

Inhaltsverzeichnis

| | | |
|---------|---|----|
| 1.6 | Umweltwirkungen | 3 |
| 1.6.1 | Nährstoffe in Ausgangssubstraten und Gärrückständen | 5 |
| 1.6.2 | Gasförmige Emissionen | 6 |
| 1.6.2.1 | Emissionen der Biogaserzeugung | 6 |
| 1.6.2.2 | Emissionen der Biogasnutzung (Emissionen aus Biogasverbrennungsprozessen) | 11 |
| 1.6.3 | Schadstoffe in Ausgangssubstraten und Gärrückständen | 16 |
| 1.6.3.1 | Schwermetalle | 16 |
| 1.6.3.2 | Organische Stoffe | 24 |
| 1.6.4 | Aspekte der Hygiene | 30 |
| 1.6.4.1 | Einführung | 30 |
| 1.6.4.2 | Human- und Tierhygiene - EU-Hygieneverordnung | 30 |
| 1.6.4.3 | Phyto- und Umwelthygiene | 33 |
| 1.6.5 | Energiebilanz und Treibhauseffekt | 34 |
| 1.6.5.1 | Methodische Vorgehensweise | 34 |
| 1.6.5.2 | Mögliche Umweltwirkung von Biogas | 35 |
| 1.6.5.3 | Ausblick | 36 |
| 1.6.6 | Auswirkungen auf Natur und Landschaft | 37 |
| 1.6.6.1 | Bau- und betriebsbedingte Auswirkungen | 37 |
| 1.6.6.2 | Veränderung der Landschaft durch den Anbau von Nachwachsenden Rohstoffen | 38 |

Abkürzungsverzeichnis

| | |
|-----------------------------|--|
| °C | Grad Celsius |
| € | Euro |
| AKh | Arbeitskraftstunden |
| BHKW | Blockheizkraftwerk |
| CH ₄ | Methan |
| CO ₂ | Kohlendioxid |
| Ct | Cent |
| EEG | Gesetz für den Vorrang Erneuerbarer Energien |
| FM | Frischmasse |
| g | Gramm |
| GV | Großvieheinheit |
| H ₂ | Wasserstoff |
| H ₂ S | Schwefelwasserstoff |
| hPa | Hektopascal |
| kg | Kilogramm |
| k-Wert | Wärmedurchgangskoeffizient |
| kWh | Kilowattstunde |
| kWh _{el} | Kilowattstunde elektrisch |
| kWh _{therm} | Kilowattstunde thermisch |
| l | Liter |
| l _N | Normliter - Liter bei Normbedingungen (1,013 bar, 0° C, 0% Luftfeuchte) |
| m ³ | Kubikmeter |
| mg | Milligramm |
| m _N ³ | Kubikmeter bei Normbedingungen (1,013 bar, 0° C, 0% Luftfeuchte) |
| MW | Megawatt |
| NawaRo | Nachwachsende Rohstoffe |
| NfE | Stickstofffreie Extraktstoffe |
| NH ₃ | Ammoniak |
| oS | organische Substanz |
| oTM | organische Trockenmasse |
| pH | negativer dekadischer Logarithmus der Wasserstoffionenkonzentration = Säuregrad |
| ppm | parts per million |
| Rfas | Rohfaser |
| Rfett | Rohfett |
| RiGV | Rinder-Großvieheinheit |
| RP | Rohprotein |
| t | Tonne |
| TS | Trockensubstanz |
| v.K. | variable Kosten |
| VQ | Verdauungsquotient |
| VQ _{NfE} | Verdauungsquotient der stickstofffreien Extraktstoffe |
| VQ _{Rfas} | Verdauungsquotient der Rohfaser |
| VQ _{Rfett} | Verdauungsquotient Rohfett |
| VQ _{RP} | Verdauungsquotient Rohprotein |
| ZS | Zündstrahl-Motor |

1.6 Umweltwirkungen

Claus Lindenblatt¹, Dr. Matthias Wendland², Franz Reitberger³, Christa Müller², Dr. Michael Leuhn², Hans Bachmaier², Ruth Gehling³ (in der Reihenfolge der Unterkapitel)

Ziel der Biogas-Anlagen ist es, mit dem Einsatz technischer Mittel, eine auch in der Natur vorkommende Zersetzung von organischen Stoffen kontrolliert und mit möglichst hohem Ertrag durchzuführen. Der Ertrag ergibt sich aus der Biogasproduktion, die bei Behandlung von organischen Einsatzstoffen in luftdichten Behältern unter bestimmten Bedingungen einsetzt. Durch energetische Verwertung des Biogases kann Strom und Wärme gewonnen werden. Verbleibende Gärreste lassen sich unter günstigen Bedingungen in der Landwirtschaft einsetzen. Emissionen sind von der Prozessführung und den nachfolgenden Behandlungsstufen von Biogas und Gärrest abhängig.

Nachfolgende Abbildung gibt einen Überblick über die im Rahmen einer umfassenden ökologischen Betrachtung zu berücksichtigenden Faktoren.

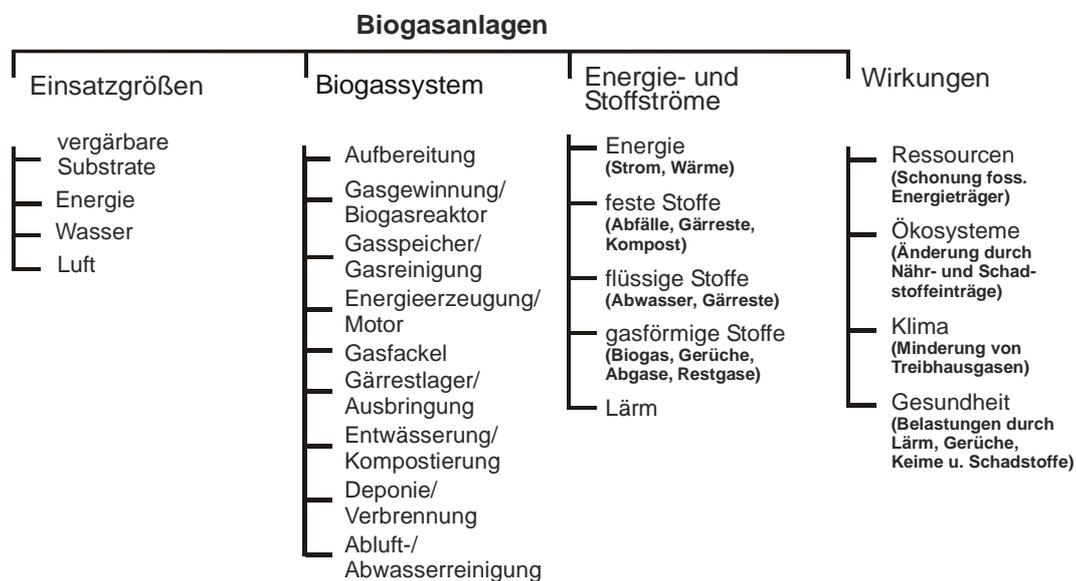


Abb. 1: Systematisierung von Biogasanlagen nach Einsatzgrößen, System, Energie- und Stoffströmen und Wirkungen

Mit dem Bau und Betrieb von Biogasanlagen können diverse ökologische Auswirkungen verbunden sein. Positiv sind hier insbesondere Beiträge zum Klima- und Ressourcenschutz zu nennen. Negativ können sich die mit dem Betrieb der Biogasanlagen verbundenen Emissionen auf z.B. Ökosysteme oder die Gesundheit auswirken.

Emissionen können mit dem gebildeten Gas (Luftpfad) entstehen, von dem in verschiedenen Teilprozessen entstehenden Abwasser (Wasserpfad) und von den bei der Ausbringung oder Ablagerung der festen Rückstände entstehenden Stoffen (Feststoffpfad) ausgehen. Die Menge dieser Emissionen sowie deren physikalische und chemische Eigenschaften und die daraus resultierenden möglichen Schädwirkungen werden von den Einsatzstoffen und den jeweils

¹ Technische Universität München, Lehrstuhl für Wassergüte und Abfallwirtschaft

² Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft

³ Bayerisches Landesamt für Umwelt

angewandten Verfahren bestimmt. Schließlich zählen zu den umweltbeeinflussenden Emissionen auch Geruch und Lärm, deren Auftreten und Größe ebenfalls verfahrensabhängig sind.

Zur Vermeidung von Beeinträchtigungen, schädlichen Umwelteinwirkungen, Gesundheitsrisiken und um einen größtmöglichen Beitrag zum Klima- und Ressourcenschutz bzw. zur nachhaltigen Entwicklung der Energieversorgung zu leisten, sind eine Reihe von Gesetzen, Verordnungen und Richtlinien festgelegt. Daraus ergeben sich für die Genehmigung, für den Bau und den Betrieb von Biogasanlagen diverse Anforderungen, auf die ausführlich im Kap. 2 "Genehmigungsverfahren" eingegangen wird.

- Für Emissionen des Luftpfades z.B. das Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG) und seine Verordnungen (z.B. 4. BImSchV) oder die Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA Luft).
- Bei den Emissionen des Wasserpfades müssen berücksichtigt werden z.B. das Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushaltes (WHG), die „Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer, AbwV –Abwasserverordnung“, die jeweils gültigen Landeswassergesetze und -verordnungen sowie die Ortssatzungen der Gemeinden und Städte.
- Die Emissionen des Feststoffpfades werden begrenzt durch z.B. das Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen (Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz - KrW-/AbfG), das Bayerische Abfallwirtschaftsgesetz (BayAbfG), die Bioabfallverordnung (BioAbfV), die Klärschlammverordnung (AbfKlärV), das Düngemittelgesetz (DüMG), die Düngemittelverordnung (DüMV) und das Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG).
- Lärmemissionen sind z.B. nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz und der TA-Lärm zu begrenzen.
- Im Interesse des Klima- und Ressourcenschutz bzw. zur nachhaltigen Entwicklung der Energieversorgung wird z.B. die Verstromung von Biogas im Rahmen des Gesetzes für den Vorrang Erneuerbarer Energien (Erneuerbare-Energien-Gesetz -EEG) gefördert.

Es ist davon auszugehen, dass bei einem ordnungsgemäßen Betrieb das Biogas energetisch genutzt wird, Emissionsbegrenzungen eingehalten werden und der Gärrest den für die Verwertung erforderlichen hygienischen und stofflichen Anforderungen entspricht.

Die Möglichkeit der Gärrestverwertung wird maßgeblich von der Qualität der eingesetzten Materialien bestimmt. Entsprechend der Einteilung von Biogasanlagen nach Einsatzstoffen (Kap. 2.2.3) werden daher fünf Kategorien unterschieden, deren Gärrückstände insbesondere nach den Vorgaben des Düngemittelrechts eingesetzt werden können, oder auch entsprechend der Bioabfallverordnung beziehungsweise des Abfallrechts von der landwirtschaftlichen Verwertung ausgeschlossen sind.

Während in landwirtschaftsorientierten, kleineren Biogasanlagen, der Gärrest in den meisten Fällen ohne weitere Behandlung, unter Einhaltung der Vorschriften, als Dünger direkt auf die Felder ausgebracht werden kann, erfordern größere Vergärungsanlagen differenzierte Verwertungswege. Dabei lassen sich mittels spezieller Methoden der Gärrestbehandlung (z.B. Hygienisierung, Kompostierung, Additive) auch Substrate herstellen, deren Einsatz in der Landwirtschaft geeignet erscheinen. Allerdings liegen bisher keine ausreichenden Erfahrungen vor,

nach deren Wirkung und langfristige Eignung bewertet werden können. Hier besteht besonderer Untersuchungsbedarf, da auch organische Reststoffe weiterer Energiegewinnungsverfahren im Nährstoffkreislauf zu berücksichtigen sind.

Bei der Verwendung von Gärrest als Dünger wird meist der reichlich in der flüssigen Phase vorhandene, leicht pflanzenverfügbare Stickstoff als Nährstoff betrachtet. Dabei steht die wachstumsfördernde Wirkung für die Pflanzen im Vordergrund der Betrachtung. Allerdings erfordert die Aufrechterhaltung der Bodenfruchtbarkeit auch eine Kompensation der Kohlenstoffverluste, die mit der Extensivierung und besonders dem Anbau spezieller nachwachsender Rohstoffe zu erwarten sind. Dies könnte den Anbau von Zwischenfruchtfolgen erfordern, da Kohlenstoff auch zur Bindung des eingetragenen Stickstoffs im Boden benötigt wird. Zum Langzeitverhalten und der Humusentwicklung bei der landwirtschaftlichen Gärrestverwertung werden zur Zeit in Bayern mehrere Pilotbetriebe untersucht.

Im Folgenden werden auf die Nähr- und Schadstoffe in Ausgangssubstraten und Gärrückständen, auf gasförmige Emissionen, auf Aspekte der Hygiene und auf die Energiebilanz und den Treibhauseffekt näher eingegangen. Es werden die hierbei zu betrachtenden Stoffe beschrieben, Messwerte aus Praxisanlagen aufgezeigt und die Zusammenhänge beschrieben, die zwischen dem Schadstoffeintrag, den Reaktionen während der Behandlung, sowie den angeschlossenen Aufbereitungs- und Reinigungsverfahren bestehen.

1.6.1 Nährstoffe in Ausgangssubstraten und Gärrückständen

Die für die Biogaserzeugung geeigneten Substrate enthalten mehr oder weniger hohe Gehalte an wichtigen Pflanzennährstoffen. Grobe Anhaltswerte sind für die Hauptnährstoffe in Tabelle 1 zusammengestellt. Da in Biogasanlagen verschiedene Substrate in unterschiedlichen Quantitäten und Qualitäten eingesetzt werden und die Abbauraten in Abhängigkeit von der Temperatur und der Verweildauer stark variieren, ist eine Abschätzung der Nährstoffgehalte in den Gärresten sehr schwierig. Während des Gärprozesses tritt eine Verminderung des Trockensubstanzgehaltes, aber so gut wie kein Nährstoffverlust ein. Allerdings kommt es zu Verschiebungen in der Nährstoffverfügbarkeit. So wird organisch gebundener Stickstoff in schnell pflanzenverfügbares Ammonium umgewandelt. Dies erfordert einen zeit- und pflanzenbedarfsgerechten Einsatz, um Verlagerungen in den Untergrund zu vermeiden. Bei gleichzeitig zunehmendem pH-Wert steigt das Risiko der Ammoniakbildung und der Emissionen. Eine verlustarme, bodennahe Ausbringtechnik ist daher bei Gärresten besonders empfehlenswert. Grundsätze für die Düngung sind in Kapitel 2.2.7.1 näher beschrieben und z.T. rechtlich in der Düngeverordnung festgelegt.

Werden die Gärreste nicht selbst verwertet, sondern an Dritte abgegeben (in Verkehr gebracht), so ist dies rechtlich nur unter Beachtung der Düngemittelverordnung möglich (s. Kap. 2.2.7.2).

Tab. 1: Nährstoffgehalte ausgewählter organischer Dünger (Faustzahlen)
in kg/t Frischmasse (FM)

| Art | Gehalt an Nährstoffen (kg/t FM) | | |
|---|---------------------------------|---|-------------------------|
| | Stickstoff (N) | Phosphat (P ₂ O ₅) | Kali (K ₂ O) |
| <u>Landwirtschaftliche Einsatzsubstrate</u> | | | |
| Milchviehgülle | 3,8 | 1,5 | 5,5 |
| Mastschweinegülle | 5,8 | 2,9 | 3,0 |
| Hühnergülle | 5,9 | 2,8 | 3,0 |
| Rindermist | 5,0 | 4,0 | 6,0 |
| Schweinemist | 8,0 | 6,0 | 7,0 |
| Schlempe | 2,8 | 1,1 | 4,8 |
| Rübenblatt | 4,1 | 0,9 | 6,7 |
| <u>Reststoffe aus der Industrie</u> | | | |
| Obsttrester | 2,3 | 0,5 | 1,8 |
| Biertreber | 4,8 | 1,6 | 1,7 |
| Filtrationskieselgur | 3,0 | 0,1 | 0,01 |
| Gemüseabfälle | 6,0 | 1,0 | 1,5 |
| Rhizinusschrot | 57,0 | 24,0 | 14,0 |
| Vinasse | 20,0 | 1,5 | 45,0 |
| Flotatschlamm | 8,0 | 2,0 | 0,2 |
| Fettabscheiderrückstand | 10,0 | 3,0 | 0,5 |
| Panseninhalt | 5,0 | 3,0 | 4,0 |
| <u>Kommunale und gewerbliche Reststoffe</u> | | | |
| Bioabfälle (Haushalt) | 10,0 | 5,0 | 7,0 |
| Grünschnitt (Häcksel) | 3,5 | 1,7 | 2,7 |
| Speisereste | 3,0 | 0,5 | 0,3 |

1.6.2 Gasförmige Emissionen

Gasförmige Emissionen treten sowohl bei der Biogaserzeugung als auch bei der Biogasnutzung im Verbrennungsmotor auf, so z.B. Gerüche und Ammoniak bzw. Kohlenmonoxid (CO), Stickstoffoxide (NO₂) und Schwefeldioxid (SO₂). Bei der Biogaserzeugung beeinflussen die Substrate und die chemisch/biologischen Umwandlungsprozesse die Emissionen. Biogasanlagen sollten daher möglichst gekapselt ausgeführt sein (Eingabebereich und Endlager). Emissionen aus Biogasverbrennungsmotoren sind abhängig von den Biogasinhaltsstoffen, der Motorentchnik, der Abstimmung der Motoren auf z.T. wechselnde Gasqualitäten, dem Wartungszustand sowie bei Zündstrahlmotoren vom Zündölanteil.

