{CH}_4,\text{TOM}}$ is known, calculations for r_{CH_4} can be carried out using simple Eq. (19) where other necessary factors are limited to the TOM-based loading rate of the SSR ($\text{OLR}_{\text{SSR,TOM}}$) and the reactor volume ratio $\psi_{\text{min,MR}}$ defined by Eq. (16).

$$(19) \quad r_{\text{CH}_4} = \frac{\text{OLR}_{\text{SSR,TOM}} \cdot y_{\text{CH}_4,\text{TOM}}}{\psi_{\text{min,MR}} + 1}$$

2.6 Parameter identification

The parameters needed to run the model were identified by experimental means based on a thermophilic two-phase reactor system featuring both a SSR for the combined production of methane and VFAs and a MR unit for the methanization of these VFAs. The SSR was an upflow anaerobic solid-state (UASS) type reactor with a total hydraulic working volume of 26.5 L. This reactor, as described by MUMME (2008), has a novel design which shows a spontaneous upflow of particulate matter forming a moving solid-stated bed. The MR unit consisted of a two-reactor anaerobic filter (AF) cascade with a total working volume of 79.2 L. The liquor exchange between SSR and MR was driven by a single peristaltic pump.

The test system was operated for 68 days with a mixture of maize silage and barley straw and no addition of micronutrients. During this experiment, the TOM loading rate was raised in steps of 7.3, 13.2 and 17.6 $\text{g L}^{-1}\text{d}^{-1}$ while the liquor exchange was controlled to maintain a neutral ph inside the SSR. The analytical emphasis was placed on the physical and biological behavior of particulate organic matter (POM) inside the SSR including mass flow characteristics and metabolite compositions. Further details concerning the experiments and the analytic methods can be obtained from MUMME (2008) and MUMME ET AL. (2010).

3 Results and discussion

3.1 Experimental results and model calibration

In accordance with the description given in Section 2.6, a laboratory experiment regarding continuous two-phase digestion was carried out. During the experiment the TOM loading rate of the SSR was increased in steps of 7.3, 13.2 and 17.6 g L⁻¹d⁻¹. The corresponding periods were analyzed individually. The resulting operation and performance characteristics are shown in *Table 1*. Additional data can be obtained from MUMME (2008) and MUMME ET AL. (2010).

Table 1: Operational and performance parameters obtained from the laboratory two-phase test system

Parameter	Unit (day)	Means for Periods 1-3		
		10-29	35-44	48-60
<i>SSR (UASS type reactor)</i>				
TOM loading rate (OLR _{SSR,TOM}) ^a	g L ⁻¹ d ⁻¹	7.3	13.2	17.6
POM loading rate (OLR _{SSR,POM})	g L ⁻¹ d ⁻¹	6.9	12.4	16.5
bPOM loading rate (OLR _{SSR,bPOM})	g L ⁻¹ d ⁻¹ (g _{COD} L ⁻¹ d ⁻¹)	6.0 (8.9)	10.4 (14.2)	14.0 (19.0)
DOM loading rate (OLR _{SSR,DOM}) ^a	g L ⁻¹ d ⁻¹ (g _{COD} L ⁻¹ d ⁻¹)	0.3 (0.3)	0.8 (1.0)	1.1 (1.4)
SSB volume (V _{SSB})	L	14.4	16.5	19.2
POM mass concentration in the SSB (ρ _{POM,SSB}) ^b	g L ⁻¹	NA	147	187
bPOM mass concentration in the SSB (ρ _{bPOM,SSB}) ^b	g L ⁻¹	NA	81	87
Available time for hydrolysis (θ)	d	21	NA	NA
Total hydrolyzate yield from bPOM (y _{H,bPOM}) ^c	g _{COD} g _{COD} ⁻¹	0.92	0.89	0.86
Methane portion of y _{H,bPOM} (y _{CH4-SSR,bPOM})	(1)	0.77	0.47	0.24
Volumetric hydrolysis rate (r _{H,SSR})	g _{COD} L ⁻¹ d ⁻¹	8.3	12.6	16.4
First order bPOM hydrolysis constant (k _{H,bPOM})	d ⁻¹	0.12	NA	NA
<i>MR (AF type reactor) (sCOD=DOM=VFA)^d</i>				
sCOD influent concentration (ρ _{0,sCOD,MR})	g L ⁻¹	0.67	1.58	6.39
sCOD loading rate (OLR _{MR,sCOD})	g L ⁻¹ d ⁻¹	0.16	1.41	5.94
Hydraulic retention time (HRT _{MR})	h	103	26	26
Total sCOD removal efficiency (η _{sCOD,MR})	%	82	84	72
Acetate removal efficiency (η _{C2})	%	70	84	74
Propionate removal efficiency (η _{C3})	%	93	87	50
n-Butyrate removal efficiency (η _{nC4})	%	~100	~100	96
<i>Whole system (UASS-AF-combination)</i>				
Methane yield (y _{CH4}) (potential yield y _{CH4,max})	L kg _{TOM} ⁻¹	378 (407)	320 (360)	301 (362)
Methane production rate (r _{CH4})	L L ⁻¹ d ⁻¹	0.69	1.07	1.33
Methane fraction of total biogas	%	54.2	54.3	53.9

^a Not including influent liquor DOM

^b Determined through mass balancing

^c y_{H,bPOM} = η_{bPOM} (see Section 2.3)

^d sCOD is defined to be equal to the COD equivalents of DOM and total VFA as all values are obtained by summing the COD equivalent concentrations of single VFAs.

In a two reactor system the SSR's main parameters for performance evaluation are not the yield and production rate of methane but the yield and rate of total hydrolyzate (y_{H,bPOM} and r_{H,SSR}). y_{H,bPOM}, which by definition (see Section 2.3) includes methane and microbial cells and therefore equals the aPOM removal efficiency (η_{bPOM}), showed period means that were all within a high and narrow range. Consequently, r_{H,SSR} increased almost parallel to the OLR. For comparison purposes, published performance data from other systems for the digestion of solid biomass was converted from methane productivity to r_H. This revealed a range of 4 g_{COD} L⁻¹d⁻¹ in respect to a low solids CSTR operated without the addition of micronutrients (MÄHNERT ET. AL 2009) and 15.5 g_{COD} kg⁻¹d⁻¹ in respect to the mass content of a high solids CSTR operated with the addition of micronutrients

(RICHARDS ET AL. 1991). According to this data, the $r_{H,SSR}$ discovered for the test system is amongst the highest reported for the digestion of solid biomass.

When looking at the MR's influent concentrations and at its OLRs, it seems noticeable that both parameters show relatively low values. This can be explained by the control of the liquor exchange whose priority was to prevent high concentrations of VFAs inside the SSR. Moreover, the emphasis of the experiment was placed on the SSR so that the MR was deliberately oversized to provide a reliably VFA removal. However, despite this, Period 3 showed a remarkably low η_{sCOD} with a value of only 72%. This can be assumed to indicate a too fast OLR increase or, respectively, an insufficient time for the reactor's adjustment. Nevertheless, interesting findings were discovered regarding the removal efficiency of individual VFAs. In Period 3 each of the three dominant VFAs acetate, propionate and n-butyrate showed a unique removal efficiency. Propionate was removed by only 50%, whereas acetate and n-butyrate reached 74 % and 96 %, respectively. Because of this and because propionate is known for a high inhibitory potential (MCCARTY AND BROSS-SEAU 1963) the removal of propionate could be acting as a limiting factor in continuous two-phase digestion.

The methane yields achieved by the whole system varied between 301 and 378 L kg_{TOM}⁻¹. When compared to reference data provided by GUNASEELAN 1997 and WARD ET AL. 2008 – most methane yields of fiber-rich energy crops are found between 250 and 400 L per kg volatile solids – it can be concluded that all of the discovered values lie within the range of expectations. The methane productivity (r_{CH_4}) in respect to the whole system showed a maximum period mean of 1.33 L L⁻¹d⁻¹. However, as described earlier the MR was deliberately oversized so that r_{CH_4} does not represent a reactor ratio adequate or even optimal for practical application.

As described in Section 2.3, running the process model requires the determination of $\gamma_{yCH_4-SSR,bPOM}$ – the methane portion of $y_{H,bPOM}$ – and it was assumed that $\gamma_{yCH_4-SSR,bPOM}$ can be described as a function of $OLR_{SSB,bPOM}$ – the bPOM loading rate in respect to the SSB. Based on the three period means stated in *Table 1* and both estimated results for $OLR \rightarrow \infty$ (value 0) and $OLR=0$ (value 0.9), the following function was assumed:

$$(20) \quad \gamma_{yCH_4-SSR,bPOM} = (1 - y_{X,CH_4}) \cdot \left(1 - \left(1 - e^{-a \cdot OLR_{SSB,bPOM}^b} \right)^c \right)$$

In accordance with data provided by BATSTONE ET AL. (2002) y_{X,CH_4} was fixed at 0.1 g_{COD} g_{COD}⁻¹. Least squares fitting for a , b and c led to $a=8.06 \cdot 10^{-5}$, $b=2.03$ and $c=3.08$. The fitted model and the measurement values are both shown in *Fig. 2*.

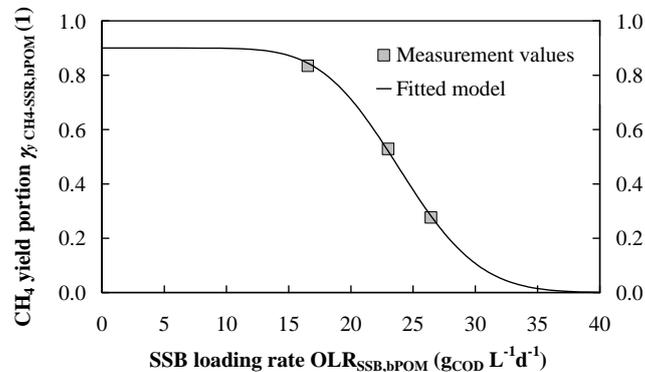


Fig. 2: Measurement values and fitted model for the SSR's relationship between the SSB loading rate and the methane portion of the total hydrolyzate yield

As shown in *Fig. 2*, OLRs higher than $15 \text{ g}_{\text{COD}} \text{ L}^{-1}\text{d}^{-1}$ cause a quick decrease of $\gamma_{\text{CH}_4\text{-SSR,bPOM}}$ in form of an inverted S-curve. This behavior is plausible considering the occurrence and interaction of following effects. Higher OLRs lead directly to a reduction of the solids retention time. This puts a selective stress on the methanogens as they are known for a very slow growth. Consequently, the production of the SSR changes in favor of VFAs. As accumulated VFAs are potential inhibitors which especially affect methanogenesis, it can be assumed that, despite an adequate liquor exchange, an accelerated decrease of $\gamma_{\text{CH}_4\text{-SSR,bPOM}}$ is achieved. However, as these considerations show the complexity and dynamics of the processes inside the SSR, it seems reasonable to conclude that the discovered relationship between OLR and metabolite speciation is influenced by several factors such as reactor height, temperature and substrate characteristics. Therefore, the transferability of the methane yield model should not be overrated. Nevertheless, the obtained model appears to be a suitable fundament for future investigations that aim to optimize the transferability.

3.2 Model-based optimization of the SSR

By the use of the SSR model introduced in Section 2.3 and the experimental results presented in *Table 1* and *Fig. 2*, the operation and performance characteristics of a full size SSR were predicted. For this, the following assumptions were made: (1) the substrate mixture possesses fixed mass portions of POM ($w_{\text{POM}} = 337 \text{ g kg}^{-1}$), bPOM ($w_{\text{bPOM}} = 294 \text{ g kg}^{-1}$) and bPOM-COD ($\zeta_{\text{bPOM}} = 440 \text{ g}_{\text{COD}} \text{ kg}^{-1}$), (2) the volume fraction of the SSB ($\gamma_{\text{V,SSB}}$) averages 75% of the SSR's total working volume, (3) the microbial cell yield for the conversion of bPOM to methane ($y_{\text{X,CH}_4}$) is $0.1 \text{ g}_{\text{COD}} \text{ g}_{\text{COD}}^{-1}$ and to VFAs ($y_{\text{X,VFA}}$) $0.05 \text{ g}_{\text{COD}} \text{ g}_{\text{COD}}^{-1}$, (4) the COD equivalent of microbial cells ($\zeta_{\text{COD,X}}$) is $2.41 \text{ g}_{\text{COD}} \text{ g}^{-1}$, (5) the first order hydrolysis constant of bPOM ($k_{\text{H,bPOM}}$) is 0.138 d^{-1} . The cell yields were obtained from BATSTONE ET AL. (2002), the COD equivalent from WILDERER (1988). *Fig. 3* shows the results for varying OLRs and varying POM concentrations in respect to the SSB ($\rho_{\text{POM,SSB}}$).

As shown in *Fig. 3* the time available for the hydrolysis of bPOM (θ) is strongly affected by the POM mass concentration of the SSB ($\rho_{\text{POM,SSB}}$). Raising $\rho_{\text{POM,SSB}}$ by 100% increases θ by 260-360%, depending on the OLR. Because of this, the θ of a moderate OLR ($8\text{-}12 \text{ g}_{\text{bPOM}} \text{ L}^{-1}\text{d}^{-1}$) varies in a wide span of 8-60 days. The exponential growth of θ for small OLRs can be attributed to reciprocal interactions between θ and the degree of bPOM removal (η_{bPOM}). Inside the chosen boundaries of this simulation, the value of η_{bPOM} lies between 1.0 and 0.4. If the minimum required efficiency is set a practicable value of 0.8, tolerable OLRs can be as high as $19.5 \text{ g}_{\text{bPOM}} \text{ L}^{-1}\text{d}^{-1}$ or as low as $8.5 \text{ g}_{\text{bPOM}} \text{ L}^{-1}\text{d}^{-1}$ while the hydrolysis rate of the SSR ($r_{\text{H,SSR}}$) varies between 10 and $23.5 \text{ g}_{\text{COD}} \text{ L}^{-1}\text{d}^{-1}$. Furthermore, *Fig. 3* shows that the bPOM related yields of methane ($y_{\text{CH}_4,\text{bPOM,SSR}}$) and VFA ($y_{\text{VFA,bPOM}}$) are very sensitive to OLR changes and that they react differently. For example, increasing the OLR from 8 to $14 \text{ g}_{\text{bPOM}} \text{ L}^{-1}\text{d}^{-1}$ reduces $y_{\text{CH}_4,\text{bPOM,SSR}}$ from 1.0-1.3 $\text{g}_{\text{COD}} \text{ g}_{\text{bPOM}}^{-1}$ to 0.1-0.3 $\text{g}_{\text{COD}} \text{ g}_{\text{bPOM}}^{-1}$ while $y_{\text{VFA,bPOM}}$ climbs from about 0.1 $\text{g}_{\text{COD}} \text{ g}_{\text{bPOM}}^{-1}$ to 0.6-1.1 $\text{g}_{\text{COD}} \text{ g}_{\text{bPOM}}^{-1}$. Based on this simulation, the curve pairs for the methane and VFA yield cross at an OLR of about $12 \text{ g}_{\text{bPOM}} \text{ L}^{-1}\text{d}^{-1}$ hardly affected by $\rho_{\text{POM,SSB}}$.

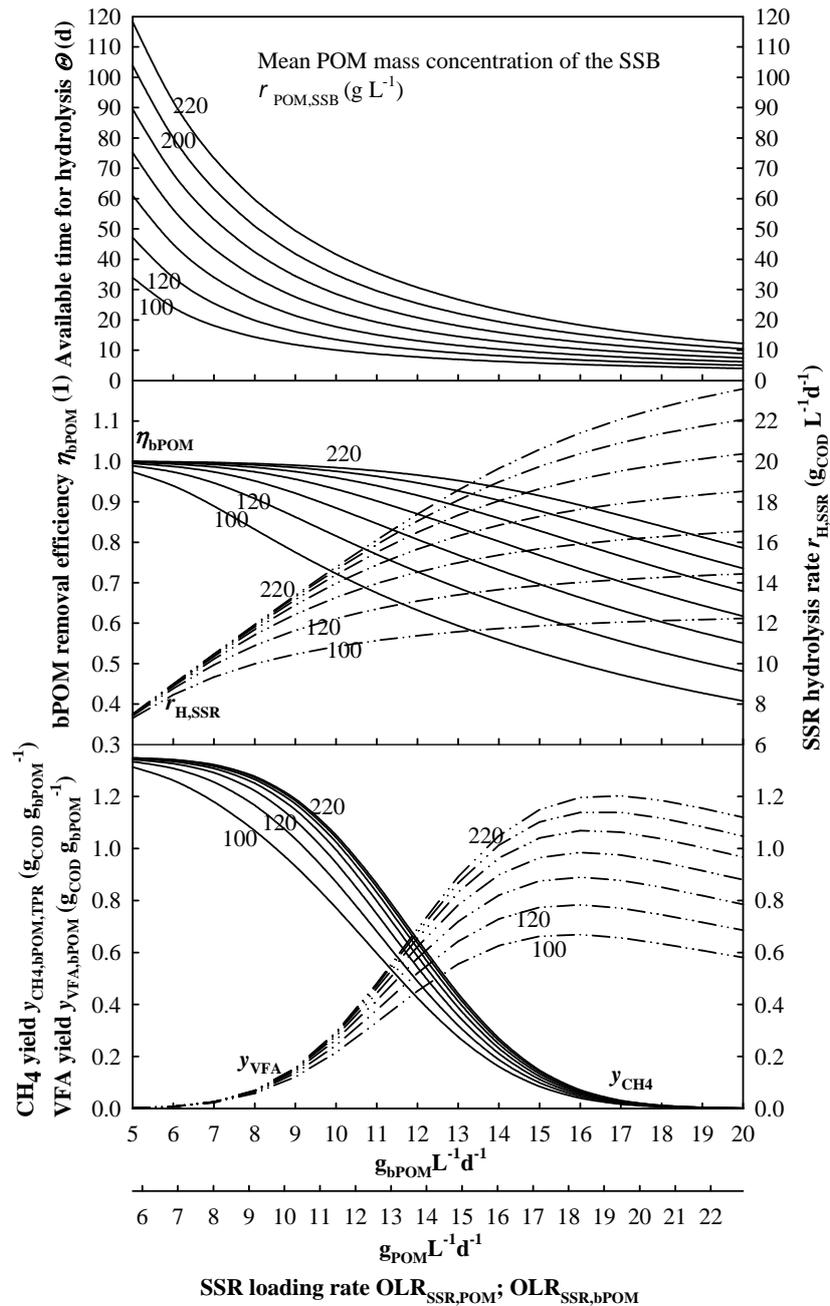


Fig. 3: Predicted operation and performance characteristics of the solid-state reactor (SSR)

In respect to process optimization, two relevant findings can be drawn from the simulation of the SSR: (1) the process performance benefits from high POM concentrations and (2) high OLRs can be counterproductive as they demand higher capacities in respect to the MR. Consequently, the SSR should be both designed to allow high POM concentrations and operated under moderate OLRs. However, as high POM concentrations can interfere with the liquor flow inside the SSB the effective technical and biological limits must be respected.

3.3 Model-based optimization of the whole system

In addition to the specifications given at the beginning of Section 3.2, the simulation of the whole continuous two-phase solid-state digestion process was carried out on following assumptions: (1) the substrate mixture's mass ratio of COD equivalent DOM to original mass TOM ($\zeta_{\text{DOM,TOM}}$) has a fixed value of $0.05 \text{ g}_{\text{COD}} \text{ g}^{-1}$, (2) the MR influent concentration of soluble COD ($\rho_{0,\text{sCOD,MR}}$) averages 4 g L^{-1} , (3) the designated removal efficiency of soluble COD in the MR ($\eta_{\text{sCOD,MR}}$) is 80%. In respect to the influent COD of the MR, it is known that higher concentrations can increase the MR's removal efficiency. However, as this strategy would also increase the SSR's concentration of DOM, interference with the SSR's microbial activity is likely. Therefore, the simulation was carried out with a low to moderate $\rho_{0,\text{sCOD,MR}}$ of 4 g L^{-1} , which the experiments had proven feasible. In respect to the MR design, two common reactor types with different performance characteristics were investigated – a moderate-performance anaerobic filter (AF) and a high-performance expanded granular sludge blanket (EGSB) reactor. The AF's capacity regarding the OLR (OLR_{max}) was fixed at $7.5 \text{ g}_{\text{COD}} \text{ L}^{-1} \text{d}^{-1}$, based on own experimental data, whereas the EGSB reactor's OLR_{max} was fixed at $20 \text{ g}_{\text{COD}} \text{ L}^{-1} \text{d}^{-1}$, based on data provided by MEYER AT AL. 2005. The quotient of the fixed parameters OLR_{max} and COD influent concentration defines a HRT for the AF of 0.53 d and for the EGSB reactor of 0.20 d.

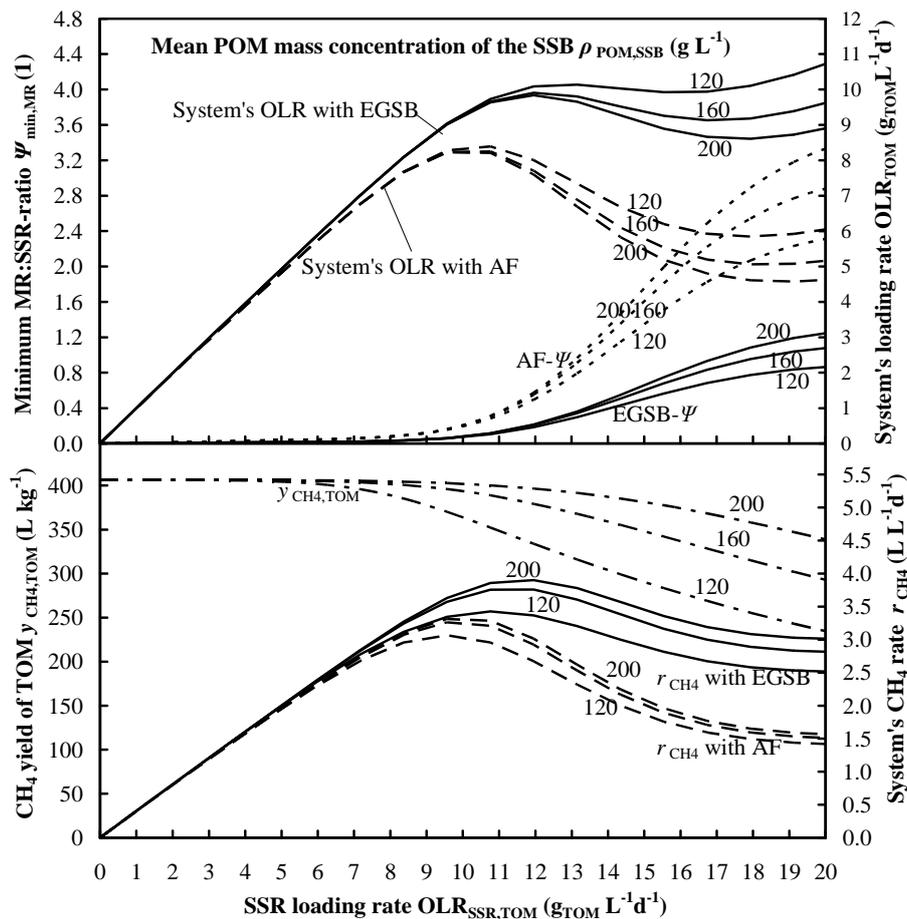


Fig. 4: Predicted design, operation and performance characteristics of the whole system

As shown in Fig. 4, the minimum required volume ratio between the MR and the SSR ($\psi_{\text{min,MR}}$) is affected by the OLR of the SSR ($\text{OLR}_{\text{SSR,TOM}}$), the POM concentration of the SSB ($\rho_{\text{POM,SSB}}$) and the reactor type. However, whether an AF or EGSB reactor is used up to an OLR of $8 \text{ g}_{\text{TOM}} \text{ L}_{\text{SSR}}^{-1} \text{d}^{-1}$ $\psi_{\text{min,MR}}$ does not exceed the low value of 0.1. Higher SSR-

OLRs cause a quick raise of $\psi_{\min,MR}$ and also a splitting of the AF and EGSB curves is shown. An OLR of 11 $\text{g}_{\text{TOM}} \text{L}_{\text{SSR}}^{-1} \text{d}^{-1}$ leads to a $\psi_{\min,MR}$ of 0.3 and 0.13, respectively. At even higher OLRs the slope of the $\psi_{\min,MR}$ curves lessens, which results, in respect to the systems loading rate (OLR_{TOM}), in a saddle-shaped course showing a first and most relevant maximum of 8.0-10.5 $\text{g L}^{-1} \text{d}^{-1}$.

When the methane rate of the whole system (r_{CH_4}) is referred to the SSR's loading rate, an optimum shaped curve is obtained. The corresponding maximum, found at an OLR of 9-12 $\text{g}_{\text{TOM}} \text{L}_{\text{SSR}}^{-1} \text{d}^{-1}$, reaches either 3.0-3.3 $\text{LL}^{-1} \text{d}^{-1}$ for the use of an AF or 3.4-3.9 $\text{LL}^{-1} \text{d}^{-1}$ for the use of an EGSB reactor. In respect to the total methane yield (y_{CH_4}), the simulation shows a range of 352-403 $\text{L kg}_{\text{TOM}}^{-1}$. Considering the maximum potential methane yield ($y_{\text{CH}_4,\text{max}}$) of 406 $\text{L kg}_{\text{TOM}}^{-1}$ obtained mathematically for $\text{OLR}=0$, these results correspond to a degree of methane exploitation (η_{CH_4}) of 86.6-99.3%. Based on the results presented in *Fig. 4*, it can be concluded that a two-phase solid-state anaerobic digestion system achieves the best economic efficiency when it is designed for medium SSR-OLRs of 9-12 $\text{g}_{\text{TOM}} \text{L}^{-1} \text{d}^{-1}$ and operated accordingly. These favorable OLRs allow both high methane yields and high methane rates. The predicted configuration and performance characteristics of systems designed to achieve a maximum r_{CH_4} are summarized in *Table 2*.

Table 2: Predicted configuration and performance characteristics of simulated two-phase digestion systems designed to achieve a maximum r_{CH_4}

MR type	$\rho_{\text{POM,SSB}}$ (g L^{-1})	$\psi_{\min,MR}$ (1)	OLR_{TOM} ($\text{g L}^{-1} \text{d}^{-1}$)	θ (d)	r_{CH_4} ($\text{LL}^{-1} \text{d}^{-1}$)	$y_{\text{CH}_4,\text{TOM}}$ (L kg^{-1})	η_{CH_4} (%)	$\gamma_{y_{\text{CH}_4,MR}}$ (%)
AF	120	0.15	8.3	20	3.0	370	91	8.7
	160	0.16	8.2	34	3.3	396	98	8.5
	200	0.16	8.2	51	3.3	403	99	8.4
EGSB	120	0.11	9.7	16	3.4	352	87	15
	160	0.21	9.9	23	3.8	379	93	24
	200	0.21	9.8	35	3.9	397	98	24

The results presented in *Table 2* support the earlier assumption, that an optimized system produces the vast portion of methane inside the SSR. Consequently, the MR's contribution to the total methane yield ($\gamma_{y_{\text{CH}_4,MR}}$) and its minimum possible volume ratio in respect to the SSR ($\psi_{\min,MR}$) are both relatively low with values of 8-24% and 0.11-0.21, respectively. The use of a more advanced MR type such as the EGSB reactor can increase the total system's r_{CH_4} by a maximum of 0.5 $\text{L L}^{-1} \text{d}^{-1}$. However, considering the fact that such reactor types have higher investment costs and also higher energy demands, the economic benefit appears questionable. As the $\gamma_{y_{\text{CH}_4,MR}}$ values for the AF are very small (<10%) it even seems possible to abandon the MR completely. Here, however, it should be taking into account that the MR also fulfills an important role as a stabilizing factor – it removes potential inhibitors such as propionate and supplies the SSR with fresh methanogenic inoculum. This is especially relevant for the use of a high energetic biomass such as maize silage, whereas the digestion of low energetic materials such as straw might in fact not benefit from a separate MR.

The predicted methane rate (r_{CH_4}) of the two-phase anaerobic digestion system (3.0-3.9 $\text{LL}^{-1} \text{d}^{-1}$) can be compared with other systems designed for the digestion of solid matter. The r_{CH_4} of the widespread low solids CSTR (<10% total solids) is usually about 1 $\text{LL}^{-1} \text{d}^{-1}$ (MÄHNERT AND LINKE 2009), whereas a high solids CSTR (>25% total solids) can reach a r_{CH_4} up to 7.5 $\text{L kg}^{-1} \text{d}^{-1}$, in respect to the reactor content (RICHARDS ET AL. 1991). Other single-phase high solids reactors such as the Dranco and Kompogas system

were shown to reach a r_{CH_4} of 1.7-4.4 $\text{LL}^{-1}\text{d}^{-1}$ (SIX AND DE BAERE 1992, WELLINGER ET AL. 1993). Discontinuous two-phase solutions such as the Mustac, Sebac and TNS system are known to show a r_{CH_4} of 1.2-2.3 $\text{LL}^{-1}\text{d}^{-1}$ (CHYNOWETH ET AL. 1992, HAN ET AL. 2002, LINKE AND HEIERMANN 2006). These data from the literature indicate that the performance of the continuous two-phase system is amongst the highest known for solid biomass digestion. However, the evaluation of an anaerobic digestion system designed for energy production is not complete without quantifying the energy demand. Here it seems acceptable to assume that the process of two-phase solid-state digestion possesses additional advantages as it replaces complete mixing with a selective and gentle exchange of the liquid phase.

4 Conclusions

The results from model-based performance prediction and optimization of the continuous two-phase solid-state anaerobic digestion prove the feasibility of this concept but also reveal potentials for further optimizations. With respect to the system's design and operation, it was found that the best economic efficiency would be achieved from a system with a relatively small methanogenic reactor and a SSR that is operated under moderate OLRs of 9-12 $\text{g}_{\text{TOM}} \text{L}^{-1}\text{d}^{-1}$. The methane production rate predicted for this system of 3.0-3.9 $\text{L L}^{-1}\text{d}^{-1}$ would be amongst the highest reported for the digestion of solid biomass. However, as the process modeling and simulation were only based on experimental data from one laboratory test system, the predicted operational and performance characteristics should be interpreted as a trend and not regarded as absolute mathematical values. Important topics for future investigations are the expansion, specification and validation of this model.