1.6.2.1 Emissionen der Biogaserzeugung

Bei der Biogaserzeugung können Emissionen auftreten, die in gleicher Art z.B. auch in Tierhaltungsbetrieben vorkommen. Lediglich in ihrer Höhe gibt es Unterschiede. Dies liegt an den chemisch/biologischen Umwandlungsprozessen in der Biogasanlage, die die Emissionen teilweise reduzieren aber auch - insbesondere bei Ammoniak - begünstigen können und z.B. an dem Einsatz zusätzlicher Kosubstrate bzw. nachwachsender Rohstoffe, die insgesamt die Zusammensetzung und Menge der emittierenden Ausgangssubstrate bzw. der Reststoffe ändern. Quellen, an denen die Emissionen entweichen, sind dort zu finden, wo die Biogasanlagen nicht gekapselt sind, bzw. bei der Ausbringung der Gärreste. Aufgrund der Vielzahl unterschiedlicher Anlagentechniken und der Zusammensetzung der eingesetzten Substrate können die Emissionen in ihrer Quantität in einem sehr weiten Bereich variieren. Tab. 2 gibt einen

Überblick der Quellen und beispielhaft einen Vergleich wie sich die Emissionen aus nicht abgedeckten Endlagern durch das Vergären der Gülle ändern können. Durch optimierte Betriebsweise und Anlagentechnik z.B. der Endlagerabdeckung können Emissionen vermieden bzw. deutlich gemindert werden (vgl. Kap 2.2.2 Immissionsschutz).

Tab. 2: Mögliche Emissionen und Emissionsquellen bei der Biogaserzeugung und Emissionsvergleich vergorener Gülle mit unvergorener aus nicht abgedeckten Endlagern (erweitert nach K. JÄKEL, U. WANKA UND E. ALBERT, 2000; H. SCHULZ, B. EDER, 2001; UMWELTBUNDESAMT, 2002).

| Emissionen | Mögliche Emissionsquellen | Vergleich mit unvergorener Gülle in % | Bemerkungen |
|---------------------------------|---|---------------------------------------|---|
| Geruchsemissionen | - Anlieferung - Lagerung - Einbringung - Vorgrube - Undichtigkeiten (Endlager) - Ausbringung | (-31) | Geruchsemissionen werden tendenziell durch den Abbau geruchsverursachender Substanzen in der Gülle verringert. Sie können aber einzelbetrieblich zunehmen, z.B. durch den Einsatz von Kosubstraten, mangelhafter Anlagentechnik, Betriebsstörungen und Verunreinigungen. |
| Ammoniak | - (Vorgrube) - Endlager - Ausbringung | +21 bis +64 | Ammoniakemissionen nehmen aufgrund des Umbaus der N-Verbindungen in Ammonium-Stickstoff sowie pH-Wert- und Temperaturerhöhung im Endlager zu. Dies gilt tendenziell auch für die Ausbringung. Verringert wird dieser Effekt hier jedoch durch eine bessere Fließfähigkeit vergorener Gülle und damit ein schnelleres Einsickern in den Boden. |
| Methan | - (Vorgrube) - Undichtigkeiten - Endlager - (Ausbringung) | -67 bis +87 | Methanemissionen sind klimarelevant (CO ₂ -Äquivalent: 23). Die vorliegenden Untersuchungsergebnisse ergeben kein einheitliches Bild. Ursache sind eine Vielzahl von variierenden Rahmenbedingungen (z.B. Substratzusammensetzung, Abbaugrad im Fermenter, Lagertemperatur, -dauer u.v.a.) |
| Luftgetragene Keime | - (Vorgrube) - (Einbringung) - (Biomüll-Sortier- vorrichtungen) - (Endlager) - (Ausbringung) | *) | Die Anzahl der Keime wird bei ordnungsgemäßem Anlagenbetrieb verringert (z.B. durch Pasteurisierungsstufen, Ammoniakgehalt, zwischenzeitliche pH-Wert-Verringerung). Eine Keimerhöhung wäre durch den Einsatz von Kosubstraten bei unsachgemäßer Behandlung denkbar. |
| Lachgas (N₂O) | - (Vorgrube) - Endlager - (Ausbringung) | -36 bis -72 | Lachgasemissionen sind klimarelevant (CO ₂ -Äquivalent: 310). Sie werden in der Regel reduziert. Bei Abdeckung des Endlagers mit Schwimmschichten aus Stroh können die N ₂ O- Emissionen ansteigen. |

Emissionsquellen bzw. Werte in Klammern sind nur unter Einschränkung zu sehen (s. Bemerkungen).

*) Daten hierzu liegen nicht vor, Bewertung aufgrund der Rahmenbedingungen (s. Bemerkungen)

Gerüche

Zu den geruchsintensiven Stoffen bei Biogasanlagen zählen vor allem Schwefelwasserstoff (H_2S) neben Ammoniak, niedermolekularen Aminverbindungen, organischen Säuren und Phenolen. Auftretende Gerüche sind oftmals der Ausgangspunkt von Belästigungen bzw. Beschwerden über Biogasanlagen. Einflüsse auf die Geruchssituation haben z.B. die Qualität der Entschwefelung, die lokalen bzw. tageszeitlichen Windverhältnisse (vgl. Abb. 2), der Wartungszustand der Anlage, der Abstand zur Wohnbebauung, die Anlagentechnik (gekapselte Biogasanlagen) oder die Zusammensetzung und Lagerung der Einsatz- und Reststoffe (Gülle, Kofermente). Die anaerobe Behandlung von Gülle führt zwar zu einer deutlichen Verringerung geruchsbildender Substanzen um rund 30 %, mehr oder weniger starke Geruchsbelästigungen können jedoch durch den Transport, die Lagerung und den zusätzlichen Einsatz von Ko-substraten (z.B. Fettabscheider, Speiseabfälle, Schlachtabfälle, Biotonne, ...) entstehen. Auch Betriebsstörungen mit Gasaustritt bzw. Gasüberkapazität (Ansprechen der Überdrucksicherung) oder auch die Durchschleusung von noch nicht ausreichend ausgegorenen Substratbestandteilen in das offene Endlager mit dortiger Nachgärung und schließlich auch Verunreinigungen im Annahme-/Abgabebereich der Biogasanlage können zu Geruchsbelastungen führen.

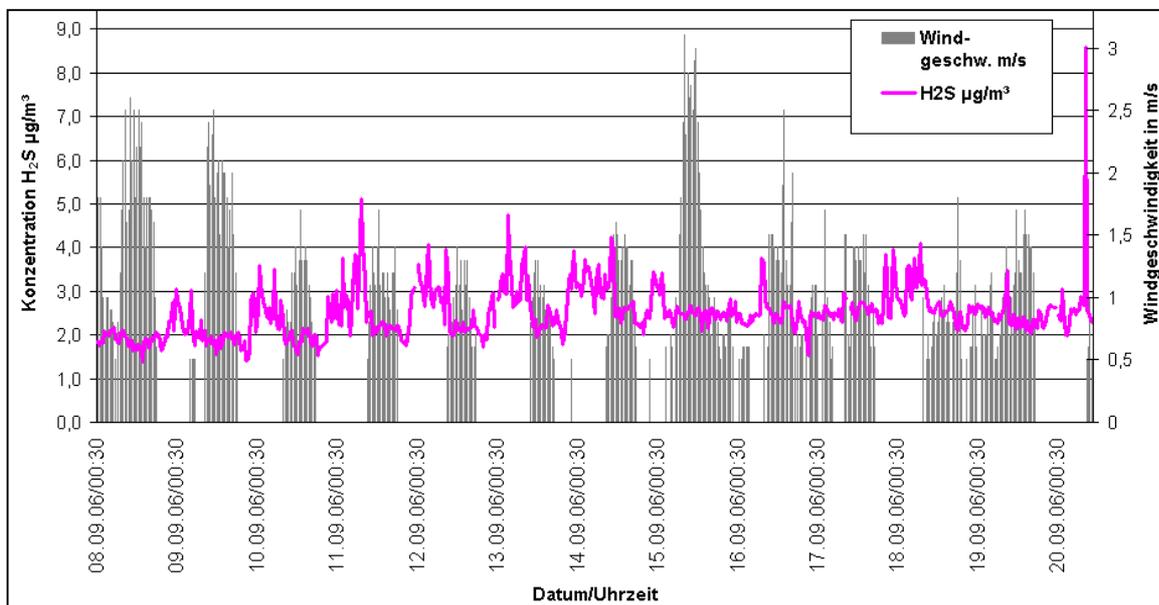


Abb. 2: Schwefelwasserstoffkonzentrationen am Immissionsort (Entfernung zur Biogasanlage ca. 500 m) in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit. (Praxismessung des Bayerischen Landesamtes für Umwelt, 2006)

Abb. 2 zeigt die Einflüsse der lokalen bzw. tageszeitlichen Windverhältnisse (nächtliche Kaltluftabflüsse) auf die Geruchssituation an einer Praxisanlage. Bei Windstille (nachts) wurden am Immissionsort regelmäßig höhere H_2S -Konzentrationen gemessen. Verbesserungsmaßnahmen z.B. der Austausch einer Biogasspeichermembrane, wurden eingeleitet.

Das offene Einspülverfahren sollte nicht zugelassen werden, da es zu erheblichen Geruchsbelästigungen in der Nachbarschaft führt.

Ammoniak

Ammoniak (NH_3) ist eine Geruchskomponente. Es wirkt versauernd, eutrophierend und ist indirekt klimarelevant, da Ammoniak z.T. im Boden zu N_2O umgewandelt wird (nach CLEMENS, 2001: Transferfaktor von NH_3 zur Umrechnung in CO_2 -Äquivalente: 3,1).

Ammoniak entsteht durch den anaeroben biologischen Abbau organischer Stickstoff-Verbindungen in Ammonium (NH_4^+). Je nach pH-Wert und Temperatur steht dieses im chemischen Gleichgewicht mit dem flüchtigen Ammoniak.

Bei der Fermentation von Gülle in Biogasanlagen ist der Abbau organischer Substanzen aufgrund der „optimierten“ Einflussfaktoren höher als bei der Lagerung von Gülle auf landwirtschaftlichen Betrieben (ohne Biogasanlagen). Dies führt zu einem höheren Anteil an mineralischem Stickstoff in Form von Ammonium. Gleichzeitig hat der pH-Wert durch den Abbau von Säuren und durch die Bildung von Pufferkapazität nach der Vergärung im Vergleich zu normal gelagerter Gülle um bis zu einer pH-Einheit zugenommen. Auch die Temperatur im Endlager ist aufgrund der Prozesstemperatur im vorgelagerten Fermenter (bei thermophilem Verfahren $> 45^\circ\text{C}$) erhöht. Durch die Zugabe von Kosubstraten wird die Stickstofffracht und damit die Ammoniumbildung weiter erhöht. Die genannten Punkte führen insgesamt zu einer verstärkten Freisetzung von flüchtigem Ammoniak. Ammoniakemissionen treten insbesondere in nicht abgedeckten Gülle-/Gärsubstratendlagern und bei der Ausbringung des Gärsubstrats auf.

Nachfolgende Abb. 3 zeigt vergleichende Emissionsmessergebnisse zwischen vergorener und unvergorener Rinder- und Schweinegülle.

Rindergülle bildete während der Lagerung eine Stroh-Schwimmschicht aus, durch die sich im Vergleich zur Schweinegülle die Ammoniakemissionen deutlich verringerten. Anzumerken ist aber, dass vermutlich durch den verfügbaren Kohlenstoff aus dem Stroh die Methanemissionen hierbei gleichzeitig deutlich erhöht wurden.

Besondere Bedeutung in Bezug auf Ammoniakemissionen hat die Ausbringung der Gärreste. Neben dem eigentlichen Ausbringverfahren wird die Höhe der Ammoniakemissionen hier noch von anderen Faktoren wie z.B. Temperatur, Windverhältnissen, Konsistenz und Verweilzeit bis zum Einarbeiten beeinflusst (Abb. 4).

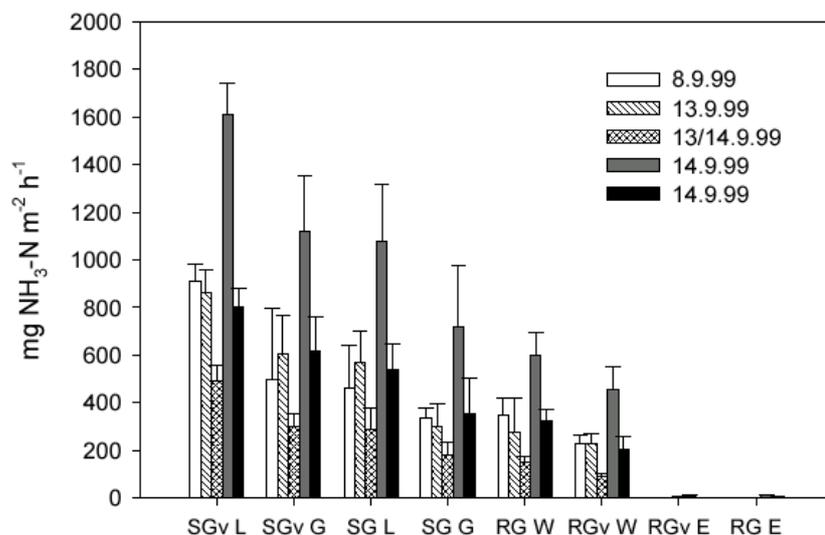


Abb. 3: NH_3 -Emissionen bei Lagerung von Rohgülle und Gärrückständen. Dargestellt sind die einzelnen Messtermine für Substrate verschiedener Anlagen (Anlagen L, G, W und E). (SG: Schweinegülle, RG: Rindergülle, Index v: vergoren) (WULF ET AL. 2003)

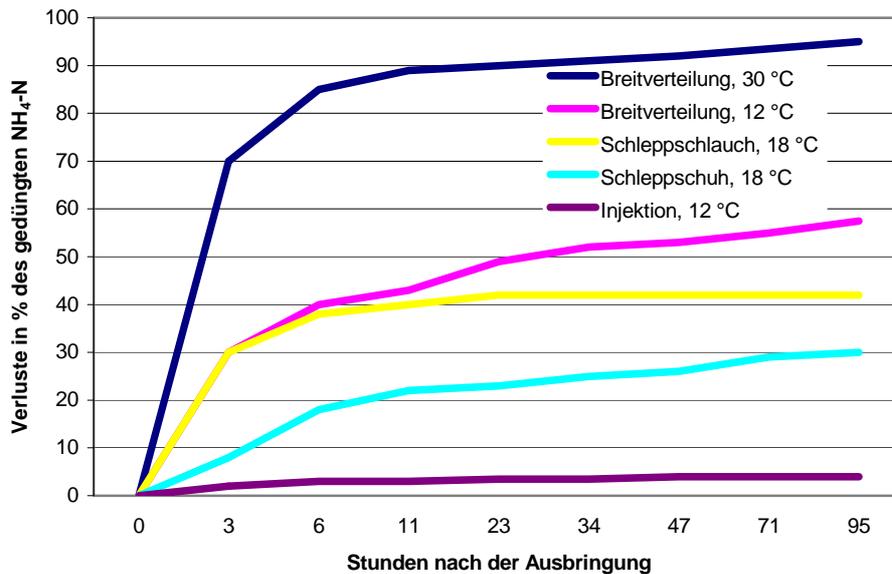


Abb. 4: Einflüsse von Temperatur und Ausbringverfahren auf die Ammoniakemissionen (BAYERISCHE STAATSMINISTERIEN FÜR LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN UND LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN).

Ammoniakemissionen lassen sich bei der Lagerung insbesondere durch eine gasdichte Abdeckung des Endlagers vermeiden. Bei der Ausbringung des Gärrestes sollte auf geeignete Ausbringverfahren, günstige Rahmenbedingungen (Temperatur, Windverhältnisse, Konsistenz) und eine möglichst rasche Einarbeitung des Gärrestes geachtet werden.

Methan

Methan (CH_4) ist ein klimarelevantes Gas (CO_2 -Äquivalent = 23). Es ist mit in der Regel 50 bis 75 % Hauptbestandteil und Energieträger des Biogases. Es entsteht durch den anaeroben Abbau von Kohlenstoffverbindungen durch Mikroorganismen. Der überwiegende Anteil des Methans entsteht unter den optimierten Bedingungen im Fermenter. Er wird kontrolliert dem Motor als Verbrennungsgas zugeführt. Eine Restmenge an Methan kann jedoch weiterhin im Gärsubstratendlager entstehen und gegebenenfalls unkontrolliert entweichen. Auch in Güllelagern (ohne Biogasanlage) kann es zur Methanbildung kommen. Die Einflussfaktoren auf die Methanbildungsrate sind in Kap.1.3 dargestellt.

Aufgrund dieser Vielzahl von Einflussfaktoren schwanken die in den bisher vorliegenden Daten dargestellten Bildungsraten von Methan im Gärsubstratendlager (Biogasgülle) im Vergleich zu einem Gülleendlager im weiten Bereich von -67 bis +87 % (ohne den Einsatz emissionsmindernder Maßnahmen).

Luftgetragene Keime

Die Gülle von Nutztieren aus der Landwirtschaft enthält hygienisch relevante Bakterien wie coliforme Bakterien, Salmonellen, Leptospiren, Mycobakterien, Chlamydien und andere Keime (vgl. Kap. 1.6.4). Vom Umweltbundesamt wurden die Luftkeimkonzentrationen bei verschiedenen Wetterlagen und in unterschiedlichen Abständen vom Gülle-Lagerbehälter gemessen (UMWELTBUNDESAMT, 2002). Aus den Messergebnissen geht keine generelle Gesundheitsgefahr für die Anwohner hervor. Es wird dort aber dennoch empfohlen, vorbeugend offene Gülle-Lagerbehälter nachträglich abzudecken oder die Behälter außerhalb geschlossener Wohnsiedlungen zu verlagern. Biogasanlagen, in denen Kosubstrate nach der Bioabfallverordnung eingesetzt werden, müssen eine Keimreduzierung um 4 Zehnerpotenzen nachweisen (direkte

und indirekte Prozessprüfung). Bei Endlagern von Biogasanlagen dürfte sich daher bei sachgemäßem Betrieb die Luftkeimkonzentration nochmals aufgrund der hygienisierenden Wirkung von Biogasanlagen reduzieren. Hierzu liegen bislang aber nur wenige Untersuchungen vor. In Messungen an zwei geschlossenen Bioabfallvergärungsanlagen (Durchsatz 10.000 – 15.000 t/a) wurden in der Regel ab einer Entfernung von 200 m keine über die Hintergrundwerte hinausgehenden Emissionen gemessen (zitiert in TESSERAUX , LfU-Fachtagung am 25.10.2006). Zu einer erhöhten Luftkeimkonzentration dürfte es nach bisherigen Erkenntnissen nur bei der Durchschleusung von noch nicht ausreichend ausgegorenen Substratbestandteilen ins Endlager (z.B. aufgrund von Betriebsstörungen (Umkippen der Anlage)) kommen bzw. eventuell im Bereich der Vorgrube oder durch die vermehrte Aerosolbildung im Eingabebereich der Biogasanlage oder ggf. bei Sortiereinrichtungen für Störstoffe (Plastik in Biomüllfraktionen), siehe hierzu Kap. 2.2.5 Anlagensicherheit und Arbeitsschutz. Ein wirkungsbezogener Schwellenwert für Mikroorganismen in Hinsicht auf die umweltmedizinische Bewertung von Bioaerosolen besteht bisher nicht (Ausnahme Biostoffverordnung, siehe Arbeitsschutz).