References

- BATSTONE, D.J., KELLER, J., ANGELIDAKI, I., KALYUZHNYI, S.V., PAVLOSTATHIS, S.G., ROZZI, A., SANDERS, W.T.M., SIEGRIST, H., VAVILIN, V.A. (2002): Anaerobic digestion model no. 1 (ADM1), IWA scientific and technical report no. 13, first ed. IWA Publishing, London.
- CHYNOWETH, D.P., BOSCH, G., EARLE, J.F.K., LEGRAND, R., LIU, K.X. (1991): A novel process for anaerobic composting of municipal solid-waste. *Applied Biochemistry and Biotechnology* 28 (9), 421-432.
- CHYNOWETH, D. P.; OWENS, J.; OKEEFE, D.; EARLE, J. F. K.; BOSCH, G.; LEGRAND, R. (1992): Sequential Batch Anaerobic Composting of the Organic Fraction of Municipal Solid-Waste. *Water Science and Technology* 25(7), 327-339.
- GUNASEELAN, V.N. (1997): Anaerobic digestion of biomass for methane production: A review. *Biomass & Bioenergy* 13 (1-2), 83-114.
- LINKE, B.; HEIERMANN, H. (2006): Schlussbericht zur wissenschaftlichen Begleitung des Projektes „Regenerative Energieerzeugung auf Landwirtschaftsbetrieben durch die effiziente Nutzung nachwachsender Rohstoffe und biogener Reststoffe in einer nachhaltigen Kreislaufwirtschaft für Biomasse“. Hrsg.: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR), Gülzow.
- LYBERATOS, G., SKIADAS, I.V. (1999): Modelling of anaerobic digestion - a review. *Global NEST Journal* 1 (2), 63-76.
- MÄHNERT, P., LINKE, B. (2009): Kinetic study of biogas production from energy crops and animal waste slurry: Effect of organic loading rate and reactor size. *Environmental Technology* 30 (1), 93-99.
- MCCARTY, P. L.; BROSSEAU, M. H. (1963): Effect of high concentrations of individual volatile fatty acids on anaerobic treatment. *Purdue University Engineering Bulletin* No. 115.
- MCMAHON, K.D., STROOT, P.G., MACKIE, R.I., RASKIN, L. (2001): Anaerobic codigestion of municipal solid waste and biosolids under various mixing conditions - II: Microbial population dynamics. *Water Research* 35 (7), 1817-1827.
- MEYER, H.; LANGE, R.; ROSENWINKEL, K. H.; AUSTERMANN-HAUN, U.; TEMPER, U.; CAROZZI, A.; SAAKE, M.; MÖBIUS, C.; DEMEL, I.; BUISMANN, C.; EGGERT, W. (2005): Verfahrenstechniken zur Behandlung von Abwässern. In: Bischofsberger, W.; Rosenwinkel, K. H.; Dichtl, N.; Böhnke, B. (Hrsg.): *Anaerobtechnik*, 2. Auflage. Springer-Verlag, Berlin, 286-343.
- MTZ.-VITURRIA, A., MATA-ALVAREZ, J., CECCHI, F. (1995): 2-Phase continuous anaerobic-digestion of fruit and vegetable wastes. *Resources Conservation and Recycling* 13 (3-4), 257-267.
- MUMME, J. (2008): Vergärung nachwachsender Rohstoffe im Aufstromverfahren. Humboldt-Universität zu Berlin, Landwirtschaftlich-Gärtnerische Fakultät, Dissertation, 2000. dissertation.de – Verlag im Internet GmbH, Berlin.
- MUMME, J., LINKE, B., TÖLLE, R. (2010): Novel Upflow anaerobic solid-state (UASS) reactor. *Bioresource Technology* 101 (2), 592-599.

- RICHARDS, B.K., CUMMINGS, R.J., JEWELL, W.J., HERNDON, F.G. (1991): High solids anaerobic methane fermentation of sorghum and cellulose. *Biomass & Bioenergy* 1 (1), 47-53.
- RIVARD, C.J., KAY, B.D., KERBAUGH, D.H., NAGLE, N.J., HIMMEL, M.E. (1995): Horsepower requirements for high-solids anaerobic-digestion. *Applied Biochemistry and Biotechnology* 51-2, 155-162.
- TEN BRUMMELER, E., AARNINK, M.M.J., KOSTER, I.W. (1992): Dry anaerobic-digestion of solid organic waste in a Biocel reactor at pilot-plant scale. *Water Science and Technology* 25 (7), 301-310.
- VIEITEZ, E.R., GHOSH, S. (1999): Biogasification of solid wastes by two-phase anaerobic fermentation. *Biomass & Bioenergy* 16 (5), 299-309.
- SCHNEIDER, R.; PRECHTL, S.; RÜCKERT, C. (2006): Verfahren und Vorrichtung zum Abbau organischer Substanzen. Patent DE 10157347.
- SIX, W., DE BAERE, L. (1992): Dry anaerobic conversion of municipal solid-waste by means of the Dranco process. *Water Science and Technology* 25 (7), 295-300.
- WARD, A.J., HOBBS, P.J., HOLLIMAN, P.J., JONES, D.L. (2008): Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. *Bioresource Technology* 99 (17), 7928-7940.
- WEILAND, P. (2006A): Biomass digestion in agriculture: A successful pathway for the energy production and waste treatment in Germany. *Engineering in Life Sciences* 6 (3), 302-309.
- WEILAND, P. (2006B): Stand der Technik bei der Trockenfermentation - Aktuelle Entwicklungen [State of the art of solid-state digestion – recent developments], In: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (Ed.), *Trockenfermentation - Stand der Entwicklungen und weiterer F+E-Bedarf* [Solid-state digestion – state of the art and further R&D requirements]. *Gülzower Fachgespräche* 24, 22-38.
- WELLINGER, A., WYDER, K., METZLER, A.E. (1993): KOMPOGAS - A new system for the anaerobic treatment of source separated waste. *Water Science and Technology* 27 (2), 153-158.
- WILDERER, P. (1988): Stöchiometrische Betrachtungen. In: Rheinheimer, G.; Hegemann, W.; Raff, J.; Sekoulov, I. (Hrsg.): *Stickstoffkreislauf im Wasser - Stickstoffumsetzung in natürlichen Gewässern, in der Abwasserreinigung und Wasserversorgung*. R. Oldenburg Verlag, München, 202-209.

Session 3

Effizienz von Verfahren/Prozessen in der Praxis

Chairman: Dr. Schieder

Untersuchungen zum Vergleich der Stoff- und Energieflüsse von Biogasanlagen zur Vergärung nachwachsender Rohstoffe

E. Fischer, Ch. Uhl und F. Scholwin

Deutsches BiomasseForschungsZentrum gGmbH,
Torgauer Straße 116, 04347 Leipzig, Deutschland

Diese Arbeit wurde mit Mitteln aus dem Promotionsstipendienprogramm der Deutschen Bundesstiftung Umwelt unterstützt.

Zusammenfassung

Für den Vergleich von Biogasanlagen zur Energiepflanzenvergärung wird ein methodischer Ansatz entwickelt, welcher mit vergleichsweise geringem analytischen Aufwand die Bewertung der Substratausnutzung bei der Biogaserzeugung aus landwirtschaftlichen Substraten ermöglicht. Die Anwendung eines eigens erstellten Berechnungsinstruments erlaubt sowohl Rückschlüsse auf die Effizienz der Substratausnutzung bei der Biogaserzeugung, wie auch bei der Energiekonversion. Durch den Bezug auf die eingesetzte chemische Energie im Substrat/Brennstoff wird zudem ein Vergleich mit ähnlichen regenerativen Nutzungsoptionen, wie auch fossilen Brennstoffkonversionstechnologien möglich. Es kann gezeigt werden, dass die Konzeption der Vergärung und der Grad der Wärmenutzung die Haupteinflussfaktoren auf die Effizienz der Anlage darstellen. Die Methodik ist perspektivisch mit geringem Aufwand sowohl auf die Vergärung von Reststoffen anwendbar, als auch für die Bewertung von Biogaseinspeiseanlagen anzupassen.

Schlagwörter:

Bilanzierung, Energiepflanzen, Wirkungsgrad, Kennzahl

Summary

To compare energy-crop-based biogas plants a methodical approach is developed, which gives in depth information about the efficiency of substrate usage in agricultural biogas plants at small additional analytic efforts. The application of a particularly designed computation instrument permits both, conclusions on the efficiency of substrate utilization, as well as energy conversion. With regard to the chemical energy in the substrate/fuel a comparative analysis with similar renewable energy sources and fossil fuel conversion technologies is made possible. It can be shown, that major influence factors are the conception of the fermentation and the degree of heat utilization. This methodology is perspectively applicable at small expenditures to the fermentation of residual substances and for the evaluation of biogas feed-in plants.

Key words:

balance, energy crops, efficiency, key figure

1 Einleitung

1.1 Problemstellung

Für die Effizienzkontrolle landwirtschaftlicher Biogasanlagen wird üblicherweise der potenzielle Gasertrag aus anerkannten Literaturquellen genutzt, um diesen in eine theoretische Stromproduktion umzurechnen und diesen Wert mit der Realität abzugleichen. Durch umfassende Untersuchungen von realen Anlagen konnte zwar mittlerweile von HÖLKER (2008: 26) ein Benchmark die durchschnittliche Substratausnutzung eingeführt werden, allerdings stellt dieser den Mittelwert aller Anlagen dar und gibt somit keine spezifische Aussage zum maximal möglichen Gasertrag der Einzelanlage auf Basis der vor Ort verfügbaren Substratqualität. Da viele Biogasanlagen zudem nicht über eine Gasmengenerfassung verfügen und der Betreiber ebenfalls nur eine vage Vorstellung von den Anlagen- und Konversionsverlusten sowie elektrischen und thermischen Eigenverbräuchen hat, kann eine Input-Output-Beurteilung nur sehr ungenaue Ergebnisse liefern. Ferner wird durch den Vergleich der theoretischen Ertragsrechnung mit der realen Produktionsmenge zwar Kenntnis darüber erlangt, dass eine Anlage nicht optimal betrieben wird, eine Lokalisierung oder gar gezielte Schwachstellenanalyse kann hiermit aber nicht erfolgen. Da die Substrate bei der Vergärung von Energiepflanzen - im Gegensatz zur Abfallvergärung welche nicht im gleichen Maße von der optimalen Substratnutzung abhängt - jedoch einen Hauptteil der Produktionskosten von NawaRo-Biogasanlagen ausmachen, ist deren bestmögliche Ausnutzung von oberster Priorität.

1.2 Zielsetzung und Vorgehensweise

Anhand vergleichender Untersuchungen an zunächst drei NawaRo-Biogasanlagen, wird eine Prüfung der effizienten Nutzung der Inputströme vorgenommen, die sowohl eine stoffliche als auch eine energetische Verifizierung der Abbauleistung im Fermenter einschließt. Dazu wird eine Methodik angewendet, die abweichend von der üblichen Vorgehensweise nicht den theoretischen Biogasertrag als Bezugsgröße verwendet, sondern das chemische Energiepotenzial der Substrate berücksichtigt. Dazu werden Substratmischungen und Gärrest hinsichtlich ihres Brennwertes analysiert. Zudem müssen Betriebsdaten und Angaben der Komponentenhersteller gesammelt und ausgewertet werden. Diese Daten werden mit Hilfe eines eigens zu entwickelnden Berechnungstools zu einem Satz von Kennzahlen zusammengetragen, der anschließend in Form von Sankey-Diagrammen visualisiert wird. Als Ergebnis werden wesentliche Kennzahlen zur Definition der Substratausnutzung auf verschiedenen Ebenen und eine differenzierte Darstellung der unterschiedlichen potenziellen Verluste erhalten.

Mit Hilfe des hier vorgestellten methodischen Ansatzes kann folglich eine zielgerichtete Optimierung hinsichtlich der folgenden Punkte stattfinden: 1. Die Prüfung des Substratausnutzungs- und des Energiekonversionsgrades, 2. die genaue Bilanzierung der Energieflüsse von Teilprozessen und des Gesamtprozesses, 3. der Verfahrensvergleich mit anderen Nutzungspfaden.

2 Untersuchungsrahmen und Methoden

Für die Untersuchungen standen drei Biogasanlagen in Sachsen zur Verfügung: Die BGA Gundorf ist an einen Milchviehbetrieb mit ca. 1 200 GV angeschlossen. Es werden daher Gülle und anfallende Futterreste (Maissilage, Grasilage) mit einem Gesamtvolumen von

bis zu $120 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ in einem einstufigen Fermenter vergoren. Die installierte elektrische Leistung der Anlage beträgt 360 kW. Die BGA Malkwitz und die BGA Beiersdorf setzen ebenso Gülle und Mais- sowie Grassilage aus einer Milchviehhaltung ein, allerdings ist der Anteil der Gülle mit ~48 bzw. 68 % zwar immer noch hoch aber doch deutlich geringer als in der BGA Gundorf (ca. 90 %). Die Biogaserzeugung besteht in Malkwitz und Beiersdorf jeweils aus drei in Reihe geschalteten Fermentern, die installierte elektrische Leistung der Anlagen beträgt 537 bzw. 550 kW, wobei die BGA Beiersdorf die Leistung auf zwei Konversionsaggregate (Zündstrahl-BHKW mit $180 \text{ kW}_{\text{el}}$ und Gas-Otto-BHKW mit $370 \text{ kW}_{\text{el}}$) aufteilt, während in Malkwitz nur ein Gas-Otto-BHKW installiert ist. Die drei Anlagen unterscheiden sich wesentlich hinsichtlich der Wärmenutzung, wie in den Sankey-Diagrammen in Kapitel 3.2 gezeigt werden kann.

2.1 Bilanzgrenzen

Die Systemgrenze umschließt die gesamte Biogasanlage, lässt aber die vor- und nachgeschalteten Prozesse wie Substratbereitstellung, Gärrestverwertung und Abgabe von Energie aus. Innerhalb der Systemgrenze wird der Betrachtungsrahmen entsprechend den wesentlichen Funktionseinheiten Fermenterbeschickung, Biogasproduktion und Biogasverwertung modular aufgebaut. Wie in *Abb. 1* dargestellt ist der Aufbau dadurch so gehalten, dass er unabhängig von technischen Besonderheiten einer Anlage eine Vergleichsgrundlage bereitstellt.

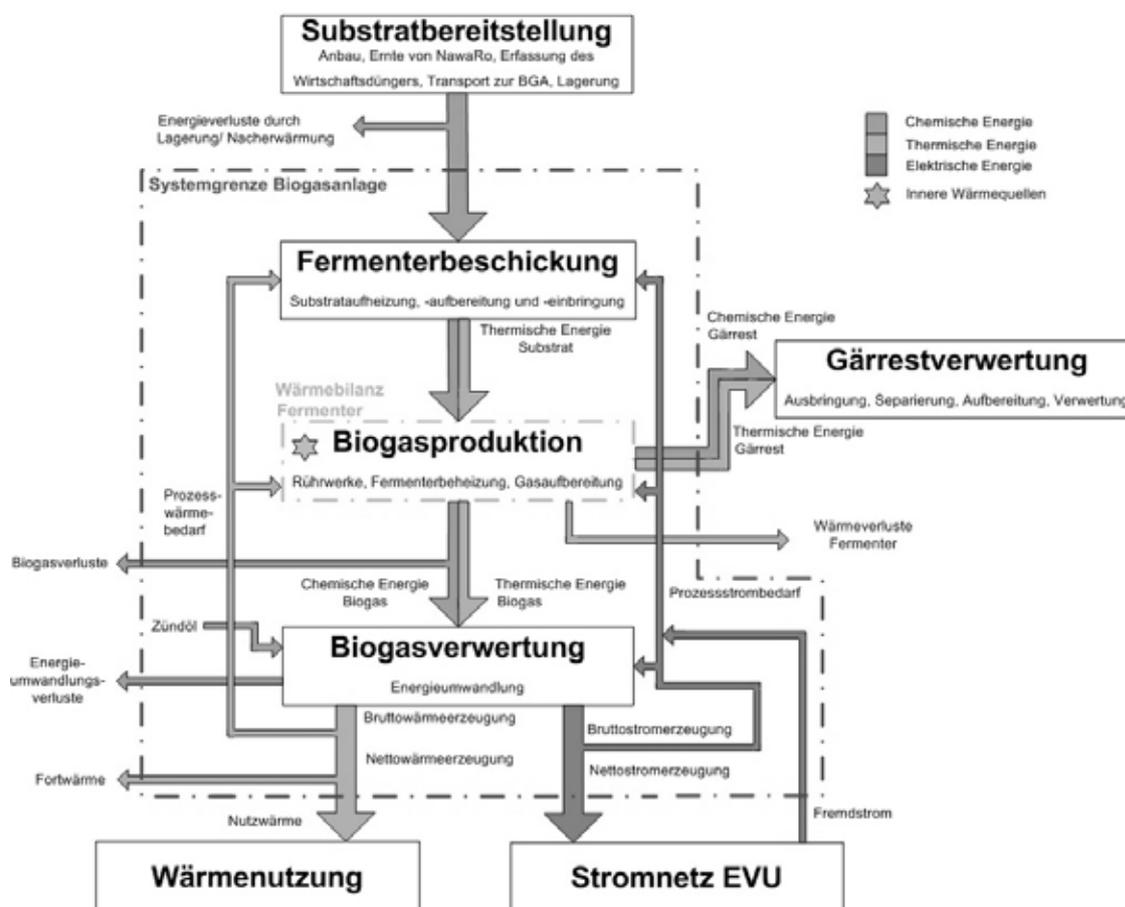


Abb. 1: Schematische Festlegung des Untersuchungsrahmens durch Definition der Bilanzgrenzen. Gezeigt wird der Rahmen für die energetische Bilanzierung von Biogasanlagen zur Strom- und Wärmeerzeugung mittels Kraft-Wärme-Kopplung

2.2 Kalorimetrie und Gasertragsmessungen

Die Bestimmung der Brennwerte von Substraten und Gärrest wird nach erfolgter Trocknung in einem Bombenkalorimeter durchgeführt. Anhand der Differenz der Brennwerte zwischen Substrat und Gärrest ist ein Rückschluss auf die maximal freigesetzte Energiemenge aus den Substraten möglich.

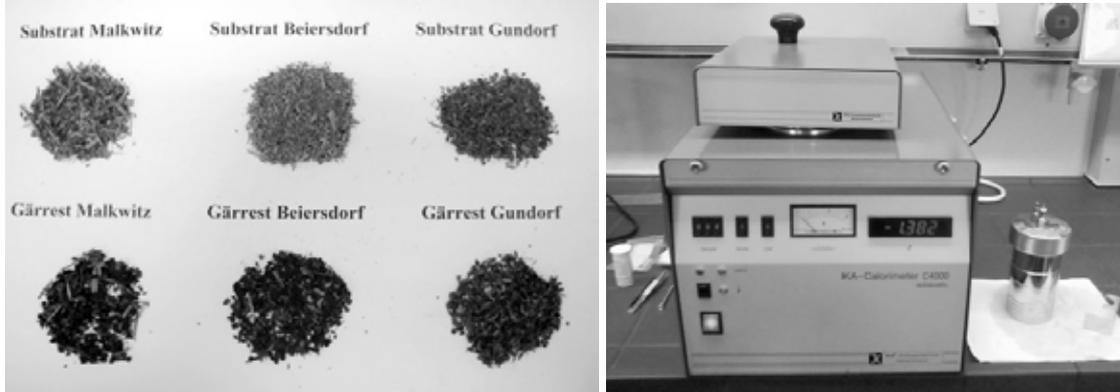


Abb. 2: Substrat- und Gärrestproben für die kalorimetrische Messung (links) und Bombenkalorimeter (rechts)

Zusätzlich zur Messung der Brennwerte erfolgte eine Gasertragsmessung bzw. Restgaspotenzialbestimmung (VDI-RICHTLINIE 4630).

2.3 Normierung

Im Gegensatz zu Laborreaktoren kann bei großtechnischen Anlagen oftmals keine genaue Angabe zur tatsächlich angefallenen Gärrestmenge gemacht werden. Da die Biogasproduktion mit einer Reduktion der organischen Trockensubstanz um etwa 70-75 % im Fermenter einhergeht, die sich mit zunehmendem Trockensubstanzgehalt (z.B. bei der Monovergärung von Maissilage) stärker ausprägt, kann ein Vergleich zwischen Substrat und Gärrest nur dann sinnvoll sein, wenn die substratäquivalente Gärrestmenge bekannt ist. Ohne Kenntnis des genauen Mengenverhältnisses zwischen Substrat und Gärrest kann keine exakte Aussage zum Abbau- bzw. Ausnutzungsgrad erfolgen. Nach WEIBBACH (2009: 19) eignet sich die Aschemenge (vgl. Abb. 3) zur Normierung der TS-Gehalte und somit folglich auch für die Normierung der durchgeführten differentiellen Brennwertbestimmung.

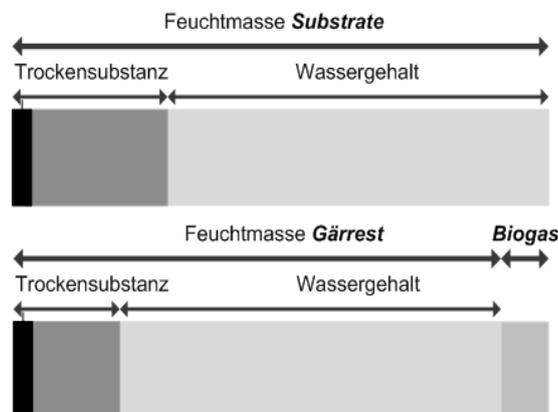


Abb. 3: Schematische Darstellung zur Verdeutlichung der Änderung der Substrat- bzw. Gärrestzusammensetzung in Bezug auf die Massenbilanz. Einzig unveränderte Fraktion ist der Aschegehalt (schwarz) und eignet sich somit zur Bilanzierung

Da die Bestimmung von Trockensubstanz und organischer Trockensubstanz ohnehin im Rahmen der Substrat- und Gärrestcharakterisierung erfolgt, muss für den Erhalt eines Normierungsfaktors kein zusätzlicher analytischer Aufwand betrieben werden.

2.4 Modell zur energetischen Bilanzierung

Das Berechnungsinstrument bildet den Biogaserzeugungs- und -nutzungsprozess in vier Ebenen ab, wie in der folgenden Abbildung dargestellt. Die erste Ebene bilden die Bilanzkreise gemäß der oben gezeigten Systemgrenzen, die zweite Ebene erfasst die Anlagentechnologie, das Konzept und den Betrieb charakterisierenden Eingangsgrößen. Diese werden in der dritten Ebene im Gleichungsapparat zur Berechnung der Ausgabegrößen der vierten Ebene herangezogen.

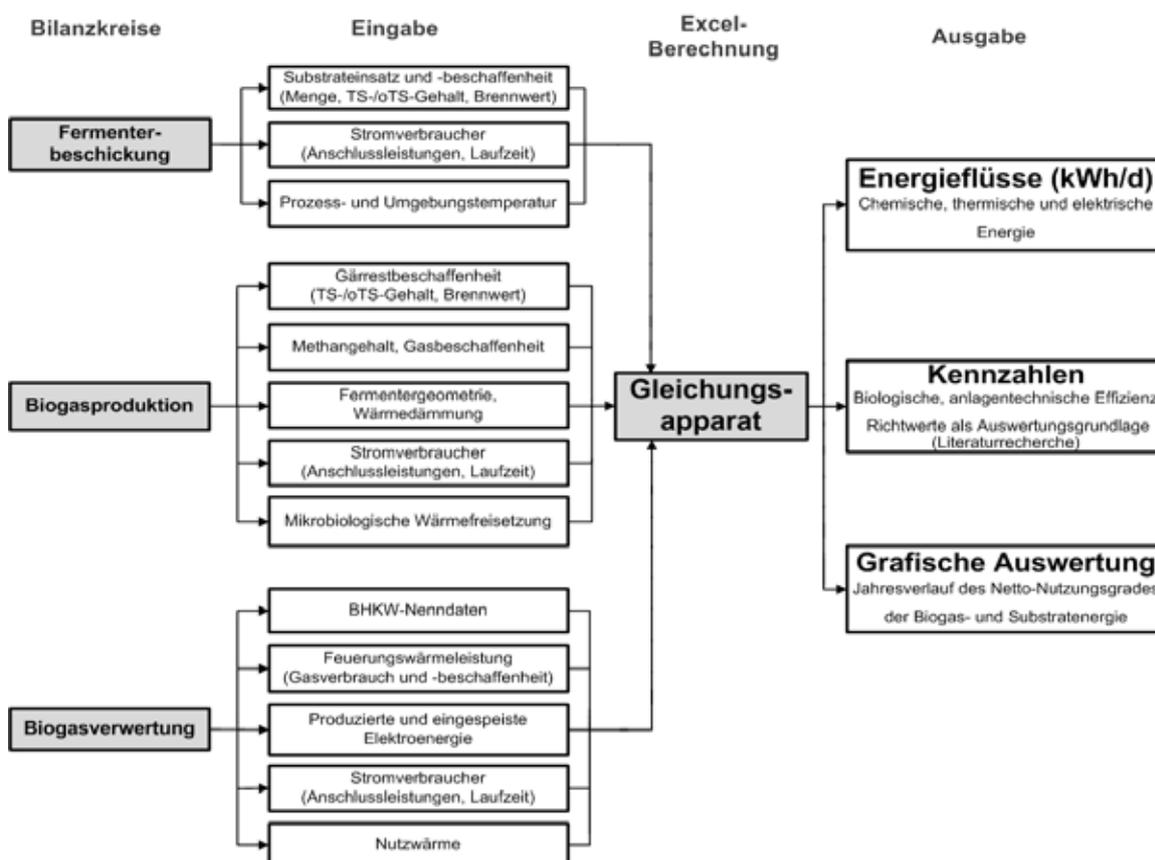


Abb. 2: Grundstruktur des Rechenmodells zur energetischen Bilanzierung

Die Bilanzierung umfasst einen Betrachtungszeitraum von einem Jahr. Als Ergebnis werden wesentliche den Nutzungspfad charakterisierende Kennzahlen ausgegeben. Die visuelle Auswertung der Daten erfolgt durch manuellen Übertrag in die Sankey-Diagramm-Software eSankey 2.0.

2.5 Definition von Kennzahlen

Im Rahmen der Untersuchungen wurden insgesamt 22 prozessrelevante Kennzahlen aufgestellt, die eine Evaluierung der biologischen und der energetischen Effizienz der Anlage ermöglichen sollen. Beispielhaft werden nachfolgend drei wichtige Kennzahlen kurz erläutert.

Biologische Effizienz Diese ist die wesentliche Maßzahl für die Beurteilung den Wirkungsgrad der Fermentation. Sie berechnet sich anhand folgender Beziehung:

$$(1) \text{Konversionswirkungsgrad} = \frac{\text{chemische Energie im Biogas}}{\text{chemische Energie im Substrat}}$$

Effizienz der Energiekonversion Die Effizienz der Energiekonversion lässt die chemische Energie im Substrat unberücksichtigt und bezieht sich nur auf den Anteil der genutzten Energie im Biogas:

$$(2) \text{Netto – Nutzungsgrad Biogas} = \frac{\text{Bruttostrom} - \text{Eigenstrom} + \text{Nutzwärme}}{\text{chemische Energie im Biogas}}$$

Gesamteffizienz der Anlage Für den Vergleich mit anderen Konversionspfaden oder Energieträgern ist die Gesamteffizienz der Anlage das wesentliche Kriterium. Analog zu Gleichung 2 ist sie wie folgt definiert:

$$(3) \text{Netto – Nutzungsgrad Substrat} = \frac{\text{Bruttostrom} - \text{Eigenstrom} + \text{Nutzwärme}}{\text{chemische Energie im Substrat}}$$

3 Ergebnisse

3.1 Differentielle Brennwertbestimmung

Die Messwerte werden in *Abb. 3* dargestellt. Da hierbei auch der Effekt der Selbsterwärmung (Wärmetönung) und die Verluste über Leckagen, Diffusion, Fackelbetrieb und Foliendächer eingeschlossen sind, kann der erhaltene Wert als obere Grenze verstanden werden.

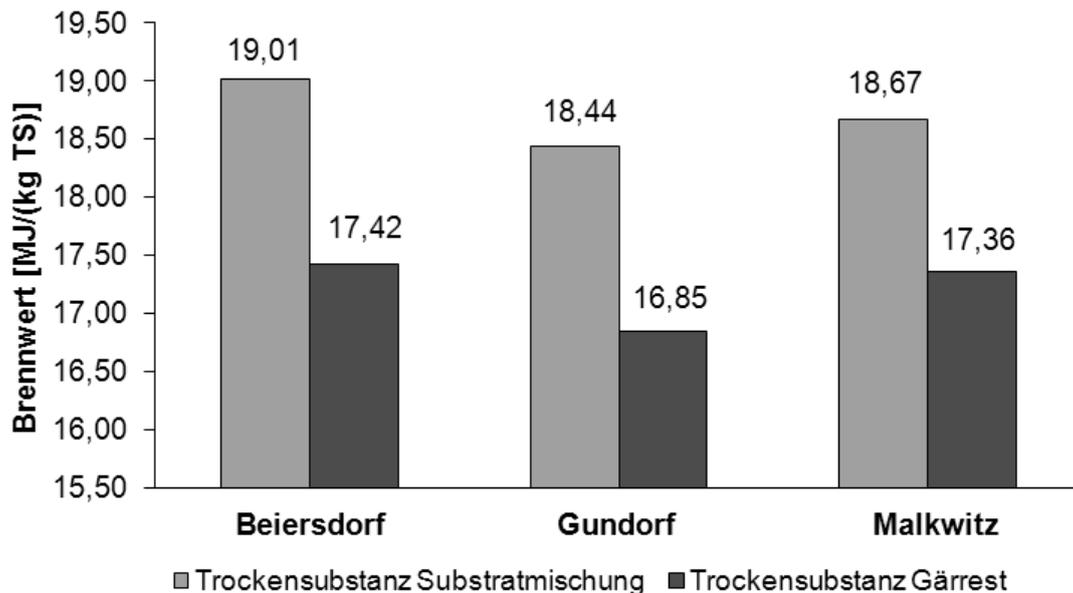


Abb. 3: Messwerte der kalorimetrischen Untersuchung von Substratmischungen und Gärresten an den drei untersuchten Biogasanlagenstandorten. Die Substrate wurden dabei entsprechend der Jahresmittelwerte der eingesetzten Substratmengen zusammengestellt. Die Angabe erfolgt in MJ kg^{-1} bezogen auf die Trockensubstanz

Die oben gezeigten Ergebnisse liegen etwas höher als es in Analysen von PFEIFER UND OBERNBERGER (2007: Table 1) gezeigt wird, die für Maissilage einen Brennwert von $18,04 \text{ MJ kg}^{-1}_{\text{TS}}$ bestimmt haben. Zu geringeren Werten kommen OECHSNER UND HELFFRICH (2005), die den Brennwert von Energiepflanzen mit ca. $17 \text{ MJ kg}^{-1}_{\text{TS}}$ abschätzen. Nach Untersuchungen von LÜBKEN ET AL. (2007) und LINDORFER (2006) spielt der Effekt der mikrobiologischen Wärmefreisetzung durchaus eine Rolle, hier werden als Mittelwert 4 % der chemischen Substratenergie im Fermenter als Wärmetönung angenommen. Damit können die anderen Verluste leicht quantifiziert werden.

3.2 Grafische Darstellung der energetischen Bilanzierung

3.2.1 BGA Beiersdorf

Die BGA Beiersdorf ist die einzige untersuchte Anlage die neben einem Gas-Otto-Motor auch ein Zündstrahlaggregat einsetzt. Dadurch teilt sich der Energiefluss des Biogases, wie in

Abb. 4 gezeigt, entsprechend der jährlichen Volllaststundenzahl etwa im Verhältnis 1/3 (Zündstrahl) zu 2/3 (Gas-Otto) was auch in etwa der installierten Leistung der Aggregate entspricht.