Lachgas

Lachgas (N_2O) wirkt ebenfalls stark klimarelevant (CO_2 -Äquivalent = 310). Lachgas kann unter anaeroben Bedingungen beim Abbau von Nitrit und Nitrat in Verbindung mit leicht abbaubaren organischen Verbindungen entstehen (Denitrifikation) oder unter aeroben Bedingungen durch die Oxidation von Ammonium. Im Vergleich zu unbehandelter Gülle kommt es nach vorliegenden Literaturstellen zu einer Reduzierung der N_2O -Emissionen von 36 bis 72 %.

1.6.2.2 Emissionen der Biogasnutzung (Emissionen aus Biogasverbrennungsprozessen)

Die bei der Biogasnutzung (in der Regel in einem Verbrennungsmotor) auftretenden Emissionen insbesondere Kohlenmonoxid (CO), Stickoxide (NO_x), Schwefeldioxid (SO_2), Partikel, Formaldehyd, Kohlenwasserstoffe (Methanschlupf), sind abhängig von den Energieträgern (Biogasinhaltsstoffen und Zündölanteil), der gewählten Motorentechnik (z.B. Zündstrahlmotor, Gas-Ottomotor), der Abstimmung der Motoren auf z.T. wechselnde Gasqualitäten und vom Wartungszustand der Motoren. Um Daten über das tatsächliche Emissionsverhalten von Biogas-Verbrennungsmotoren im Bestand zu erhalten, wurde im Auftrag des LfU von der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft das Forschungsvorhaben „Emissions- und Leistungsverhalten von Biogas-Verbrennungsmotoren in Abhängigkeit von der Motorenwartung“ (http://www.bayern.de/lfu/bestell/biogas_motorwartung.pdf) durchgeführt. Untersucht wurden In- und Outputströme an 10 BHKW (5 Gas- und 5 Zündstrahl-BHKW) in den Leistungsklassen von 30 kWel. bis 340 kWel. Das Forschungsprojekt zeigt, dass die Einhaltung von Emissionsgrenzwerten nur durch auf den aktuellen Methangehalt abgestimmte Motoren sowie über regelmäßige Motorwartung und gleichzeitige Emissionsmessung (NO_x , CO) bei der Motoreinstellung gewährleistet werden kann. Bei der regelmäßigen Motorwartung sollten z.B. Zündkerzen, Ventilspiel, Luftfilter, Motorenöl und der Zustand der Lambdasonde geprüft werden (siehe hierzu auch Kapitel 1.5 Verfahrens-, Geräte- und Anlagentechnik und 2.2.2 Immissionsschutz). Wesentliche Ergebnisse des Forschungsprojekts werden im Folgenden wiedergegeben.

Stickoxide

Stickoxide entstehen bei Luftüberschuss durch Oxidation von Stickstoff bei sehr hohen Temperaturen. Im Motor wird fast ausschließlich Stickstoffmonoxid (NO) erzeugt, das später in der Atmosphäre zu Stickstoffdioxid (NO_2) oxidiert wird. NO_2 ist ein ausgeprägtes Atem- und Reizgift. Stickoxide spielen eine wesentliche Rolle bei Versauerungsvorgängen im Boden und als Vorläufersubstanz für bodennahes Ozon. Maßnahmen zur innermotorischen Senkung der Stickoxidemissionen sind üblicherweise mit einem Ansteigen des Kraftstoffverbrauchs verbunden. Motoren, die mit einer Verbrennung im Bereich des stöchiometrischen Luftverhältnisses arbeiten, besitzen vergleichsweise hohe Stickoxid-Emissionen. Motoren, die mit Luftüberschuss betrieben werden (Magermotoren), sind diesbezüglich begünstigt.

Möglichkeiten zur Reduzierung von NO_x -Emissionen sind z.B. die Anpassung des Einspritzzeitpunkts, die Abgasrückführung und Einspritz- sowie Brennverlaufsformung oder die Nachbehandlung des Abgases.

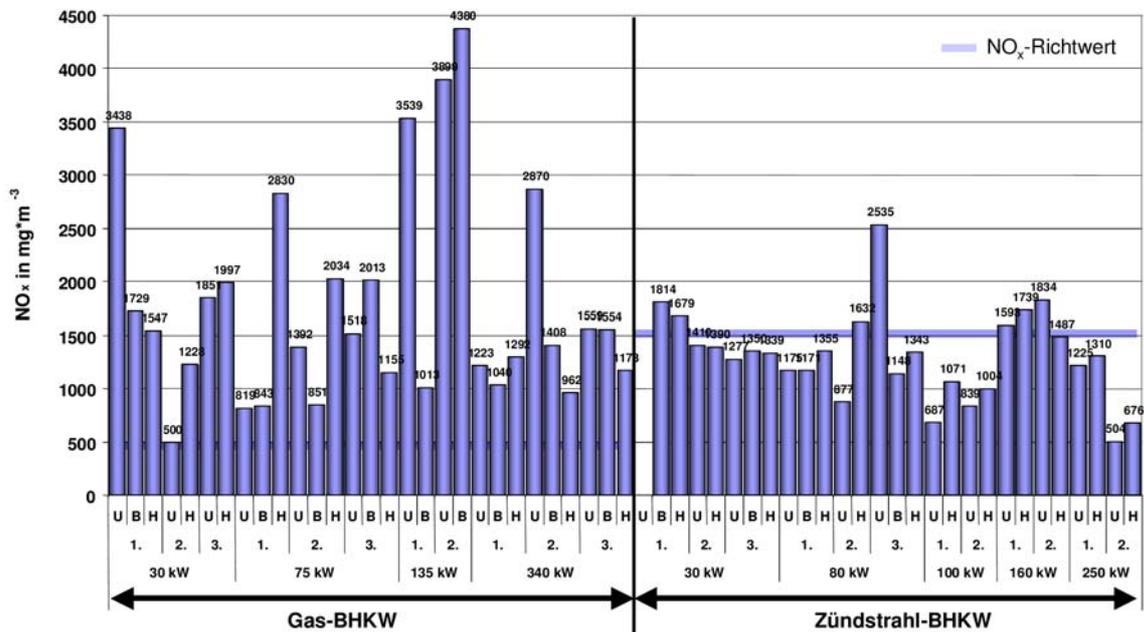


Abb. 5: NO_x -Werte im Abgas von Biogas-BHKW (U = ungewartet, B = Betreiberwartung, H = Herstellerwartung) (BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT, 2006).

Der Richtwert für die NO_x -Konzentration wurde bei Gas-BHKW (500 mg/m^3) zum Teil um ein Vielfaches überschritten (Mittelwert ca. 1780 mg/m^3). Die Motorwartung erfolgte dabei stets ohne Messung der Abgasemissionen. Bei den Zündstrahl-BHKW lagen die NO_x -Konzentrationen im Abgas dagegen aufgrund bereits im laufenden Betrieb optimierter Motoreinstellungen, durch bereits vorausgegangene vorbildliche Motorwartung, in der Regel unterhalb des vorgegebenen Richtwertes (1500 mg/m^3) (Mittelwert ca. 1300 mg/m^3).

Kohlenmonoxid

Kohlenmonoxid entsteht bei der Verbrennung unter Luftmangel. CO ist ein Atemgift mit einer hohen Affinität zum Hämoglobin im Blut. Es vermindert den Sauerstofftransport und kann bei hohen Konzentrationen zum Tod durch Erstickung führen. Außerdem trägt es in gewissem Umfang zur Bildung von bodennahem Ozon bei.

Eine Reduzierung der CO-Emissionen durch veränderte Einstellung des Motors kann gleichzeitig eine Erhöhung der NO_x -Emissionen bedingen. Durch den Einsatz von Oxidationskatalysatoren können die CO-Konzentrationen im Abgas von Biogasverbrennungsmotoren deutlich reduziert werden. Ein Forschungsvorhaben zur Erhebung der Langzeitauglichkeit von Oxidationskatalysatoren beim Einsatz an Biogas-Verbrennungsmotoren zeigte aber sehr starke Korrosion am Abgaswärmetauscher, weshalb der Oxikateinsatz nur nach ausreichender Entschwefelung des Biogases möglich wäre

(http://www.bayern.de/lfu/luft/veroeffentlich/umweltforsch/ern_energie/biogasmotoren_kat.pdf).

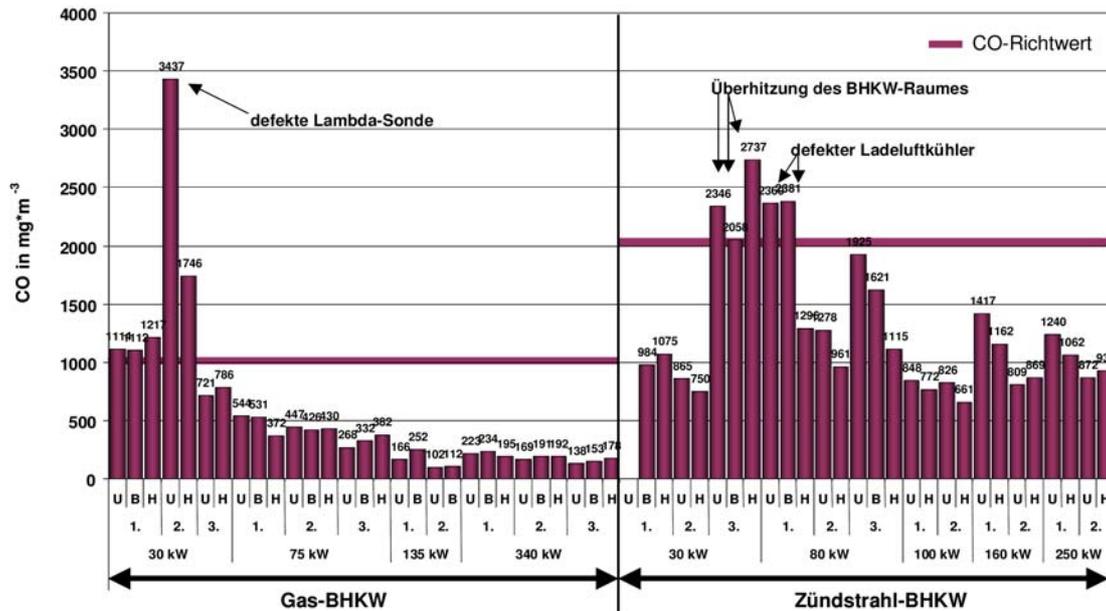


Abb. 6: CO-Werte im Abgas von Biogas-BHKW (U = ungewartet, B = Betreiberwartung, H = Herstellerwartung) (BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT, 2006).

Die Abgasrichtwerte für CO-Konzentrationen wurden in o.g. Forschungsprojekt bei nahezu allen BHKW eingehalten. Nur bei den BHKW im unteren Leistungsbereich (30 kW) traten bei den CO-Werten Richtwertüberschreitungen auf.

Schwefeldioxid

SO₂ trägt zum sauren Regen und zur Smogbildung bei. Wegen des in der Regel relativ niedrigen Schwefelwasserstoffgehalts im Biogas und der auch aus technischen Gründen eingesetzten Biogas-Entschwefelungsverfahren – Schwefelwasserstoff wirkt stark korrosiv und wird daher in der Regel weitmöglichst aus dem Biogas entfernt – sind die SO₂-Emissionen bei Biogas-Verbrennungsmotoren normalerweise deutlich unterhalb des Emissionsgrenzwertes. Sollten doch erhöhte SO₂-Werte im Abgas gemessen werden, so kann dies z.B. mit dem Einsatz sehr schwefelreicher Ausgangssubstrate, kurzzeitigen Schwefelwasserstoffspitzen im Biogas (die z.B. beim Einsetzen der Rührintervalle im Fermenter oder bei der Zugabe von Substraten auftreten) oder mit einem Defekt der Entschwefelungsanlage zusammenhängen.

Partikel (Ruß)

Bei Ruß (feinstverteiltem Kohlenstoff) handelt es sich um die so genannten organischen Partikel und daran angelagerte Kohlenwasserstoffe (z.B. PAK). Die Kohlenwasserstoffanteile bestehen zum Teil aus unverbranntem Kraftstoff, zum Teil aus unverbranntem Schmieröl. Die „anorganischen“ Partikel bestehen aus verschiedensten Bestandteilen wie Schmiermitteladditiven, Metallteilchen bzw. -abrieb, Wasser, Salzen usw. Die Gefährlichkeit liegt im geringen Durchmesser der Rußpartikel von 20 nm bis 1 µm. Die Rußteilchen haben lungengängige Größe. Die daran angelagerten Kohlenwasserstoffmoleküle können so direkt auf menschliches und tierisches Gewebe einwirken. Die Ruß-Emissionen sind bei Biogas-Verbrennungsmotoren in der Regel gering. Durch den Zündölanteil liegen sie bei Zündstrahlmotoren im Vergleich zu Gas-Otto-Motoren etwas höher. Der Anteil der Ruß-Emissionen kann maßgeblich durch den Wartungszustand (z.B. regelmäßige Einspritzdüsenwechsel und -kontrolle) beeinflusst werden.

Formaldehyd

Formaldehyd ist die Leitkomponente der Aldehyde. Sie stellen Reizstoffe für Nase und Augen dar. Formaldehyd steht zudem im Verdacht, ein krebserzeugendes Potential zu besitzen. Bei Einzelmessungen an Biogas-Verbrennungsmotoranlagen wurden Überschreitungen des TA Luft-Grenzwertes von 60 mg/m^3 festgestellt. Um eine größere Datenbasis zur Verfügung zu haben, wurden Formaldehydmessungen in das o.g. Forschungsprojekt der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft aufgenommen (Abb. 7).

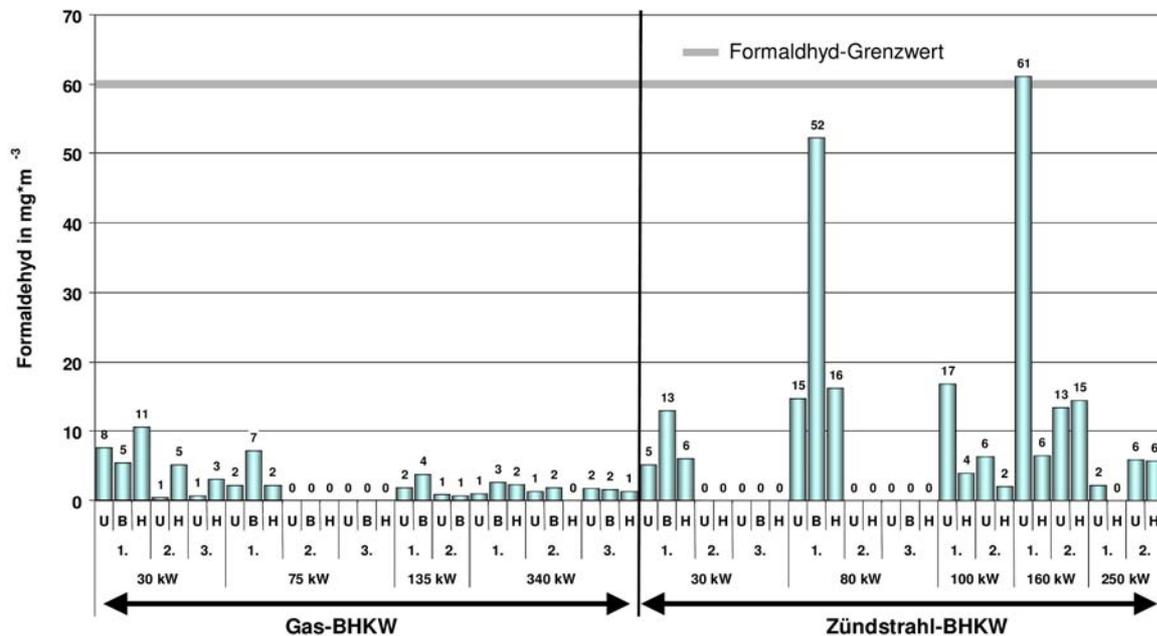


Abb. 7: Formaldehydgehalte im Abgas von Biogas-BHKW (U = ungewartet, B = Betreiberwartung, H = Herstellerwartung) (BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT, 2006).

Überschreitungen des TA Luft-Grenzwertes von 60 mg/m^3 wurden nur in einem Fall festgestellt. Bei den Gas-BHKW lagen die Werte im Durchschnitt bei rund 2 mg/m^3 . Zündstrahl-BHKW wiesen im Mittel mit rund 9 mg/m^3 etwas höhere Werte auf. Gemessen wurde nach einem Analyseverfahren des Bayerischen Instituts für Angewandte Umweltforschung und -technik - BIfA GmbH.

Kohlenwasserstoffe (Methanschlupf)

Kohlenwasserstoffemissionen entstehen durch unvollständige Verbrennung im Motor und durch Ventilüberschneidungen (sogenannter Methanschlupf). Methanemissionen liegen in der Regel im Bereich um 1 g/m^3 . Bei alten verschlissenen Motoren bzw. bei größerer Ventilüberschneidung durch z.B. ungeeignete Nockenwelle bei umgebauten Dieselmotoren oder falschen Steuerzeiten können deutlich höhere Emissionen auftreten.