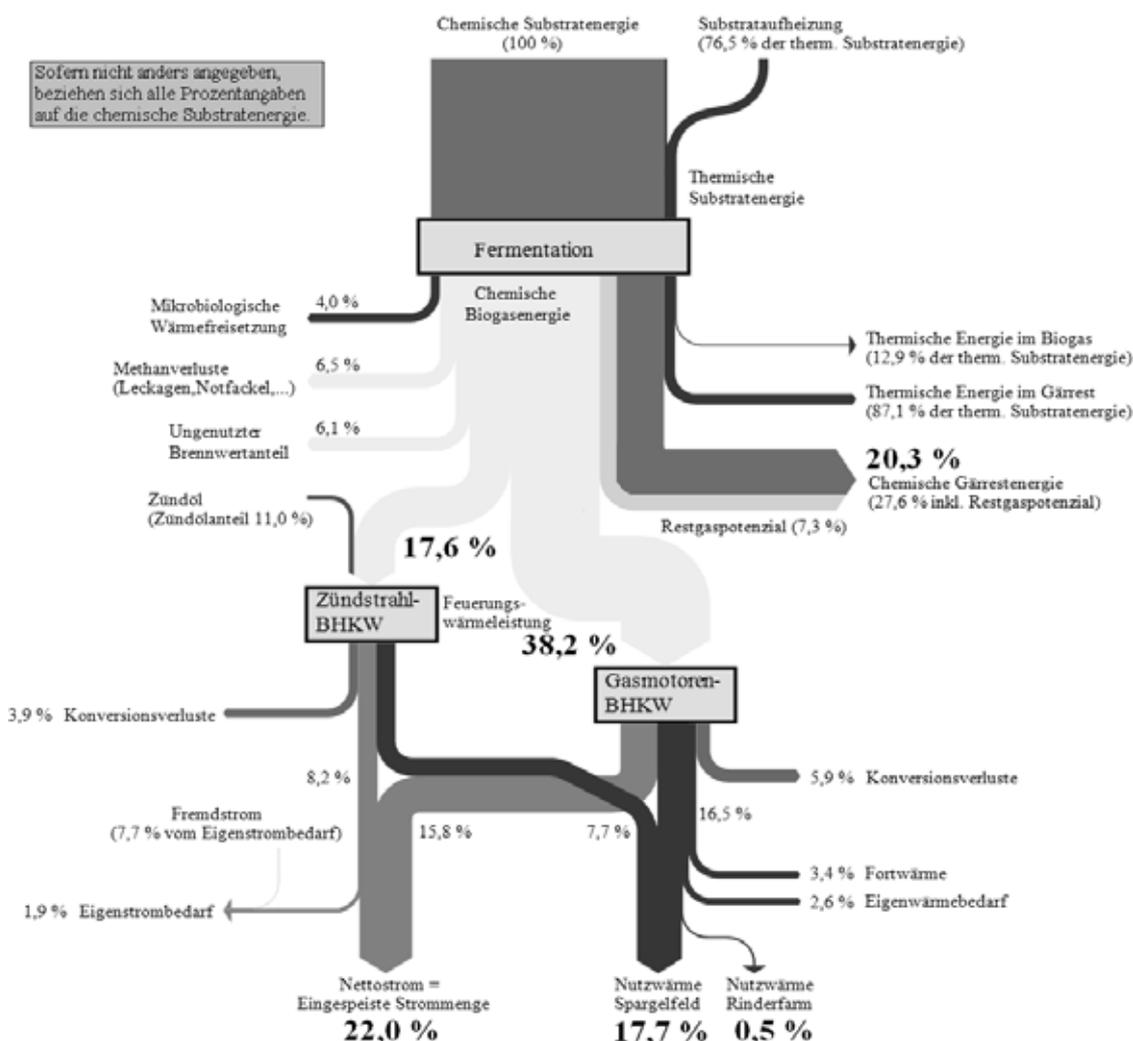


Abb. 4: Ergebnisdarstellung der Modellrechnung für die BGA

Insgesamt können 55,8 % der chemischen Substratenergie an die Konversionsaggregate abgegeben werden, weitere 27,6 % verbleiben im Gärrest. Hiervon könnten noch 7,3 % einer Nutzung zugeführt werden (Restgaspotenzial), der auf der linken Seite dargestellte Rest setzt sich zusammen aus Wärmetönung, Methanverlusten und dem im BHKW nicht nutzbaren Brennwertanteil.

Da ein sehr hoher Wärmenutzungsgrad über den gesamten Jahresverlauf erzielt wird, kann der Anlage eine gute Substratnutzung attestiert werden. Die Gesamteffizienz liegt abzüglich des Zündölanteils bei 39,1 % der eingesetzten chemischen Substratenergie, wobei hier darauf verwiesen werden muss, dass die Art der Wärmenutzung nicht Teil der Bewertung ist.

3.2.2 BGA Malkwitz

Die BGA Malkwitz ist weitgehend baugleich mit der Anlage in Beiersdorf, zeigt aber trotzdem deutliche Unterschiede, wie aus *Abb. 5* hervorgeht.

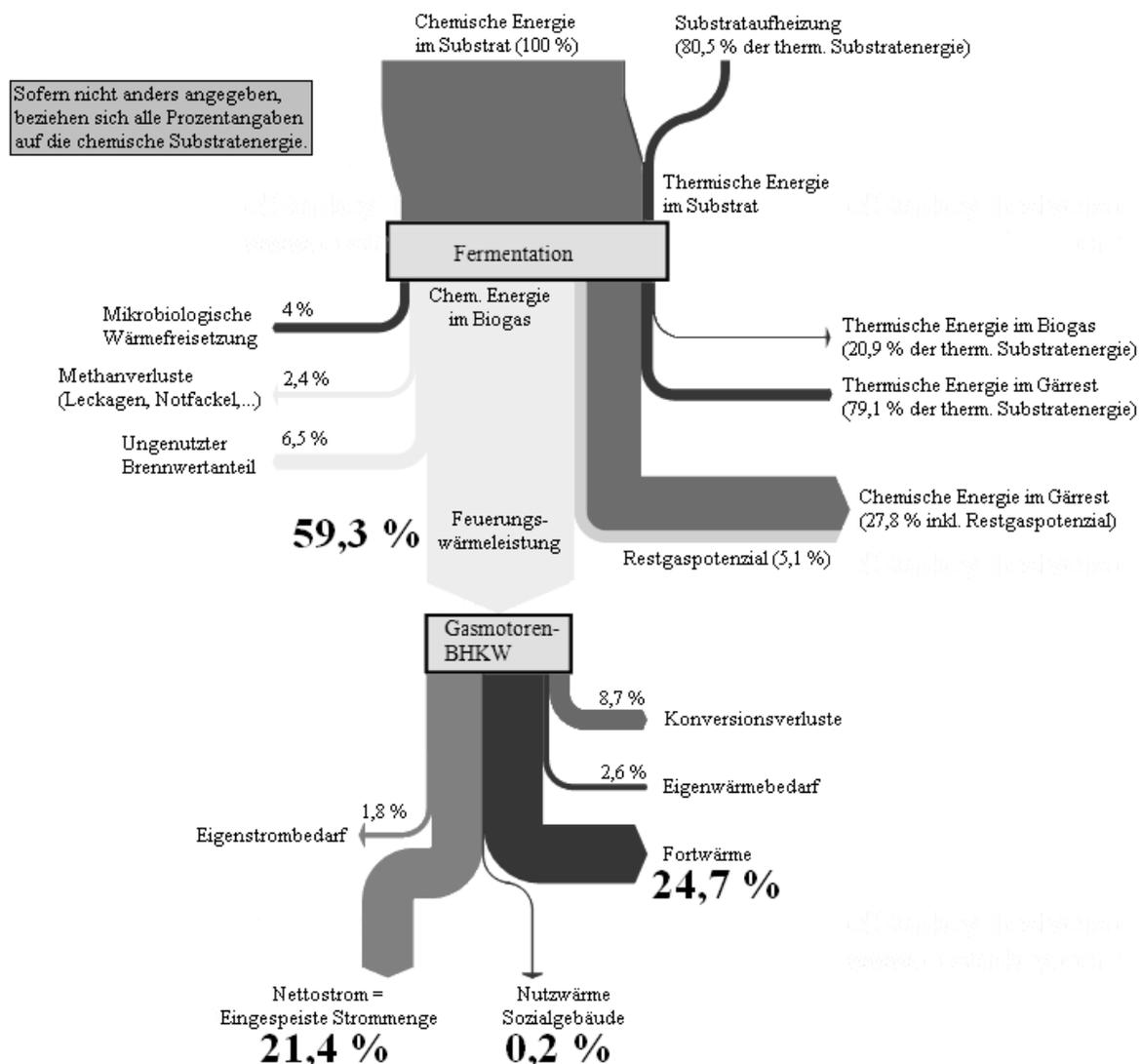


Abb. 5: Ergebnisdarstellung der Modellrechnung für die BGA Malkwitz

Der Substratnutzungsgrad stellt sich im Vergleich zur vorgenannten Anlage mit 59,3 % scheinbar besser dar, was in erster Linie auf geringere Methanverluste (2,4 %) zurückzu-

führen ist. Obwohl das Restgaspotenzial geringer ausfällt ist aber die gesamte im Gärrest enthaltene chemische Energie etwa auf gleichem Niveau (27,8 %) was somit auf eine etwas schlechtere Abbauleistung der Anlage hindeutet.

Da der Anteil der Fortwärme hier 24,7 % der eingesetzten Energie ausmacht und nur 0,2 % für Heizzwecke genutzt werden, kommt die Anlage nur auf eine Gesamteffizienz von 21,6 %.

3.2.3 BGA Gundorf

Die BGA Gundorf – obwohl hinsichtlich des Substratspektrums weitgehend identisch mit den anderen Anlagen – zeichnet ein völlig anderes Bild, wie in der nachfolgenden Abbildung gezeigt werden kann.

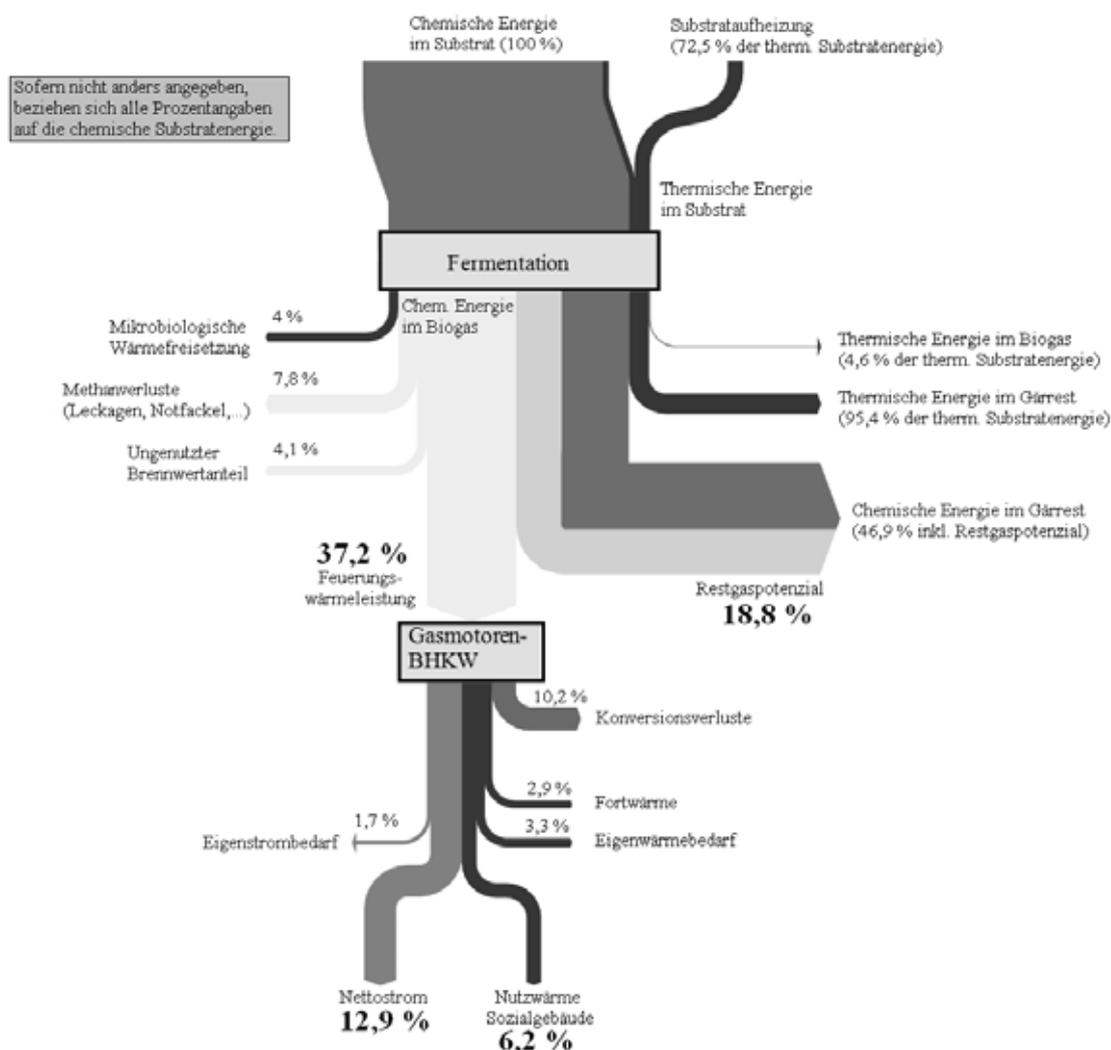


Abb. 6: Ergebnisdarstellung der Modellrechnung für die BGA Gundorf

Besonders auffällig ist hier das sehr hohe Restgaspotenzial, es werden etwa 50 % des theoretischen Methanpotenzials mit dem Gärrest ungenutzt abgeleitet. Da es sich um eine einstufige Anlage handelt, könnte der Mangel leicht durch den Bau eines gasdichten Gärrestlagers/Nachgärers behoben werden. Dabei könnte das Tool eine Hilfestellung zur Abschätzung der ökonomischen Machbarkeit geben, da die Auswirkungen einer Reduktion des Restgaspotenzial um beispielsweise 10, 50 oder 70 % leicht berechnet werden können. Die gaseitigen Verluste liegen auf gleichem Niveau wie bei den vorherigen Anlagen,

die Wärmenutzung beschränkt sich auf die Beheizung von Sozialgebäuden und wäre daher nicht als zusätzlicher Anreiz für die Aufrüstung der Anlage zu sehen.

Durch die schlechte Substratausnutzung ergibt sich folglich eine sehr niedrige Gesamteffizienz der Anlage von nur 19,1 %.

3.2.4 Ausgabe von Kennzahlen

Nachstehend wird am Beispiel der BGA Beiersdorf ein Überblick über die Kennzahlen aufgelistet.

Tab. 1: Kennzahlen zur Bewertung der biologischen Effizienz der BGA Beiersdorf.

Kennzahl	Einheit	Jahresschnitt
Methangasausbeute	$\text{m}^3\text{CH}_4/\text{t}_{\text{oTS}}$	324,3
Theor. Methangaspotenzial	$\text{m}^3\text{CH}_4/\text{t}_{\text{oTS}}$	361,9
Wirkungsgrad der Fermentation	%	89,6
Substratausnutzungsgrad	%	64,4
Energetischer Abbaugrad	%	72,4
Abbaugrad der oTS	%	76,2
Restmethanpotenzial	$\text{m}^3\text{CH}_4/\text{t}_{\text{FM}}$	5,3

Die Charakterisierung der anlagentechnischen Effizienz erfolgt anhand der Kennzahlen in der nachfolgenden Tabelle.

Tab. 2: Kennzahlen zur Bewertung der anlagentechnischen Effizienz der BGA Beiersdorf

Kennzahl	Einheit	Jahresschnitt
Elektr. BHKW-Nutzungsgrad (gesamt)	%	40,2
Eigenstromanteil	%	8,4
Substratspez. Eigenstrombedarf	$\text{kWh}_{\text{el}}/\text{t}_{\text{FM}}$	16,3
Eigenstrombedarf Feststoffeinbringung	$\text{kWh}_{\text{el}}/\text{t}_{\text{FM,Nawaro}}$	9,9
Spez. Rührenergie	$\text{Wh}/\text{m}^3/\text{d}$	88,2
Therm. BHKW-Nutzungsgrad	%	41,7
Eigenwärmeanteil	%	10,8
Faulraumspez. Wärmebedarf	$\text{kWh}_{\text{th}}/\text{m}^3/\text{d}$	0,3
BHKW-Gesamtnutzungsgrad	%	81,8
Substratspez. Prozessenergiebedarf	$\text{kWh}/\text{t}_{\text{FM}}$	37,4
Zündölanteil	%	11,0
Volllaststunden gesamt	h/a	7894
Fortwärmeanteil	%	14,3
Netto-Nutzungsgrad der Biogasenergie	%	62,5
Netto-Nutzungsgrad der Substratenergie	%	39,1

4 Schlussbetrachtung

Die hier vorgestellte Methodik zur energetischen Bilanzierung wurde auf drei NawaRo-Biogasanlagen angewendet und liefert wertvolle Hinweise bzw. Ansatzpunkte zur Optimierung der biologischen Effizienz der Biogaserzeugung, zur Identifikation von Verlusten, zur Senkung der Eigenenergiebedarfe falls erforderlich und Effizienz der Konversionsaggregate bzw. der Nutzung der bereitgestellten elektrischen und thermischen Energie.

Es kann gezeigt werden, dass die hier untersuchten Anlagen konzeptabhängig einen Konversionswirkungsgrad von 42,1 bis 66,0 % aufweisen. Diese Kennzahl kann als Maß für die biologische Effizienz der Anlage gesehen werden. Der Netto-Nutzungsgrad der Substratenergie beträgt hier zwischen 19,1 und 39,1 %. Da der letztgenannte Wert bereits eine sehr hohe Wärmenutzung, mittlere bis geringe Restgaspotenziale und Gasverluste aufweist, kann der maximal mögliche Netto-Nutzungsgrad der Substratenergie für Biogasanlagen aufgrund der hier angestellten Untersuchungen auf etwa 42 bis 45 % geschätzt werden. Um diese Schätzung zu unterlegen soll zukünftig ein Best-Case-Scenario definiert werden, welches somit als Benchmark Verwendung finden könnte.

Für eine exakte Bilanzierung von Biogasanlagen ist eine verbesserte messtechnische Grundausstattung der Anlagen notwendig, hier ist insbesondere das sehr häufige Fehlen von Gasdurchflussmessgeräten, Wärmemengenzählern und Stromzählern für einzelne Anlagenkomponenten zu bemängeln.

Durch ein breit angelegtes Messprogramm für die Brennwertbestimmung einer Vielzahl von Substraten könnte eine Datenbank hinterlegt werden, die Einzelmessungen zumindest für eine erste Analyse überflüssig macht. Ebenso ist die Bilanzierung noch an einer Vielzahl von Anlagen zu validieren um die Aussagekraft die mit dieser Methodik grundsätzlich erreicht werden kann zu unterstützen.

Da insbesondere Biomethananlagen größenbedingt einen sehr hohen Substratbedarf haben, würde bei diesen Anlagen eine energetische Bilanzierung von besonderem Wert sein. Daher ist die erarbeitete Methodik durch Änderung der Energiekonversion vorrangig an das Konzept der Einspeisung anzupassen.

Literatur

- HÖLKER U. (2008), Gerüchteküche schließen, *BIOGAS Journal*, 11 (4): 22–29.
- LINDORFER H. (2007), Optimised digestion of energy crops and agricultural residues in rural biogas plants, Universität für Bodenkultur Wien, Dissertation.
- LÜBKEN M., WICHERN M., SCHLATTMANN M., GRONAUER A., HORN H. (2007), Modelling the energy balance of an anaerobic digester fed with cattle manure and renewable energy crops, *Water Research*, 41 (18): 4085-4096.
- OECHSNER H., HELFFRICH D. (2005), Technische Anforderungen an Biogasanlagen bei der Vergärung nachwachsender Rohstoffe, In: 3. VDI-Fachtagung Energietechnik, Biogas Energieträger der Zukunft, Osnabrück.
- PFEIFER J., OBERNBERGER I. (2007), Technological Evaluation of an agricultural biogas chp plant as well as definition of guiding values for the improves design and operation; in: Maniatis, Hrsg., From research to market development. 15th European Biomass Conference & Exhibition; proceedings of the international conference held in Berlin, Germany, 7 - 11 May 2007, ETA-Renewable Energies, Florence.
- VDI-RICHTLINIE 4630 (April 2006), Vergärung organischer Stoffe Substratcharakterisierung, Probenahme, Stoffdatenerhebung, Gärversuche, Beuth Verlag, Berlin, April 2006; ICS 13.030.30.
- WEIBBACH F. (2009), Ausnutzungsgrad von Nawaros bei der Biogasgewinnung, *Landtechnik*, 64 (1): 18-21.

Emissionsproblematik und Energieeffizienz biogasbetriebener Blockheizkraftwerke (BHKW) im Verlauf der Standzeit

V. Aschmann, W. Jin, M. Effenberger und A. Gronauer

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Landtechnik und Tierhaltung,
Vöttinger Straße 36, 85354 Freising, Deutschland

Zusammenfassung

Es wurden verschiedene biogasbetriebene BHKW in der Praxis auf das Emissionsverhalten und die Höhe des elektrischen Wirkungsgrades hin untersucht. Eine Optimierung des NO_x -Gehaltes im Abgas führte ohne weitere Maßnahmen zu höheren Emissionen an unverbrannten Kohlenwasserstoffen sowie einer Verringerung des elektrischen Wirkungsgrades. Auch zwischen der Konzentration von NO_x und Formaldehyd im Abgas wurde ein Zusammenhang ermittelt. Die geringsten Formaldehydemissionen wurden bei NO_x -Konzentrationen weit oberhalb der Grenzwerte gemessen. Der Einsatz eines Oxidationskatalysators war für CO und Formaldehyd im Abgas wirksam, jedoch nicht für die übrigen Kohlenwasserstoffe.

Wie Untersuchungen an verschiedenen BHKW über vier Jahre bereits zeigen, verschlechtert sich im Verlauf der Standzeit eines BHKW der elektrische Wirkungsgrad mehr oder weniger deutlich. Aus diesen Ergebnissen lassen sich durchschnittliche Wirkungsgrade für BHKW einzelner Leistungsklassen ermitteln, die eine sichere Kalkulationsgrundlage für die Anlagenplanung und Wirtschaftlichkeitsberechnung liefern.

Summary

We measured exhaust gas emissions and electrical efficiency of various biogas driven CHPU under real-world conditions. A conflict of objectives was found between minimizing exhaust gas emissions of NO_x and unburned hydrocarbons, and maximizing electrical efficiency. The lowest concentrations of formaldehyde in the exhaust gas occurred in conjunction with NO_x levels above the respective limit values. A pre-catalytic converter was shown to effectively reduce the level of CO and formaldehyde in the exhaust gas but not the level of unburned hydrocarbons.

Investigations of several CHPU over a period of four years have indicated that the electrical efficiency decreases more or less significantly during the lifetime of an engine. The final aim of this work is to determine average values of electrical efficiency for different power ranges which can serve as a reliable basis for calculating the economics of biogas plants.

Schlüsselwörter:

BHKW, NO_x , Formaldehyd, elektrischer Wirkungsgrad

1 Einleitung

Vor dem Hintergrund einer nachhaltigen und umweltverträglichen Stromproduktion ist neben der Effizienz der Verstromung auch ein erhöhtes Augenmerk auf die Schadstoffemissionen biogasbetriebener BHKW zu richten. Nur durch die Kenntnis der gegenseitigen Wechselwirkungen können Maßnahmen zur Steigerung der Effizienz durchgeführt und zugleich eine Reduktion von Schadgasen erreicht werden. Besonderes Augenmerk gilt hierbei dem Einfluss der Emissionsoptimierung auf die Entstehung und die Höhe der schadrelevanten Abgase (NO_x , CO, unverbrannte Kohlenwasserstoffe C_nH_m und Formaldehyd HCHO).

Im Gegensatz zur ökologischen spielt bei der ökonomischen Betrachtungsweise des BHKW der elektrische Wirkungsgrad die Hauptrolle. Der unter optimalen Bedingungen im Prüfstand ermittelte Wirkungsgrad des BHKW nach Herstellerangabe wird in der Praxis i. A. nicht erreicht. Bei der Wirtschaftlichkeitsberechnung einer Biogasanlage kann die Annahme eines unrealistischen elektrischen Wirkungsgrades jedoch zu enormen Fehleinschätzungen führen. Vorausgegangene Untersuchungen haben gezeigt, dass der elektrische Wirkungsgrad zum einen von der Wartung und zum anderen von der Einstellung des BHKW abhängt und mit der Höhe der Betriebsstunden abzunehmen scheint (ASCHMANN ET AL. 2004; 2007). Deshalb ist das Wissen über den durchschnittlichen elektrischen Wirkungsgrad eines BHKW von großer Wichtigkeit. Über die Entwicklung des elektrischen Wirkungsgrades während der gesamten Standzeit eines biogasbetriebenen BHKW gibt es bis jetzt jedoch noch keine Untersuchungen.

Ziel der vorliegenden Arbeit ist die Ermittlung durchschnittlicher elektrischer Wirkungsgrade einzelner BHKW-Leistungsklassen, um eine bessere Grundlage für die wirtschaftliche Kalkulation von Biogasanlagen für die Praxis zu schaffen. Gleichzeitig sollen Emissionsmessungen (insbesondere Formaldehyd) durchgeführt werden, um die Einhaltung der Emissionsgrenzwerte der TA-Luft (2002) dokumentieren zu können. Vor allem die Wechselwirkungen zwischen Abgasemissionen und Wirkungsgrad der Verstromung stehen hierbei im Vordergrund.

2 Material und Methoden

Für die Durchführung der Messungen wurden 10 BHKW unterschiedlicher Leistungsklassen zwischen 30 kW und 530 kW elektrischer Leistung ausgewählt. Während einer jeweils vierstündigen Dauermessung wurden alle dem BHKW zugeführten Stoffströme (Gasmenge, -temperatur, -druck, -zusammensetzung sowie zugeführte Verbrennungsluft und Zündölmenge) und vom BHKW abgegebenen Stoffströme (Abgaszusammensetzung und elektrische Leistung) erfasst (*Tabelle 1*). Aus diesen Daten wurden anhand der DIN 3046-1 (1995) der elektrische Wirkungsgrad und über die Abgasmenge die Schadstofffrachten berechnet. Die Bestimmung der Formaldehydemissionen wurde gemäß der VDI 3862-2 (DNPH-Verfahren) durchgeführt.

Tab. 1: Messtechnische Ausrüstung

Messaufgabe	Messgeräte	Einheiten
Gaszusammensetzung (CH₄, CO₂, O₂, H₂, H₂S)	AWITE	%, ppm
Gasdruck und -temperatur	Drucksensor, PT 100	mbar, °C
Luftvolumen	testovent 410, Messimpeller	m ³ *h ⁻¹
Zündölverbrauch	Wägezelle	kg
Gesamtheit der Kohlenwasserstoffe	FID	mg*m ⁻³
Abgaszusammensetzung (NO_x, CO, CO₂, O₂, Temperatur)	Testo 350	mg*m ⁻³ ; %, °C
Formaldehyd	DNPH-Verfahren nach VDI 3862-2	mg*m ⁻³
Strommenge	KBR Multimess	kWh
elektrischer Wirkungsgrad	Berechnung nach DIN 3046-1	%

3 Ergebnisse und Diskussion

Die Untersuchungen in diesem Projekt sind noch nicht abgeschlossen. Es lassen sich aber bereits einige Tendenzen erkennen, die vor allem konkrete Aussagen über die Einflussfaktoren auf die Höhe der Emissionen unverbrannter Kohlenwasserstoffe, darunter auch Formaldehyd, zulassen. Des Weiteren wurde in diesem Zusammenhang auch die Effektivität eines Oxidationskatalysators (Oxi-Kat) untersucht.

Die Einstellung und Betriebsweise des BHKW haben einen großen Einfluss auf die Emissionswerte und den elektrischen Wirkungsgrad (ASCHMANN ET AL. 2007). In diesen Untersuchungen werden die Auswirkungen auf den Formaldehydgehalt im Abgas näher beleuchtet.

Für eine Aussage bezüglich des durchschnittlichen elektrischen Wirkungsgrades einzelner BHKW ist eine Messung über mehrere Jahre erforderlich. Fünf der in diesem Projekt untersuchten BHKW wurden bereits in einem vorangegangenen Projekt auf den elektrischen Wirkungsgrad hin untersucht. Dadurch ist es schon jetzt möglich, bei diesen Aggregaten den Verlauf des elektrischen Wirkungsgrades über ca. 4 Jahre darzustellen.

3.1 Emissionen an Kohlenwasserstoffen (C_nH_m)

Die Kohlenwasserstoffe im Abgas eines BHKW bestehen in der Regel hauptsächlich aus unverbranntem Methan und werden daher häufig auch als „Methanschlupf“ bezeichnet. Verantwortlich hierfür zeichnen zum einen die konstruktionsbedingten Ventilüberschneidungen, die ein Durchschlüpfen des Methans begünstigen, und zum anderen eine unvollständige Verbrennung des Brennstoffes im Zylinder, begünstigt durch den hohen Sauerstoffanteil im Verbrennungsprozess. Der hohe Sauerstoffanteil bei der Verbrennung (Magermotorprinzip) ist erforderlich, um die NO_x-Bildung bei hohen Temperaturen zu reduzieren. Der Luftsauerstoff kühlt die Verbrennung, hat jedoch den Nachteil eines energetisch ungünstigeren Luft-Kraftstoff-Verhältnisses, welches die laminare Flammgeschwindigkeit herabsetzt und sich in einer unvollkommeneren Verbrennung und damit in einem erhöhten Kohlenwasserstoffausstoß niederschlägt.

Je nach BHKW und Verbrennungseinstellung können die Unterschiede zwischen den einzelnen BHKW ganz erheblich sein. Zündstrahl-Aggregate haben auf Grund ihrer höheren Brennstoffverdichtung im Zylinder in der Regel auch einen höheren Methanschlupf durch

Ventilüberschneidungen. Um die die Höhe der Emissionen an Kohlenwasserstoffen abzuschätzen, kann die Schadstofffracht ($\text{g}\cdot\text{h}^{-1}$) berechnet oder die Höhe des Energieverlustes bei der Verbrennung betrachtet werden.