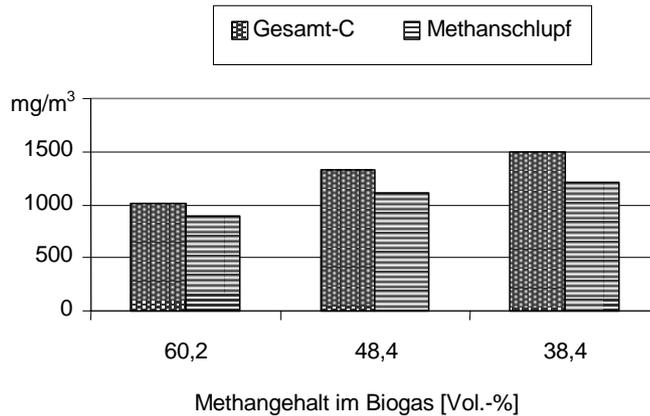


Abb. 8: Methanschlupf und Gesamt-C-Emissionen beim Zündstrahl-Motor bei unterschiedlichen Methangehalten im Biogas (BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT, in ZELL B.)

Schlechtere Biogasqualität mit geringeren Methangehalten führt zu kälterer unvollständiger Verbrennung. Daher können bei sinkenden Methangehalten im Biogas und im Teil- bzw. Schwachlastbetrieb von Gasmotoren erhöhte Gesamt-C-, Methan- sowie Formaldehydemissionen auftreten (Abb. 8). Deshalb kommt dem Management des Fermenters (kontinuierliche Beschickung, konstante Futterrationen, kontinuierliche Homogenisierung) auch aus diesem Grunde entsprechende Bedeutung zu!

Eine weitmögliche Verringerung des Methanschlupfs sollte insbesondere aus Gründen des Klimaschutzes erfolgen. In Messungen der LfL aus dem Jahr 2001 wurden Methanemissionen im Bereich von 1 g/m³ gemessen. Im Rahmen des o.g. Forschungsprojekts wurden weitere Messungen an moderneren Biogasverbrennungsmotoren durchgeführt.

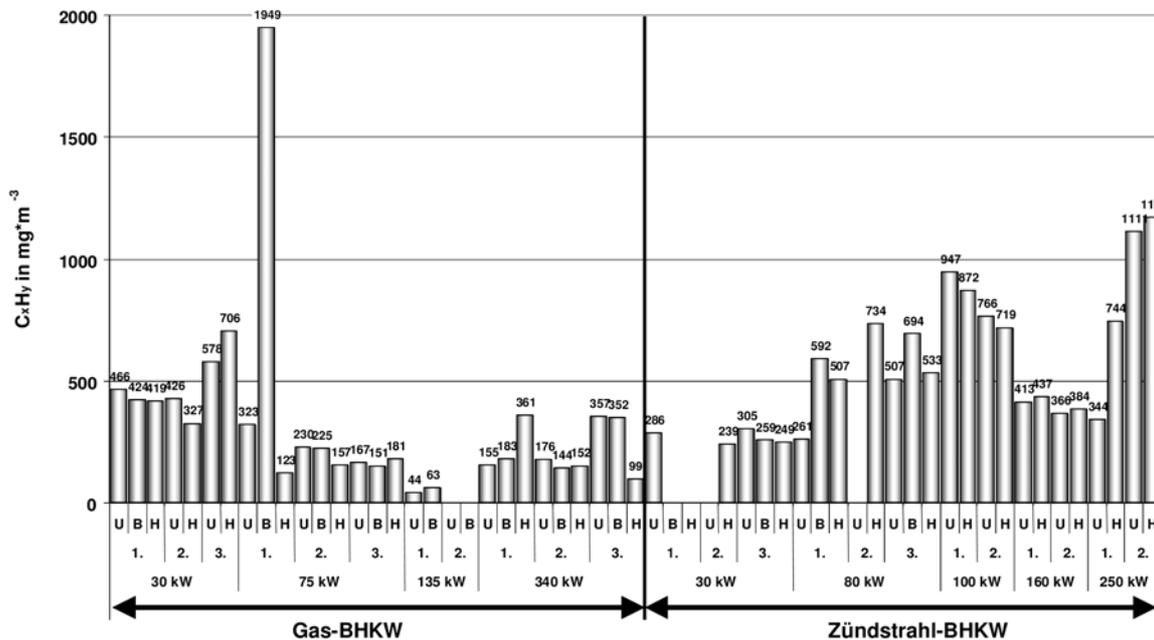


Abb. 9: Kohlenwasserstoffgehalte im Abgas von Biogas-BHKW (U = ungewartet, B = Betreiberwartung, H = Herstellerwartung) (BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT, 2006).

Die Kohlenwasserstoffkonzentrationen im Abgas von Zündstrahl-BHKW lagen mit mittleren Konzentrationen von 560 mg/m³ im Abgas fast doppelt so hoch wie bei den Gas-BHKW (290 mg/m³) (Abb. 9). Lücken im Diagramm kennzeichnen die Termine, zu denen aufgrund von

Defekten bzw. Reparaturmaßnahmen am Gerät keine Aufzeichnungen durchgeführt werden konnten. Der sehr hohe Wert (erhöhter Methanschluß) beim 75 kW Gas-BHKW mit 1949 mg/m³ kam durch die Verwendung falscher Zündkerzen (zu hoher Anodenabstand) zu Stande. Gesetzlich vorgeschriebene Richt- bzw. Grenzwerte bestehen bisher nicht. Der Methangehalt im Abgas und im Biogas sollte jedoch bei den Emissionsmessungen möglichst mitbestimmt werden, um eine bessere Bewertung der erhaltenen Messergebnisse vornehmen zu können und bei Grenzwertüberschreitungen für z.B. Formaldehyd eine mögliche Ursachenanalyse sowie Abhilfemaßnahmen treffen zu können.

1.6.3 Schadstoffe in Ausgangssubstraten und Gärrückständen

Neben den pflanzenbaulich wichtigen Elementen Stickstoff, Phosphor, Kalium (s. Kap. 1.6.1) können Ausgangssubstrate und Gärrückstände auch andere, potentiell schädliche Stoffe enthalten. Dies können sein Schwermetalle wie Blei, Cadmium oder organische Schadstoffe wie z.B. Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), Polychlorierte Biphenyle (PCB), Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane (PCDD/F) oder Antibiotika-Rückstände.

Der Gehalt an möglichen Schadstoffen in Gärrückständen hängt stark von den in der Biogasanlage eingesetzten Ausgangssubstraten ab.

Die Inputmaterialien für Biogasanlagen werden im Folgenden in Anlehnung an Kap. 1.4 in vier Gruppen eingeteilt:

1. Landwirtschaftliche Einsatzsubstrate (Gülle, Festmist, Reststoffe aus der Pflanzenproduktion, nachwachsende Rohstoffe)
2. Reststoffe aus der Industrie (Lebensmittelindustrie, sonstige Industrie)
3. Einsatzstoffe nach der VO (EG) Nr. 1774/2002 über tierische Nebenprodukte (z. B. Schlachtkörperabfälle)
4. Kommunale und gewerbliche Reststoffe (Biotonne, Grüngut, Fettabscheiderinhalt).

Wirtschaftseigene Substrate stellen in der Regel den Hauptbestandteil der Ausgangssubstrate in landwirtschaftlichen Biogasanlagen dar. Seit Novellierung des EEG (August 2004) werden in landwirtschaftlichen Biogasanlagen v.a. nachwachsende Rohstoffe (NawaRos) vergoren, am häufigsten Silomais, Ganzpflanzen-Silage und Getreide. Neben Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft und NawaRos werden jedoch als Co-Substrate auch Bioabfälle eingesetzt.

Besonders bei Einsatz von Bioabfällen sind zahlreiche Eintragsmöglichkeiten für Schadstoffe in Biogasanlagen gegeben. Je nach Prozessverlauf der Vergärung finden sie sich unterschiedlich stark in Gärrückständen wieder. Bei Ausbringung der Gärrückstände können sie auf landwirtschaftliche Flächen gelangen, sich je nach Art und Menge der Stoffe langfristig im Boden anreichern oder möglicherweise über den Pfad Boden-Pflanze in die Nahrungskette gelangen.

Im Folgenden werden die Gehalte an Schwermetallen und organischen Schadstoffen in den verschiedenen Ausgangssubstraten und Gärrückständen dargestellt. Weiter wird ihr Verhalten im Boden, der Übergang in Nutzpflanzen und die Auswirkungen auf Bodenlebewesen diskutiert.

1.6.3.1 Schwermetalle

Gehalte in verschiedenen Ausgangssubstraten

In Tab. 3 sind, soweit Daten vorliegen, die Gehalte an Schwermetallen in verschiedenen Ausgangssubstraten zusammengefasst, gruppiert nach oben beschriebener Einteilung.

Tab. 3: Schwermetallgehalte in Ausgangssubstraten für Biogasanlagen (mg/kg TM)

| Ausgangssubstrat | Cd | Cr | Cu | Hg | Ni | Pb | Zn |
|--|-------------------|--------------|-------------------|---------------------|--------------|-----------------|--------------------|
| Landwirtschaftliche Einsatzsubstrate | | | | | | | |
| Rindergülle | 0,3-0,5 | 8 | 38 | | 6 | 7 | 230 |
| Rindergülle (n = 35) ¹⁾ | 0,1-0,4 | 3-8 | 25-80 | 0,005-0,005 | 3-8 | 8-16 | 139-608 |
| Schweinegülle (n= 25) ^{1)*} | 0,1-0,5 | 5-18 | 136-766 | 0,005-0,01 | 6-17 | 13-22 | 497-1.802 |
| Schweinegülle Mast (n= 132) ²⁾ | 0,4 (0,2- 0,6) | 12 (4-27) | 337 (156- 709) | 0,03 (0,01-0,05) | 13 (7-22) | 3,3 (2-6) | 1124 (486-2000) |
| Schweinegülle Zucht (n = 115) ²⁾ | 0,4 (0,2-0,7) | 12 (4-23) | 517 (84-1178) | 0,03 (0.01-0,06) | 12 (5-24) | 4,7 (2-9) | 1390 (313-2543) |
| Hühnergülle | 0,2-0,3 | <1-7,7 | 48-78 | | 7-9 | 6-8,4 | 330-450 |
| Rindermist | 0,4 | 20 | 39 | | 10 | 7 | 213 |
| Schweinemist | 0,4 | 11 | 740 | | 13 | - | 1.200 |
| Hühnermist ⁴⁾ | 1,6 | 26,9 | 992,0 | 0,2 | 38,1 | 11,1 | 1.756,3 |
| Kartoffelkraut | - | - | 11,5 | | - | - | 78 |
| Rübenblatt | 0,2 | <1 | 10 | | 5 | 0,5 | 28 |
| Getreidestroh | 0,2 | - | 4-8 | | - | 18 | 20-80 |
| Maisstroh | 0,1-0,4 | - | 7-22 | | - | 6-33 | 30-70 |
| Reststoffe aus der Industrie | | | | | | | |
| Apfeltrester | 0,3 | 1,6 | 7,8 | - | - | 3,4 | 6,7 |
| Obsttrester | 0,11 | 0,06,12 | 7,8-30 | 0,06 | 3-21 | 0,7-3 | 25-30 |
| Rebentrester | 0,03-0,5 | 5 | 150 | 0,01 | 2,5 | - | 58-75 |
| Biertreber | 0,2 | 0,5 | 34,2 | 0,04 | 2,5 | 0,4 | 88 |
| Traubenkernmehl | 0,03 | 6,3 | 52,2 | - | 3,4 | 1,8 | 16,9 |
| Filtrationskieselgur (Bier) | 0,3-0,5 | 7,4-16 | 2,8-4,9 | 0,02 | 5-16,4 | 0,1-3,4 | 27-28 |
| Gemüseabfälle | 0,3-0,8 | 1-18,5 | 4,4-15 | 0,007 | 2,2-7,8 | 1,0-4,3 | 17-41 |
| Ölsaatschrot | 0,1-0,3 | 0,5-2 | 5,-44 | 0,005 | 0,8-6 | 0,3-1 | 42-99 |
| Rapsschrot | 0,09 | 0,6 | 5,3 | - | 5,0 | 0,9 | 65,7 |
| Rizinusschrot | 0,05-0,2 | 1,1-2,5 | 15-26 | 0,02 | 1,3-5,5 | 1-1,5 | 48-116 |
| Vinasse | 0,3 | 1,22 | 2,4 | 0,02 | 5,5 | 2,2 | 22 |
| Einsatzstoffe nach der Nebenprodukte-VO | | | | | | | |
| Blutmehl | 0,1 | 4 | 28,3 | - | 0,2 | 2,5 | 36 |
| Panseninhalt (unbehandelt) | 2 | 33 | 5-99 | - | 20 | 20 | 71-321 |
| Panseninhalt (n=2) | <0,2 | 2,0-3,2 | 14 | 0,02-0,03 | 1,5-1,6 | <1-1,2 | 83 |
| Speisereste, Großküchen (n=10) | 0,04-0,1 | 0,5-19 | 3,7-23 | 0,03 | 0,4-7,8 | 1,2-2,6 | 27-120 |
| Speiseabfälle (n=2) | <0,2 | 1,7-2,5 | 8,7-9,8 | 0,02-0,09 | <1-1,2 | <1,3-2,6 | 47-48 |
| Kommunale und gewerbliche Reststoffe | | | | | | | |
| Bioabfall | 0,3-0,6 | 7-25 | 14-21 | - | 5,5-10 | - | 88-105 |
| Bioabfall (n=10) | <1-0,4 | 10-36 | 16-92 | 0,7-0,12 | 6-17 | 13-91 | 81-269 |
| Grünschnitt | 0,7-2,1 | 4-9 | 10-20 | - | 1-9 | 70 | 8 |
| Grünguthäcksel | 0,2 (0,1-0,3) | 8 (3-18) | 10 (16-18) | 0,03 (0,01-0,07) | 4 (1-10) | 9,6 (3,5-27) | 54 (36-92) |
| Flotatschlamm | - | 39-80 | - | - | - | - | 281-380 |
| Fettabscheiderinhalt | 0,03-0,5 | 2,3-30 | 4,8-70 | 0,02-0,6 | 0,7-40,5 | 1,5-27,8 | 26-155 |

¹⁾ Untersuchungen BDF-Programm, 1999 Bayer. Landesanstalt für Landwirtschaft (5 %, 95 % Fraktile) (Müller, 2005)

²⁾ Untersuchungen Güllemonitoring Forschungsprojekt LfL – TUM LS Tierhygiene „Überprüfung und Neubewertung von Wirtschaftsdüngern“ (Median, () 5 %, 95 % Fraktile) (MÜLLER, 2006)

⁴⁾ Ergebnisse bezogen auf 30 % oS

Daten (zu Tab. 3):

UNTERSUCHUNGEN DES AGES , UBA, NÖ LLWK zitiert in FACHBEIRAT FÜR BODENFRUCHTBARKEIT UND BODENSCHUTZ (2006) und KUHN, E. (1995); BAYER. INSTITUT FÜR ABFALLFORSCHUNG- BIFA (1998); BAYER. LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (2003); WINTZER ET AL (1996), BEKO GMBH (1996), TIMMERMANN, F. ET AL (1996)

Hinsichtlich der Schwermetall-Gehalte als unbedenklich einzustufen sind in der Regel

- landwirtschaftliche Einsatzsubstrate wie Mais-, Grassilage, Getreideganzpflanzen, Stroh, Rüben, Rübenschnitzel und Zuckerrübenblatt,
- Reststoffe aus der Nahrungs-, Genuss- und Futtermittelindustrie wie Kartoffelschlempe aus landwirtschaftlichen Brennereien, Vinasse, Trester, Rapspresskuchen oder Gemüseabfälle,
- Grüngut und Rasenschnitt, das im Rahmen der Landschaftspflege anfällt (außer Straßenbegleitgrün).

Bei Einsatz dieser Substrate ist durch die Ausbringung von Gärrückständen keine nennenswerte Zusatzbelastung des Bodens zu erwarten.

Wie Tab. 3 zeigt, weisen auch Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft im Allgemeinen sehr niedrige Schwermetallgehalte auf, mit Ausnahme von Kupfer und Zink bei Schweinen (Einsatz von Zink- und Kupferpräparaten in der Fütterung bei Ferkelerzeugung und Schweinemast) und bei Hühnern. Die Kupfer- und Zink-Gehalte liegen hier vielfach bereits in den Ausgangssubstraten über den Grenzwerten der BioAbfV. Auch in einem bayernweit durchgeführten Monitoring mit 360 schweinehaltenden Betrieben überschritten mehr als 95 % der Schweinegülle, unabhängig von Betriebstyp und -größe den Kupfer- und Zink-Grenzwert der Bioabfall-Verordnung (BioAbfV) (MÜLLER 2006).

Kommunale und gewerbliche Reststoffe weisen aufgrund der Fremdanlieferung, der z.T. nur schwer nachvollziehbaren Herkunft und der Inhomogenität ein höheres Gefährdungspotential auf. Fette und Fettabscheiderinhalte können erhöhte Konzentrationen an Chrom, Kupfer, Nickel und Zink, im Einzelfall auch Blei enthalten. Bei Panseninhalt wird in einer der vorliegenden Untersuchungen der Cadmium-Grenzwert der BioAbfV überschritten.

Gehalte in Gärrückständen

Bei der Vergärung vermindern sich die Trockenmassegehalte der eingesetzten Substrate durch den Abbau der organischen Substanz. Wirtschaftsdünger und leicht abbaubare organische Reststoffe wie Fettabfälle werden schneller und stärker abgebaut als z.B. Silomais- oder Grassilage. Da Schwermetalle keinem biologischen Abbau unterliegen, konzentrieren sie sich, bezogen auf die Trockenmasse, durch die Fermentation im Gärrückstand auf.

Abb. 10 zeigt beispielhaft, wie sich allein durch die Verringerung des Trockenmassegehaltes die Blei , Kupfer- und Zinkgehalte im Gärrückstand gegenüber dem Ausgangssubstrat unterschiedlich erhöhen: bei Silomais um das 4 fache, bei Roggen (Korn) um das 10 fache, bei Schweinegülle um das 1,3 fache.

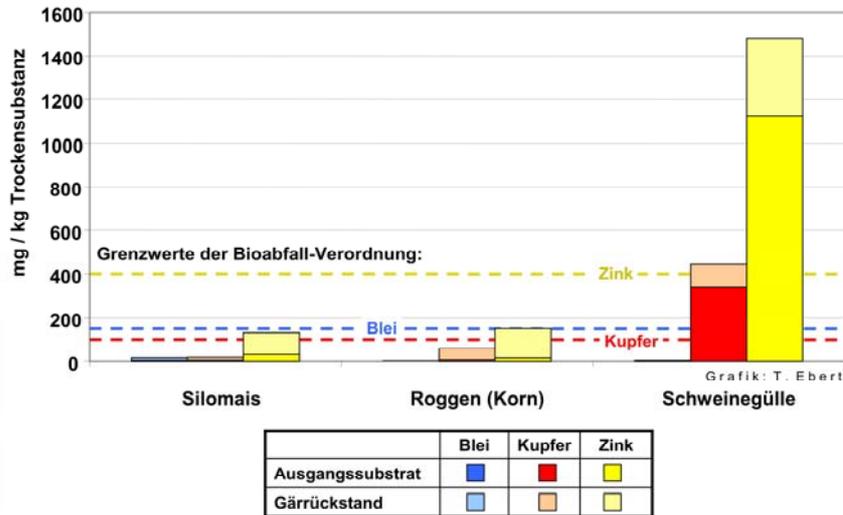


Abb. 10: Erhöhung der Schwermetallgehalte durch Vergärung (unterstellter Abbau der organischen TS für Silomais 80 %, Roggen 92 % und Schweinegülle 40 %)

Werden Wirtschaftsdünger zusammen mit Bioabfällen vergoren, muss der Gärest bei Aufbringen auf landwirtschaftliche Flächen die Schadstoff-Grenzwerte bzw. die zulässigen Grenzfrachten der BioAbfV einhalten.

Tab. 4 zeigt, dass die Gärrückstände trotz der Aufkonzentration (bezogen auf die Trockenmasse) meist sehr niedrige Schwermetallgehalte aufweisen, v.a. an den toxischen Schwermetallen Blei, Cadmium und Quecksilber. Dies bestätigen auch Untersuchungen von FISCHER ET AL. (1997) an kompostierten Gärrückständen. Die Gehalte an Cadmium, Chrom, Blei und Quecksilber lagen im Bereich herkömmlicher Grüngutkomposte. Lediglich die Kupfer- und Zinkgehalte waren etwas höher, überschritten aber nur in 2 Fällen bei Kupfer den Richtwert der Bundesgemeinschaft Kompost (100 mg Cu/kg TM bzw. den Grenzwert der BioAbfV).

Tab. 4: Schwermetallgehalte in Gärrückständen aus Biogasanlagen (mg/kg TM)

| Gärrückstand | Cd | Cr | Cu | Hg | Ni | Pb | Zn |
|--|---------------------|-------------------|-----------------|-----------|------------------|-----------------|-------------------|
| Gärrückstand getrennt erfasster Bioabfall (n = 4) | <1-0,33 | 3,6-22 | 49-70 | 0,17 | 10,6-11,9 | 26-49 | 138-179 |
| Gärrückstand Bio- und Gewerbeabfall (n = 1) | 0,29 | 21 | 52,5 | 0,17 | 11,8 | 24,5 | 179 |
| Gärrückstand (n = 5) | 0,03-0,74 | 13,0-22,5 | 25-806 | 0,12-0,31 | 6,8-18,9 | 12-41 | 107-243 |
| Gärrückstand aus Wirtschaftsdünger, Flotatfetten, Speiseabfällen (n =3) | 0,01-0,014 | 0,39-0,56 | 1,7-7,4 | - | 0,24-0,45 | 0,26-0,49 | 11-33 |
| Kompostierter Gärrückstand aus Bioabfällen (kommunal, gewerblich) und Grüngut (n = 22) | 0,5-0,56 | 12-30 | 32-122 | 0,09-0,30 | 7-21 | 21-97 | 73-364 |
| Gärrückstände Rinderbereich (n = 47) | 0,56 (0,19-1,82) | 7,6 (2,2-536) | 72 (7-225) | < 0,18 | 8,1 (0-50) | 6,7 (1,7-16) | 282 (122-1118) |
| Gärrückstände Schweinebereich (n = 16) | 0,6 (0-19) | 14,8 (3,9-161) | 136 (19-454) | < 0,18 | 14,9 (6,5-35) | 6,3 (2,1-41) | 621 (229-1171) |
| Gärrückstände Rinder- und Schweinebereich (n = 11) | 1,12 (0,43-19) | 10,9 (3,9-293) | 109 (19-191) | < 0,18 | 10,9 (6,2-27) | 6,7 (2,2-19) | 438 (20-908) |
| Gärrückstände aus Wirtschaftsdüngern und organ. Reststoffen (Bioabfällen) (n =8) | 0,20 | 11,9 | 90,6 | | 11,1 | 4,8 | 422,0 |

Daten: BAYER. INSTITUT FÜR ABFALLFORSCHUNG- BIFA (1998); BAYER. LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (2003); ZETHNER, G. ET AL., (2002); FISCHER, P. ET AL., (1997) ; PÖTSCH E.M. ET AL. (2004) Median, (Min-Max), ZETHNER, G. (2004); PFUNDTNER E. UND SWOBODA M. (2005)

Demgegenüber lagen bei Untersuchungen von Gärrückständen aus dem Schweine- bzw. Rinder- und Schweinebereich von PÖTSCH ET AL. (2004) bereits die Medianwerte von Kupfer und Zink über den Grenzwerten der BioAbfV (100 mg Cu/kg TM, 400 mg Zn/kg TM).

Auch neuere Untersuchungen aus Baden-Württemberg (KLUGE ET AL., 2006) bestätigen die niedrigen Schwermetallgehalte der Gärrückstände – mit Ausnahme von Kupfer und Zink (im Mittel oberhalb der Grenzwerte der BioAbfV). Die Proben stammten zu etwa 80 % aus Anlagen mit einem hohen Anteil an NawaRo und zu etwa 20 % aus Anlagen, die der BioAbfV unterliegen.

Bei einer Bewertung auf Basis der tatsächlichen Frachten, die mit 30 t FS/ha an Kupfer und Zink ausgebracht werden, zeigte sich jedoch, dass die Gärreste die zulässigen Frachten nach BioAbfV deutlich unterschritten.

Einflussfaktoren auf Schwermetall-Übergang Boden-Pflanze

Schwermetalle können, im Gegensatz zu den meisten organischen Stoffen, von Bodenorganismen oder durch physikalisch-chemische Prozesse nicht abgebaut werden. Sie können aus dem Boden nur über das Sickerwasser ausgetragen oder mit der Ernte durch Pflanzen entzogen werden.

Jeder Boden hat bereits einen gewissen Gehalt an verschiedenen Schwermetallen. Dieser Hintergrundgehalt setzt sich zusammen aus dem Beitrag des Ausgangsgesteins und aus diffusen Einträgen, die aus Industrie, Verkehr, Haushalten u.a. stammen.

Übersteigt die Schwermetallzufuhr aus o.g. diffusen Einträgen oder gezielten Einträgen (Ausbringung von Materialien) den Austrag durch Sickerwasser und Pflanzen, so reichern sich Schwermetalle im Boden an. Bei Ausbringung von Bioabfällen und Gärrückständen aus Biogasanlagen übersteigt der Eintrag an Schwermetallen in der Regel den Austrag.

Aufgrund der Schädigung bestimmter Schwermetalle ist der Eintrag von schwermetallhaltigem Material in die Biogasanlage deshalb grundsätzlich zu minimieren.

Der Anteil an gelösten Schwermetallen in der Bodenlösung und der Übergang in die Pflanze wird durch verschiedene Faktoren beeinflusst (vgl. Abb. 11):

Einer der wichtigsten Faktoren ist der *pH-Wert*. Mit sinkendem pH-Wert nimmt die Löslichkeit von Schwermetallen zu. Cadmium wird z.B. schon ab einem pH-Wert von < 6,5 zunehmend mobilisiert, Blei oder Quecksilber dagegen erst bei deutlich niedrigeren pH-Werten von < 4.

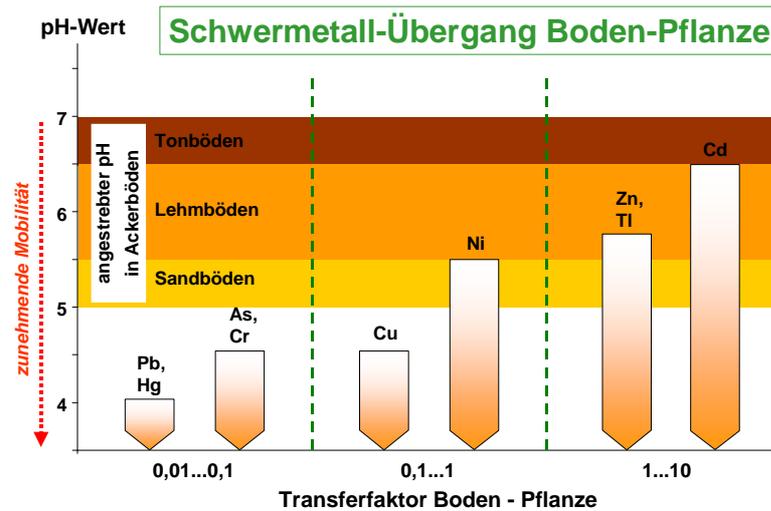
Die *Bodenart* übt insofern einen Einfluss aus, dass mit zunehmendem Tongehalt die Adsorption von gelösten Schwermetallen an die Oberfläche der Tonminerale steigt.

Die *organische Substanz* kann Schwermetalle durch Kationenaustausch oder durch Komplexbildung binden. Je höher der Gehalt an organischer Substanz im Boden, desto mehr werden Schwermetalle gebunden. Allerdings gibt es auch den entgegengesetzten Effekt, nämlich dann, wenn die Bodenlösung Fulvosäuren enthält, die in Komplexbildung mit Metallen gut löslich sind.

Eisen- und Manganoxide setzen die Löslichkeit von Schwermetallen durch Ausfällung und spezifische Adsorption herab. Allerdings ist diese Bindung vom Redoxpotential abhängig. Reduzierende Verhältnisse bringen die Oxide in Lösung.

Weitere Faktoren sind

- die Herkunft der Schwermetalle (z.B. in Ausgangsgestein meist schwer lösliche silikatische Bindungen),
- die Art der Bodenbewirtschaftung (z.B. physiologisch sauer wirkende Dünger erhöhen die Mobilität),
- die mikrobielle Aktivität im Boden (Immobilisierung durch Fällungsreaktionen mittels Polysacchariden oder Mobilisierung durch Abbau der organischen Substanz),
- die Aktivität der Pflanzenwurzeln (Senkung des pH-Wertes im Wurzelraum und damit Mobilisierung).



aus: Hintermaier-Erhard & Zech, 1997 (verändert)

Abb. 11: Einflussfaktoren auf Schwermetall-Übergang Boden-Pflanze und Transferfaktoren

Verhalten einzelner Schwermetalle und ihre Wirkungen auf Pflanzen und Bodenorganismen:

Blei (Pb)

Blei ist ein Element mit sehr toxischen Wirkungen für Lebewesen. Es liegt jedoch bei den auf landwirtschaftlichen Flächen üblichen pH-Werten (schwach sauer bis schwach alkalisch) nur in sehr geringen Konzentrationen in der Bodenlösung vor.

Aufgrund der geringen Löslichkeit des Blei im Boden werden auch von Pflanzen nur geringe Mengen Blei aufgenommen; erst bei pH-Werten unter 4 steigt die Pflanzenverfügbarkeit deutlich an. Der Transfer (= Übergang vom Boden in die Pflanze) liegt je nach Pflanzenart zwischen 0,01 und 0,1. Für Pflanzen ist Blei geringer toxisch als für Tiere und Menschen.

In einer Zusammenfassung verschiedener Studien geben SCOTT-FORDSMAND/PEDERSEN (1995) an, dass Effekte auf Bodenmikroorganismen i.d.R. erst ab 100 mg Pb/kg im Boden auftreten. Regenwürmer zeigen Effekte ebenfalls ab 100 mg Pb/kg.

Cadmium (Cd)

Cadmium wird schon bei pH-Werten < 6,5 zunehmend mobil. Unter diesem pH-Wert ist es auch in hohem Maß pflanzenverfügbar; der Gehalt in Pflanzen korreliert eng mit dem Gesamtgehalt an Cadmium im Boden (Transferraten 1-10). Auf kalkhaltigen Böden ist Cadmium hingegen für Pflanzen nur in sehr geringem Maß pflanzenverfügbar. Die Anwesenheit von organischen und anorganischen Komplexbildnern und eine gute Nährstoffversorgung des Bodens kann die toxische Wirkung von Cadmium zudem verringern. Eine akute Cd-Toxizität in Form von Blattchlorosen, Verwelkung und Zwergwachstum wurde bisher nur selten beobachtet (ALLOWAY, 1999).

Cadmium kann von allen Organismen im Boden angereichert werden, von Regenwürmern bis zum 50-fachen der Bodenkonzentration.

Toxische Wirkungen (40 % Verminderung der Stickstofffixierung) auf Mikroorganismen wurden bereits bei Bodenkonzentrationen von 2 mg/kg (CdSO_4) festgestellt. Für die Bodenatmung wurde eine Effektkonzentration (EC_{10}) von 1 mg/kg (CdCl_2) gemessen (SCOTT-FORDSMAND/PEDERSEN, 1995). Für Regenwürmer wurde bei Cd-Gehalten von 50 mg/kg in einem sandigen Boden eine Verringerung der Reproduktionsrate um 31 % festgestellt (DREHER, P. ET AL., 2000). In anderen Studien zeigte sich bei 10 mg Cd/kg im Boden ein Effekt auf die Reproduktionsrate

von Regenwürmern (SCOTT-FORDSMAND/PEDERSEN, 1995). Cadmium, Zink und Blei sollen bei Tests mit Regenwürmern additive Wirkungen gezeigt haben (CONDER ET AL., 2003).

Chrom (Cr)

In Böden liegt Chrom überwiegend als Chrom(III) vor. Einträge an Chrom(VI) (erheblich toxischer als Cr(III)) werden im Boden schnell zu Chrom (III) reduziert. Cr(III) wird vor allem an organische Substanz, an Tonminerale oder andere Komponenten mit negativer Ladung gebunden und ist deutlich immobiliser als Cr(VI) (SCOTT-FORDSMAND/PEDERSEN, 1995).

Auch Chrom ist in sauren Böden besser pflanzenverfügbar als in alkalischen. Konzentrationen in Pflanzenteilen weisen daher meist nur eine geringe Korrelation zu Bodengesamtgehalten auf. Insgesamt wird Chrom von Pflanzen nur in geringer Menge aufgenommen (Transfer 0,01-0,1 vergleichbar mit Blei). Cr(III) wird bevorzugter aufgenommen als Cr(VI). Der größte Teil des Chrom verbleibt in den Wurzeln.

Zur Wirkung auf Bodenorganismen liegen nur wenige Studien vor. In einer Studie zur Wirkung von Cr(III) auf Bodenmikroorganismen wurden bei 288 mg/kg im Boden toxische Wirkungen beobachtet. In anderen Studien traten toxische Wirkungen bei 100 mg/kg auf; dabei waren neben Cr(III) noch andere Schwermetalle vorhanden. Versuche mit löslichen Cr-III-Salzen ergeben Effekte bei niedrigeren Werten, sind aber auf den Boden (wegen der relativ guten Bindung von Cr(III)) nicht direkt anwendbar (SCOTT-FORDSMAND/PEDERSEN, 1995).

Die Untersuchung der Wirkung von Cr(III) auf Regenwürmer ergab Effekte bei 100 mg/kg im Boden. Nach SCOTT-FORDSMAND/PEDERSEN (1995) könnten empfindliche Spezies schon bei ca. 15 mg/kg toxische Effekte zeigen. I.d.R. sollten Wirkungen aber erst ab 50–100 mg/kg eintreten.

Für die Wirkung von Cr(VI) liegen nur sehr wenig Studien mit uneinheitlichen Werten vor.

Kupfer (Cu)

Kupfer ist im Boden durch Adsorption und als organische Komplexe gebunden. Es ist ein essentielles Spurenelement; deshalb benötigen Pflanzen Kupfer. Für Pflanzen ist es erst bei pH-Werten unter 5 in höherem Umfang verfügbar. Der Transfer liegt bei 0,1-1. Phytotoxische Wirkungen mit Ertragsdepressionen treten erst bei Cu-Gehalten im Boden von > 150 mg/kg TM (Gesamtgehalt) bei Sandböden auf, in Nutzpflanzen zwischen 15 und 40 mg Cu/kg pflanzlichem TM.

Verschiedene Studien ergaben für Mikroorganismen adverse Wirkungen bei Konzentrationen von 30–50 mg Cu/kg im Boden. Für Bodentiere liegen Werte, bei denen gerade noch keine Effekte auftreten (NOEC) bei ca. 30 mg Cu/kg (SCOTT-FORDSMAND/PEDERSEN, 1995).

Bei gleichzeitiger Anwesenheit von Benzo(a)pyren und Fluoranthen (beide Vertreter der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe, s. 1.6.3.2) neben Kupfer wurde eine synergistische Wirkung auf Mikroorganismen festgestellt (KOCH/WILKE, 1998).

Nickel (Ni)

Nickel wird im Boden hauptsächlich an Mangan-, Eisen- und Aluminiumoxide sowie an Tonminerale gebunden (SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL, 1992). Nickel wirkt in geringen Konzentrationen auf verschiedene Pflanzen und Mikroorganismen günstig. In höheren Konzentrationen ist es jedoch phytotoxisch (Ertragsdepressionen ab 20-100 mg/kg pflanzlicher Trockenmasse).

In sauren Böden sowie bei reduzierenden Bedingungen steigt die Ni-Löslichkeit und damit auch die Verfügbarkeit für Pflanzen an (Transfer vergleichbar Kupfer mit 0,1-1). Der Ni-Gehalt in Pflanzen spiegelt gut die Konzentration des Elements im Boden wider. Im Pflanzeninneren ist Nickel hochgradig mobil und damit in allen Pflanzenteilen zu finden.