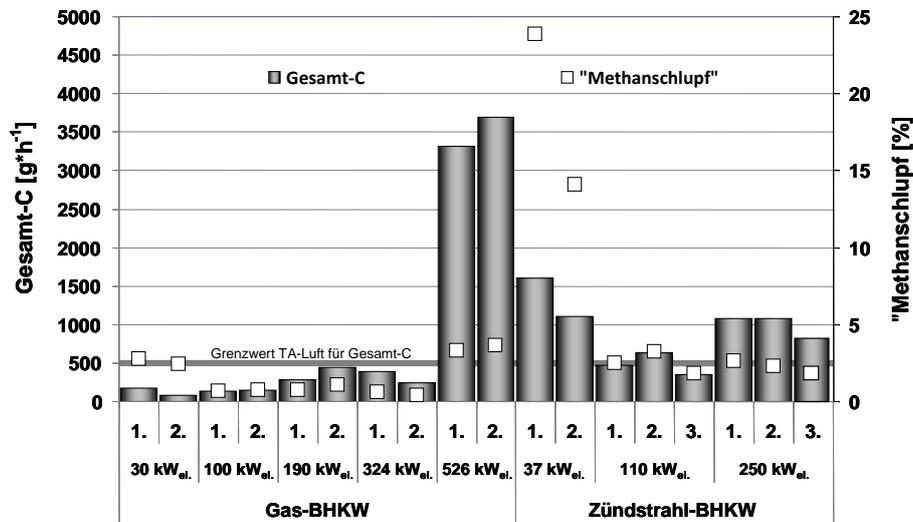


Abb. 1: Emission an Gesamt-C und unverbrannten Kohlenwasserstoffen („Methanschlupf“) verschiedener BHKW

In *Abbildung 1* sind die Ergebnisse der Emissionsmessungen an acht unterschiedlichen Gas- und Zündstrahl-BHKW dargestellt. Der Methanschlupf und die Gesamt-C-Emissionen der Gas-BHKW waren im Verhältnis zu den Zündstrahl-BHKW eher gering und unterschritten im Fall des Gesamt-C den von der TA-Luft festgesetzten Grenzwert von $500 \text{ g}\cdot\text{h}^{-1}$ deutlich. Einzig das $526 \text{ kW}_{\text{el.}}$ Gas-BHKW überschritt den Grenzwert mit bis zu $3.500 \text{ g}\cdot\text{h}^{-1}$ ganz erheblich. Eine Erklärung hierfür könnte die Veränderung der Motorgeometrie zu einer Betriebsweise mit erhöhter Kompression des Brennstoffes sein, der den elektrischen Wirkungsgrad des BHKW erhöhen soll, gleichzeitig aber auch eine erhöhte Kohlenstofffracht verursacht. Ein anderes Extrembeispiel ist das $37 \text{ kW}_{\text{el.}}$ Zündstrahl-BHKW, das durch eine falsche Motoreinstellung bis zu 23 % der eingesetzten Energie durch das Abgas wieder entweichen ließ (*Abbildung 1*). Ansonsten lagen die Gas-BHKW im Bereich von 1 bis 2 % Verlust der eingesetzten Energie, die Zündstrahl-BHKW bei 2 bis 3 %.

3.2 Emissionen an Formaldehyd (HCHO)

Formaldehyd wird mittlerweile vom Bundesamt für Risikobewertung (BfR) als krebserregend eingestuft, was im neuen EEG 2009 durch die Schaffung eines sogenannten Luftreinhaltebonus von $1 \text{ ct}\cdot\text{kWh}_{\text{el.}}^{-1}$ bei Einhaltung von $40 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ Formaldehyd (anstatt $60 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ laut TA-Luft) im Abgas (LAI-Beschluss 2008) seinen Niederschlag fand. Über die Höhe und die Einflussfaktoren der Formaldehydemissionen in der Praxis gibt es bis heute nur wenige fundierte Untersuchungen. Messungen der Technischen Universität München an zwei Forschungsmotoren unter Prüfstandbedingungen konnten einen Zusammenhang zwischen der Höhe der Stickoxid- und der Formaldehydemissionen aufzeigen (BAUER & WACHTMEISTER 2008). Zu ähnlichen Ergebnissen kamen das Sächsische Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (NEUMANN ET. AL 2009) und das Bayerische Landesamt für Umwelt (EBERTSCH 2008) bei Untersuchungen an Praxis-Biogasanlagen.

Die radikalische Verbrennung zu Kohlendioxid und Wasser verläuft in verschiedenen Teilschritten, von denen einer die Bildung von Formaldehyd ist. Wenn nun die Flammgeschwindigkeit auf Grund hoher Verbrennungsluftzufuhr zu gering wird, gibt es keine vollständige Verbrennung und das gebildete Formaldehyd kann nicht aufoxidiert werden. Dies gilt auch für bestimmte kleinsträumige Zonen im Verbrennungsraum. So geht man davon aus, dass der Feuersteg (Raum zwischen Kolben und erstem Abstreifring) einen möglichen Entstehungsort für Formaldehyd bildet, da hier keine Verbrennung stattfindet (BAUER & WACHTMEISTER 2008).

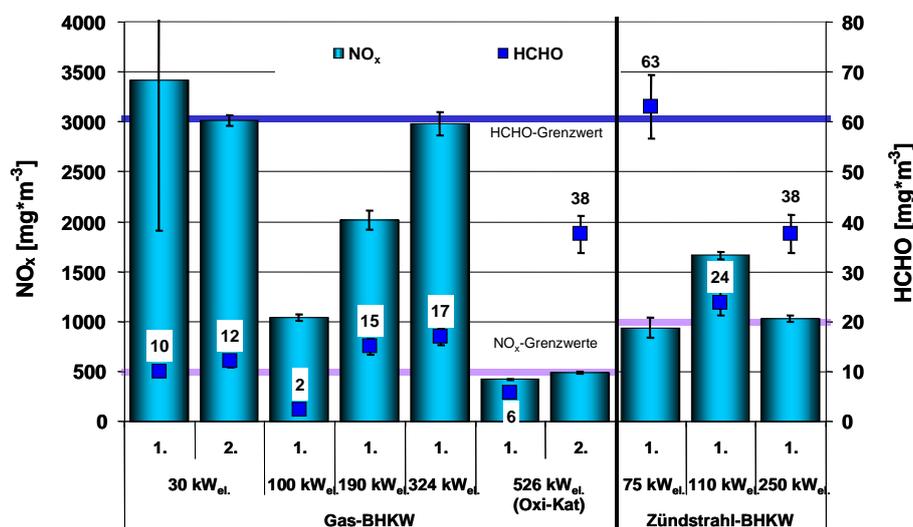


Abb. 2: Zusammenhang zwischen NO_x- und Formaldehydkonzentration im Abgas verschiedener BHKW

Die in diesen Untersuchungen bis jetzt gemessenen Formaldehydkonzentrationen der einzelnen BHKW waren verglichen mit dem Grenzwert von 60 mg*m⁻³ (TA-Luft) recht gering (Abbildung 2). Betrachtet man dazu jedoch die NO_x-Konzentrationen, wird sehr deutlich, dass sich der oben beschriebene Zusammenhang zwischen hohen NO_x-Konzentrationen und geringen Formaldehydwerten bestätigt. Die niedrigsten HCHO-Werte wurden alle bei deutlicher Überschreitung des NO_x-Grenzwertes gemessen.

Weiterhin ist in Abb. 2 auch der positive Effekt eines Oxidationskatalysators (Oxi-Kat) zu erkennen. Durch die Verwendung des Oxi-Kat konnte beim 526 kW_{el} Gas-BHKW der Formaldehydwert auf 6 mg*m⁻³ reduziert werden. Allerdings war bei der zweiten Messung bereits eine Schädigung des Oxi-Kat durch überhöhte H₂S-Gehalte im Verbrennungsgas festzustellen, so dass der Wert auf 38 mg*m⁻³ anstieg.

Die Untersuchungen der Abgaswerte vor und nach dem Oxi-Kat ergaben noch weitere interessante Ergebnisse. So wurde zwar eine Reduktion der CO-Konzentration und des Formaldehydwertes um über 90 %, jedoch keinerlei Reduktionsvermögen gegenüber den weiteren Kohlenwasserstoffen festgestellt (Abbildung 3). So kann zwar der Formaldehyd- und CO-Ausstoß weitestgehend vermieden werden, jedoch bleibt der klimarelevante Methanausstoß unbeeinflusst. Dies bestätigen auch die Ergebnisse der Untersuchungen von SKLORZ (2004), die zu dem Ergebnis kamen, dass der Oxi-Kat kein Oxidationsvermögen für CH₄ als Bestandteil der C_nH_m-Emissionen besitzt.

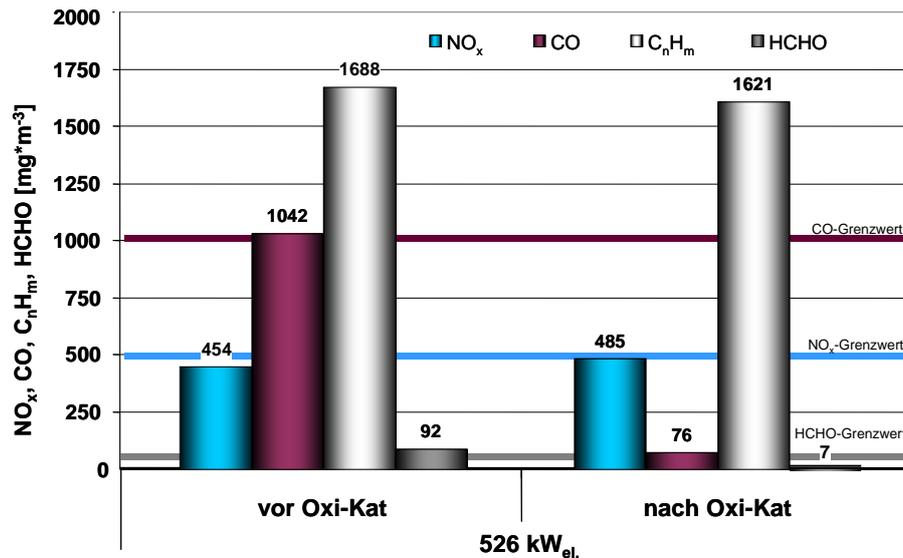


Abb. 3: Emissionswerte vor und nach einem Oxidationskatalysator (Oxi-Kat)

3.3 Einfluss der Motoreinstellung

Um den Einfluss der Motoreinstellungen auf den elektrischen Wirkungsgrad und die Emissionswerte, insbesondere für Formaldehyd, noch einmal gezielt zu untersuchen, wurden im Rahmen einer Masterarbeit einzelne BHKW in drei praxisrelevanten Betriebszuständen „emissionsoptimiert“, „wirkungsgradoptimiert“ und „Teillast“ gemessen.

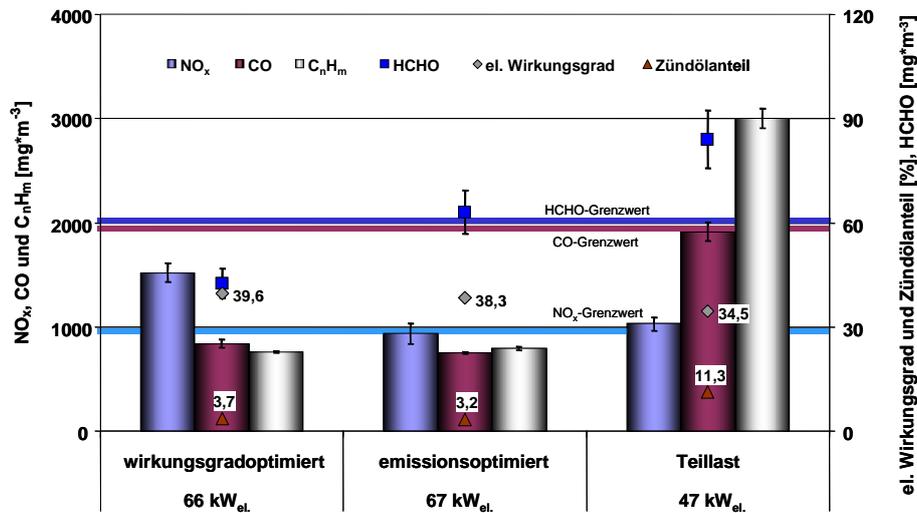


Abb. 4: Emissions- und Effizienzwerte eines Zündstrahl-BHKW in Abhängigkeit der Motoreinstellung

In Abb. 4 ist der Einfluss der Motoreinstellungen deutlich zu erkennen. So konnte bei einer wirkungsgradoptimierten Fahrweise unter Inkaufnahme eines erhöhten NO_x-Gehaltes der elektrische Wirkungsgrad gegenüber der emissionsoptimierten Einstellung um fast 1,5 %-Punkte angehoben werden. Auch die Konzentration an unverbrannten Kohlenwasserstoffen lag geringfügig unterhalb der emissionsoptimierten Einstellung, während der Formaldehydwert bei emissionsoptimierter Fahrweise bereits den Grenzwert der TA-Luft überschritt. Besonders auffällig zeigte sich das schlechte Abschneiden der Emissions- und Effizienzwerte beim Teillastbetrieb. Hier wurde ein sehr hoher Ausstoß an Kohlenwasser-

stoffen und eine Reduktion des elektrischen Wirkungsgrades von fast 4 %-Punkten ermittelt (Abb. 4).

3.4 Verlauf des elektrischen Wirkungsgrades über die Standzeit

Die Untersuchungen zum zeitlichen Verlauf des elektrischen Wirkungsgrades lassen bei den fünf BHKW, die bereits seit 4 Jahren messtechnisch betreut werden, einen Zusammenhang zwischen der Laufzeit eines BHKW und der erreichten Höhe des Wirkungsgrades erkennen (Abbildung 5). Der elektrische Wirkungsgrad fällt im Laufe der Standzeit mehr oder weniger deutlich ab.

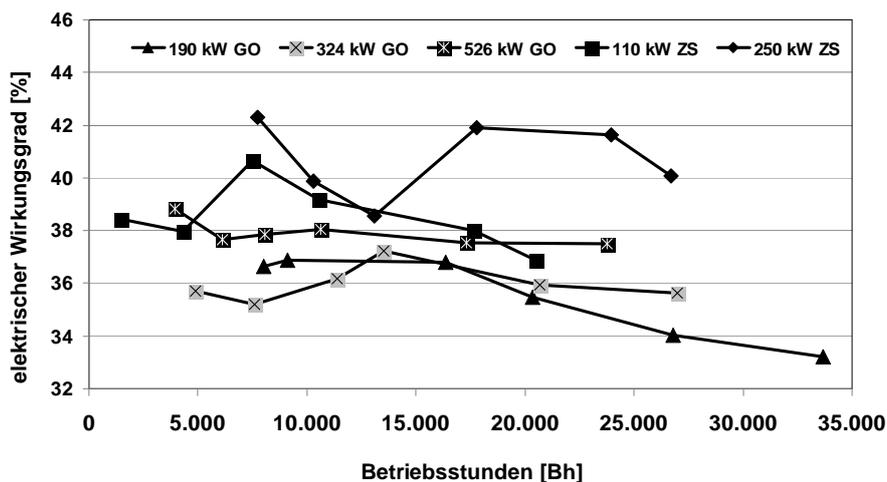


Abb. 5: Der elektrische Wirkungsgrad in Abhängigkeit der Betriebsstunden (GO – Gas-BHKW; ZS – Zündstrahl-BHKW)

Die Höhe des Wirkungsgradverlustes wird durch geeignete Wartungsmaßnahmen beeinflusst. So ist bei neueren BHKW auf Grund der häufigeren Wartung durch den BHKW-Hersteller und die noch geringen Verschleißerscheinungen am BHKW der Wirkungsgradverlust marginal, während bei älteren BHKW die Wirkungsgradeinbußen schon erheblich sein können. Dies lässt sich auch damit erklären, dass neuere BHKW in den ersten zwei Jahren häufig noch vom BHKW-Hersteller gewartet und eingestellt werden, während bei älteren BHKW die Anlagenbetreiber die höheren Kosten für einen Wartungsvertrag scheuen und die Wartung daher selbst durchführen.

4 Zusammenfassung und Ausblick

Die bisher durchgeführten Untersuchungen zeigen den Einfluss der Motoreinstellungen auf die Emissionswerte und den elektrischen Wirkungsgrad. Eine emissionsoptimierte Betriebsweise, also eine Einstellung mit dem Ziel der Einhaltung des NO_x -Grenzwertes, wie es in der Praxis gewünscht ist, hat den Nachteil eines erhöhten Methanschlupfes und Formaldehydgehaltes im Abgas bei einem verminderten elektrischen Wirkungsgrad. Hierzu gibt es jedoch kaum Alternativen, da keine einfache und wirtschaftliche Möglichkeit existiert, NO_x im Abgas sicher zu entfernen. Durch Einsatz eines Oxi-Kats können die Formaldehyd-Emissionen vermindert werden, jedoch muss im Gegenzug ein erhöhter Ausstoß an klimawirksamem Methan in Kauf genommen werden.

Die einzige Möglichkeit seitens der Motorenhersteller und der Anlagenbetreiber, diesem Dilemma zu entgehen, ist eine Abkehr von dem Streben nach immer mehr Leistung und

maximalem Wirkungsgrad. Die Reduktion aller Emissionswerte durch eine Einstellung des BHKW nach Emissionswerten verbunden mit einer geringeren Leistung und reduziertem elektrischem Wirkungsgrad ist durchaus möglich.

Danksagung

Die messtechnische Einrichtung zur Formaldehydmessung gemäß VDI 3862-2 und die Laboranalyse der Formaldehydproben wurden dem Institut für Landtechnik und Tierhaltung von der Firma Müller-BBM GmbH, einer anerkannten Messstelle nach §26-BimschG, freundlicherweise zur Verfügung gestellt.

Literaturverzeichnis

- ASCHMANN, V., R. KISSEL, H. STANZEL, A. GRONAUER (2006): Emissions- und Leistungsverhalten von Biogas-Verbrennungsmotoren in Abhängigkeit von der Motorwartung. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben (LfU-Projekt Nr. 1325). Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.), Augsburg, 2006
- ASCHMANN, V., R. KISSEL, M. EFFENBERGER, R. EICHELSER, A. GRONAUER (2007): Effizienzsteigerung, Emissionsminderung und CO₂-Einsparung durch optimierte Motoreinstellung bei Biogas-Blockheizkraftwerken zur dezentralen Stromerzeugung. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben. Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.), Augsburg, 2007
- BAUER, M., G. WACHTMEISTER (2008): Formaldehydbildung – Wirkmechanismen: Untersuchung der Wirkzusammenhänge zur innermotorischen Beeinflussung der Formaldehyd-Bildung und Darstellung der Einflussparameter. Bericht zum Forschungsvorhaben. Forschungsvereinigung Verbrennungskraftmaschinen e.V. (Hrsg.), Frankfurt a. Main, 2008
- DIN ISO 3046-1 (1995): Hubkolben-Verbrennungsmotoren-Anforderungen, Teil 1; Deutsches Institut für Normung e.V., 4. Ausgabe, Beuth-Verlag, Berlin 1995, 23 pp.
- EBERTSCH, G. (2008): Fachgespräch über den Stand der Minderung von Formaldehydmissionen an mit Biogas betriebenen BHKW'S. Vortragsunterlagen, Leipzig, 09.12.2008
- NEUMANN, T., U. HOFFMANN, G. ZIKORIDSE (2009): Formaldehydmissionen aus Biogas BHKW. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. Heft 8, 2009
- SKLORZ, M., J. SCHNELLE-KREIS, A. GOTTLIEB, N. KÜHNERL, B. SCHMID (2004): Untersuchungen zum Einsatz von Oxidationskatalysatoren an landwirtschaftlichen Biogas-Verbrennungsmotoren. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben. Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (Hrsg.), Materialien 182, München, 2004
- TA-Luft (2002): Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz: Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft (GMBl. Nr. 25-29/2002 – 29 S. 511) in der Fassung vom 24. Juli 2002, p. 96-98.

Biogasanlagenbau – Auf den Aufschluss kommt es an Neue Erkenntnisse zur Bioextrusion

T. Lehmann

LEHMANN Maschinenbau GmbH, Jocketa-Bahnhofstraße 34, 08543 Pöhl, Deutschland

Zusammenfassung

Durch die Aufschlusstechnik der LEHMANN Maschinenbau GmbH, die mehr als Zerkleinerung ist und eine neue Qualität bei der Biogaserzeugung hervorbringt, bestätigen zufriedene Kunden, dass sich ihre betriebswirtschaftliche Situation verbessert hat und mit der Biogaserzeugung Geld verdient wird.

Das entwickelte Verfahren der **Bioextrusion** erfolgt durch hydrothermalen (thermomechanischen) Aufschluss und hat sich zur stofflichen und energetischen Nutzung von Faserpflanzen bestens bewährt und wird in Biogasanlagen mit gutem Erfolg eingesetzt. In einem Doppelschneckenextruder wird durch Druck und höhere Temperatur, bedingt durch wechselnde Belastung und mehrfache Druck/Entspannungszyklen im Gerät, das Substrat nicht nur zerkleinert, sondern teilweise bis in die Zellstruktur aufgeschlossen. Durch bessere biochemische Verfügbarkeit und sehr vergrößerte Oberfläche wird der Biogasertrag gesteigert und es finden Prozesse der Grenzflächenmechanik statt, wie sie aus dem biologischen Abbau von Klärschlamm bekannt sind. Es kommt auch zur Herausbildung neuer Bakterienstämme und zu einer Verbesserung des C/N-Verhältnisses, da auch Zellulose und Hemizellulose aufgeschlossen und von den einbindenden Ligninschichten freigesetzt wird. Das System ist selbstreinigend und robust und schließt unterschiedlichste Substrate sicher auf.

Ein weiterer wichtiger, bisher wenig beachteter Punkt ist neben der Ertragssteigerung an Biogas durch das Aufschlussverfahren auch die Einsatzmöglichkeit von Materialien, die derzeit gar nicht oder nur schwer biogasfähig sind, wie Mist, Gras, Stroh, Landschaftspflegeschnitt, Silagen, Bioabfall. Auch Feldfrüchte mit einem sehr hohen Trockensubstanzgehalt (TS) können eingesetzt werden und werden sicher beherrscht. Das bestätigt ein Anlagenbetreiber, der jetzt im 2. Jahr auf 40 ha Hybridroggen der Sorte Festus mit ca. 75% TS geerntet und siliert hat. Bedenken, dass 14 Tage vor der eigentlichen Ernte eingefahrenes Getreide als Ganzpflanze auf Grund der hohen Trockensubstanz nicht siliert werden kann, haben sich nicht bestätigt. Dabei wurde der Hybridroggen für die Silage grob zerkleinert auf ca. 4cm Länge. Mittels Bioextrusion erfolgt dann vor Einbringung in den Fermenter der Aufschluss. Das strohähnliche Material schwimmt nicht auf und die Rührwerke beherrschen sicher den Biogasbildungsprozess bei geringem Energieeintrag.

Die Monokultur des Maises als Energiepflanze ist gebrochen, denn es kommt nicht auf den Ernteertrag pro Hektar, sondern auf den Ernteertrag pro Hektar oTS (organische Trockensubstanz) an. Ein reduzierter Logistikaufwand spart Kosten, weil bei höherem TS-Gehalt der Pflanze weniger Wasser transportiert wird, dadurch weniger Volumen, weniger Feuchte in die Anlage eingebracht wird, bzw. aufs Feld auszubringen ist, kleinere Gärrestbecken sind die Folge.

Die Feldflächen sind schneller verfügbar, da sie schneller abgeerntet sind. Der Bodenwert wird verbessert durch freie Fruchtfolge, die Humus- und Nährstoffbilanz des Bodens verbessert sich wesentlich gegenüber Maisanbau. Darüber hinaus ist Zwischenfruchtanbau eine Alternative. Das ist auch bei Experten unumstritten.

Summary

Thanks to the decomposition technology of LEHMANN Maschinenbau GmbH, which is more than just crushing and which creates a new quality for biogas production, content customers confirm that their economic situation has improved and that they earn their money with biogas production.

The developed procedure of **bio extrusion** is conducted by means of hydro-thermal (thermo mechanical) decomposition and has proved to be best for the recycling and energy recovery of fibre plants, and is successfully applied in biogas systems. In a double screw conveyor the substrate is not only crushed by means of pressure and high temperature, due to alternating load and multiple pressure/decompression cycles in the equipment, but also partially decomposed to the cell structure. By means of better biochemical availability and well enlarged surfaces, the biogas output is increased and the processes of interfacial mechanisms take place just like those known from the biological decomposition of bio solids. It also results in the formation of new bacterial strains and in an improvement of the C/N ratio as cellulose and hemi cellulose are also decomposed and released from the integrating lignin coating. The system is self-cleaning and robust, and decomposes the most diverse substrates.

Besides the yield increase in biogas by means of the decomposition procedure, another important but so far unnoticed point is the application of materials, like dung, grass, straw, materials for landscape conservation, silage, bio waste, which, up to now, are not at all or only hardly able to produce biogas. Also crop plants with very high dry matter contents (TS) can be introduced and do not pose any problem. This is confirmed by a plant operator who has now been reaping and ensiling 40 ha of hybrid rye of the cultivar Festus with approx. 75% of the dry matter content for 2 years. Concerns, that crop brought in 14 days before the actual harvest could not be ensiled as a whole plant due to the high dry matter (TS), have not been corroborated. At the same time the hybrid rye for the silage was crushed to the length of approx. 4 cm. By means of bio extrusion the decomposition then takes place prior to the insertion in the fermenter. The straw-like material does not float and the stirring devices easily master the process of biogas formation with a minor application of energy.

The monoculture of maize as energy plant does no longer exist, since it is not the crop yield per hectare, that is important, but the crop yield per hectare of oTS (organic dry matter). Reduced logistical expenses reduce costs, because with higher TS contents of the plant less water is transported, thus less volume and less humidity are introduced into the plant, or have to be deployed into the field, respectively. This leads to smaller digestate tanks.

The field surfaces become more quickly available since they are harvested more quickly. The soil value is improved by free crop rotation, the humus and nutrients balance of the soil is improved considerably compared to maize cultivation. Furthermore, intermediate cultivation is an alternative. Even experts find this indisputable.

1 Einleitung

Die Situation der Landwirte muss derzeit als recht schwierig bezeichnet werden. Der Verfall der Preise für Milch und auch Marktfrüchte bringt die Erzeuger in arge Bedrängnis. Gelassener können alle die sein, die mit einer Biogasanlage die Chance erkannt haben, welche das EEG bietet, zu Festpreisen den erzeugten Strom garantiert auf Jahre ins Netz zu speisen und damit ein weiteres Standbein zu besitzen.

Durch die Aufschlusstechnik der LEHMANN Maschinenbau GmbH, die mehr als Zerkleinerung ist und eine neue Qualität bei der Biogaserzeugung hervorbringt, bestätigen zufriedene Kunden, dass sich ihre betriebswirtschaftliche Situation verbessert hat und mit der Biogaserzeugung Geld verdient wird.

2 Verfahren der Bioextrusion

Das entwickelte Verfahren der **Bioextrusion** erfolgt durch hydrothermalen (thermomechanischen) Aufschluss und hat sich zur stofflichen und energetischen Nutzung von Faserpflanzen bestens bewährt und wird in Biogasanlagen mit gutem Erfolg eingesetzt.



Abb. 1: Bioextruder MSZ B44e

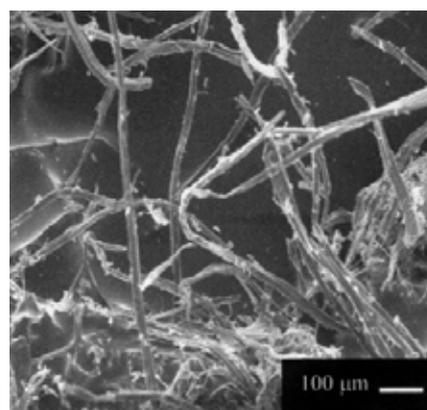


Abb. 2: Holzfaserstoff, aufgeschlossen

In einem Doppelschneckenextruder wird durch Druck und höhere Temperatur, bedingt durch wechselnde Belastung und mehrfache Druck/Entspannungszyklen im Gerät, das Substrat nicht nur zerkleinert, sondern teilweise bis in die Zellstruktur aufgeschlossen. Durch bessere biochemische Verfügbarkeit und die sehr vergrößerte Oberfläche wird der Biogasertrag gesteigert und es finden Prozesse der Grenzflächenmechanik statt, wie sie aus dem biologischen Abbau von Klärschlamm bekannt sind. Es kommt auch zur Herausbildung neuer Bakterienstämme und zu einer Verbesserung des C/N-Verhältnisses, da auch Zellulose und Hemizellulose aufgeschlossen und von den einbindenden Ligninschichten freigesetzt wird. Das System ist selbstreinigend, robust und schließt unterschiedlichste Substrate sicher auf.

Das aufgeschlossene Substrat geht überwiegend in die Mittellage des Fermenters. Damit bilden sich keine Schwimmschichten.



Abb. 3: Kratzkettendosierer



Abb. 4: Rohrschneckenförderer



Abb. 5 Allmetallerkennungsanlage

3 Vorteile der Bioextrusion

In einer Vielzahl von Biogasanlagen wurde dieses Verfahren einschließlich einer ausgereiften Dosier-, Förder- und Störstoffauslesetechnik (Beispiele siehe *Abb. 3 bis 5*) mit günstigen Energieeinsatz- und Verschleißwerten aus dem Hause LEHMANN Maschinenbau eingesetzt. Neue und nachgerüstete Anlagen wiesen eine wesentlich höhere Methan-gasbildungsrate aus, z. B. bei Maissilage ~14 % und bei Grassilage 26 %.

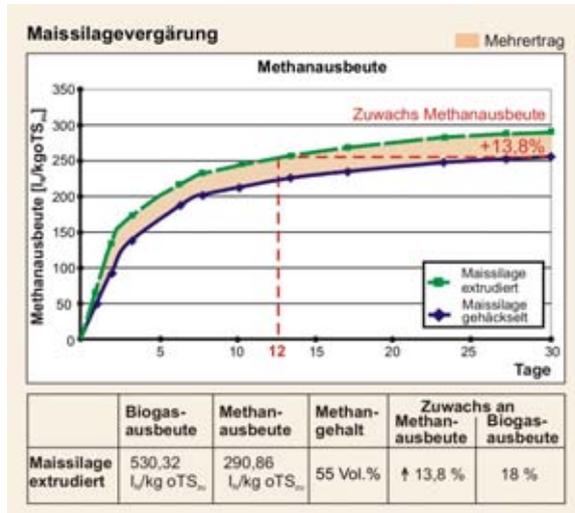


Abb. 6: Methanausbeute bei Maissilagevergärung

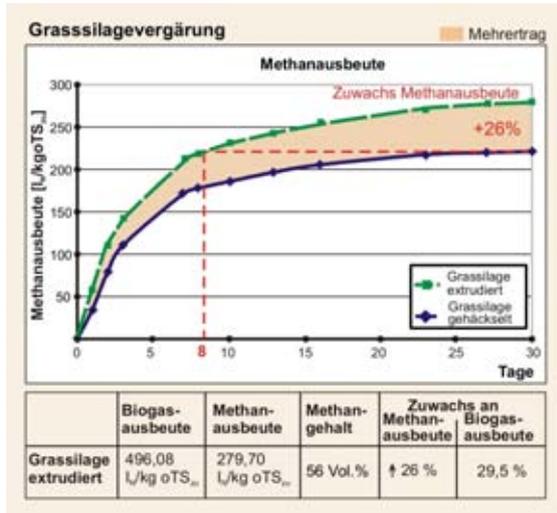


Abb. 7: Methanausbeute bei Grassilagevergärung

Der Ausfualgrad verbessert sich bei einer höheren Faulraumbelastung und bei verringerten Verweilzeiten (siehe *Abb. 8 bis 11*). Die eingesetzte Rührenergie und Rührzeit kann gesenkt werden. Die nach der Bioextrusion höhere Temperatur der Substrate ermöglicht eine geringere thermische Energiezufuhr. Der durchschnittliche Energieeinsatz beträgt zwischen 4,5 bis 7 kWh/t Frischmasse (Maissilage), das sind weniger als 10 % der zugewonnenen Energie nach der Verstromung des Biogases.