Ab Ni-Konzentrationen von 1– 1,4 mg/l in der Bodenlösung findet eine vorübergehende Hemmung der Mikroorganismenaktivität im Boden statt (SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL, 1992).

Quecksilber (Hg)

Im Boden liegt Quecksilber meist in anorganischer Form vor und wird dort an verschiedene organische und anorganische Komponenten des Bodens adsorbiert. Durch die Bindung an die organische Substanz wird es in eine sehr immobile Form überführt.

Aufgrund der sehr geringen Mobilität (Transfer 0,01-0,1) und starken Adsorption an Tonminerale und Eisen-/ Manganoxide ist Quecksilber in normalen landwirtschaftlich genutzten Böden nur in sehr geringem Maß pflanzenverfügbar. In Pflanzen ist es überwiegend in den Wurzeln zu finden.

Hg beeinträchtigt die mikrobielle Aktivität im Boden. In organischen Böden liegt der kritische Wert zum Schutz des Bodens vor ökologischen Effekten bei 0,07–0,3 mg/kg Gesamtquecksilber (UNEP). Untersuchungen über die Auswirkung von Quecksilber auf die mikrobielle Aktivität ergaben Werte von 0,03 – 0,1 mg/kg zum Schutz des Kohlenstoffumsatzes. Die Werte, bei denen die N-Mineralisation beeinträchtigt war, lagen bei 2 mg/kg (50 % Reduktion).

Untersuchungen an Regenwürmern ergaben eine Mortalität von 21% bei 5 mg Hg/kg im Boden (SCOTT-FORDSMAND/PEDERSEN, 1995).

Zink (Zn)

Zink liegt im Boden vor allem an Tonminerale, Eisen-/Manganoxide und organische Substanz gebunden vor. Es ist wie Kupfer für Lebewesen ein essentielles Spurenelement. In höheren Konzentrationen (je nach Pflanzenart bei Gehalten von 150-300 mg/kg pflanzlicher TM) wirkt es allerdings phytotoxisch. Besonders in sauren Böden < pH 6 ist Zink weitaus mehr pflanzenverfügbar als in neutralen und alkalischen Böden. Der Transfer ist mit 1-10 ähnlich hoch wie für Cadmium; hohe Phosphatgehalte im Boden verringern aber die Pflanzenverfügbarkeit.

Insgesamt betrachtet ist das ökotoxikologische Potential von Zink eher als gering einzustufen. Die niedrigste NOEC in Feldstudien für Wirkungen von Zn auf mikrobielle Prozesse liegt bei 36 mg/kg (Auswirkungen auf die Biomasse). Die NOEC ist die niedrigste Konzentration, bei der gerade noch keine schädlichen Wirkungen auftreten. Die Bandbreite der sonstigen NOEC-Werte reicht von 94 bis 465 mg/kg. NOEC-Werte für Regenwürmer liegen zwischen 200 und mehreren Tausend mg/kg (SCOTT-FORDSMAND/PEDERSEN, 1995).

1.6.3.2 Organische Stoffe

Organische Schadstoffe können in höheren Konzentrationen nicht nur den Biogasprozess selbst stören, sie werden z.T. auch in Gärrückständen gefunden.

Als potenzielle Quellen für Verunreinigungen mit organischen Schadstoffen kommen in Frage (FACHBEIRAT FÜR BODENFRUCHTBARKEIT UND BODENSCHUTZ, 2006):

- Lösungsmittel und Industriereiniger (Reinigung fester Oberflächen),
- Staubeinträge und fette Verunreinigungen,
- Reinigungsmittel, Pflanzenschutzmittelreste,
- Insektenschutzmittel, Medikamentenreste,
- Bekämpfungsmittel für Ektoparasiten und Lästlinge, Dippmittel.

Im Folgenden werden die in Gärrückständen relevanten Stoffgruppen diskutiert, die sich durch ihre Toxizität, ihre ubiquitäre Verbreitung sowie ihre geringe Abbaubarkeit auszeichnen:

Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK),

- Polychlorierte Biphenyle (PCB),
- Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane (PCDD/F),
- der Summenparameter Adsorbierbare organische Halogenverbindungen (AOX)

sowie die

- Tenside aus der Gruppe der linearen Alkylbenzosulfonate (LAS) und Nonylphenole (NP) und die
- Antibiotika.

Die folgenden Tab. 5 und Tab. 6 geben einen Überblick über die in Ausgangsmaterialien von Biogasanlagen und Gärrückständen gefundenen Gehalte an diesen organischen Schadstoffen.

Tab. 5: Organische Schadstoffe in Ausgangssubstraten für Biogasanlagen

| Ausgangssubstrat | Σ PAK ₁₆ | BaP | Σ PCB ₆ | PCDD/F | AOX | LAS | NP |
|---|----------------------------|-------------|---------------------------|---------------|--------|------------|------|
| | [mg/kg TM] | | [μ g/kg TM] | [ng TE/kg TM] | | [mg/kg TM] | |
| Landwirtschaftliche Einsatzsubstrate | | | | | | | |
| Rindergülle | 0,083–0,105 | | 9-30 | 1-4 | 10-100 | | |
| Schweinegülle | 0,061-0,332 | 0,002-0,125 | 4-14 20-160 | 0,4, 1-4 | 10-170 | n.n.- 121 | n.n. |
| Reststoffe aus Industrie | | | | | | | |
| Filtrationskieselgur (Bier) | 0,85 | | 2,84 | 0,03 | | | |
| Speiseabfälle (n=2) | | | < 6 | 2 | | | |
| Kommunale und gewerbliche Reststoffe | | | | | | | |
| Bioabfall (n=10) | 0,38-6,62 | | max. 82 | 1,2-6 | | | |
| Bioabfall Grünschnitt | <0,00001 | | 0,04-0,05 | | 2-25 | | |
| Flotatfette (n = 3) | | 0,008-0,021 | 3-15 | 0,2-0,75 | 27-49 | 23-38 | 1 |
| Fettabscheiderinhalt | | | max. 9,5 | 0,9-2,1 | | 20-178 | 0,9 |

Daten: ZETHNER, G ET AL. (2002); FACHBEIRAT FÜR BODENFRUCHTBARKEIT UND BODENSCHUTZ (2001); BAYER. LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (2003); KUHN, E. (1995); BERSSET UND HOLZER (1993); FERRARI, S (1998); BAYER. INSTITUT FÜR ABFALLFORSCHUNG- BIFA (1998);

Tab. 6: Organische Schadstoffe in Gärrückständen aus Biogasanlagen

| Gärrückstand | Σ PAK ₁₆ | B(a)p | Σ PCB ₆ | PCDD/F | AOX | LAS | NP |
|--|---|---------------------|---------------------------|---------------|---------------------|---------------------|--------------------|
| | [mg/kg TM] | | [μ g/kg TM] | [ng TE/kg TM] | [mg/kg TM] | | |
| Gärrückstände (n = 5) | n.b. | | < 0,3 *) | 3,6 – 12,7 | n.b. | n.b. | n.b. |
| Gärrückstände aus Wirtschaftsdüngern, Flotatfetten, Speiseabfällen (n = 3) | | 0,003-0,421 | 3-59 | 0,2-2,8 | 32-153 | 23-640 | 0,1-0,3 |
| Kompostierte Gärrückstände aus Bioabfällen (kommunal, gewerblich) und Grüngut (n = 21) | | | | 1,1-15,5 | 23-300 | | |
| Gärrückstände österr. Biogasanlagen (landwirtschaftl. und nichtlandwirtschaftl. Abfälle) (n = 13) | 2,13 *) (0,34-8,68) | | | | 475 *) (91-2055) | 405 *) (38-1442) | 2,7*) (0,5-8,1) |
| Gärrückstände aus Grüngut und Küchenabfällen (Σ PAK ₁₅ , Σ PCB ₆ : n=7, Σ PCDD/F ₁₇ : n=3, NP: n=1) | 3,72 **) 1) (0,94-12,36) 1) | 0,2 **) (0,11-0,37) | 30,2 **) (5,2-71,6) | 1,3-6,6 | | | < 0,001 (BG) |
| Gärrückstände aus Grüngut, Küchen- und Industrieabfällen (Σ PAK ₁₅ , Σ PCB ₆ : n=9, Σ PCDD/F ₁₇ : n=2, NP: n=1) | 5,35 **) 1) 2,33-12,16 ¹⁾ | 0,2 **) (0,05-0,37) | 22,4 **) (17,1-33,8) | 2,7-3,3 | | | < 0,001 (BG) |

*) Mittelwert **) Median () Spanne

1) Summe PAK₁₅ (ohne Dibenzo[a,h]anthracen)

BG Bestimmbarkeitsgrenze

Daten: BAYER. INSTITUT FÜR ABFALLFORSCHUNG- BIFA (1998), BAYER. LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (2003); ZETHNER, G. ET AL., (2002); ZETHNER, G. (2004); FISCHER, P. ET AL (1997); PÖTSCH, E. M. ET AL. (2004); BRÄNDLI, R. C. (2006)

PAK, PCB, PCDD/F und AOX können sich, wenn Gärrückstände mit diesen Stoffen auf Böden gebracht werden, aufgrund ihrer hohen Persistenz im Boden anreichern. LAS und NP werden neuerdings wegen ihrer endokrinen Wirkung (Auswirkungen auf Hormonhaushalt) diskutiert.

Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Die Daten für PAKs sind meist Σ PAK₁₆, z.T. wurde auch der Leitparameter der PAKs, Benzo(a)pyren (B(a)p), untersucht, da er die größte Toxizität aller PAK besitzt und als stark krebserregend gilt. Hauptquellen für PAKs sind unvollständige Verbrennungsvorgänge. Nach Tab. 5 wurden erhöhte PAK-Werte v.a. in kommunalen Bioabfällen gefunden, die um 1-2 Zehnerpotenzen über denen von wirtschaftseigenen Ausgangssubstraten liegen. Ein Abbau von PAKs in Biogasfermentern ist kaum zu beobachten (ZETHNER, ET AL., 2002). In einer Schweizer Studie (BRÄNDLI, R. C., 2006) unterschieden sich die PAK- und B(a)p-Werte von Gärrückständen aus Grüngut und Küchenabfällen kaum von denen mit zusätzlicher Vergärung von Industrieabfällen. Auch die B(a)p-Maximalwerte lagen weit unter dem Grenzwert-Vorschlag der Novelle der AbfKlärV (2006) für Klärschlamm von 1 mg/kg TM (Tabelle 7).

Pflanzen nehmen PAKs nur in sehr geringer Menge aus dem Boden auf. Bei mit PAK belasteten Böden können verschmutzte Pflanzenteile höhere PAK-Werte aufweisen. PAKs reichern sich in der Nahrungskette an und werden vor allem im Fettgewebe akkumuliert.

Polychlorierte Biphenyle (PCB)

PCB sind seit den 80er Jahren verboten, dennoch sind sie aufgrund ihrer ubiquitären Verbreitung in Ausgangssubstraten und Gärrückständen der Biogasanlagen noch zu finden. Allerdings zeigten Untersuchungen aus Österreich, dass die Belastung über die Jahre abgenommen hat. Gemessen am Grenzwert der AbfKlärV ist die Belastung der Ausgangssubstrate und Gärrückstände mit PCB jedoch gering (ZETHNER, ET AL., 2002).

Auch bei PCB findet nur eine geringe Verlagerung vom Boden in die Pflanzen statt, jedoch besteht die Möglichkeit, dass Pflanzenteile mit anhaftenden Bodenpartikeln erhöhte Werte aufweisen können.

Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane (PCDD/F)

Untersuchungen aus Österreich fanden keine erhöhten Dioxin- und Furankonzentrationen in Biogasausgangssubstraten und Gärrückständen; sie entsprechen in etwa den ubiquitären Hintergrundgehalten (ZETHNER, ET AL., 2002). Dies wurde auch in anderen Untersuchungen bestätigt (Tab. 6, FISCHER, P. ET AL., 1997 und BRÄNDLI, R. C., 2006). Die PCDD/F-Werte der Gärrückstände liegen meist 1 Zehnerpotenz unter dem Klärschlamm-Grenzwertvorschlag der Novelle zur AbfKlärV (2006) (30 ng/kg TM gegenüber derzeit 100 ng/kg TM; Tabelle 7). Eine Zusatzbelastung der Böden beim Ausbringen von Gärresten auf landwirtschaftlich genutzten Flächen ist nicht zu erwarten.

Eine Verlagerung von PCDD/F in Pflanzenteile ist gering. Die direkte Aufnahme von Bodenpartikeln und die Verschmutzung von Pflanzen ist zu beachten. Über Pflanzen besteht die Möglichkeit einer Aufnahme von PCDD/F in den menschlichen Organismus.

Adsorbierbare organische Halogenverbindungen (AOX)

Bei AOX wird deutlich, dass das Co-Substrat Flotatfette aus der Lebensmittelverarbeitung einen gewissen Beitrag zum AOX-Gehalt des Gärrückstandes liefert. Ein Abbau scheint nur in sehr geringem Umfang im Fermenter stattzufinden. Den Untersuchungen von FISCHER, P. ET AL. (1997) ist hierzu zu entnehmen, dass die AOX-Werte deutlich über denen von Bioabfall- und Grüngutkomposten lagen.

In der von ZETHNER, G. (2004) durchgeführten Studie über organische Schadstoffe in Gärrückständen österreichischer Biogasanlagen mit landwirtschaftlichen und nichtlandwirtschaftlichen Abfällen lagen die AOX-Werte z.T. über dem Grenzwert der AbfKlärV. Erhöhte AOX-Werte lassen auf eine allgemeine Belastung mit organischen Schadstoffen schließen, da sie in der Regel anthropogenen Ursprungs sind. Es sollte daher vermieden werden, mit AOX belastetes Ausgangssubstrat im Fermenter einzusetzen.

Pflanzen nehmen AOX nur in geringem Maß auf; jedoch besteht die Möglichkeit der Kontamination durch die Anhaftung von Bodenmaterial auf Blättern, Früchten und Wurzeln.

Tabelle 7: Grenzwerte für Gehalte an organischen Schadstoffen nach AbfKlärV (1992) und Vorschläge für Novelle (2006) in mg/kg TM (PCDD/F in ng/kg TM)

| Organischer Schadstoff | Grenzwert AbfKlärV | Vorschlag Novelle |
|------------------------|--------------------|-------------------|
| AOX | 500 | 400 |
| PCB | 0,2 je Kongener | 0,1 je Kongener |
| PCDD/F | 100 | 30 |
| B(a)P | - | 1 |

Tenside aus der Gruppe der linearen Alkylbenzosulfonate (LAS) und Nonylphenole (NP)

Tenside werden in großen Mengen in Haushalten, Gewerbe und Industrie als Hauptwirkstoffe von Reinigungs- und Waschmitteln eingesetzt. *Lineare Alkylbenzosulfonate (LAS)* sind anionische Tenside, *Nonylphenoethoxylate (NPE)* und *Nonylphenole (NP)* sind nichtionische Tenside.

Die in Ausgangssubstraten gefundenen LAS-Werte liegen jedoch weit unter dem Grenzwertvorschlag der EU-Kommission für Klärschlamm von 2600 mg/kg TM. Von ZETHNER, ET AL. (2002) wurden maximale LAS-Gehalte in Gärrückständen aus Wirtschaftsdüngern, Flotatfetten und Speiseabfällen von 640 mg/kg TM gefunden, PÖTSCH ET AL. (2004) geben für Gärrückstände aus landwirtschaftlichen und nichtlandwirtschaftlichen Abfällen maximale Gehalte von > 1400 mg/kg TM an (vgl. Tab. 6). LAS werden in der Biogasanlage nicht abgebaut (ZETHNER, ET AL., 2002).

Wird ein Gärrückstand mit hohen LAS-Konzentrationen auf den Boden ausgebracht, kann für einige Tage die Regenwurmtoxizität erreicht werden. JENSEN UND FOLKER-HANSEN (1995) geben für LAS eine NOEC für Regenwürmer von 235 mg/kg Boden an, adverse Konzentrationen (LD50, LOEC) seien mindestens doppelt so hoch. Für Mikroorganismen liegen die NOECs deutlich niedriger (33 mg/kg Boden).

Weiter wird darauf hingewiesen, dass bei allen anionischen Tensiden mit der zusätzlichen Wirkung von Verunreinigungen und Wechselwirkungen mit anderen Produkt-Bestandteilen zu rechnen ist.

Im Boden werden LAS aerob gut abgebaut (Halbwertszeit: 3-35 Tage) (HUBER, 1989 zitiert in PÖTSCH, ET AL., 2004), die Akkumulation in Lebewesen und im Boden wird als gering eingestuft. Schäden bei Pflanzen sind nicht zu erwarten. Auch bei Versuchen mit 400 mg LAS/kg TM Boden konnten keine Auswirkungen auf Keimverhalten und Wachstum von Pflanzen nachgewiesen werden.

Nonylphenoethoxylate (NPE) können in Biogasreaktoren zu *Nonylphenolen (NP)* abgebaut werden. Die in Ausgangssubstraten gemessenen Gehalte liegen jedoch durchwegs um mehrere Zehnerpotenzen unter dem von der EU-Kommission vorgeschlagenen Grenzwert für Klärschlamm (50 mg/kg TM). Nach ZETHNER ET AL. (2002) können sich Nonylphenole im Gärrückstand bis zum sechsfachen der Ausgangskonzentrationen des eingesetzten Inputmaterials aufkonzentrieren. PÖTSCH, E. M. ET AL. (2004) fanden in Gärrückständen aus landwirtschaftlichen und nichtlandwirtschaftlichen Abfällen Maximalwerte von 8 mg NP/kg TM.

NP werden im Boden aerob sehr gut mineralisiert, eine Akkumulation im Boden wird daher als gering eingestuft. NP bzw. NPE sind jedoch sehr giftig für aquatische Organismen. Aufgrund seiner Umweltschädlichkeit ist die Anwendung von NPE und NP seit November 2003 verboten; seitdem nehmen die Gehalte an NP und NPE in Gärrückständen langsam ab.

Weitere organische Umweltchemikalien

In jüngster Zeit verstärkt in die Diskussion geraten sind die *Perfluorierten Tenside (PFT)*, organische Verbindungen, an deren Kohlenstoffgerüst die Wasserstoffatome vollständig durch Fluoratome ersetzt sind. Auf Grund ihrer schmutz-, farb-, fett-, öl- und gleichzeitig wasserabweisenden Eigenschaften finden PFT Anwendung in zahlreichen Industrie- und Konsumprodukten. Die Hauptanwendungsgebiete liegen im Bereich der Oberflächenbehandlung, der Papierveredlung und der Spezialchemie. Sie weisen eine hohe Beständigkeit gegenüber UV-Strahlung und Verwitterung auf.

PFT kommen ubiquitär in der Umwelt vor; für bestimmte perfluorierte Verbindungen ist eine Anreicherung in der Nahrungskette belegt.

Leitparameter für PFT sind Perfluorooctansäure (PFOA) und Perfluorooctansulfonsäure (PFOS).

BRÄNDLI R. C. (2006) fand bei stichprobenartigen Untersuchungen Spuren von PFOS und PFOA meist in Höhe der Bestimmungsgrenze; bei Gärrückständen aus Grüngut und Küchenabfällen 2-8 µg/kg TS PFOS und 1-2,5 µg/kg TS PFOA (n=3), aus Grüngut, Küchen- und Industrieabfällen 2 µg/kg TS PFOS und 1-2 µg/kg TS PFOA (n=3).

Zu weiteren organischen Schadstoffen liegen entweder keine Daten zum Verhalten in Biogasanlagen vor oder sie spielen in Ausgangssubstraten und Gärrückständen nur eine untergeordnete Rolle.

So werden *leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe (LHKW)*, wie *Dichlormethan, Trichlorethen, Perchllorethen und 1,1,1 Trichlorethan*, welche einen niedrigen Dampfdruck besitzen, bei in Bioreaktoren üblichen Temperaturen von 35-40 °C überwiegend in die Dampfphase übergehen und sind damit zum Großteil im Biogas enthalten. Sie werden daher zwar auch gut von den Pflanzen aufgenommen, aufgrund der Flüchtigkeit der Verbindungen ist das Akkumulationspotential jedoch als gering einzustufen.

Die *aromatischen Kohlenwasserstoffe Benzol, Toluol, Ethylbenzol und Xylole (BTEX)* sind leicht abbaubar und somit nur in geringem Umfang in Gärrückständen enthalten.

Hexachlorbenzol (HCB) kommt in Gärrückständen nur in sehr geringer Menge vor und γ -HCH (Gamma-Hexachlorcyclohexan), bekannt als Lindan, wird beim Fermentierungsprozess abgebaut, so dass im Gärrückstand kaum etwas zu finden ist.

BRÄNDLI ET AL. (2006) untersuchte Gärrückstände von 5 Schweizer Biogasanlagen auch hinsichtlich ihres Gehaltes an *dioxinähnlichen PCB, bromierten Flammenschutzmitteln, Pflanzenbehandlungsmitteln* und an ausgewählten *Phthalaten* und fand teilweise Konzentrationen über den Hintergrundgehalten.

Antibiotika

Sowohl bakterielle Erreger von Infektionskrankheiten als auch ubiquitär vorkommende apathogene Keime weisen in zunehmendem Maße Einzel- und Multiresistenzen gegenüber Antibiotika auf. Vor allem die therapeutische und prophylaktische Anwendung antibakterieller Wirkstoffe beim landwirtschaftlichen Nutztier werden immer wieder dafür verantwortlich gemacht, besonders auch, da sich die Spektren der verwendeten Substanzen in Tier- und Humanmedizin immer stärker angleichen.

1999 wurden EU-weit 3900 t Antibiotika-Wirkstoffe für therapeutische Zwecke in der Tierhaltung eingesetzt. Für Deutschland liegen keine Zahlen vor. Nach bisherigen Erhebungen in viehstarken niedersächsischen Landkreisen stellen Tetracycline mit einem Anteil von 52 % die wichtigste Wirkstoffgruppe in der Behandlung landwirtschaftlicher Nutztiere dar, gefolgt von Sulfonamiden mit 17 %. Beide werden in großem Umfang in der Schweinemast eingesetzt (WINCKLER UND GRAFE, 2000).

Insbesondere *Tetracycline* werden nur geringfügig im Tier metabolisiert und gelangen zu hohen Anteilen in die Wirtschaftsdünger. Bei einem bayernweit durchgeführten Güllemonitoring, in dem 380 Schweinegülle auf das Vorkommen von 23 verschiedenen Antibiotika untersucht wurden, konnte in 30 % der Proben keine der untersuchten Verbindungen, in 70 % der Proben mindestens ein Antibiotikum nachgewiesen werden. In zwei Proben wurden fünf, in neun Proben vier der untersuchten Wirkstoffe gefunden.

37 % der Proben enthielten *Chlortetracyclin (CTC)*, 29 % *Tetracyclin (TC)*, jeweils in Konzentrationen bis zu 50 mg/kg. Bei der Sulfonamidanalyse konnte in 48 % der Proben *Sulfamethazin* (0,05 - 38 mg/kg) gemessen werden; *Sulfadiazin* wurde in 5 % der Proben nachgewiesen.

Die in den bayerischen Gülle gemessenen Sulfonamid-Konzentrationen waren so gering, dass eine Wirkung als Selektor für Antibiotika-resistente Bakterien nicht erwartet wird. Anders stellt sich die Situation für Tetracycline dar. 6 % der Gülle überschritten eine CTC + TC-Konzentration von 4 mg/kg und fördern demnach selektiv das Wachstum und die Persistenz

von Bakterien, die nach den DIN-Grenzwerten („Breakpoints“) als resistent einzustufen sind. In weiteren 13 % der Gülle wurden CTC + TC-Konzentrationen von $> 1 \leq 4$ mg/kg gefunden. Diese Konzentrationen erlauben neben resistenten nur „intermediären“ Bakterien Wachstum und Vermehrung, während sensible Bakterien bereits gehemmt werden (HARMS, K. UND MEYER, K., 2006).

Bei Untersuchungen im Weser-Ems-Gebiet konnte Tetracyclin in Oberböden regelmäßig mit Schweinegülle gedüngter Flächen in Konzentrationen z.T. deutlich über 100 µg/kg Boden nachgewiesen werden. Tetracycline zeigen nach bisherigen Untersuchungen eine hohe Persistenz im Boden. Sie können daher bei wiederholter Wirtschaftsdüngerausbringung im Boden akkumulieren. Demgegenüber konnten Sulfonamide bisher in Bodenproben nur in geringen Konzentrationen nachgewiesen werden (HÖPER ET AL., 2002).

Über den Abbau und Umbau von Antibiotika bei der Vergärung in der Biogasanlage liegen bisher keine Untersuchungen vor; ebenso fehlen Daten zu Antibiotika-Gehalten in Gärrückständen.

1.6.4 Aspekte der Hygiene

1.6.4.1 Einführung

Eine Voraussetzung für die regelgerechte Vergärung von Biomasse mit Gewinn verwertbarer Energieträger, wie z.B. Biogas, ist, dass der Prozess und seine Produkte keine Gefahr für Mensch, Tier, Pflanze und Umwelt darstellen. Allerdings können insbesondere Tierkörper(teile), tierische Nebenprodukte und Speisereste mit Schadstoffen, infektiösen Organismen, Viren oder Parasiten angereichert sein. Sie sind auch ein idealer Nährboden für Krankheitserreger. Vor allem infolge verschiedener länderübergreifender, hochinfektiöser Seuchen, die auf unsachgemäße Schritte in Tierzucht, -haltung, -transport oder -verwertung zurückzuführen sind, wurden und werden EU-weit anzuwendende neue Regelwerke geschaffen (EG-Verordnung 1774/2002 mit ÄnderungsVO), um ähnliche Epidemien in Zukunft auszuschließen. Diese sollen gewährleisten, dass vor allem für Mensch und Tier keine Gesundheitsrisiken bei Abholung, Sammlung, Beförderung, Lagerung, Behandlung, Verarbeitung, Verwendung und Beseitigung tierischer Nebenprodukte entstehen. Für Phyto- und Umwelthygiene ist zur Zeit noch die nationale Gesetzgebung zuständig.

Die Risiken sollen durch dem Risikopotenzial des Substrats entsprechend angepasste Vorgaben und Maßnahmen minimiert werden. Die jeweiligen Auflagen zielen einerseits darauf ab, dass der Gesamtprozess eine Pasteurisierung der Biomasse bewirkt. Es sollen auch Kreuzkontaminationen im gesamten Ablauf, beginnend mit der Anlieferung, ausgeschlossen und eine unumkehrbare Trennung der 'unreinen' von der 'reinen' Seite erreicht werden.

Je nach Zusammensetzung kann die Biomasse vor und nach der Vergärung hygienische Risiken bergen. Entsprechende Vorschriften zur Human-, Tier-, Phyto- und Umwelthygiene enthalten die VO (EG) Nr. 1774/2002 (Nebenprodukteverordnung), die Bioabfallverordnung (BioAbfV) und die Dünge- bzw. Düngemittelverordnung (DüV, DüMV). Während der Bearbeitung soll die Biostoff-Verordnung z.B. das Personal schützen.

In der Nebenprodukteverordnung mit ÄnderungsVO, die die Human- und Tierhygiene abdeckt, werden die tierischen Nebenprodukte in 3 Risikogruppen eingeteilt.

1.6.4.2 Human- und Tierhygiene - EU-Hygieneverordnung

Material der **Kategorie 1** (höchste Risikostufe) darf nicht in Biogasanlagen eingesetzt werden, auch nicht als Zusatzmaterial im Rahmen einer Kofermentation, sondern muss gesondert in Verbrennungsanlagen entsorgt werden. Hinter dem Verbot steht das Bestreben, Pandemien wie z.B. die europäische Schweinepest, die Maul- und Klauenseuche und die übertragbare Spongiforme Enzephalopathie (TSE, hierzu gehört BSE, 'Rinderwahnsinn') bzw. die neue

Creutzfeldt-Jakob-Erkrankung zu unterbinden. Die Erreger und die Körperteile, in denen sie sich anreichern, sowie ihre Übertragungswege, konnten identifiziert werden, und dementsprechend wurden das Risikomaterial und für eine sichere komplette Abtötung der Erreger notwendige Behandlungen (z.B. Verbrennung) definiert. Neben spezifiziertem Risikomaterial zählen auch Küchen- und Speisereste aus grenzüberschreitendem Verkehr zur Kategorie 1.

Als Material der **Kategorie 2** eingestufte tierische Nebenprodukte und Tierkörper(teile) können nach Drucksterilisation ('Methode 1': ≥ 3 bar, ≥ 20 min, $\geq 133^\circ\text{C}$) und Zerkleinerung (≤ 50 mm) in nach Artikel 15 VO EG Nr. 1774/2002 zugelassene Biogasanlagen eingesetzt werden. Hierzu zählen z.B. auch feste Teile (≥ 6 mm) aus bestimmten Schlachthofabwässern. Durch die Drucksterilisation (Methode 1) werden u.a. alle Krankheitserreger wie z.B. Salmonellen, Listerien, pathogene *Escherichia coli*, Brucellen, *Pseudomonas aeruginosa*, thermophile *Campylobacter* Arten, intestinale Enterokokken, aerobe und anaerobe Sporenbildner (z.B. *Bacillus cereus*, *Clostridium perfringens*), Parasiten sowie Viren (auch hitzeresistente Parvoviren) abgetötet. Infektiöse Einheiten sind nach Passage der Sterilisationseinheit nicht mehr zu erwarten. Allerdings bietet solches Material (sowie pasteurisiertes Material der Kategorie 3, s. unten) einen geeigneten Nährboden für eine Wiederverkeimung u.U. auch durch Krankheitserreger, besonders wenn es als Kosubstrat z.B. mit nicht-sterilisiertem Dung, Jauche und ähnlichen Tierausscheidungsprodukten oder Speiseresten und vor allem bei mesophiler (ca. 35°C) Vergärung eingesetzt wird. Um eine direkte Aufnahme mit der Nahrung z.B. nach Ausbringung durch Weidetiere zu vermeiden, muss der Gärrest nach dem Indikatorprinzip definierten mikrobiologischen Standards entsprechen. Dabei dürfen nach Verordnung (EG) Nr. 208/2006 keine Salmonellen sowie *Escherichia coli* oder *Enterococcaceae* nur bis zu bestimmten Schwellen- bzw. Höchstwerten (beide Parameter: $m=1000$, $M=5000$ in 1g; $n=5$; $c=1$) noch enthalten sein (s. Kapitel 2.2.6).

Der Indikatorparameter Salmonellen ist für enteropathogene Bakterien unbestritten. Hingegen ist die Gleichwertigkeit von *E. coli* und *Enterococcaceae* als Indikator fragwürdig, da *E. coli* wesentlich temperaturempfindlicher ist als die Enterokokken (Tab. 6) und nur die Abtötung eines relativ sensitiven Teils potentieller Krankheitserreger indizieren kann (Tab. 8); LEBUHN UND WILDERER, 2006). Die Enterokokken sind damit als Indikator für Hygienisierung wesentlich geeigneter als *E. coli*. Sie sind auch geeigneter als die vorher (EG-Verordnung 1774/2002) verwendeten *Enterobacteriaceae*, die eine Vielzahl teilweise thermotoleranter, teilweise pathogener Bakterien beinhalten und in den gängigen Bestimmungsverfahren nicht einmal stringent erfasst werden, da sie Gasproduktion und Säurebildung anzeigen und keine Rückschlüsse auf die Gegenwart bestimmter Bakterien zulassen. *E. faecium* und *E. faecalis* zeigen fäkale Verunreinigung an und sind thermotolerant, sie decken auch praktisch das gesamte Spektrum relevanter pathogener Organismen ab. Ausnahme stellen die bakteriellen Sporenbildner (*Clostridium* sp., *Bacillus* sp.) dar (Tab. 8). *C. perfringens* und *B. cereus* nahmen allerdings während des Biogasprozesses weder meso- noch thermophil zu (LEBUHN UND WILDERER, 2006), das Verhalten anderer Sporen- und potentiell toxinbildender Arten sowie der Toxine ist noch ungeklärt. Ein Problem könnten auch toxinbildende Pilze (z.B. *Aspergillus fumigatus*, bestimmte Fusarien) darstellen. Ihr Verbleib als sehr resistente Sporen und der Verbleib der Toxine während der Vergärung sind ebenfalls nicht geklärt. Geeignete Bestimmungsmethoden wären hier zu entwickeln.

Tab. 8: T_{90} - und $T_{99,99}$ -Werte für ausgewählte Krankheitserreger und Indikatororganismen (Angaben verschiedener Autoren)

| Organismus | mesophil | | thermophil | |
|---|-------------------|-------------------|---------------|-----------------|
| | T_{90}^1 (h) | $T_{99,99}^2$ (h) | T_{90} (h) | $T_{99,99}$ (h) |
| Viren: | | | | |
| CSFV (klass. Schweinepest) | 4,8 | 19,2 | 0,03 - 0,17 | 0,12 - 0,68 |
| PRV (Aujeszky'sche Krankheit) | 4,8 | 19,2 | 0,02 - 0,18 | 0,08 - 0,72 |
| SVDV (vesikul. Schweinekrankheit) | | | 0,01 - 0,13 | 0,04 - 0,52 |
| ASFV (Afrikanische Schweinepest) | | | 0,03 - 1,11 | 0,12 - 4,44 |
| FMDV (Maul- und Klauenseuche) | 24 | 96 | 0,13 - 1 | 0,52 - 4 |
| <i>Poliovirus</i> | 22,32 - 32,16 | 89,28 - 128,64 | 0,03 - 0,09 | 0,12 - 0,36 |
| FCV (Felin. Calicivirus) / Norovirus | 48 | 192 | | |
| Hepatitis A Virus | | | 0,17 | 0,68 |
| Humanes Rotavirus | | | 0,12 | 0,48 |
| Bovines Rotavirus | | | 0,3 | 1,2 |
| BPV (Bovines Parvovirus) | | | 4,67 - 17,1 | 18,68 - 68,4 |
| Bakterien: | | | | |
| <i>Escherichia coli</i> , EHEC | 19,2 - 74,48 | 76,8 - 297,9 | 0,03 - 0,4 | 0,12 - 1,6 |
| <i>Salmonella</i> sp. | 21,6 - 168 | 86,4 - 672 | 0,06 - 2 | 0,24 - 8 |
| Intestinale Enterokokken (fäkale Streptokokken) | 48 - 126,24 | 192 - 744,96 | 1 - 1,7 | 4 - 6,8 |
| <i>Listeria monocytogenes</i> | 295,2 | 1180,8 | 0,28 | 1,11 |
| Thermophile <i>Campylobacter</i> | 86,4 (- 1704?) | 345,6 (- 6816?) | 0,01 - 0,04 | 0,04 - 0,15 |
| <i>Bacillus cereus</i> | 670 - 240000 | 2681 - 960000 | 824 - 100000 | 3298 - 400000 |
| <i>Clostridium perfringens</i> | 240000 - ∞ | 960000 - ∞ | 2657 - 100000 | 10629 - 400000 |
| Parasiten | | | | |
| <i>Ascaris suum</i> | 336 | 1344 | 24 | 96 |
| <i>Cryptosporidium parvum</i> | 2,0 | 7,84 | 0,78 | 3,1 |

¹⁾ Zeitraum, innerhalb dessen bei definierten Bedingungen die Konzentration der betreffenden Mikroorganismen um eine Zehnerpotenz bzw. 90 % abnimmt („dezimale Reduktionszeit“)

²⁾ Zeitraum, innerhalb dessen bei definierten Bedingungen die Konzentration der betreffenden Mikroorganismen um vier Zehnerpotenzen bzw. 99,99 % abnimmt

Verarbeitungsprodukte von Gülle (z.B. für den Handel) müssen pasteurisiert werden (70°C, 60 min) und dürfen keine Salmonellen sowie *E. coli* bzw. *Enterococcaceae* nur bis zu den oben diskutierten Schwellen- bzw. Höchstwerten enthalten (s. Kapitel 2.2.6). Durch die Pasteurisierung wird die Inaktivierung des Schweinepest-Virus sowie einer Reihe pathogener Bakterien, Viren und Parasiten erreicht. Äquivalente Behandlungen können behördlich zugelassen werden, wenn gleiche Wirksamkeit demonstriert ist. Eine neue EU-Verordnung für organische Dünger ist in Vorbereitung, wodurch sich Änderungen ergeben könnten.