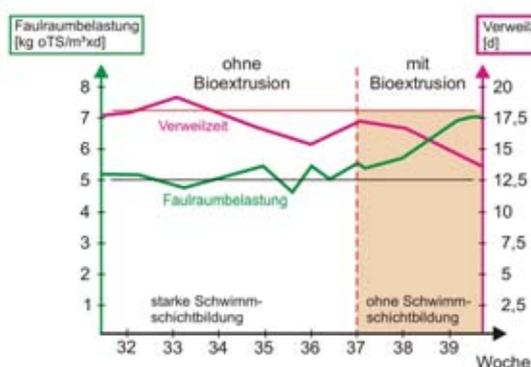


Abb. 8: Verkürzung der Verweilzeit, Erhöhung der Faulraumbelastung

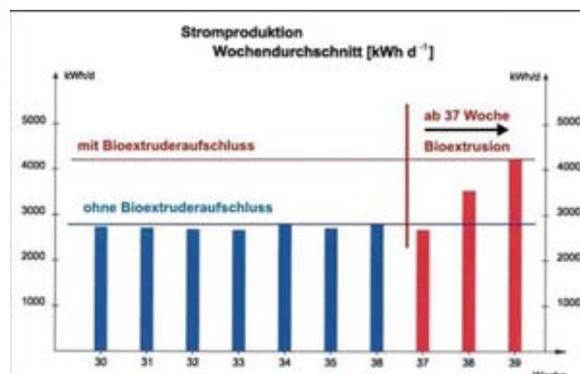


Abb. 9: Produktion-Wochendurchschnitt (kwh/d)

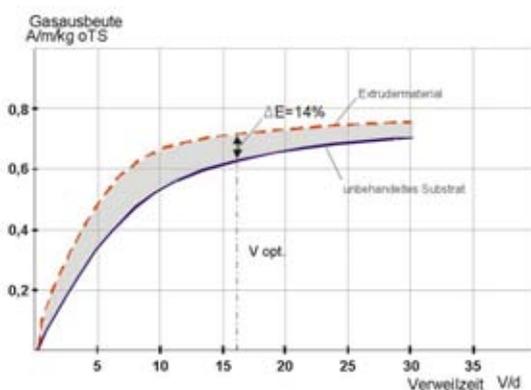


Abb. 10: Erhöhung der Gasausbeute durch Verbesserung der Bio-Verfügbarkeit

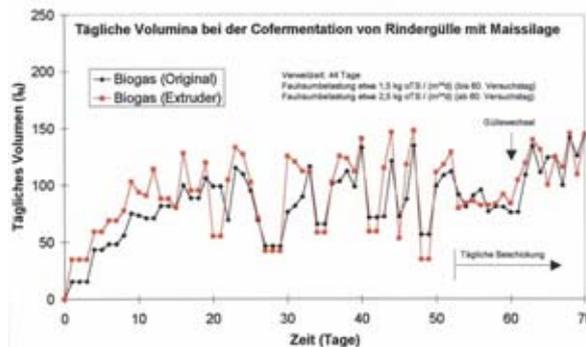


Abb. 11: Erhöhung der Gasausbeute im Batch-Betrieb (Auszug Bericht VTI 064 2/02)



Abb. 12: außensliegendes Rührwerk

Ein innovatives patentiertes aussensliegendes Rührwerk ermöglicht im Reparaturfall den Austausch, ohne dass der Fermenter abgelassen werden muss. Gleichzeitig kann auch die Erhaltungswärmeenergie über dieses Rührwerk eingebracht werden, so dass im Innern des Fermenters keine Strömungswiderstände durch Heizung zu überwinden sind.

Die Bioextrusion ist eine günstige Voraussetzung, weitere Verfahren wie Hydrolyse, Enzyme oder auch Ultraschallkavitation einzusetzen.

Ergebnisse aus Batchversuchen und Großanlagen belegen den Mehrertrag an Methanausbeute.

- ATB Potsdam – sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft
- VTJ Saalfeld – Großanlagen

4 Neue Erkenntnisse zur Bioextrusion

Ein weiterer wichtiger, bisher wenig beachteter Punkt ist neben der Ertragssteigerung an Biogas durch das Aufschlussverfahren auch die Einsatzmöglichkeit von Materialien, die derzeit gar nicht oder nur schwer biogasfähig sind wie Mist, Gras, Stroh, Landschaftspflegeschnitt, Silagen, Bioabfall. Auch Feldfrüchte mit einem sehr hohen Trockensubstanzgehalt (TS) können eingesetzt werden und werden sicher beherrscht.

Das bestätigt ein Anlagenbetreiber, der jetzt im 2. Jahr auf 40 ha Hybridroggen der Sorte Festus mit ca. 75% TS geerntet und siliert hat. Bedenken, dass 14 Tage vor der eigentlichen Ernte eingefahrenes Getreide als Ganzpflanze auf Grund der hohen Trockensubstanz nicht siliert werden kann, haben sich nicht bestätigt. Dabei wurde der Hybridroggen für die Silage auf ca. 4 cm Länge grob zerkleinert. Mittels Bioextrusion erfolgt dann vor Einbringung in den Fermenter der Aufschluss.

Das strohähnliche Material schwimmt nicht auf und die Rührwerke beherrschen sicher den Biogasbildungsprozess bei geringem Energieeintrag. Der Betreiber mischt die Ganzpflanzensilage mit feuchten Silagen wie Gras, Mais u.a. zu ca. 50% Gewichtsanteil. Siehe hierzu auch Bauernzeitung von der 51./52. Woche 2008.

Eine Vergleichsrechnung zwischen Mais und Hybridroggen belegt die Ergebnisse sehr anschaulich (umgerechnet auf Stromertrag und Einspeisevergütung).

Tab. 1: Vergleich der Einspeisevergütung zwischen Hybridroggen und Mais

Substrat	Substratzustand	Ernteertrag [t / ha]	TS [%]	Ernteertrag [t / ha TS]	oTS [%]	Ernteertrag [t / ha oTS]	Stromertrag [kWh]	Einspeisevergütung [€/ ha]
Hybridroggen*	GPS	20,3	70	14,2	92,8	13,18	18.452	4.244
Mais*	Silage	40,0	30	12,0	90,0	10,80	15.120	3.477
Differenz						2,38	3.332	767

Erklärung: 1 kg oTS = 1 m³ Biogas x 0,7 (Abbaurrate im Fermenter), 1 m³ Biogas ~ 2 kWh_{elektr.}, Einspeisevergütung 1 kWh_{elektr.} ~ 0,23 €(Biogasanlage Hertel, Vogtlandkreis)

* sächs. Durchschnittserträge für Mais

* Der Hybridroggen wird 8 Tage vor der eigentlichen Ernte als Ganzpflanzensilage geerntet.

* Bereits im 2. Jahr liegen die Ertragswerte in oben genannter Größe (ca. 400 m Höhenlage; Durchschnittsbodenwerte des Vogtlandes: 35 Bodenpunkte)

Die Monokultur des Mais als Energiepflanze ist gebrochen, denn es kommt nicht auf den Ernteertrag pro Hektar, sondern auf den Ernteertrag pro Hektar oTS (organische Trockensubstanz) an. Im Beispiel wird verdeutlicht, dass der Hybridroggen trotz halbem Ernteertrag pro Hektar gegenüber Mais aufgrund der hohen Trockensubstanz einen Mehrertrag von ca. 770 €/pro Hektar in Form von Stromertrag erwirtschaftet.

Ein reduzierter Logistikaufwand spart Kosten, weil bei höherem TS-Gehalt der Pflanze weniger Wasser transportiert wird, dadurch weniger Volumen, weniger Feuchte in die Anlage eingebracht wird bzw. aufs Feld auszubringen ist, kleinere Gärrestbecken sind die Folge.

Die Feldflächen sind schneller verfügbar, da sie schneller abgeerntet sind. Der Bodenwert wird verbessert durch freie Fruchtfolge, die Humus- und Nährstoffbilanz des Bodens verbessert sich wesentlich gegenüber Maisanbau. Darüber hinaus ist Zwischenfruchtanbau eine Alternative. Das ist auch bei Experten unumstritten.

Kostensenkung wird auch durch die Saatguteinsparung von Hybridroggen gegenüber Mais erzielt. Der derzeitige Saatgutpreis liegt für Mais bei 140,- €/ha und für Roggen bei 75,- €

5 Weiterführende Verfahren

Weiterführend kann das Verfahren ergänzt werden mit der Aufbereitung des Gärrestes zu Brennstoffen oder Düngemitteln.



Abb. 13: Kompaktate



Abb. 14: Briketts

Dazu werden die Gärreste, die natürlich bei einer höheren Faulraumbelastung auch in größerem Umfang anfallen, mittels Förderschnecke oder LEHMANN-Schneckenseparator abgequetscht und entweder als Düngestoff, als Festmist ausgebracht oder zu einem Brikett verarbeitet.

Das erfolgt nach dem von LEHMANN Maschinenbau entwickelten Kompatec-Verfahren. Der Gärriickstand, aber auch andere Bioabfälle, ausgefaulte Klärschlämme usw. werden mittels Strukturmaterial weiter mechanisch-biologisch innerhalb von max. 10 Tagen auf 40% Restfeuchte herunter getrocknet und anschließend durch Nasskompaktierung brikettiert. Über einen abwärmebetriebenen Trocknungs-Container (siehe *Abb. 15 und 16*) oder ein spezielles Trocknungsband erreicht man biologische Stabilität mit einer Restfeuchte kleiner 15%. Auch mittels Plattenbandtrockner und Niedertemperatur aus der BHKW-Wärme kann der vorentwässerte Gärrest getrocknet und dann pelletiert werden.

Dieses Brikett verfügt wiederum, je nach verwendetem Gärs substrat, über einen Energiegehalt von ca. 3 bis 4.5 kWh pro kg. Diese Stoffe können entweder in entsprechenden Biomassekraftwerken oder auch in kleinen Feuerungsanlagen bis 100 kWh verbrannt werden unter Beachtung der Rauchgasfilterung.

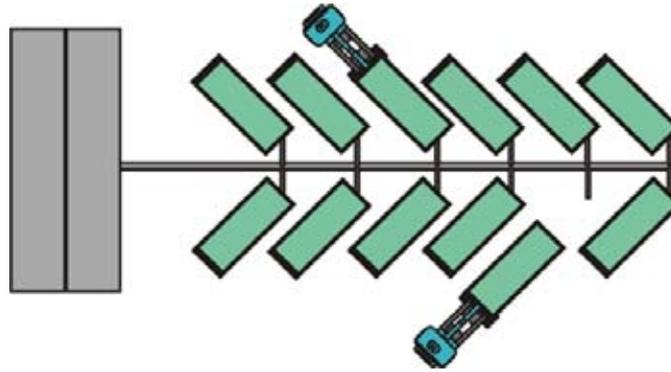


Abb. 15: belüftete (Warmluft)-Container-Trocknungsanlage

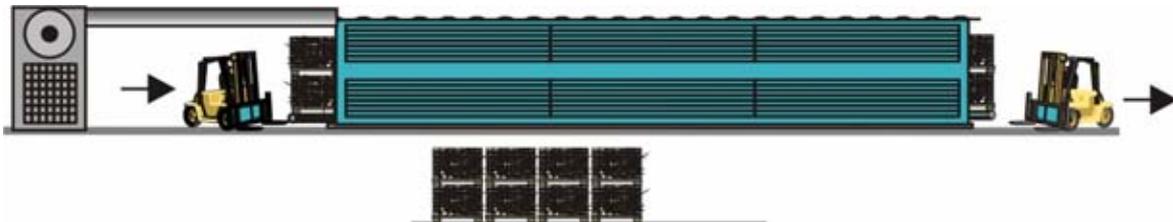


Abb. 16: Containertrocknung (diskontinuierlich)

Bei der Herstellung von Düngepellets kann vor der Pelletierung der N/P/K-Wert durch Zumischung verbessert werden. Das Pellet ist im Garten- und Landschaftsbau einsetzbar.

An einem Vergasungsverfahren für Gärreste mit LMSV® -Vergaser wird gearbeitet.

Aus den getrockneten Gärresten entsteht in 4 Stufen in einem liegendem Vergaser Koks für Eigenwärme und kohlenmonoxidhaltiges Brenngas, das nochmals ca. 25 % Energie liefert und mit dem Biogas gemischt im BHKW verstromt wird. Eine Ausnutzung sowohl der noch vorhandenen organischen Trockensubstanzanteile als auch der anorganischen Anteile wird damit gewährleistet.

Als Energieträger zur Vergärung werden Substrate aus der Landwirtschaft eingesetzt. Hierbei handelt es sich in erster Linie um Silagen von Mais, Gras oder Getreideganzpflanze.

Die gegenwärtige Situation auf dem Substratmarkt ist mehr und mehr marktpreisorientiert. Geschuldet durch eine Anpassung der Preise von nachwachsenden Rohstoffen an die Preise für fossile Energieträger wie Öl und Gas, wächst für die Betreiber von Biogasanlagen die Notwendigkeit kostengünstige Substrate bereitzustellen um einen wirtschaftlichen Betrieb zu garantieren.

Stroh wird derzeit aus verfahrenstechnischen Gründen sehr selten in Biogasanlagen eingesetzt, da es als Häcksel im Fermenter zum Aufschwimmen neigt, eine Schwimmschicht bildet und somit im Gärprozess den Gasaustausch verhindert.

Weitreichende wissenschaftliche Arbeiten und auch Praxistests an verschiedenen Biogasanlagen haben ergeben, dass aufgeschlossenes, über Bioextrusion aufgefaseres Stroh ein hervorragendes Substrat für Biogasanlagen ergibt.

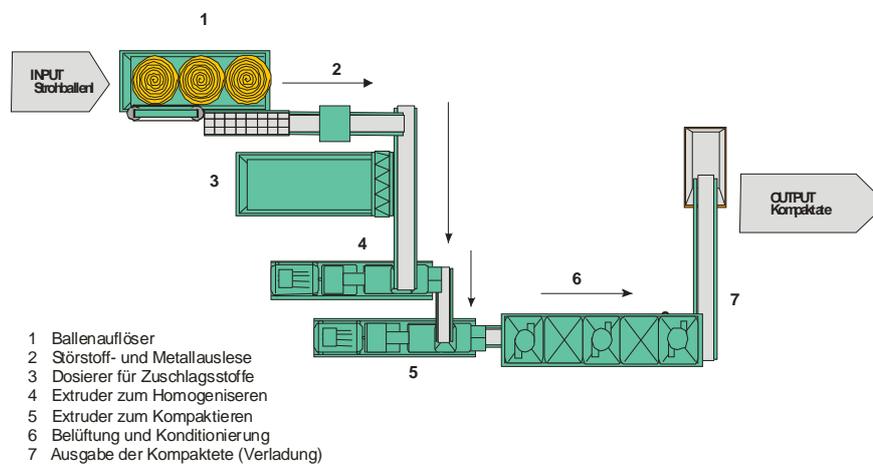
Weiterhin ist die Stofflogistik vom Erzeuger zum Verbraucher (BGA) sehr unrentabel, da viel Volumen mit wenig Masse bewegt werden muss. Dem setzt LEHMANN Maschinenbau GmbH das Kompatec-Verfahren entgegen. Dieses Verfahren sichert sowohl den Auf-

schluss des Stroh und die Kompaktierung des Materials direkt beim Erzeuger mittels Extrudertechnologie.

Die Konzeption der dazu notwendigen Anlagentechnik sieht eine semimobil (ortveränderlich) aufstellbare Verarbeitungsanlage zur Aufbereitung von Stroh zu mitteldichten bis dichten Kompaktaten (mit 0,9 - 1 kg/l) vor. Diese Kompaktate werden direkt zur Biogasanlage transportiert. In einem an der Biogasanlage befindlichen Eintragungssystem werden diese Kompaktate aufgelöst und stehen als pumpfähige Masse oder Feststoffe zur Verfügung.

Semimobile Anlagentechnik
zum Strohkompaktieren < 1.000 kg/h

LEHMANN
Maschinenbau GmbH



Layout LEHMANN Maschinenbau GmbH
Komp_Stroh_V11/07/GL

Abb. 17: Technologischer Verfahrensablauf einer semimobilen Verfaserungsanlage

Das Stroh wird in der Anlage zu kleinen brikettähnlichen Formkörpern je nach Anlagenleistung und Matrize 50 x 50, Ø 50 oder 30 x 30 mm verdichtet. Die Längen sind einstellbar.



Abb. 18: Herstellung der Formkörper

Abb. 19: Kompaktat aus Roggenstroh

Abb. 20: 21 verschiedene Strohsorten

Beim Transport wird gegenüber

- Rundballen
 - mögliche Auslastung des LKW ca. 20 %
- Quaderballen
 - mögliche Auslastung des LKW ca. 45 %

die Auslastung des Zuladungsgewichtes durch Kompaktierung des Strohs auf 100 % möglich.

Werden die Kompaktate direkt beim Erzeuger hergestellt, können für den Transport zur Biogasanlage auch konventionelle Transportfahrzeuge (z.B. Spedition) mit Kippmulden oder Walkingfloorsystem, Paletten, Big-Bag u.a. eingesetzt werden und es gelingt eine Auslastung des Fahrzeuges.

6 Firma LEHMANN Maschinenbau GmbH

LEHMANN Maschinenbau GmbH, ein mittelständiges Unternehmen in Sachsen, besteht seit 1945, ist als Sondermaschinen- und Anlagenbauer tätig und beschäftigt knapp 90 Mitarbeiter.

Seit Jahren hat sich die LEHMANN Maschinenbau GmbH mit innovativen ingenieurtechnischen Leistungen Kompetenzen erarbeitet.

Die Hauptbereiche sind:

- Umwelttechnischer Anlagenbau
- Schwerlasthubtechnik
- Engineering

Der umwelttechnische Anlagenbau beinhaltet Anlagen zur Aufbereitung nachwachsender Rohstoffe, Pelletierung und Brikettierung, Abfallbehandlungsanlagen, Sortieranlagen für Wertstoffe zur stofflichen und energetischen Nutzung, Anlagentechnik für die Herstellung von Brennstoffen aus nachwachsenden Rohstoffen, Gärresten von Biogasanlagen, Wertstoffen aus Müllaufbereitung und Recycling.

Zum Leistungsumfang gehören unterschiedliche Förderbänder, Dosierer, Rotteboxen, Querschubböden, Siebe, Sortierkabinen, Metall- und Nichtmetallabscheidung, Trocknung, diverse Pressen und auch Verpackungseinheiten.

Planung, Projektierung, Konstruktion, Herstellung, Projektbegleitung bis zur Inbetriebnahme kommen aus dem Hause LEHMANN.

Mit ingenieurtechnischen Leistungen und innovativen Entwicklungen die Zukunft meistern, neue Marktentwicklungen erkennen und zügig umsetzen, sowie Erhaltung und Erweiterung der Arbeitsplätze – das sind die wichtigsten Zielstellungen des Unternehmens.

Literatur

W. RUDOLPH: Trockensubstanz ist bares Geld. Bauernzeitung (51./52. Woche 2008). 36-38

Appropriate biogas generators for resource poor farmers in Sri Lanka to meet home energy and organic fertilizer needs

K.D.N. Weerasinghe¹, S. Wijetunga² and G.Y. Jayasinghe³

Professor of Agric. Engineering, Dept of Agric. Engineering, Faculty of Agriculture,
University of Ruhuna, Mapalana, Kamburupitiya, Sri Lanka

Summary

Department of Agric. Engineering Faculty of Agriculture, University of Ruhuna has commenced a Research and development project in February 1998, in Collaboration with, ITDG and National Engineering Research Development center (NERD) Sri Lanka on adoption of small scale Bio Gas generators to meet the needs of home energy and fertilizer of the resource poor farmers.

Batch type digesters developed by NERD center and Chinese type Digesters of domestic scale (5- 10 m³ capacity) were intensively studied under this program. Biogas liberation pattern from small digesters under mesophilic conditions, quality of the digested material as organic fertilizer, usage of slurry as hydroponics media for leafy vegetables, social acceptance of the systems by rural communities, etc. were the key areas of research.

The construction of the digesters was made out of bricks and cement and village level technicians and maizons were given training to make the units at village level. The construction cost of a 5 m³ digester at present is around 75000 Rs (750 US \$), with a pay back period of about 2 years. By the end of 2008, Small and medium scale biogas technology is well adopted to cater to different situations in the Country. At the moment more than 6000 small digesters in Sri Lanka are in operation.

The Batch type digester technology is successfully adopted by the small paddy farmers, using the paddy straw as the raw material. Our investigations demonstrated that in a batch type digester of 6 m³, where 1000 Kg of paddy straw are fed, an average of 1 m³ of bio gas/day could be obtained with a peak value of 1.75 m³/day. The average gas production during a 140 day cycle of a batch of straw was 166.9 m³ with 50% methane. Small size (5 - 10 M3) Chinese type biogas digesters are well adopted by the cattle farmers to use cow done as the raw material. A pilot scale experiment conducted by us during 2007-2009, demonstrated that this as a promising technology for cow done mangement even for a situation with two cows in a small homegarden of about 0.05 ha.

At present Goethe Institute of Sri Lanka, along with German Alumni Association of Sri Lanka (GAAASL) and University of Ruhuna with the assistance of LfL, Bavaria, has taken number of steps to introduce German technology and experties for the construction of a large scale Bio gas industrial plant for Sri Lanka.

Introduction

Energy resources and Technology will be the deciding factors in sharing economic and social progress of a country in the new millennium. As stipulated in the conference on Asia Energy vision 2020, an urgent action has to be focused to tackle the rural poverty and energy gap through the installation of decentralized locally appropriate and affordable renewable Energy systems.

In the rural sector of the south Asia region, the fuel wood and agro residues are the dominating energy sources. It has been identified in the number of studies that share of biomass and wood energy in the total consumption of the region will not change substantially in near future. Overall contribution from these sources amounts to be about 40% contribution of non commercial sources of energy.

In Sri Lanka, still the largest energy production is exploited by the biomass based sources (48 %). The most of the biomass based energy sources is used for the preparation of food while tea industry, bakery industry and other few industries are used biomass as an energy source in very limited quantity. The contribution of hydropower is about 8% of total energy need in Sri Lanka. Over 44 % of energy requirement is met by the imported petroleum based fossil fuels (Central bank report, 2008). Therefore, it is apparent that the alternative sources of energies can play a vital role in Sri Lanka for the future energy supply while mitigating the risks involved in the use of conventional energy sources. Micro hydropower, Wind energy, Geo thermal energy, Wave energy, Solar power, bio energy are the possible sources to be utilized to meet this demand. Bio energy adoption for different situations, as Bio gas or bio fuels has received much attention in the recent development programs, to address the climate change and associated global warming problems due to the heavy use of fuels.

Rice is the staple food of Sri Lanka. As per the latest report of the central bank, net extent of harvested paddy areas in 2006, 2007 were 808 and 713 ha with the production of 3300 thousand metric tons of paddy. By converting the yield: straw ratio as 2:3, 4950 thousands metric tons of paddy straw is wasted in the paddy fields even though about 10% of which are used for the cattle feeding.

According to Ruihung Zhang (1999), the digestible carbohydrate content available in straw as cellulose and hemi cellulose is 37.4 % and 44.9 % respectively. Thus theoretically 307 L of Bio gas could be expected from a kg dry matter of straw. Therefore Sri Lanka has the potential to harness 1519650 cubic meters of bio gas from the available straw. In terms of energy equivalents of 1.5 - 2.1 m³ of biogas, equivalent to one liter of diesel fuel. Therefore 760000 metric tons of diesel equivalent could be generated from the bio gas, As per the central bank report (2008), the total diesel import to Sri Lanka in 2007 was 1752,000 Mt. There for potential ability to generate energy from paddy straw would be 43% of the diesel demand of the country.

A research and development program in biogas is commenced by the Dept. of Agric. Engineering in 1996 considering biogas and the by products of the biomethanation as a viable alternative source for resource poor people to meet their energy and fertilizer needs. This program emerged to be one of the prominent research and development program in Sri Lanka to meet rural energy demand for resource poor people.

The objective of the present paper is to highlight some of the research findings of the University of Ruhuna in optimizing the performance of the digesters, with different raw materials, quality aspects of the digested material as fertilizer with an emphasis to highlight

success stories of the small scale digesters as an viable option for waste management in rural areas with special reference to Batch digestion development to utilize the straw to mitigate the rural energy demand and the fertilizer needs.

1 Methodology (technology development and adoption for bio gas research)

1.1 Field experiments

The bio gas research and demonstration program of the faculty was commenced in 1996, in the premises of the faculty of Agriculture, University of Ruhuna, Mapalana, Kamburupitiya. Mapalana comes under the Agro ecological zone Wet Zone Low Country (WL2) with average annual rainfall of 2500 mm. Mean air temperature of the location is fairly uniform, around 28 C, average relative humidity of the location is around 73%. The total annual pan evaporation is 1560 mm.

A batch type digester made up of Bricks and cement was installed in the faculty premises in 1998 with a digester capacity of 5 m³. Digester has a separate Gas holder with a capacity of 600 L, made up of oil drums. Digester was charged with 1000 Kg. pre soaked Fresh paddy straw, along with 5 kg of urea and 50 kg fresh cow dung as the inoculum. During 1999 - 2003 Digester has been charged thrice and observations on the gas liberation were conducted. The daily observation was carried out to measure the volume and pressure of the liberated bio gas. Methane percentage was measured periodically with a methane meter. Experiments are continued in the digester to understand the different aspects of the bio gas technology for its application.

1.2 Continuous flow type digester (Chinese type)

A chinese type digester was made out of Bricks and cement, with the volume of 8 m³ closer to the cattle shed of the faculty farm in 1983 and the daily gas liberation from the unit is measured periodically, by charging it with 10 kg of cow dung daily on dry matter basis. Volume of the gas liberation is measured by connecting the gas outlet to the floater drums immersed in water, and observing the daily displacement of floaters.

1.3 Laboratory dry batch system

In the year 2003, a laboratory set up was constructed out of 500 L plastic tank with a sealed plastic lid, gas holder and hydro manometer sketch of which is demonstrated in *Fig. 1*.

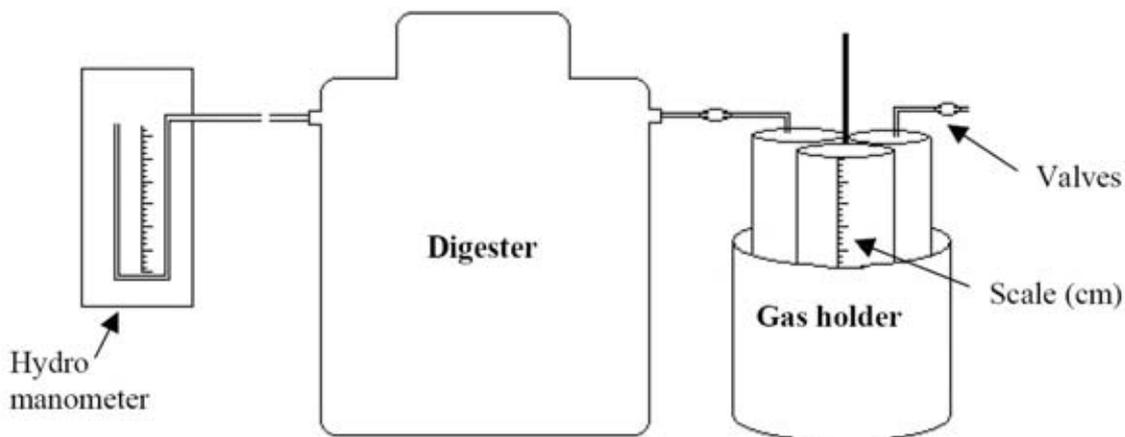


Fig. 1: Laboratory dry batch digester

The plastic tank had two outlets; one for the manometer and the other for the gasholders. The gas generated in the tank by the microbial activity was stored in gasholders.

Gasholders were constructed by 3 PVC tubes (6 ½ inches) (*Fig. 2*), which are connected in between by clear hoses. The upper end of each tube was closed with a plastic end cap. The whole set of PVC tube was then immersed in a water bath, as it could freely ascend along a metal axis when gas is filled into it. Displacement of the gas holders could be read in centimeter scale to calculate the gas volume. The hydro barometer was made up of clear hose with a centimeter scale.



Fig. 2: Gas Holder

1.3.1 Digester charging

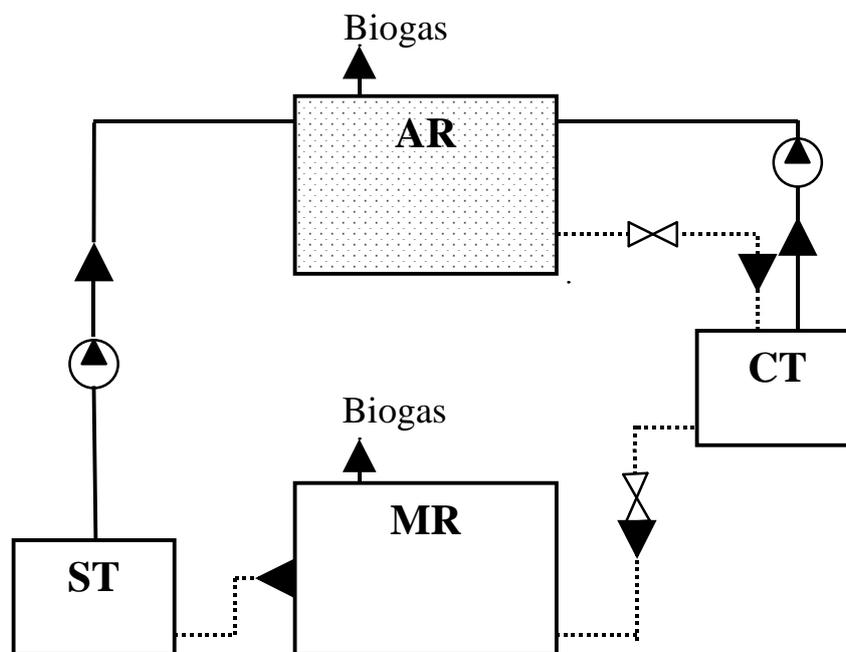
Newly harvested, fresh rice straw was taken and chopped in to small pieces. A sample of 25 kg was then pretreated with urea and cow dung. To adjust the C / N ratio 510 g of urea was mixed with rice straw, which make the C:N ratio of 25:1. Fresh cow dung (2.5 kg) is

added for 25 kg of rice straw as the inoculum. Then tanks were filled with treated straw and 241 L water was added to maintain the optimum TS level at 9 %.

The mixture was then compacted into the plastic digester by pressing it tightly with a wooden rod to minimize the air spaces within it. Subsequently the lid of the digester was closed and sealed with fiber materials to air tighten the whole set up. The digester has two outlet. One outlet was connected to the hydro manometer and other was connected to the gasholder. Fiber glass mat, Resin (Styrene monomer), Catlist (Methyl Ethyl Ketone Peroxide) and Talk powder (Liaoning powder) were used as raw materials to prepare the glue material to airtighten the system.

1.4 Two-phase digester design

A solid and liquid two-phase bench scale digester was designed and fabricated for the study. The main reactors were the acidification reactor in which hydrolysis and acidification processes of anaerobic digestion are taking place, and methanogenic reactor in which leachate from acidogenic reactor are further reduced to, basically, methane and carbon dioxide by the methanogenic process. The schematic diagram of the reactor system is shown in *Figure 3*.



AR – Acidogenic Reactor; MR – Methanogenic Reactor; CT – Circulating Tank; ST – Stock Tank

Fig. 3: Schematic diagram of the two-phase reactor system

The acidogenic and methanogenic reactors were 500 L PVC tanks while circulating and stock tanks were 25 L PVC buckets. All reactors and tanks were connected each other with PVC pipes (or clear hose) and special attention were given to avoid leakages (*Fig. 4*).



Fig. 4: Designed and fabricated two-phase reactor system

Gas collection system

The separate gas collection system is not compulsory in batch digestion systems since upper part of the reactors can act as gas collection systems. Therefore separate gas collection chamber for two-phase reactor system was not installed. However, pressure measurement system was used to monitor the biogas pressure that prevents the breakdown of reactors due to increase in pressure in the reactors (*Figure 5*).



Fig. 5: Pressure measurement system

Digester charging

Same procedure is followed to charge the Primary digester tank as in the first experiment with same amount of straw, urea and cow dung.

In addition the secondary digester tank had an anaerobic filter and cow dung solution was added to it. Coir fiber material was used as anaerobic filter.

The circulatory tanks were connected and air tightened. Hydro barometer and gas holder were connected with outlets of the tanks. Leachate of this system was circulated with the help of the circulatory tanks.

Reactor operation

After 24 h, the liquid in acidogenic reactor was circulated via circulation tank and then they were discharged to methanogenic reactor. The liquid displaced by methanogenic reactor were transferred to stock tank from where they were pumped to acidogenic reactor. The leachates in methanogenic reactor were subjected to methanation process by which basically methane and carbon dioxide are produced, while microorganisms in acidogenic reactor acted on rice straw and produce volatile fatty acids (VFA). Even though main outcome of the acidogenic reactor are VFA, a little amount of methane are also produced.

Data collection

The volume of gas liberated from paddy straw was measured daily at 9.00 am, by detecting the displacement of the PVC tubes. The manometer reading was also taken at the same time as it indicate the pressure inside the digester. Displacement of the PVC floaters (cm) was converted in to volumes to calculate the volume. Boyle's law (1666) was applied to determine the pressure values at the normal temperature of 30 C°. Digester pressure measured through the barometer displacement (p2) atmospheric pressure (P1), and Volume of the gas collected in the gas collector (V2) were used to calculate the gas collection at STP.

Laboratory experiments were conducted during 2003-2005 using the plastic containers of 20 L capacity to assess the impact of C:N and C:P ratios on the methonogenic process and to assess the impact of total solid levels on the bio methanation. Experiments waer conducted with four solid levels, i.e. 5%, 7%,9% and 11% to assess the impact of solid level on biogas generation from paddy straw.Using the biogas set up generation from different raw materials (Vetable refuses. Cow dung, paddy straw) were conducted. Same setup was used to assess the impact of C:N and C:P ratios on bio methanation of paddy straw.

1.5 Biomass based biogas plants (plug-flow digesters)

Biomass based biogas plants convert all forms of decomposable and easy to compost agro residues and other similar plant biomass (feedstock) to biogas in specially designed biogas plants.

Any mix of fresh biomass feedstock needs to be fed on a daily basis and digested feedstock needs to be removed on a daily basis. Biomass feed stocks may be fed 'as found in nature' without the need to powder or convert it to a slurry without pre-treatment. The plant needs to be started by adding the required bacterial population chosen from sewage sludge, biogas plant outlet slurry or even dilute cattle dung only on the first day.

The major task of the adaptability test was to check the acceptability of the bio gas digester to work in Sri Lankan conditions. The construction details of the digester are documented by CHANAKYA (2008).The time frame adopted for the digester testing and feeding regime of the digester is given in *Table 1 and 2*. Appearance of the digester is given in the *Fig. 6*.

Tab. 1: Time frame of the Digester testing and observations

Date	Tasks
4 th Dec-10 th Dec	Primary testing of the digester on its leak proof, Undertake necessary measures for leak proofing.
10 th Dec-15 th Dec	Attend to restore the identified defects, leak proof through the application of leak proofing materials and paints
15 th Dec – 20 th Dec	Commencement of digester fill with cow dung (25 kg) per batch
20 th Dec-1 st Jan	Further filling with cow dung (to fill 30% of the capacity)
1 st Jan-5 th Jan	Completion of cow dung filling
<i>5th Jan- 5th March</i>	Observations on gas liberation, Preliminary Conclusions on digester ability

*Fig. 6: Appearance of the 3B type bio gas plant*

An experiment is designed to assess the bio gas liberation pattern from the plug flow digester when it is charged with canteen refuses along with the leafy materials collected from the garden. The application rate of the material in total was around 20-25 Kg/day. The weight and the composition of the materials have been daily assessed. Samples were taken for the analysis of the Dry matter before and after the digestion. Physical observations have been made on daily basis on amount of gas liberation. The planned feeding regime of the digester is given in the *Table 2*.

Tab. 2: Feeding regime of the digester

Feeding Material	Duration
Restaurant waste	25 days
Restaurant waste + Kitchen waste	25 days
Green leaves + Kitchen waste	25 days
Kitchen waste	25 days
Green leaves	25 days

In total experiment is planned for 125 days of data observation. Based on the availability of materials, canteen waste, kitchen waste and green leaves were put into the digester.

1.5.1 Gas liberation pattern

A hydro barometer was made out of clear tubes and cm scale was fixed with it to read the gas pressure. Biogas burner and Biogas lamps were used to assess the performance efficiency. Thermometer, pH meter and Methane meter were used for the parameter recordings. Gas liberation has been measured daily. Observations of the barrel displacement were made to assess the volume of gas. Inputs of feeding materials were weighted with a Platform balance. Even though initial plan was made to feed the digester at a pre decided rate, due to the unavailability of the waste material some deviations had to be made to the original planning.

1.5.2 Slurry management from 3B digester

Bio gas slurry is mostly uses as fertilizer, soil conditioner, pesticides etc., but rarely use as hydroponic media. Composition of the slurry changes with the types of digeters and the type of feeding materials. pH and Electrical conductivity of the slurry coming out from the digester was mesured and experiment was conducted to assess the impact of the application of diluted slurry on growth and development of leafy vegetables selecting *ipomea aquatic* as the indicator plant.

2 Results and discussion

The chemical composition of the rice straw used for the experiments is given in the *Table 1*. Accordinly total solid content of the straw was 87.7, with 87.72 % volatile solids. Total Nitroen content of the straw was 0.69% with the 68:1 C:N ratio.

Tab. 3: physical and chemical characteristics of the paddy straw

Characteristics	Paddy straw
Dry matter percentage	87.77 %
Moisture percentage	12.23 %
Carbohydrate percentage	82.3 %
N percentage	0.69 %
P percentage	0.11 %
K percentage	1.2 %
C percentage	46.8 %
C / N Ratio	68:1

2.1 Gas production in field batch units

Average Gas production of the Digester fed with straw during the three cycles is given in the Fig.7. Soil temperature during the period of observations was remained at 29-31 C. As evident from data methanogenic process in the generator stabilized after about 20 days of lag phase.

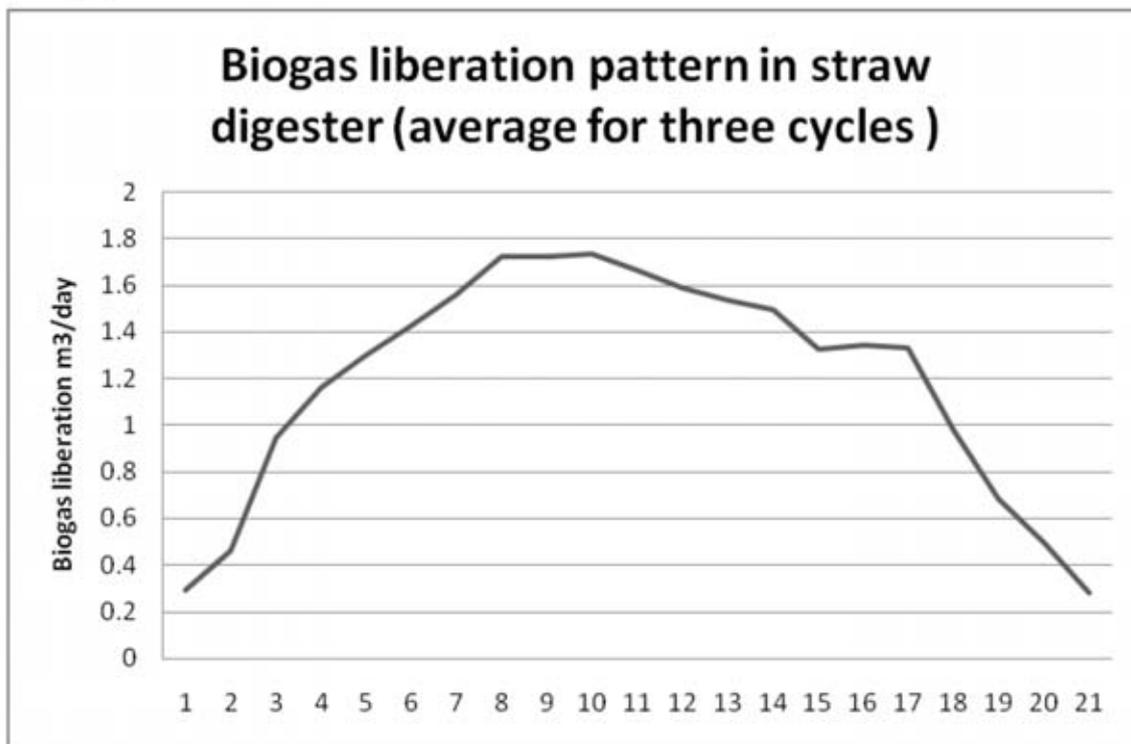


Fig. 7: Biogas liberation pattern from paddy straw in batch digester

Average gas production from the digester was 1.19 m³/day with a peak value of 1.75 m³/day. Total gas production during 21 weeks period of digestion was 163.29 m³ with an average methane percentage of 50%. Gas production has a curve linear relationship with time which could be expressed as $Y = 0.014x^2 + 0.292x + 0.1685$ with a r^2 value of 0.9739. The average gas production of the digester was ranged from 1.10 m³ - 1.27 m³ for the three cycles with an average of 1.19 m³.

2.2 Biogas liberation statistics from laboratory batch system

The biogas production in two-phase reactor system (TPRS) and dry batch reactor system (DBRS) were monitored for about 61 days and 81 days respectively (Figure 8). It shows that the total gas production in TPRS is slightly higher than the gas production in batch system. The lag phase in TPRS and batch systems was about 6 days and 10 days, respectively. The reduction of the lag phase in TPRS is apparent and it is an added advantage since it reduces the lag phase.

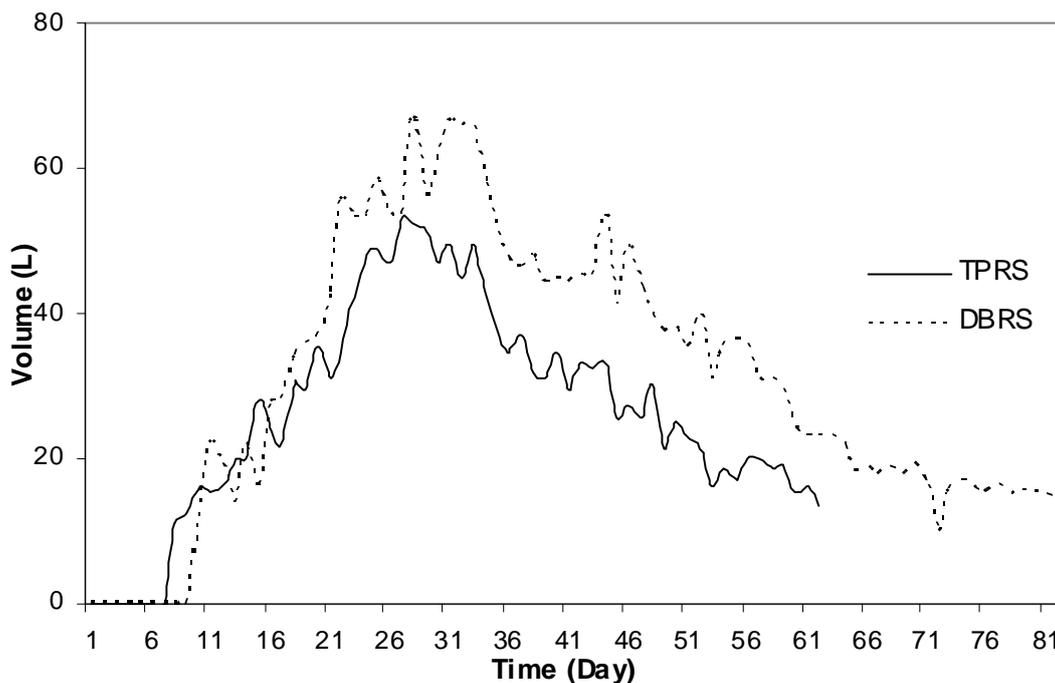


Fig. 8: Biogas production in TPRS and DBRS

2.2.1 Methane content of biogas

The methane content in biogas is very important since it decides the energy value. Normally methane content varies from 50 to 75 %.⁶ The methane content of biogas in DBRS was about 30% in early stage of the study while it reached to its maximum value of 75% at the later stage. The active metabolism of methanogens results the increase of methane content in later stage of the study. Methanogens are responsible for converting VFA into methane. Initially, rice straw was subjected to the processes of hydrolysis and acidification, which produce VFA. Therefore, at the early stage of experiment, no significant amount of VFA is available for methanogens for their metabolic activities, resulting the less amount of methane content in biogas. However, the methane percentage of biogas produced from TPRS were almost constant (~ 65 %) during the entire study period. It reveals that all microbial processes were actively involved in the straw digestion process. Therefore, it appears that TPRS is more efficient in terms of the production of quality biogas (higher in methane) than the conventional batch system which produces biogas containing less amount of methane.

Comparison of the Biogas liberation statistics from laboratory batch system and two phase system is demonstrated in *Table 3*.

Tab. 3: Biogas liberation statistics from laboratory batch system and two phase system

Gas liberation statistics	Field unit (5 m3 capacity)	Laboratory batch system (0.5 m3 capacity)	Two-phase system (0.5 m3 capacity)
Lag phase (Commencement of biogas liberation)	20	19	12
Average gas production (m3)	1.19	0.031 5	0.0262
Total gas volume (m3)	163.29	2. 516	1.629
Time period (days)	141	80	62
Gas production from 1kg DM (m3)	0.0013	0.0010	0. 0016

From the data in the *Table 3* it is evident that two phase system may not give an expected results to improve the digestion process in paddy straw digesters when compare with the capital involvement in digeter construction and management. It is also evident the better performance of field units constructed out of bricks and cement compare to the plastishel tanks.

2.3 Gas liberation from 3B type digester

In the 3B digester when feeding materials were inserted, the gas liberation was commenced after the 23rd day of feeding. Gas liberation statistics of the feeding material when different type of materials are inserted to the 3B system is given in the *Table 4*.

Tab. 4: Gasliberation statistics of different feeding materials in 3B digester

Feeding material	Observation period (days)	Total generation of Bio gas (m3)	Daily gas liberation (m3)	Bio gas liberation per kg dry feed (L)
Restaurant waste	26	7.863	0.549	95.21
Restaurant waste + Kitchen waste	35	5.219	0.348	94.52
Kitchen waste	29	15.695	0.561	203.87
Green leaves	15	7.751	0.517	123.91

Above results indicates the applicability of the 3B digester for the waste management in Hotels and restaurants. As evident from the data gas liberatuion efficiency in the 3B digester is comparatively high for the kitchen and restaurant wastes. How ever according to CHANAKYA (2008), gas pproduction from the dry residues should be in the range of 300-

450 l/kg. But in present reserach gas liberation is lower by about 67%, which may be associated with C:N ratios, total solids and temperature factors.

When slurry coming out of the 3B type digester is used as hydroponic media for leafy vegetables, slurry to water dilution of 1: 3 and 1:2 appeared to be appropriate dilution to grow ipomea aquatic in slurry come out from 3B type digesters.

3 Discussion

The development and adoption of the field and lab assessment models by the Agric.Engineering Dept. helped to identify the actual situation of the efficiencies of the batch systems adopted in Sri Lanka for Bio gas production from paddy straw. More than eight years of reserach with a batch type digester demonstrated that Straw batch type digester as an appropriate low cost device to introduce to the rice farmers.

Average Bio gas liberation from paddy straw from three cycles of experiments in batch type digesters of 1 m³capacity, were recorded as 166 m³ with 50% CH₄ percentage during the 4 months cycle. It was revealed that the average gas liberation rate of the digester as 1.16 m³/day, with a maximum of 1.78 m³/day and a lag phase of 20 days after the digester filling. Eventhough the batch type of 5-6 m³ digesters are adopted in different locations for the country, the experiment demonstrated that the production of bio gas could be further improved by incorporating different technologies.

The laboratory experiments conducted by us (WEERASINHE JAYASINGHE. 2003), demonstrated that the importance of the proper adjustment of C:N and C:P ratios for optimum methanogenesis. In these experiments C:N and C:P ratios of the rice straw was detected as 80:1 and 331:1, and it was established to maintain C:N and C:P ratios around 25:1 and 200:1 for optimum gas liberation. The digestibility of the straw in batch type digesters were established as 17% at the solid level of 9 %.

NPK content of the digested material of straw coming from Sri Lankan Dry-batch type biogas generator was found to be 1.9%, 0.14% and 1.6 respectively, which is about 50% high in N, 30% high in K and 35% high in P compared to NPK content of the straw (Weerasinghe et al., 1999). In a field experiment conducted with paddy, digested material of the straw was identified as a good source of fertilizer for rice and vegetable cultivation. It was demonstrated that a yield of 12.53t/ha of Bulgarian chilies could be obtained under the field condition at Mapalana when digested straw material is incorporated at the rate of 10.3 t/ha from batch type biogas generators (SILVA, WEERASINGHE, 1999).

Gas liberation pattern from market garbage in batch type digesters were also demonstrated that it as a viable option for waste management. It was established that total bio gas production from a unit dry mass weight of vegetable refuses as 58.72 l/kg dm. with 54% methane, which is much higher compare to unit dry mass of straw or cow dung (Pathirana, 2001).

Knowledge dissemination

Construction of more than 200 small scale Bio Gas plants in Matara District, Southern Sri Lanka Initiation of small scale Biogas technology dissemination programs at Local Govt (pradeshiya sabha) scale as an viable option for waste management in Vegetable fares involving farmers as recipients, and introduction of the Biogas option for Kitchen waste

management and energy compensation in Hospitals Hotels Restaurants etc (Galle Hospital) are the success stories of the pilot scale Biogas technology dissemination projects of the faculty.

One of our extension program conducted in a Tsunami affected village demonstrated that construction of a small bio gas plant of about 8 m³ and the correct utilization of bio gas and bi products of it, can help a poor family having one or two cows to add aesthetic beauty to the garden, by reducing the odor problem in the garden arisen from direct disposal of cow dung in an unplanned manner. It helps directly to have a smoke free kitchen, and reduce burden comes on fire wood collection.

The program helped to demonstrate that the small land holding of about 6 perch may not a constraint to construct a small scale biogas plant to meet home energy needs of a village family of about 8 persons, when available space is properly utilized and managed for home gardening. The beauty of the program is that biogas fertilizer can help farmers to raise their home garden crops without adding chemical fertilizer or pesticides for them to enjoy the chemical free fruits and vegetables from the home garden. The correct utilization of the slurry coming out from the Bio gas digester for composting can make an additional income of about 4000Rs per month for over and above the cost reduction on firewood or natural gas for cooking purposes. Use of the bio gas slurry as the hydroponic media for leafy vegetables such as Kangkun (*Ipomea prescapry*) or Gotukola (*centella Asiatica*) when it is diluted about 15 times with water. cultivation of Leafy vegetables has been successfully done in discarded plastic bottles by using slurry as the hydroponic media. The case study confirmed that Bio gas as an appropriate technology for a small farmer family to successfully engage with the self sustained family program in respect to food and energy

Acknowledgements

Authors acknowledge the assistance offered by S.R.W.Pathiranage, Sashika De. Silva, H. M. C. K. Bandara, N.E.Punchihewa, R.P.S.J. Gunawardena, the students who specialised in the department who engaged with the Bio gas reserach program. Technical officer Mr. Rathnayake, is thanked for the technical assistance. CARP, CIDA project and ITDG, South Asia is thanked for the Financial asistance offered to conduct the reserach and development programe.

Literature

- ABEYGUNAWARDENA I. JAYASINGHE G.Y., WEERASINGHE K.D.N., Influence of C:N and C:P ratios on rice straw biomethanation in an anaerobic digester Proceedings of the 58th SLAAS, 2002 (177B)
- BOSTID, 1977 Metahne Generation from Human, Animal and Agricultural Wastes, National Academy of Sciences Washington.
- CHANKYA H. (2008), Bio gas based biogas (3B) plants, e-net, ITDG, Colombo, 30-37.
- CENTRAL BANK OF SRI LANKA, ANNUAL REPORT, 2008
- RUIHONG ZHANG, 1999, Biogasification of rice straw with an anaertobic phased solids digester, Bio Resource Technology, Vol 68: 235-245

- WEERASINGHE K.D.N., DE SILVA L.A.Y.D., JAYASINGHE G.Y. (1999). Biogas technology adoption to meet rural energy demand and organic fertilizer needs, International Workshop on the design performance and marketability of Biogas Systems, Sri Lanka May, 1999
- SILVA L.Y.A.DE, WEERASINGHE K.D.N., Influence of by-products of Biogas generators on growth and development of Curry Chilies Proceedings of the 55th SLAAS, Colombo, May 1999 p. 90
- WEERASINGHE K.D.N., JAYASINGHE G. Y., DE SILVA L.A.Y., ATTANAYAKE W. S. (2001) Anaerobic digestion of rice straw in batch-type bio gas generators as an appropriate option to compensate rural energy and fertilizer needs of the paddy farmers while mitigation the Methane emission from rice field due to direct field application of straw. Paper presented for 9th World Congress on "Anaerobic Digestion 2001" at Antwerpen-Belgium, 2001.
- JAYASINGHE J.Y., WEERASINGHE K.D.N. (2003)Consequence of C:N and C:P adjustments of rice straw on bio methanation in an anaerobic digester Proceedings of the First Academic Sessions, University of Ruhuna, Matara Sri Lanka p. 33-35
- JAYASINGHE G.Y., WEERASINGHE K.D.N, ABEYGUNAWARDENA I., (2003) Manipulation of methane percentage and biogas production efficiency of rice straw bio methanation, Proceedings of the 59th SLAAS, Colombo
- PATHIRANAGE, S.R.W. (2001), Assessment of the composition and the volume of of the bio gas liberation from Agricultural Wastes. B.Sc thesis, Univ. of Ruhuna, Faculty of Agriculture, Mapalana,
- WEERASINGHE K.D.N. JAYASINGHE G.Y., BANDARA H.M.C.K., (2004)Anaerobic digestion of market garbage and paddy straw as an eco friendly option to manage solid waste while producing bio gas and fertilizer Ninth annual forestry and Environment symposium organized by Univ. of Sri Jayawardenapura, Colombo 2004.
- WEERASINGHE K.D.N., WIJETUNGA S. (2008) Bio gas as an appropriate technology for resource poor farmers to meet their domestic energy and fertilizer needs; A case study in Madiha east on the adoption of technology for a farm family with marginal resources. Abstracts of the First conference of the CIDA restore project, Sri Lanka, 2008
- <http://www.fao.org/docrep/T0541E/T0541E0b.htm> chapter Biogas process for sustainable development Chapter eight: Output and its use I

Auslastungsgrade und Ursachen für Ertragseinbußen an Biogasanlagen unterschiedlicher Konzeptionierung

R. Kissel, H. Bachmaier, M. Effenberger und A. Gronauer

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Landtechnik und Tierhaltung,
Vöttinger Straße 36, 85354 Freising, Deutschland

Zusammenfassung

Auf Basis der Daten aus einer einjährigen wissenschaftlichen Begleitung von 15 landwirtschaftlichen Biogasanlagen unterschiedlicher Leistungsklassen und Konzeptionierung konnten bezüglich des Auslastungsgrades keine systematischen Unterschiede zwischen Anlagen mit und ohne Gülleverwertung festgestellt werden.

Während die installierte elektrische Leistung bei fünf Anlagen zu 91 % oder mehr genutzt werden konnte, blieben weitere fünf Anlagen deutlich unter 80 % Ausnutzungsgrad. In drei dieser fünf Fälle konnte die mangelhafte Auslastung anhand einfacher Richtwerte für die Prozessindikatoren Flüchtige Fettsäuren (FFS) und Ammoniakalischer Stickstoff (NH₄-N) auf prozessbiologische Probleme zurückgeführt werden. In einem Fall traten erhebliche technische Probleme auf. Bei der fünften Anlage wurden die Mindererträge durch die Erhöhung der installierten elektrischen Leistung während des Untersuchungszeitraums verursacht.

Die spezifische installierte elektrische Leistung stand in einem gewissen Zusammenhang mit der Arbeitsausnutzung: Die drei Anlagen mit der schlechtesten Auslastung wiesen eine spezifische Leistung von mehr als 0,25 kW je m³ Nutzvolumen auf. In drei von vier Fällen erwies sich außerdem die Überschreitung einer Raumbelastung von 3 kg oTS*(m*d)⁻¹ als negativ. Der Vergleich dreier Anlagen ähnlicher Bauweise deutete darauf hin, dass ein Spurenelementmangel bei Vergärung nachwachsender Rohstoffe durch die kontinuierliche Mitvergärung von Geflügelkot langfristig vermieden wurde.

Schlüsselwörter:

Ausnutzungsgrad; Biogasanlage; Gülle; Geflügelkot; Nachwachsende Rohstoffe

Summary

Fifteen agricultural biogas plants of different size and design were monitored over a period of one year. The utilization ratio for the plants that treated renewable primary products in mixture with animal manure was not systematically different from that for the plants without addition of manure.

A utilization ratio of 91 % or more was achieved in five of the plants while in another five plants the utilization ratio was significantly below 80 %. Based on typical thresholds for the concentrations of volatile fatty acids (VFA) and ammonia nitrogen (NH₄-N), biochemical problems could be identified as the reason for the insufficient utilization ratio in three out of five cases. The fourth plant exhibited serious technical faults. The fifth plant could not reach a higher utilization ratio due to expansion of the electrical capacity during the period of observation.

Specific installed electrical capacity and utilization ratio correlated to some degree: The three biogas plants with the lowest utilization ratio exhibited a specific electrical capacity of more than 0.25 kW*m⁻³. Also, a loading rate of more than 3 kg oDM*(m³*d)⁻¹ had a negative effect on the utilization ratio. Based on the comparison of three plants with similar design it appeared that during the anaerobic digestion of energy plants, co-digestion with poultry manure could avoid a lack of trace nutrients in the long run.

Keywords:

Utilization ratio; biogas plant; Liquid manure; Poultry manure; renewable primary products

1 Einleitung

Nach der Novellierung des EEG im Jahr 2004 wurden verstärkt Biogasanlagen (BGA) größerer Dimensionierung gebaut. Die Bereitschaft des Gesetzgebers einen Ausgleich dafür zu zahlen, dass Betreiber gülleloser Systeme durch gegebenenfalls auftretende Mindererträge höhere finanzielle Risiken tragen müssen (Technologiebonus), hat dazu geführt, dass viele Biogasanlagen entstanden sind, die ausschließlich nachwachsende Rohstoffe einsetzen. Solche Anlagen gelten als schwierig zu betreiben. Zum einen ist aufgrund der meist einseitigen Ernährung der Biologie mit Mangelerscheinungen zu rechnen, die sich durch sinkende Gasproduktionsraten bemerkbar machen (Braun, 1982; Weiland, 2001). Zum anderen sind die Fermenterinhalt von zähflüssiger Konsistenz, da die Substratzugabe einen durchschnittlichen Trockensubstanzgehalt von 30 % im Jahresdurchschnitt aufweisen muss. Eine Verdünnung durch die Zugabe von Prozesswasser hätte unter Umständen den Verlust des Technologiebonus zur Folge. Anhand von Untersuchungsergebnissen soll im Folgenden geklärt werden, welche Faktoren sich auf das Betriebsergebnis auswirken.

2 Vorgehen

Um den Betriebserfolg und verfahrenstechnische Kennwerte von Biogasanlagen in der Praxis zu ermitteln, hat das Institut für Landtechnik und Tierhaltung der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft 15 Biogasanlagen mit einem Leistungsspektrum zwischen 225 und 1.300 kWel. wissenschaftlich betreut. Dabei wurde an Biogasanlagen, die nachwachsende Rohstoffe (Nawaro) mit oder ohne Güllezusatz verwerten, eine mindestens einjährige Datenaufnahme durchgeführt. Der Anteil der teilnehmenden Betriebe, die keine Gülle einsetzten, betrug 40 %. Die angewendeten Technologien waren sehr unterschiedlich. Zum größten Teil wurden mehrstufige Rührkesselsysteme verwendet. Drei der 15 Anlagen bestanden aus nur einer Vergärungsstufe. Diese waren ausschließlich mit liegenden Fermentern (Pfropfenströmer) ausgestattet und wurden ohne Gülle betrieben. In einem Fall lag eine Kombination aus Pfropfenströmer und Rührkesselfermenter vor.

Inwieweit bei den hier untersuchten Anlagen biologische Ursachen für geringe Auslastungsgrade verantwortlich waren, sollte anhand geläufiger chemischer Prozessindikatoren untersucht werden. Hierzu wurden die Gärbehälter der Biogasanlagen in einem Abstand von vier Wochen beprobt. In den Proben des Gärgemisches wurden u. a. der NH_4 -Stickstoffgehalt und der Gehalt an flüchtigen organischen Säuren (Essigsäureäquivalente) bestimmt. Die Mittelwerte dieser Prozessindikatoren aus der einjährigen Datenaufnahme wurden den erreichten Ausnutzungsgraden der installierten elektrischen Leistung gegenüber gestellt.

3 Ergebnisse

3.1 Vergleich von Biogasanlagen mit und ohne Gülleeinsatz

Im Folgenden wird für die untersuchten Biogasanlagen dargestellt, wie sich die reine Nawaro-Vergärung bezüglich der Prozessstabilität aber auch bezüglich der Arbeitsausnutzung (Auslastung) gegenüber der herkömmlichen Vergärung mit Gülleeinsatz verhielt. Die in *Abb. 1* dargestellte durchgezogene Linie bezeichnet die Strommengen, die unter Vollastbedingungen bei einer unterstellten Jahreslaufzeit der Blockheizkraftwerke

(BHKW) von 8.760 Betriebsstunden (Bh) erreicht worden wären. Die Punkte ohne Füllung stellen die Stromerträge der Anlagen mit Gülleeinsatz, gefüllte Punkte die der Anlagen ohne Gülleeinsatz dar. Diejenigen drei Anlagen mit der höchsten Arbeitsausnutzung sind im unteren Leistungsdrittel angesiedelt.

Es zeigte sich, dass die Auslastung nicht in direktem Zusammenhang mit dem Gülleeinsatz stand. Im Durchschnitt wichen reine Nawaro-Anlagen ebenso oft von der gepunkteten Linie, die einen Auslastungsgrad von 86 % markiert ab, wie Biogasanlagen mit Gülleeinsatz (jeweils 33 % der Betriebe). Die Unterschiede zwischen den beiden Gruppen waren in den folgenden Ursachen begründet: Bei den untersuchten Gülleanlagen waren es technische Mängel oder Erweiterungsmaßnahmen innerhalb des Untersuchungszeitraums, bei den beiden Nawaro-Anlagen jeweils instabile Verhältnisse der am Prozess beteiligten Biologie.

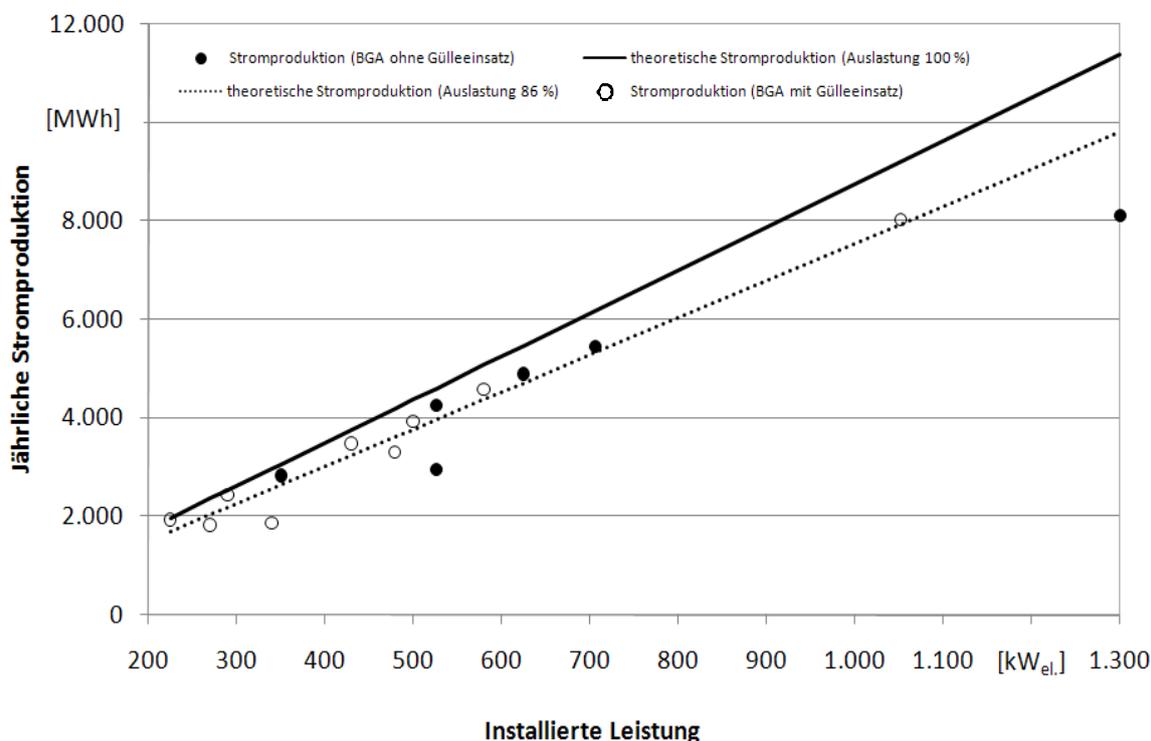


Abb. 1: Installierte elektrische Leistung, Jahresstromproduktion und Potenzial von 15 Biogasanlagen

3.2 Auslastung der installierten elektrischen Leistung

Als ein Indikator für die Treffsicherheit der Planung und den Betriebserfolg einer BGA kann die Arbeitsausnutzung des BHKW herangezogen werden. Insgesamt gestaltet sich das Bild bezüglich der Auslastung der installierten elektrischen Leistung positiv. Abb. 2 zeigt, dass 10 der 15 untersuchten Anlagen zu 86 % oder mehr ausgelastet werden konnten, was mindestens ca. 7.500 theoretischen Volllaststunden entspricht. Ein Drittel aller Anlagen erreichte 8.000 oder mehr Jahresvolllaststunden (Arbeitsausnutzung über 91 %), während die BHKW von insgesamt fünf Anlagen nur unzureichend ausgelastet waren. In drei Fällen war dies mit einer Arbeitsausnutzung von unter 65 % besonders dramatisch. Da unter diesen Bedingungen kein wirtschaftlicher Betrieb möglich ist, ist es von besonderer Bedeutung, die Ursachen für die schlechte Auslastung zu finden und zu beseitigen.

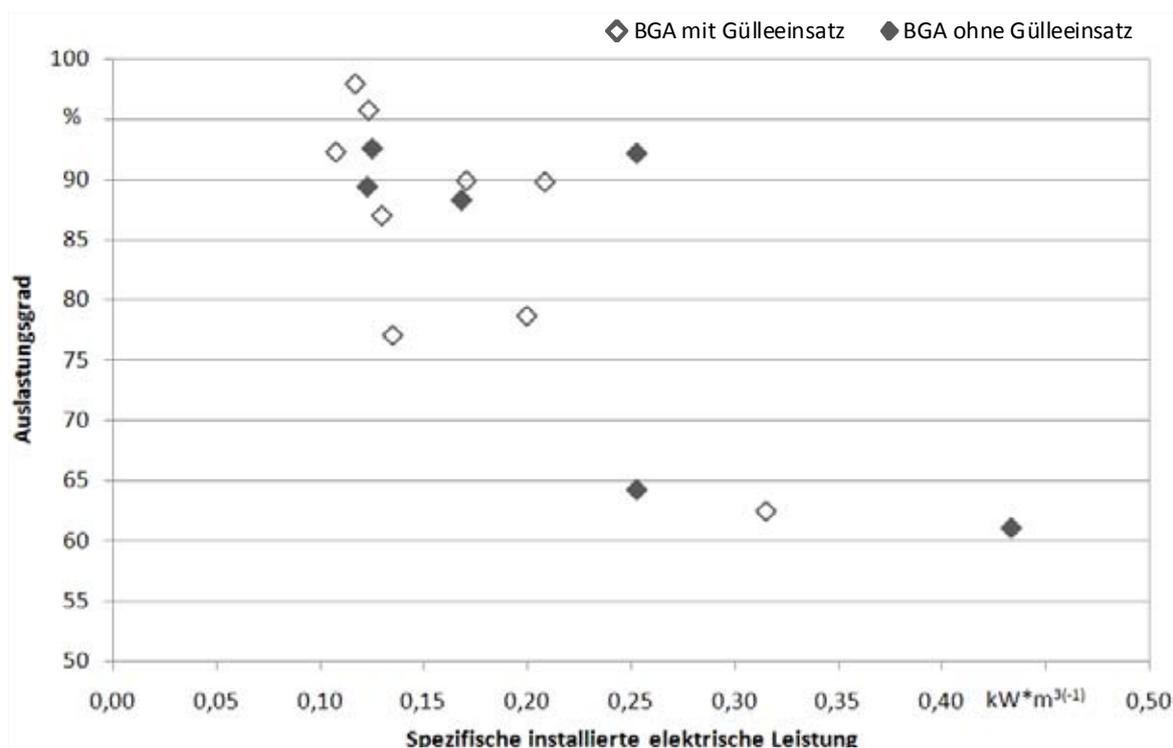


Abb. 2: Spezifische installierte elektrische Leistung und Ausnutzungsgrad der untersuchten Biogasanlagen

4 Diskussion

4.1 Einflussfaktoren auf den Ausnutzungsgrad

Zur Ermittlung der Gründe für ein gutes oder schlechtes Betriebsergebnis wurden die erhobenen technischen und chemischen Daten herangezogen. Es wurde versucht, diejenigen Betriebsparameter zu identifizieren, die hauptsächlich für Erfolg oder Misserfolg verantwortlich waren. Die Graphik in *Abb. 2* deutet darauf hin, dass die spezifische installierte elektrische Leistung in einem gewissen Zusammenhang mit der Arbeitsausnutzung stand. Probleme traten vor allem bei Hochleistungsanlagen (hohe Leistung, wenig Faulraum) gehäuft auf. Die drei Anlagen mit der schlechtesten Auslastung wiesen eine spezifische Leistung von mehr als 0,25 kW je m³ Faulraum auf.

In ähnlichem Zusammenhang standen Raumbelastung und Auslastung. In *Abb. 3* sind die ermittelten, durchschnittlichen Raumbelastungen und Verweilzeiten dargestellt. Das schlechte Abschneiden der Anlage mit der niedrigsten aller beobachteten Raumbelastungen war darin begründet, dass innerhalb des Beobachtungszeitraums die installierte elektrische Leistung verdreifacht wurde. Eine entsprechende Ausweitung der Gasproduktion konnte hier jedoch schon aufgrund von zu geringen Substratvorräten nicht realisiert werden. Solche Erweiterungsmaßnahmen wurden bei keiner der anderen untersuchten Anlagen durchgeführt und scheiden bei diesen deshalb als Ursache für Mindererträge aus.

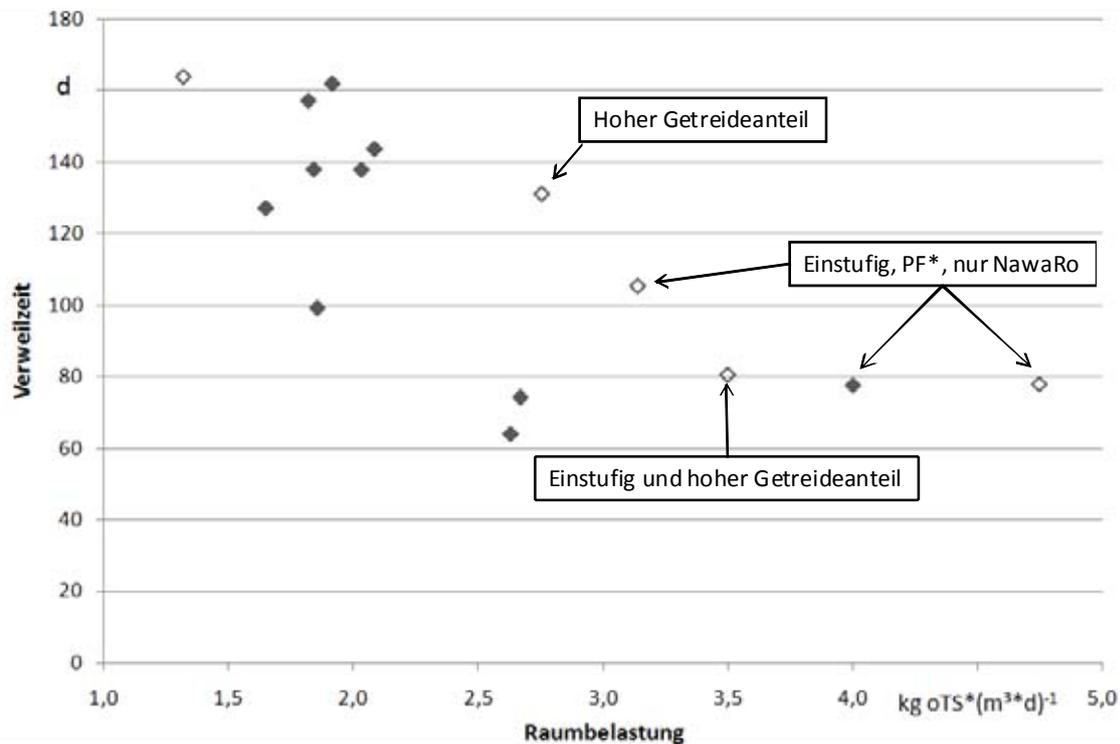


Abb. 3: Durchschnittliche Raumbelastung und Verweilzeit der untersuchten Biogasanlagen (* PF: Pfpfropfenstromfermenter). Nicht ausgefüllte Markierungen stellen Anlagen mit einem Ausnutzungsgrad unter 80 % dar.

Gemäß der Darstellung in Abb. 4 hatte die hydraulische Verweilzeit nur einen geringen Einfluss auf die Auslastung, da sich die Verweilzeiten der Anlagen mit mangelhafter Auslastung durchaus im Bereich derer mit hohen Auslastungsgraden bewegten. Dagegen ist die Raumbelastung offensichtlich ein Einflussfaktor, da diese (bis auf die beschriebene Ausnahme) bei allen schlecht ausgelasteten Anlagen relativ hoch ausfiel.

Inwieweit sich hohe Raumbelastungen negativ auswirken können, hängt jedoch auch von der technischen Ausführung einer Biogasanlage ab. Pfpfropfenstromfermenter sind in der Lage, weitaus höhere Belastungen zu verkraften als volldurchmischte Rührkesselfermenter gleicher Größe. Daneben spielt die Substratzusammensetzung eine Rolle, die über den Gehalt an prozesshemmenden Inhaltsstoffen (wie z. B. NH_3) oder die Spurennährstoffversorgung entscheidet. Aus diesem Grund sind in Abb. 3 Besonderheiten derjenigen Anlagen mit hohen Raumbelastungen aufgeführt. Aus der Darstellung kann geschlossen werden, dass sich zum einen ein erhöhter Getreideanteil und zum anderen eine einstufige Konzeption negativ auf den Ertrag einer Biogasanlage auswirken können:

- Die kontinuierliche Zufuhr von eiweißhaltigen Substraten (z.B. Getreide, Grassilage, Klee gras) hat einen Anstieg des Gehaltes an NH_4 -Stickstoff zur Folge. Dieser entfaltet erfahrungsgemäß eine hemmende Wirkung auf die Gärbiologie, sofern er eine Konzentration von ca. $3.000 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ überschreitet.
- Einstufige und insbesondere einstufige Systeme ohne Gülleeinsatz sind deshalb anfällig für Prozessstörungen, weil sie nicht durch Rezirkulation von aktiver Biomasse aus einem Nachgärer stabilisiert werden können. Diese Situation wird noch verschärft, wenn aufgrund des Technologie-Bonus der Eintrag von Frischgülle oder abgepresstem Gärrest unterbleiben muss.

4.2 Identifizierung von Fehlerquellen durch Beobachtung

Wichtige Prozessindikatoren für die Stabilität des anaeroben Abbauprozesses sind u. a. der Gehalt an flüchtigen organischen Säuren und der Gehalt an NH_4 -Stickstoff (als Summe von NH_4^+ und NH_3) in der Gärsuspension. Kommt es aufgrund von Prozessüberlastungen zu einem Ungleichgewicht zwischen den einzelnen Phasen des Abbaus, so reichern sich die organischen Säuren (flüchtige Fettsäuren) an und hemmen die Methan bildende Biozönose. Als Richtwert für die Hemmschwelle in einem Rührkesselreaktor kann eine Konzentration von $4.000 \text{ mg Essigsäureäquivalenten} \cdot \text{l}^{-1}$ gelten, wobei in Einzelfällen adaptierte Biozönosen auch höhere Gehalte tolerieren. Für den Ammonium-N-Gehalt wurde ein Wert von $3.000 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ angesetzt, oberhalb dessen erfahrungsgemäß in nicht adaptierten Biozönosen eine Hemmung auftritt. Bei einem pH-Wert von 8,0 und einer Gärtemperatur von 42°C errechnet sich daraus eine Ammoniak-N-Konzentration von $456 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$.

Prozessstörungen können auch am Verlauf des Trockensubstanzgehalts der Gärsuspension erkannt werden: Bei unzureichendem Abbaugrad reichert sich die im Fermenter befindliche Trockenmasse an. Hier kann allerdings kein Grenzwert genannt werden, da der TS-Gehalt in hohem Maße von der Zusammensetzung der Eingangssubstrate und der eingesetzten Technologie abhängt. Deshalb muss der TS-Verlauf für jeden Einzelfall über längere Zeit beobachtet werden. Übersteigt der aktuelle Gehalt den so ermittelten „Normalwert“, deutet dies auf eine Prozessstörung hin.

4.3 Zusammenhang von Mindererträgen mit chemischen Prozessindikatoren

Betrachtet man die beiden Prozessindikatoren flüchtige Fettsäuren (FFS) und Ammoniakalischer Stickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$), so fällt auf, dass in zwei Anlagen (*Tab. 1*, Nr. 13 und 15) der FFS-Richtwert und in zwei weiteren Anlagen (*Tab. 1*, Nr. 11 und 14) der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Richtwert im Mittel überschritten wurde. Diese vier Anlagen bildeten gemeinsam mit einer weiteren Anlage (*Tab. 1*, Nr. 12) dasjenige Drittel der fünfzehn Anlagen mit einer Arbeitsausnutzung von unter 80 %.

Letztere Anlage fiel weder durch besonders hohe Säurewerte noch durch einen erhöhten $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalt auf. Hier konnte als Ursache für das schlechte Abschneiden die bereits erwähnte Erweiterung der installierten elektrischen Leistung identifiziert werden.

Bei Anlage 11 kann der ungünstige Wert der Arbeitsausnutzung nicht eindeutig dem nur unwesentlich überschrittenen $\text{NH}_4\text{-N}$ Richtwert zugeordnet werden, da gleichzeitig erhebliche technische Mängel festgestellt wurden. Häufige Störungen an wichtigen Komponenten wie Rührtechnik und Einbringtechnik während des ersten Drittels des Untersuchungszeitraums führten zu inhomogenen Verhältnissen im Hauptgärbehälter. Die unterdimensionierten Rührwerke hielten den hohen Raumbelastungen nicht stand. Nachdem eines der beiden ausgefallen war, konnte keine ausreichende Durchmischung mehr erzielt werden. Ein stabiler Anlagenbetrieb wurde erst durch aufwändige Umbau- und Nachrüstungsmaßnahmen hergestellt, so dass über den gesamten Beobachtungszeitraum im Mittel noch rund 80 % der installierten elektrischen Leistung ausgelastet werden konnten.

Tab. 1: Mittelwerte der Arbeitsausnutzung sowie der FFS- und der NH₄-N-Konzentration in Proben aus dem Hauptgärbehälter der untersuchten Biogasanlagen über den einjährigen Beobachtungszeitraum

ID Anlage	Arbeitsausnutzung %	FFS-Konzentration* mg Essigs.äquiv.*l ⁻¹	NH ₄ -N-Konzentration* mg*l ⁻¹
1	98,0	1.131	1.909
2	95,8	2.556	1.976
3	92,6	1.405	2.623
4	92,3	1.634	2.758
5	92,2	1.072	2.836
6	89,9	2.383	2.810
7	89,8	1.658	2.184
8	89,4	2.342	1.852
9	88,3	3.705	2.328
10	87,1	913	2.917
11	78,7	1.668	3.144
12	77,0	807	2.669
13	64,2	8.471	2.519
14	62,4	1.007	6.340
15	62,0	5.979	2.710

* Hauptgärbehälter

Im Falle von Anlage 14 wurde der hohe NH₄-N-Gehalt durch einen hohen Eintrag an eiweißreichem Substrat verursacht. Der Frischmasseanteil von Getreide betrug hier fast 40 %. An dieser Anlage war die installierte elektrische Leistung nach einem Betriebsjahr verdoppelt worden, wobei die erforderliche Steigerung des Substratdurchsatzes ausschließlich durch eine Erhöhung der Getreidemenge erfolgte. Vor dieser Erweiterungsmaßnahme waren keine Probleme aufgetreten.

Die Anlagen 5, 13 und 15 wiesen bezüglich des Konzeptes und der Substratzusammensetzung große Ähnlichkeiten auf. In allen drei Fällen handelte es sich um einstufige Verfahren zur ausschließlichen Vergärung von Nawaro (EEG-Technologiebonus) in liegenden Betonfermentern mit rechteckigem Querschnitt. Bei der Betrachtung der Auslastungsgrade zeigt sich jedoch, dass nur eine der drei Anlagen mit einem guten Ergebnis abschnitt.

Anlage 13 wies sehr hohe Werte an flüchtigen organischen Säuren auf, die eine Steigerung der Futtermenge zur Verbesserung der Auslastung verhinderten (Tab. 1). Die Wahrscheinlichkeit einer massiven Destabilisierung des Gärprozesses wäre hierbei sehr hoch gewesen. Anlage 15 wies ebenfalls auffällig hohe FFS-Konzentrationen im Hauptgärbehälter auf und der TS-Gehalt lag dort im Mittel über 12 %. Es stellt sich die Frage, aus welchen Gründen Anlage 5 im Vergleich zu den beiden ähnlichen Anlagen 13 und 15 eine solch hohe Auslastung erreichte?

Ein Blick auf die Einsatzstoffe kann hier einen Hinweis liefern. Alle drei Anlagen setzten Maissilage und Getreide ein, Anlagen 5 und 15 darüber hinaus GPS und Grassilage. Lediglich in Anlage 5 wurde jedoch zusätzlich Putenmist mit einem Gewichtsanteil von 5,4 % vergoren. Zwar bestanden auch bezüglich der Raumbelastungen zwischen den drei Anlagen Unterschiede, jedoch konnten alle unter gleichen Bedingungen unmittelbar nach Beendigung der Anfahrphase auf Vollast gebracht werden. Erst nach etwa einem Jahr stellten sich bei Anlage 13 und 15 Ertragseinbußen ein, die mit hoher Wahrscheinlichkeit darauf zurückzuführen sind, dass zu diesem Zeitpunkt die Impfgülle, die für den Anlagenstart eingesetzt wurde, aus dem System weitgehend ausgewaschen war. In Verbindung mit den hohen FFS-Konzentrationen kann daher ein Mangel an Spurennährstoffen vermutet

werden, der in Anlage 13 durch eine einseitige Substratauswahl von 98 % Maissilage und 2 % Getreide verschärft wurde (vgl. PREIBLER *et al.*, 2007). In Anlage 5 scheint hingegen die Spurenelementversorgung durch den Einsatz des Putenmistes sichergestellt worden zu sein.

Zur vergleichenden Darstellung wurden die Mittelwerte der FFS- und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration in Proben aus den Gärbehältern der untersuchten Biogasanlagen gegeneinander aufgetragen (Abb. 5). Der durch die beiden Linien abgegrenzte linke untere Sektor markiert dann denjenigen Bereich, in dem aus prozessbiologischer Sicht eine Hemmung eher unwahrscheinlich („unkritisch“) ist und daher eine gute Auslastung der BGA erwartet werden kann. Eine Korrelation der beiden Prozessindikatoren war in dieser Darstellung nicht erkennbar. Jedoch konnten durch dieses simple Schema drei von fünf Anlagen mit mangelhafter Auslastung aufgrund gärbiologischer Limitationen identifiziert werden (Nr. 13, 14 und 15). Innerhalb des markierten unkritischen Bereichs streuten die Auslastungsgrade der Anlagen auf hohem Niveau.

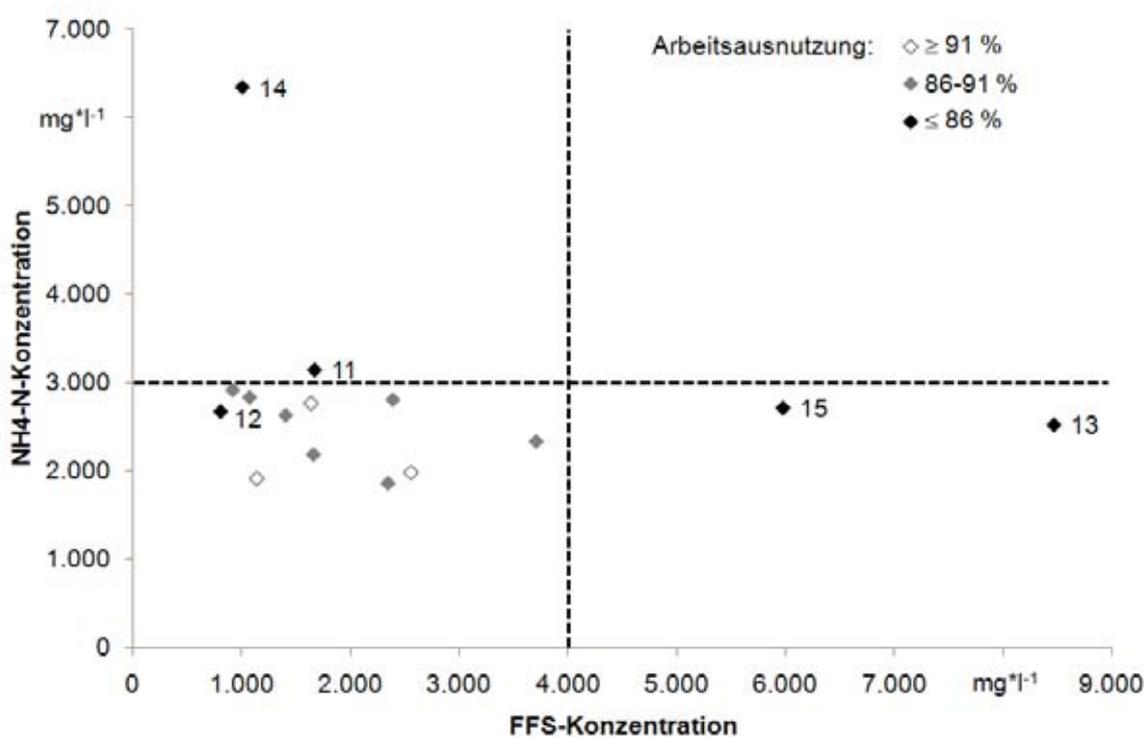


Abb. 4: Mittlere FFS- bzw. $\text{NH}_4\text{-N}$ -Werte in Gärgemischproben aus den fünfzehn untersuchten Biogasanlagen relativ zu den genannten Richtwerten von $4.000 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ für FFS bzw. $3.000 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ für $\text{NH}_4\text{-N}$. Die unterschiedliche Schraffur der Datenpunkte zeigt den Bereich des Auslastungsgrades bezogen auf 8.760 theoretische Volllaststunden pro Jahr. Die fünf Anlagen mit der schlechtesten Auslastung sind mit Nummern gekennzeichnet.

5 Fazit

Im Rahmen der Untersuchungen an 15 unterschiedlichen Biogasanlagen konnte kein eindeutiger Zusammenhang zwischen Gülleeinsatz und Ausnutzungsgrad festgestellt werden. Bei Anlagen mit Wirtschaftsdüngereinsatz waren Mindererträge vor allem auf technische Mängel und nur in einem Fall auf die eiweißbetonte Fütterung zurückzuführen. Bei reinem -Einsatz wurden Ertragseinbußen nur in einstufigen Systemen beobachtet, wobei hier Beeinträchtigungen der biologischen Verhältnisse nachgewiesen werden konnten.

Die Ergebnisse der Untersuchung deuten darauf hin, dass nach derzeitigem Stand der Technik die Obergrenze für die faulraumbezogene installierte elektrische Leistung bei $0,25 \text{ kWh} \cdot \text{m}^{-3}$ liegt (entsprechend 4 m^3 Faulraum pro kW_{el}). Hohe FFS- bzw. $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Gärgemisch stellen ein signifikantes Risiko für die Arbeitsausnutzung von Biogasanlagen dar. Die vorgeschlagenen Richtwerte von $3.000 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ für $\text{NH}_4\text{-N}$ und $4.000 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ für FFS konnten durch die vorliegende Stichprobe bestätigt werden.

Anlagen ohne Gülleeinsatz bzw. solche mit eiweißbetonter Fütterung bedürfen einer besonders sorgfältigen prozessbiologischen Überwachung, damit Beeinträchtigungen frühzeitig erkannt und rechtzeitig Gegenmaßnahmen ergriffen werden können. Beim Verzicht auf Gülle ist auf eine ausgewogene Substratration zu achten, um Mangelercheinungen der Biozönose zu vermeiden. Dies kann bereits durch geringe Mengen an Festmist sichergestellt werden.

Literatur

- BRAUN, R. (1982): Methangärung organischer Abfallstoffe. Springer Verlag: Wien, New York.
- PREIBLER, D., A. LEMMER, H. OECHSNER und T. JUNGBLUTH (2007): Güllefreie Vergärung von Maissilage. Landtechnik 62(3), S. 160-161
- WEILAND, P. (2001): Grundlagen der Methangärung - Biologie der Substrate. In: VDI-Berichte, Nr. 1620 „Biogas als regenerative Energie - Stand und Perspektiven“, S. 19-32, VDI-Verlag.

Monitoring and assessment of three biogas plants in Italy

S. Piccinini, C. Fabbri and M. Soldano

Research Centre on Animal Production -CRPA,
Corso Garibaldi, 42, 42100 Reggio Emilia, Italien

Summary

CRPA conducted a monitoring program of different biogas plants over 2007 and 2008. The aim of the program was to verify efficiency and to measure running parameters. Over the monitoring period each plant was visited on a monthly basis. On each visit samples were taken of the biomass loaded, the digestate and the relative solid and clarified fraction produced with an assessment of the biogas plant and CHP parameters. All parameters measured were processed to calculate the typical biogas plant indices: organic loading rate ($\text{kgVS}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{day}^{-1}$), hydraulic retention time (days), biogas yield (m^3 biogas $\cdot\text{m}^{-3}$ reactor) and organic efficiency transformation. The biomass used for the first biogas plant was slurry from a pig fattening farm. The second and third used slurry from dairy and beef cattle respectively together with maize and sorghum silage and agro-industrial residues. The plant monitoring activities found there to be homogeneous methane production in the different digesters (0.24 to 0.36 Nm^3 kgVS^{-1}). With a higher CHP electric efficiency the farmer was able to achieve a higher conversion efficiency (0.80 to 1.48 kWh_e kgVS^{-1}). Energy production in the first plant was highly dependent on the live weight of the animals. For the other plants production was much more regular due to the higher co-fermentation rate deriving from the combination with the energy crops and agro-industrial residues.

1 Introduction

This paper presents the results of monitoring of three biogas plants with conversion to electrical energy carried out in the context of the project EU LIFE “Seq-Cure - Integrated systems to enhance sequestration of carbon, producing energy crops by using organic residues” (www.crpa.it/seqcure), lasting for about one year.



The organic substrates traditionally used for biogas production have very low total solid content, varying from 3 to 6% in the pig slurry to 8 to 12% in the cattle slurry (CRPA, 2001). In the co-digestion plant however, other substrates with high energy density are used in addition to the livestock effluent, deriving typically from energy crops and/or residues of the agro-food industry which have total solid content of between 15 to 35% and with 80 to 96% of volatile solids (CRPA, 2008; CRPA, 1996).

The purpose of the co-digestion is to increase the production of biogas per volume unit of the digester and hence the profitability of the investment (Soldano, 2007). In addition to the obvious benefits deriving from increased productivity however, the increase in the organic load radically alters the management approach that has to be adopted in running the plant. The stability of the process becomes more difficult to maintain because of the increased intensity of the various processes characteristic of anaerobic digestion and the balance that has to be achieved between them (acidic hydrolysis vs. methanogenic activity). Care in maintaining the composition of the mixture loaded, pH control and possible recycling to balance the load are thus of fundamental importance. As a consequence of the above it is not always possible to achieve the theoretical yields identified in laboratory tests, typically carried out in batch reactors allowing the obtaining of the maximum methanogenic potential (BMP).

It is also necessary consider that not only may biogas production be interrupted but also its transformation into electrical energy and transmission to the national grid may be halted because of break-downs or ordinary or extraordinary maintenance. This is why the extended monitoring of biogas plant is of great importance for all those considering making an investment in farm energy (Soldano et al., 2008). Knowledge of production dynamics and actual average yields over extended periods makes it possible to obtain a realistic picture of actual production yields.

2 Fehler! Ungültiger Eigenverweis auf Textmarke.

The project monitored three plants differing from each other in the technology applied and the organic substrates used:

- CSTR, pig slurry (210 kW_e installed);
- Plug flow + CSTR, dairy cow slurry, agro-industrial residues and energy crops such as maize and triticale silage (355 kW_e installed);
- CSTR, beef slurry, energy crops such as maize and sorghum silage, and agro-industrial residues (845 kW_e installed)

2.1 Description of the monitored plants

The first plant has been installed in a pig fattening farm with an average presence of about 11,000 animals, precise numbers varying in accordance with the rearing phase. They are

fattened in the weight range from 25 to 160 kg. The farm is divided into three distinct groups which reach their final weight with a frequency of about three months. Total live weight present on average as measured over the monitoring period, was 1,136 tons. The pigs are fattened in concrete floored boxes with external alleys with fully slatted floors and underneath pits. The pits are not emptied continuously, on average this is done twice a week. The material supplying the digester is divided up with loading effected every six hours. The anaerobic digestion plant is made up of two completely mixed reactors (CSTR) whose walls are insulated and with a useful volume of 1370 m³ each, capable of ensuring hydraulic retention time of about 23 days in total. The digesters work serially. The mixing is effected by two pairs of submerged timed action mixers while two series of coils with the cooling water from the co-generator circulating round them are located inside the reactors for heating. Both digesters are covered by triple thickness gasometric domes in which the pressostatic control of the air in the intermediate chamber makes it possible to keep the dome permanently inflated and guarantees the flow of biogas to the generators. If pressure becomes too high it can be released through two hydraulic safety guards. Under the gasometric domes there is plastic netting fitted with air inlet controlled by electro-chemical sensors permitting the development of biological desulphurisation. Once the biogas has been de-sulphated biologically and dehumidified by the refrigerating unit, it is used in two co-generators initially with unit electrical power of 90 kW whose production of electrical energy is more than sufficient to cover the farm requirements. The surplus is then sold to the local grid. The plant began biogas production in November 2007. In June 2008 the 90 kW motor was replaced by one of 125 kW. The current electrical power installed is thus 215 kW. The digestate produced is treated on a rotary-sieve-type solid/liquid separator. The clarified fraction is sent to the storage tank before being used for farming activities.

The second plant has been constructed on a livestock farm with 110 dairy cattle, 18 dry cows and 110 replacement animals. The cowshed has a resting area with cubicles, cowlay and straw. The sorting and feeding alleys have slatted floors with underlying pit. The removal of the slurry is operated by flushing with part of the digestate of the anaerobic digestion plant. The biogas plant is made up of two cylindrical anaerobic digesters operating serially, with a capacity of about 1200 m³ each, and with the same number of circular tanks for the storage of the digestate with a volume of about 1000 m³ each. Each digester has an internal heating system made up of steel coiled pipes with hot water from the co-generator running through them. This makes it possible to bring the digestate to about 39° C. There is also a paddle-driven agitation system functioning discontinuously. The storage tanks are neither insulated or heated. There is a cover with gasometric sheeting (which has biogas storage useful volume of 450 m³) and it has an internal mixer to avoid the formation of a surface crust. In this tank the average substratum temperature is about 29.5° C. The biogas is subjected to biological desulphurisation and is dried. It is then used by two cogenerators with electrical power of 115 and 240 kW. The energy produced is used to meet the needs of the farm and of the biogas plant itself. The remaining energy is transmitted to the grid. The excess heat is then used to meet the requirements of the cowshed and manager's home. The cow slurry is loaded into the system by pumping on a daily basis. The solid biomasses on the other hand, are stored in a covered pit (agro-industrial residues) and in horizontal silos (energy crops). The loading of the solid biomasses is effected by means of a mixing hopper/doser.

The third plant monitored is fed by beef cattle slurry together with maize and sorghum silage, residues from processed fruit and vegetables, beet pulp and olive residues. The plant consists of the following:

- a concrete tank with volume of 150 m³ fitted with an immersed mixer for the storage of the beef cattle slurry;
- a loading hopper for biomass with 80 m³ storage volume fitted with a loading cell;
- a primary horizontal digester with volume of about 1,000 m³ (26 m x 6 m x 6 m) with a slow agitator and integrated heating (38 – 42° C, speed of 0.75 r.p.m.⁻¹). The tank has externally insulated walls covered with metal sheeting and a discharge on the bottom for the sediment of inert materials;
- 2 circular vertical digesters with net volume of about 2,400 m³ (diameter of 19.5m, height 8 m) with external insulation. The interior of the digester is heated by means of radiating tubes on the walls and is equipped with two large heated agitating paddles (5.9 kW) ensuring a uniform distribution of the internal temperature (38 to 42° C). Two gasometers made out of plastomeric materials are installed on the summit of the digesters for biogas storage with a volume of 350 m³ each;
- two digestate storage tanks with a volume of 2,700 m³ each.

The biomass is loaded about every 30 minutes. The first (hydrolytic and acidogenous/acetogenous) phases of the process take place in the primary digesters while the final methanogenic phase takes place in the two secondary digesters. The passage of the digestate from one tank to the next is governed by a central hydraulic unit fitted with a lobe pump and two collectors with pneumatic valves. The biogas produced is subjected to a biological desulphurisation. There is also a refrigerated-humidification system and an analytic unit to check the biogas quality (CH₄, CO₂, H₂). The cogeneration unit is made up of an electrical motor with electrical nominal power of 840 kW. Any excess production of biogas may be burnt by an emergency torch. Any heat energy in excess of the requirements of the digesters is collected and used for the adjacent hay dryer. *Table 1* sets out the main dimensions of the three plants.

Tab. 1: Dimensions of the three plants

Parameter	First Plant	Second Plant	Third Plant
Reactor type (¹)	CSTR	CSTR	PFR+CSTR
Total digesters volume (m ³)	3,120	3,400	6,300
Net digesters volume (m ³)	2,740	2,950	5,800
Mixing system (kW)	60	52	28
Process temperature (°C)	35-40	35-40	38-42
Hydraulic retention time (days)	23	60	95
CHP electrical power (kW)	215	355	845

(¹) CSTR: Continuously stirred tank reactor; PFR: Plug flow reactor

2.2 Monitoring plan

The purpose of the monitoring plan was to check the efficiency of the biomass conversion and to measure the functioning parameters. The activities were carried out over a period of about 12 months. The main parameters measured were the following:

- quantity of solid and liquid biomass loaded ($\text{t}\cdot\text{d}^{-1}$);
- the chemical characteristics of the biomasses loaded (pH, total and volatile solids, total and ammoniac nitrogen, total organic carbon, phosphorous and potassium and COD);
- quality of the biogas produced: methane concentrations (% vol), carbon dioxide, (% vol), hydrogen sulphate ($\text{mg}\cdot\text{Nm}^{-3}$), ammonia ($\text{mg}\cdot\text{Nm}^{-3}$);
- average gross electrical power (kW) produced, used by the auxiliaries, used by the digesters and accessories;
- characteristics of the digestate: pH, total and volatile solids, total and ammoniac nitrogen, total organic carbon, phosphorous and potassium, COD, volatile acidity and total alkalinity.

The biogas production was calculated on the basis of electrical energy and the rated electrical yield of the cogenerators. None of the plants included a measuring system for the biogas produced. All parameters identified were processed to calculate typical efficiency indices for biogas plant: Organic load rate ($\text{kgVS}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$), hydraulic retention time (d), gas production ($\text{m}^3_{\text{biogas}}\cdot\text{m}^{-3}_{\text{reactor}}$, $\text{m}^3_{\text{biogas}}\cdot\text{kg SV}^{-1}$), specific Energy conversion rate ($\text{kWh}\cdot\text{kgVS}^{-1}$).

3 Results

3.1 First plant

Average pig slurry production was $120 \text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$, that is, the equivalent of about $42 \text{ m}^3\cdot\text{t}_{\text{w}}^{-1}\cdot\text{year}^{-1}$. If this production is related to the digester's useful volume, this means an average hydraulic retention time of about 23 days.

On the basis of the chemical analyses of the loaded pig slurry (*Table 2*), the organic load rate can be estimated at $1 \text{ kgVS}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-3}$.

Tab. 2: Chemical characteristics of the slurry used and the digestate produced by the first plant

Parameter		Pig slurry	Digester 1	Digester 2	Separated solid	Clarified fraction
pH	-	7.31	8.13	8.3	8.7	8.3
TS	$\text{g} \cdot \text{kg}_{\text{wb}}^{-1}$	50.6	34.3	29.8	210	26.6
VS	$\text{g} \cdot \text{kg}_{\text{wb}}^{-1}$	33.3	19.1	15.3	167	12.7
	% TS	65.7	55.7	51.6	79.4	47.7
TKN	$\text{mg} \cdot \text{kg}_{\text{wb}}^{-1}$	4,178	3,959	3,869	5,808	3,822
	% TS	8	12	13	3	14
$\text{NH}_4^+\text{-N}$	$\text{mg} \cdot \text{kg}_{\text{wb}}^{-1}$	2,274	2,915	2,963	1,944	2,973
	% TKN	54.4	73.6	76.5	33.4	77.7
COD	$\text{mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$	56,807	29,006	26,484	-	-
TA	$\text{mg}_{\text{CaCO}_3} \cdot \text{l}^{-1}$	16,783	16,104	16,725	-	-
VA	$\text{mg}_{\text{CH}_3\text{COOH}} \cdot \text{l}^{-1}$	10,335	1,960	1,198	-	-
	$\text{VA} \cdot \text{TA}^{-1}$	0.62	0.12	0.07	-	-
P_{tot}	$\text{mg} \cdot \text{kg}_{\text{wb}}^{-1}$	-	-	835	2,885	657
	% TS	-	-	2.8	1.3	2.4
K	$\text{mg} \cdot \text{kg}_{\text{wb}}^{-1}$	-	-	2,871	3,481	-
	% TS	-	-	9.6	1.6	-

The concentration of total and volatile solids decreased progressively passing from the primary digester to the final storage tank. The measurements change from total solid values in the order of $50 \text{ g} \cdot \text{kg}_{\text{wb}}^{-1}$ for the materials entering the primary digester to $28.8 \text{ g} \cdot \text{kg}_{\text{wb}}^{-1}$ for those entering the second digester. For volatile solids however, the values change from 65.7% of total solids in the materials entering the primary digester decreasing to 51.6% in the secondary digester. COD reduced from $56,807 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$ measured inside the primary digester to $26,500 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$ in digestate before solid/liquid separation with a reduction of about 46%. Volatile acidity reduced from about $10,335 \text{ mg}_{\text{CH}_3\text{COOH}} \cdot \text{l}^{-1}$ in the fresh slurry to $1,200 \text{ mg}_{\text{CH}_3\text{COOH}} \cdot \text{l}^{-1}$ in the final digester. Given that volatile organic acids represent an intermediate step in the completion of the process of methanisation of the organic materials, the variation measured indicates a difference in the functionality of the two digesters. The phase prevalent in the first of the digesters is the acidic hydrolysis while the second sees the methanisation. The ratio VA/TA changed from 0.62 of the fresh slurry to 0.072 of the secondary digester, well under the limits indicated as required to achieve a good balance of the bacterial flora of the process (0.3). The digestion type effected was mesophilic: the average temperatures in the primary digesters were 36.6°C , and those of the secondary digester were 39.5°C .

The average methane concentration in the biogas produced was $67\%_{\text{vol}}$ ($59\text{-}72\%_{\text{vol}}$), while that for carbon dioxide was $31.1\%_{\text{vol}}$ ($26\text{-}36\%_{\text{vol}}$). The hydrogen sulphate concentration

was however very high (about 1,992 ppm), typical of pig slurry but an indication of low efficiency in the desulphurisation system. The biogas produced was used in a cogenerator. *Table 8* indicates total annual production. *Figure 1* illustrates trends in electrical power production in the period of observation. The graph shows clearly the increase in electrical power produced over the first six months of production, a consequence of the initial starting up process and the variations in average live weight present on the farm and hence the organic material available. Over the second period however, a progressive reduction in biogas production was observed probably due to two effects: the occurrence of a period of heavy rain leading to an increase in the slurry collected by the sewage system combined with two cycles of large-scale antibiotics dosing. The electrical energy produced over the whole period amounted to 1,043 MWh. The consumption of auxiliaries and the anaerobic digestion plant amounted to 217 MWh, representing 20.8% of the gross electrical energy produced. The plant transformed volatile solids loaded with a yield of $0.423 \text{ Nm}^3 \cdot \text{kgSV}^{-1}$. The volumetric production, referring to each cubic metre of useful space in the reactor was $0.433 \text{ Nm}^3 \cdot \text{m}^{-3}$.

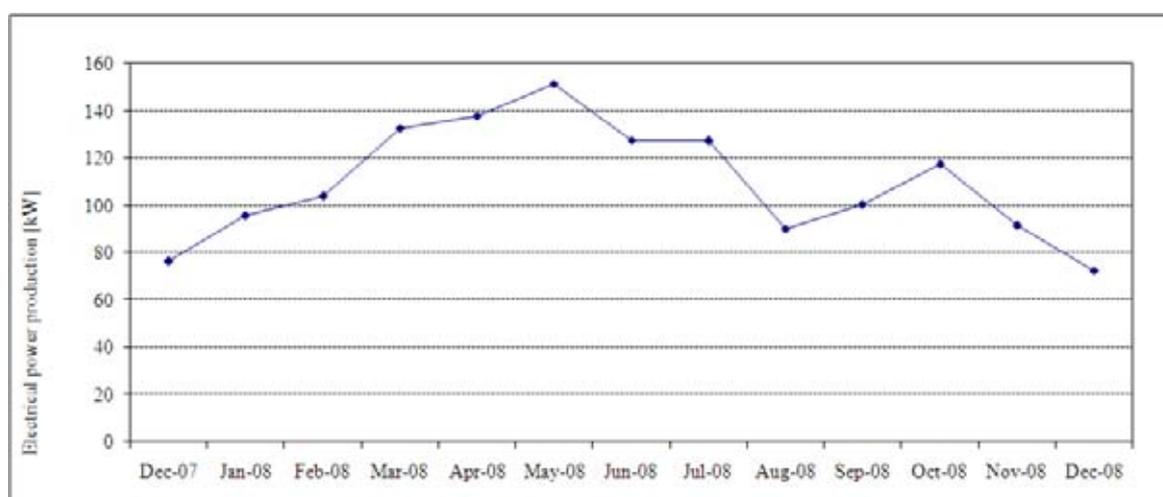


Fig. 1: Trends in electrical production of the first plant over the monitoring period

3.2 Second plant

Over the monitoring period a total average of about 18,000 t of organic substrates was loaded, equivalent to about 3,160 t of organic material. 23.6% of the organic material loaded was from farm silages and 67% from the agro-industrial residues with the remaining 9.4% coming from livestock cattle slurry. 73.4% of the organic materials from the agro-industrial residues was represented by potatoes (entire, pieces and mashed), about 8.1% was made up of residues from tomato processing and 7.5% from fruit residues. The additional material bringing the whole up to 100% was residues from beet, cereals, onions, beans and pumpkins. The organic material content of the loaded biomass (residues and energy crops) was always 90% or more of the dry material. In the cattle slurry, however, volatile solid represented about 80% of the total solid. *Table 3* sets out the average chemical characteristics of the cattle slurry and of the main residues loaded onto the plant.

Tab. 3: Chemical characteristics of the slurry loaded onto the digesters

Parameter		Maize silage	Onions	Beet pulp	Potatoes	Cattle slurry
pH	-	3.7	4.7	3.8	4.5	7.4
TS	$\text{g} \cdot \text{kg}_{\text{wb}}^{-1}$	310.5	101.6	150.4	222.8	89.2
VS	$\text{g} \cdot \text{kg}_{\text{wb}}^{-1}$	292.0	91.9	132.4	213.8	70.8
	% TS	94.0	90.5	88.0	95.9	79.4
TKN	$\text{mg} \cdot \text{kg}_{\text{wb}}^{-1}$	4,740	2,208	2,992	3,554	3,938
	% TS	1.53	2.17	1.99	1.59	4.42
$\text{NH}_4^+\text{-N}$	$\text{mg} \cdot \text{kg}_{\text{wb}}^{-1}$	467	141	42	-	2,018
	% TKN	0.15	0.14	0.03	-	51.20
COD	$\text{mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$	-	-	-	-	96,555
TOC	% TS	45.9	42.6	45.0	42.1	-
	C/N	30.1	19.6	22.5	26.4	-
P_{tot}	$\text{mg} \cdot \text{kg}_{\text{wb}}^{-1}$	801.8	253.3	116.9	490.2	703.0
	% TS	0.26	0.25	0.08	0.22	0.79
K	$\text{mg} \cdot \text{kg}_{\text{wb}}^{-1}$	3,010	1,810	270	4,010	2,921
	% TS	0.97	1.78	0.18	1.80	3.27

Volatile solids represented on average, 91% of dry matter of the mixture loaded. The average concentration of total solids in the mixture loaded was about 19% while the organic loading rate, also considering the volume of the first covered storage tank in the calculation, was about $2.5 \text{ kgVS} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$. The high organic load in the plant was in part made possible by the homogenising and balancing effect of the recycling of part of the digestate present in the second anaerobic reactor and/or in the first storage tank. The high concentration of starches was due to the extensive use of potatoes and silages. Their intense hydrolytic action lead to a high production of volatile acidity which, if not sufficiently blocked by cattle slurry and end-of-process digestate, was in danger of lowering pH excessively and inhibiting the action of the methanogenic bacteria. The average hydraulic retention time, with the inclusion of the first covered storage tank in the calculation, was about 60 days. *Table 4* sets out the average analysis of the digestate produced. On average total solid content was $43 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$, with a 66% of volatile solids.

Tab. 4: Chemical characteristics of the digestate present in the different reactors of the second plant

Parameter		Primary reactor	Secondary reactor	Covered storage
pH	-	7.8	7.9	7.8
TS	$\text{g} \cdot \text{kg}_{\text{wb}}^{-1}$	57.7	58.4	43.2
VS	$\text{g} \cdot \text{kg}_{\text{wb}}^{-1}$	40.8	41.5	28.6
	% TS	70.6	70.9	66.0
TKN	$\text{mg} \cdot \text{kg}_{\text{wb}}^{-1}$	-	-	3,800
	% TS	-	-	8.8
N-NH ₄ ⁺	$\text{mg} \cdot \text{kg}_{\text{wb}}^{-1}$	-	-	2,337
	% TKN	-	-	61.5
TA	$\text{mg}_{\text{CaCO}_3} \cdot \text{l}^{-1}$	15,307	16,206	-
VA	$\text{mg}_{\text{CH}_3\text{COOH}} \cdot \text{l}^{-1}$	450	267	-
	$\text{VA} \cdot \text{TA}^{-1}$	0.03	0.02	-
COD	$\text{mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$	-	-	51,885
P _{tot}	$\text{mg} \cdot \text{kg}_{\text{wb}}^{-1}$	-	-	499
	% TS	-	-	1.15
K	$\text{mg} \cdot \text{kg}_{\text{wb}}^{-1}$	-	-	3,969
	% TS	-	-	9.18

The production of biogas, calculated by reference to the cogenerators' official yields and the percentage of methane in the biogas, amounted to $119,436 \text{ m}^3 \cdot \text{month}^{-1}$, equivalent to $1,430,000 \text{ m}^3 \cdot \text{y}^{-1}$. On the basis of the methane percentage present on average in biogas (53%) this means that the production of methane was about $760,000 \text{ m}^3 \cdot \text{y}^{-1}$. The specific production of biogas was thus about $450 \text{ Nm}^3 \cdot \text{tVS}^{-1}$ loaded, while the methane yield was about $240 \text{ Nm}^3 \cdot \text{tVS}^{-1}$ loaded. Specific biogas production per unit of volume unit was however, on average, $1,331 \text{ Nm}^3 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$.

3.3 Third plant

The monitoring period saw an average loading of $60.8 \text{ t} \cdot \text{d}^{-1}$ in which the predominant material was that of farm sorghum silage (37.9% of the load) followed by a mixture of fruit residues (28.1%), then followed by the secondary substrates (Table 5). The solid biomasses represented about 73.6% of the total solid load. A total of 22,196 t of all substrates was loaded, equivalent to average hydraulic retention time of 95 days.

On the basis of the chemical analyses of the biomasses used (Table 6) the organic material load was about 4,270 t of volatile solids, equivalent to $1.95 \text{ kgSV}^{-1} \cdot \text{d}^{-1} \cdot \text{m}^{-3}$. The percentage of volatile solids with respect to total solids on loading in the energy crops, maize and sorghum, amounted to 94% in the maize and 84% in the case of sorghum. Unlike the maize silage, the silage and storage conditions for the sorghum had not been managed with care. The average total solid concentration of agro-industrial residues however, was

in the order of 17% with the percentage of volatile solids of 85%. The organic carbon present was relatively low (40 to 45% TS) compared with its level in the dedicated crops. In the case of beet pulp the percentages of both volatile solids and of organic carbon were considerably inferior to the levels in the dedicated crops. The nitrogen content in the energy crops is 1.35 to 1.40% of total solid while the agro-industrial residues is about 3%. The difference can be attributed to the high level of pulses in the agro-industrial residues.

Tab. 5: Daily quantity of matrices loaded on the third plant

Matrix	Quantity loaded (t)	Percentage division
Sorghum silage	8.41	37.9%
Maize silage	1.52	6.8%
Beet pulp	1.38	6.2%
Agro-industrial residues	6.25	28.1%
Cattle slurry	4.64	20.9%
Total	22.2	100.0%

Tab. 6: Chemical characteristics of the matrices used in the third plant

Parameter		Maize silage	Sorghum silage	Beet pulp	residues	Slurry
pH	-	4.5	4.6	7.1	5.5	7.1
TS	$\text{g} \cdot \text{kg}_{\text{wb}}^{-1}$	316	302	330	173	52
VS	$\text{g} \cdot \text{kg}_{\text{wb}}^{-1}$	296	251	187	152	40
	% TS	94.0	84.0	68.0	85.0	73.0
TKN	$\text{mg} \cdot \text{kg}_{\text{wb}}^{-1}$	4,302	4,345	6,624	3,847	2,601
	% TS	1.36	1.42	2.00	2.98	5.26
NH_4^+-N	$\text{mg} \cdot \text{kg}_{\text{wb}}^{-1}$	221	348	77	60	-
	% TKN	4.77	6.68	0.75	1.65	-
COD	$\text{mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$	-	-	-	89,999	60,990
TOC	% TS	44.0	39.4	27.8	43.9	-
	C/N	34.9	28.7	13.8	20.6	-
P_{tot}	$\text{mg} \cdot \text{kg}_{\text{wb}}^{-1}$	768	563	1,287	503	-
	% TS	0.24	0.18	0.25	0.38	-
K	$\text{mg} \cdot \text{kg}_{\text{wb}}^{-1}$	4,880	5,717	8,702	3,339	-
	% TS	1.56	1.89	1.71	2.31	-

The digestate present in the different reactors was characterised on 14 occasions (Table 7). Total and volatile solid concentrations decreased progressively passing from the primary digester to the final storage tank. Total solids values were in the order of 10.6% in the

primary digester to 6.8% in the slurry stored in the final tank. Volatile solids started at 67% of total solids in the primary digester and 65% in the final tank. COD reduced from 79,000 mg O₂·l⁻¹ measured within the primary digester to 59,000 mg O₂·l⁻¹ in the final tank, with a reduction of about 25%. So far as values of total volatile acidity were concerned, average values were 735 mg_{CH₃COOH}·l⁻¹ in the primary digester, falling to 460 mg_{CH₃COOH}·l⁻¹ in the final storage tank. The ratio between volatile acidity to total alkalinity was always within the range of 0.03 and 0.05, substantially below the values normally indicated as standard (0.3). This indeed indicates a methanogenic activity capable of using all volatile organic acids produced by the hydrolytic and acidogenous phase. The combination of this value and the reduced quantity of volatile solids within the primary and secondary digesters leads to the conclusion that the plant organic loading rate could be increased. The digestion was the mesophilic type. The temperatures in the primary digester were on average 41° C. Fluctuation over the last period were contained within an interval of ± 4° C. In the same way, in the two secondary digesters, the temperature of the slurry was maintained at 42.4° C for the first and 41.3° C for the second.

Tab. 7: *Chemical Characteristics of the digestate present in the different reactors of the third plant*

Parameter		Primary reactor	Secondary reactor		Final storage
			1°	2°	
pH	-	7.6	7.7	7.8	7.9
TS	g·kg _{wb} ⁻¹	106	98	86	68
VS	g·kg _{wb} ⁻¹	72	67.4	57.2	45
	% TS	67	69	66	65
TKN	mg·kg _{wb} ⁻¹	5,700	4,800	4,633	4,035
	% VS	6.07	5.25	5.35	6.17
NH ₄ ⁺ -N	mg·kg _{wb} ⁻¹	2,220	2,220	2,136	2,107
	% TKN	38.95	46.25	46.46	53.17
TA	mg _{CaCO₃} ·l ⁻¹	15,243	15,620	17,726	15,956
VA	mg _{CH₃COOH} ·l ⁻¹	735	429	397	461
	VA·TA ⁻¹	0.05	0.03	0.02	0.03
COD	mg O ₂ ·l ⁻¹	79,379	79,987	73,872	58,882
P _{tot}	mg·kg _{wb} ⁻¹	-	-	619	501
	% TS	-	-	0.79	0.71
K	mg·kg _{wb} ⁻¹	-	-	4,171	4,699
	% TS	-	-	5.22	7.31

Turning then to the quality of the gas produced, methane concentrations were found on average to be 53.1% vol (51.8 to 55.6% vol.), carbon dioxide concentrations were 46.6% vol (44.6 to 47.8% vol), hydrogen concentrations were 83 ppm (23 to 180 ppm), while concentrations of hydrogen sulphate sent to the cogenerator were 38 ppm (13.6 to 59.9 ppm).

The biogas produced is entirely used in a cogenerator for the production of electrical energy transmitted to the national grid. Part of the electrical energy is used by the plant for the various internal components (mixers, loaders, sorting pumps for loading and unloading). *Table 8* sets out electrical production over the period under consideration. Average daily production of electrical energy was 17.8 MWh (543 MWh per month). Total production was 6,505 MWh, amounting to average electrical power of 742 kW. The daily energy consumption by the auxiliaries required for the functioning of the co-generator and the equipment connected to the plant amounted to 1,294 kWh (amounting to an average absorption of electrical power of 53.9 kW). The plant's total consumption of electrical power was 474 MWh, representing 7.3% of the total electrical energy produced. Deducting plant consumption from the auxiliary elements, electrical energy available for green certificate sales as provided for under the current regulations was 6,245 MWh and net production available for sale was 6,032 MWh.

It was possible to estimate biogas production on the basis of the rated value of the electricity production of the installed co-generator and hence the yield indices. The plant allowed the processing of volatile solids loaded into biogas at a yield of $0.672 \text{ Nm}^3 \cdot \text{kg VS}^{-1}$. Volumetric production compared with cubic metres of useful space in the reactor was calculated at $1.38 \text{ Nm}^3 \cdot \text{m}^{-3}_{\text{reactor}}$.

Tab. 8: Summary of energy production parameters of the three plants monitored

Parameter		First	Second	Third
Gross electrical production	MWh·y ⁻¹	1,018	2,527	6,578
Average electrical power produced	kW	119	287	742
	% installed power	59	80.8	87.7
Cogenerator auxiliaries consumption	% gross energy production	4.2	3	3.99
Digestion plant consumption	% gross energy production	14.5	5.5	3.27

Tab. 9: Summary of production indices of the three plants monitored

Parameter		First	Second	Third
Organic load rate	kgVS·m ⁻³ ·d ⁻¹	1.00	2.50	1.90
Biogas yield	Nm ³ ·m ⁻³ _{reactor} ·d ⁻¹	0.45	1.33	1.38
Biogas yield	Nm ³ ·kg VS ⁻¹	0.42	0.45	0.67
Methane yield	Nm ³ ·kg VS ⁻¹	0.28	0.24	0.36
Electrical energy yield	kWh _e ·kg VS ⁻¹	0.99	0.80	1.48

4 Conclusions

In the agricultural and livestock sector the production of biogas and its subsequent transformation into electrical energy has by now become a well-established practice. The substrates which can be used include both animal manure on its own and in a mixture with energy crops and/or agro-industrial residues. In both cases however, correct plant design must take account of the specific characteristics of the matrices to be used is indispensable to ensure that it functions well.

In the case of plant using prevalently energy crops, the uniform nature of the product makes it possible to construct more reliable, even if more complex, plant. The addition of agro-industrial residues brings with it problems relating to continuity of supply and variable quality. These problems can be mitigated if the matrices can be subjected to ensilage or if the main load remains energy crops. In the case of animal slurry however, the variable nature of these matrices means that the plant designer and subsequently the manager, must take all necessary measures to limit the effects on biogas production that may be caused by load variation.

In the cases examined here, the transformation yields (*Table 9*) of the organic materials loaded were very close to the values to be found in the literature: $0.423 \text{ Nm}^3 \cdot \text{kgVS}^{-1}$ in the case of the plant using pig slurry, 0.454 in the case of the plant using cattle slurry in co-digestion and $0.672 \text{ Nm}^3 \cdot \text{kgVS}^{-1}$ in the case of the third plant loaded prevalently with energy crops. The difference in transformation yield is reduced when not only volumetric production but also the quality of the biogas produced is considered. The production of methane obtainable in the first plant amounted to $0.283 \text{ Nm}^3 \cdot \text{kgVS}^{-1}$, against a production of $0.24 \text{ Nm}^3 \cdot \text{kgVS}^{-1}$ in the second plant and $0.356 \text{ Nm}^3 \cdot \text{kgVS}^{-1}$ in the third plant. It follows from the above that even using animal slurry alone it is still possible to obtain excellent methane yields. If we consider the size of the cogeneration plant and the relative electricity yields, the electrical energy yield obtained from the two plants was as follows: $0.99 \text{ kWh}_e \cdot \text{kgVS}^{-1}$ in the first plant as against $0.80 \text{ kWh}_e \cdot \text{kgVS}^{-1}$ in the second and $1.48 \text{ kWh}_e \cdot \text{kgVS}^{-1}$ in the third plant.

Finally, in economic terms, it is important to remember that organic materials coming from the use of animal manure are free while agro-industrial residues and energy crops have to be paid for and the management of the digestate represents an additional cost item.

References

- LIGABUE M., MANTOVI P. - Energia da biomasse con il progetto Seq-Cure. *Agricoltura*, luglio-agosto 2007, pp 97-99, 2007.
- CRPA (EDITED BY) – Liguami zootecnici- Manuale per l'utilizzazione agronomica – Edizioni L'informatore Agrario, pages 320, 2001.
- CRPA (EDITED BY) – “Energia dal Biogas” – publisher AIEL (Associazione Italiana Energie Agroforestali), pages 103, 2008.
- CRPA (EDIT BY) – Biogas e cogenerazione nell'allevamento suinicolo – Manuale pratico. ENEL spa, pages 208, 1996
- SOLDANO M., FABBRI C., VERZELLESI F., PICCININI S. - Biogas, monitorare un impianto per migliorare le rese produttive – Supplemento a *L'informatore agrario*, vol 38, pp 35-38, 2008
- SOLDANO M., FABBRI C., PICCININI S. - Co-digestion plant in dairy cattle farm in Emilia Romagna region- Proceeding International conference “Progress in Biogas”, Stuttgart, 19-21 september 2007