Material mit geringem seuchenhygienischen Risiko (**Kategorie 3**), z.B. genusstaugliche Schlachtkörperteile und Speisereste aus nationalem Verkehr darf nach der Nebenprodukteverordnung nur nach Passage einer Pasteurisierungseinheit (≤ 12 mm Teilchengröße, Pasteurisierung: 70°C, 60 min) in eine nach Artikel 15 der VO (EG) Nr. 1774/2002 zugelassene Biogasanlage eingespeist werden. Das Endprodukt darf keine Salmonellen sowie *E. coli* bzw. *Enterococcaceae* nur bis zu den oben diskutierten Schwellen- bzw. Höchstwerten enthalten (s. Kapitel 2.2.6). *Clostridium perfringens* wird durch Pasteurisierung kaum beeinträchtigt. Ausnahmege-nehmigungen sind in Sonderfällen möglich, allerdings muss hinsichtlich der Verringerung von Krankheitserregern gleiche Wirkung erzielt werden (vgl. hierzu Tab. 8).

Tab. 8 zeigt eine Zusammenstellung der dezimalen Reduktionszeiten ausgewählter Krankheitserreger und Indikator-Organismen. Da aus wissenschaftlicher Sicht eine Reduzierung um 3-4 Zehnerpotenzen wünschenswert ist, sind auch die extrapolierten $T_{99,99}$ -Werte dargestellt. Die

Zusammenstellung beruht auf eigenen Untersuchungen (LEBUHN UND WILDERER, 2006), Angaben bei HOFERER (2001) sowie O'REILLY und COLLERAN (2004) und einer Reihe verschiedener Einzeluntersuchungen, die in LEBUHN und WILDERER (2006) zitiert sind. Die Angaben sollen auch zur Diskussion um die Eignung von Indikatorparametern für bestimmte Krankheitserreger beitragen sowie zur Frage der Gleichwertigkeit der Hygienisierungswirkung unterschiedlicher Temperaturführungen.

1.6.4.3 Phyto- und Umwelthygiene

Im Vergleich zur Human- und Tierhygiene mit ihren vergleichsweise umfangreichen Regelungen in der HygieneVO (auch wenn noch einige Fragen offen sind) wurden und werden die Bereiche Phyto- und Umwelthygiene wissenschaftlich eher vernachlässigt. Zentrale Fragen der Phyto- und Umwelthygiene werden in der HygieneVO nicht angesprochen, auch nicht im Tier-NebG.

Auf nationaler Ebene regeln das Abfall- und Düngemittelrecht Fragen der Phyto- und Umwelthygiene, ggf. sind noch Auflagen des Boden- und Wasserschutzes, des Bundes-Immissionsschutzgesetzes oder der Klärschlammverordnung zu beachten. Auf EU-Ebene werden entsprechende Verordnungen zukünftig den nationalen Regelungen vorgeschaltet werden. Unabhängig davon, ob nur Bioabfälle und/oder Wirtschaftsdünger vergoren werden, unterliegt der Gärrest dem Düngemittelrecht. Zusätzlich greift die BioAbfV bei der Verwertung von Bioabfällen und Gemischen mit Bioabfällen. Sie definiert, dass Bioabfälle so behandelt sein müssen, dass sie seuchen- und phytohygienisch unbedenklich sind, und von ihnen keine Gefahr für Menschen, Tiere, Pflanzen(erzeugnisse) und Böden ausgeht. Gleiches fordert auch die DüMV, wenn die Gärrückstände in den Verkehr gebracht werden. Wirtschaftsdünger und nachwachsende Rohstoffe (z.B. Energiepflanzen) sind keine Abfälle und unterliegen daher bei Monovergärung bzw. gemeinsamer Vergärung nur dem Düngemittelrecht. Bei Eigenverwertung sind hier keine Auflagen hinsichtlich Hygieneanforderungen zu beachten.

Neben den seuchen- (s.o.) und phytohygienischen (s.u.) Parametern sehen die BioAbfV und DüMV eine Reihe chemischer und physikalischer Untersuchungen hinsichtlich umwelthygienischer Fragestellungen (Schutz von Boden, Wasser, Luft) vor, auf die hier nicht näher eingegangen werden kann.

Die hygienische Unbedenklichkeit von Produkten aus der biologischen Abfallbehandlung wird nach der BioAbfV mit Hilfe von direkten und indirekten Prozessprüfungen und mit Produktprüfungen festgestellt. Auf die seuchenhygienischen Parameter nach BioAbfV, die z.T. von den Parametern der HygieneVO abweichen, wird hier nicht eingegangen.

Die direkte Prozessprüfung zur Phytohygiene nach BioAbfV sieht Untersuchungen zum Wirkungsgrad des Verfahrens mit den Indikatororganismen Tabak-Mosaik-Virus (TMV, Richtwert im Biotest: ≤ 8 Läsionen/Pflanze) und *Plasmodiophora brassicae* (Kohlhernie, Richtwert im Biotest: Befallsindex $\leq 0,5$) sowie die Bestimmung der Keimrate von Tomatensamen (Richtwert im Biotest: ≤ 2 % keimfähige Samen/Probe) vor. Auf der Grundlage von neueren wissenschaftlichen Untersuchungen zur Hygienisierungsleistung von Vergärungsanlagen wurde im Jahr 2004 vom Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL) ein Vorschlag zur Überarbeitung der Hygienisierungsanforderungen an die Behandlung von Bioabfällen im Anhang 2 der BioAbfV erstellt. Die KTBL schlägt unter anderem vor, bei der direkten Prozessprüfung in Vergärungsanlagen auf die Anwendung des Indikatororganismus TMV zu verzichten. Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Bereiche Phyto- und Umwelthygiene besonders für die Beurteilung der anaeroben Vergärung einer weitergehenden wissenschaftlichen Bearbeitung bedürfen, um fundierte Standards für die Biogastechnologie zu erarbeiten. Entsprechende Untersuchungen wurden bereits in die Wege geleitet. Es ist wünschenswert, dass entsprechende Anstrengungen auch für kommende EU-Verordnungen unternommen werden.

1.6.5 Energiebilanz und Treibhauseffekt

Strom und Wärme aus Biogas gelten im allgemeinen als besonders umweltfreundlich – werden sie doch zumindest auf den ersten Blick CO₂-neutral und fossile Ressourcen schonend produziert. Diese Betrachtung ist richtig, wenn man den Blick auf den Einzelbereich Biogasverwertung richtet. Hier wird durch die Verbrennung im Motor nur die Menge an Kohlendioxid freigesetzt, die vorher über den Anbau von nachwachsenden Rohstoffen der Atmosphäre entzogen wurde. Betrachtet man jedoch die ganze Verfahrenskette Biogas von der Produktion der Rohstoffe, über die Verarbeitung bis hin zur energetischen Verwertung, so relativieren sich die genannten Vorteile. Für die Produktion der Dünge- und Pflanzenschutzmittel, sowie den Anbau der energieliefernden Pflanzen wird auch fossile Energie eingesetzt. Durch Einbeziehen der gesamten Verfahrenskette werden die Energie- und CO₂-Bilanzen somit weniger positiv. In welchem Maße anthropogene CO₂-Emissionen durch die Substitution von Strom und Wärme fossiler Energieträger mit Biogasstrom reduziert werden können, hängt stark vom Aufwand an fossiler Energie ab, die zur Bereitstellung von Biogas notwendig ist.

Der Energieaufwand wird zur Abschätzung der Inanspruchnahme fossiler Ressourcen, CO₂ wegen seiner Klimawirksamkeit bilanziert. Da CO₂ nur ein klimarelevantes Gas unter mehreren ist, kann es sein, dass durch die Emission anderer klimawirksamer Stoffe (wie z.B. Methan) eine positive CO₂-Bilanz reduziert wird. Hierdurch sind auch Unterschiede zwischen der Energie- und Treibhausgasbilanz zu erklären. Umweltbelastungen, die im Zusammenhang mit der Bereitstellung von „nachwachsenden Rohstoffen“ zur Vergärung auftreten können, umfassen beispielsweise das aus Agrarökosystemen entweichende Lachgas (N₂O), Biozide und deren Abbauprodukte oder die Naturrauminanspruchnahme für den Anbau (REINHARDT UND VOGT, 1997). Bei der Vergärung der Stoffe können unkontrollierte Methanemissionen die Bilanz erheblich negativ beeinflussen.

Die ökologischen Vor- und Nachteile der Stromproduktion aus Biogas lassen sich somit nicht auf Anhieb auflisten und bewerten. Die Bewertung muss unter Einbeziehung des gesamten Systems erfolgen, und nicht nur auf der Betrachtung bestimmter Ausschnitte der Verfahrenskette Biogas beruhen.

1.6.5.1 Methodische Vorgehensweise

Ziel einer Ökobilanz zur Bewertung der Umweltverträglichkeit von Energie aus Biogas ist die Abwägung von ökologischen Vor- und Nachteilen (also der Umweltauswirkungen), die mit der Energieproduktion aus Biogas verbunden sind. Die Bilanzierung muss dazu einer allgemein anerkannten Bilanzierungsvorschrift folgen. Vorbild ist dabei die allgemeine Ökobilanztheorie (DIN 1996). Wie sich die Allgemeine Ökobilanztheorie auf die Energiegestehung aus Biogas anwenden lässt, soll im Folgenden kurz erläutert werden.

Bei der Bestimmung der Umweltauswirkungen der Produktion von Energie aus Biogas wird als Vergleich die herkömmliche Art der Energiebereitstellung (also aus fossilen Quellen) herangezogen. Es ist auch möglich, verschiedene Verfahren zur Energieerzeugung aus Biogas miteinander zu vergleichen. In jedem Fall handelt es sich dabei um eine vergleichende Ökobilanz. Grundsätzlich entscheidend ist dabei, die gesamten Verfahrenskette der betrachteten Varianten zur Energieerzeugung zu berücksichtigen. Wenn die ökologische Bewertung nur auf Teilbetrachtungen basiert, kann es zu stark einseitigen Aussagen kommen. So wird Energie aus Biogas anders bewertet, wenn nicht nur die direkt bei der Verbrennung von Biogas (im Blockheizkraftwerk) anfallenden Emissionen, sondern auch die Aufwendungen der landwirtschaftlichen Produktion zur Bereitstellung von nachwachsenden Rohstoffen (Kraftstoff, Düngemittel, Biozide...) berücksichtigt werden. Darüber hinaus ist es auch notwendig, anfallende Koppelprodukte (Wertstoffe oder Abfallstoffe) zu berücksichtigen. Im Fall der Energiegestehung wäre der Gärrest ein Koppelprodukt. Er dient als wertvoller Dünger und ist damit ein Wertstoff. Über Äquivalenzprozesse (z.B. Produktion eines äquivalenten Mineräldüngers) lässt sich der Gärrest in die Bilanz integrieren. Abfallstoffe gehen über die Umweltauswirkungen, die bei deren Entsorgung entstehen, in die Bilanz ein.

Die Umweltauswirkungen werden in Umwelt-Wirkungskategorien erfasst. In einer Wirkungskategorie können mehrere Einzelparameter zusammengefasst werden. In der Wirkungskategorie „Ressourcenbeanspruchung“ wird der gesamte Aufwand an fossilen Energieressourcen (Primärenergie) betrachtet. Als Grundeinheit wird der sogenannte KEA (kumulierter Energieaufwand) bilanziert. In der Wirkungskategorie „Treibhauseffekt“ werden beispielsweise alle am Treibhauseffekt maßgeblich beteiligten Emissionen zusammengefasst (z.B. Kohlendioxid, Methan, Lachgas). Über bestimmte Gewichtungsfaktoren werden die Einzelstoffe dann zusammengefasst. Im Fall der Wirkungskategorie „Treibhauseffekt“ ist die Grundeinheit das sogenannte CO₂-Äquivalent.

Die Umweltauswirkungen einer Substitution von fossil erzeugtem Strom und Wärme durch Energie aus Biogas erfolgt durch einen Vergleich der entsprechenden Wirkungskategorien. Die einzelnen Wirkungskategorien können dabei komplett oder teilweise quantifiziert werden (z.B. Treibhauseffekt). Andere Bereiche können nur qualitativ bilanziert werden (z.B. Risikoabschätzung). Andere Bereich, für die noch keine Bilanzierungsregeln vorliegen, können nicht abgebildet werden (z.B. Naturrauminanspruchnahme) (REINHARDT UND VOGT, 1997).

Die quantifizierbaren Kenngrößen werden für die einzelnen Energiebereitstellungsvarianten einzeln bestimmt und anschließend saldiert. Die Differenz zeigt dann, in welchem Maße sich negative Umweltauswirkungen durch den Ersatz von fossilen Brennstoffen durch Biogas vermeiden lassen.

Am Ende der Ökobilanz steht die Bewertung der ökologisch relevanten Parameter. Die Bewertung wird dann erschwert, wenn die betrachteten Varianten in verschiedenen Wirkkategorien unterschiedliche Ergebnisse aufweisen. Von wissenschaftlicher Seite ist eine eindeutige Verrechnung der Ergebnisse verschiedener Wirkkategorien nicht möglich. (REINHARDT UND VOGT, 1997). Die Entscheidung muss anhand von ökologischen Zielen erfolgen, die von der Gesellschaft oder/und der Politik vorgegeben werden. Entsprechend der Zielsetzung können die Varianten der Energieerzeugung dann unterschiedlich bewertet werden.

1.6.5.2 Mögliche Umweltwirkung von Biogas

Im folgenden wird die Prozesskette Energieerzeugung aus Biogas nach verfahrenstechnischen Kriterien aufgeteilt in Substratbereitstellung, Substratlagerung, Substrateinbringung, Biogas-Produktion, Biogasverwertung, Gärrestlagerung und -verwertung. Für jeden Bereich werden die wichtigsten Wirkungen auf die Energiebilanz und den Treibhauseffekt erläutert und ggf. Vermeidungsstrategien aufgezeigt.

Substratbereitstellung

Wird die Biogasanlage mit Nachwachsenden Rohstoffen beschickt, so müssen die Umweltwirkungen des Anbaus der Biomasse mit in die Bilanz einbezogen werden.

Vor allem der Aufwand an fossiler Energie für die Bodenbearbeitung, die Herstellung der eingesetzten Dünge- und Spritzmittel und der Transport zur Biogasanlage muss berücksichtigt werden. Da der Anbau der zu vergärenden Biomasse heute auf Flächen stattfindet, die sonst der Produktion von Lebensmitteln dienen würde, darf sich die Bilanz nicht auf eine „Nulloption“ beziehen (Nulloption würde bedeuten: Ohne NawaRo-Anbau gehen von der betrachteten Fläche keine Umweltwirkungen aus) (REINHARDT UND VOGT, 1997). Durch den Bezug auf ein Referenzszenario „Fruchtfolge mit Lebensmittelproduktion“ werden nur die Umweltwirkungen berücksichtigt, die zusätzlich entstehen, wenn statt Lebensmitteln Energiepflanzen angebaut werden. Wird zum Anbau der NawaRos Brachland wieder in Nutzung genommen, kann auch Brache als Referenzszenario angesetzt werden.

Bei der Vergärung von Wirtschaftsdünger sind die Umweltauswirkungen zur Bereitstellung des Substrats erheblich geringer. Es muss nur eventuell erforderlicher Transportaufwand zur Biogasanlage berücksichtigt werden. Zusätzlich können ggf. Gutschriften angesetzt werden, falls z.B. Methanemissionen vermieden werden, die ansonsten bei der Lagerung von Wirtschaftsdüngern bei Tierhaltungsbetrieben entstehen.

Substratlagerung und Einbringung

Bei Einsatz von geruchsintensiven Substraten (z.B. feuchter Hühnerkot, faulendes organisches Material) sowie bei unsachgemäßer Lagerung kann es vor allem zu Geruchsemissionen kommen. Auch Silagereste und austretender Silagesickersaft kann zu erheblichen Geruchsbelästigungen führen. Lagerverluste führen zu einem Mehraufwand bei der Substratbereitstellung und wirken sich damit negativ auf die Energiebilanz aus.

Biogas-Produktion

Der Bereich Biogas-Produktion umfasst die Gärbehälter und die Gasleitungen zum Ort der Gasverwertung (i.d.R. ein Blockheizkraftwerk (BHKW)). Im Regelfall sollten hier keine direkten Emissionen entstehen. Bei Störfällen (z.B. Motorausfall im BHKW) kann jedoch Biogas über die Sicherheitseinrichtungen (Überdrucksicherung) entweichen. Das Entweichen von Biogas sollte möglichst vermieden werden, da das darin enthaltene Methan ein über 20-fach wirksameres Treibhausgas als Kohlendioxid ist. Der Einbau einer Notfackel oder eines genügend großen Gasspeichers hilft diese Emissionen zu verhindern.

Biogas-Verwertung

Großen Einfluss auf die Energie- und Treibhausgasbilanzen hat der Wirkungsgrad der Biogas-Verwertung. Dieser variiert je nach Verwertungsart bzw. -technik (z.B. Kraftstoffbereitstellung, Gaseinspeisung ins Erdgasnetz, Brennstoffzellen, (Ab-) Wärmenutzung). Am weitesten verbreitet ist die Verwertung des Biogases im Verbrennungsmotor eines Blockheizkraftwerks. Der Wirkungsgrad hängt hier insbesondere von der Motorenart (Gas- oder Zündstrahlmotor) und dem Wartungszustand des Motors ab. Darüber hinaus ist zu berücksichtigen, dass ein geringer Teil des klimarelevanten Methans den Verbrennungsmotor unverbrannt passieren kann (Methanschleupf). Hauptursache dafür ist die Ventilüberschneidung bei Viertakt-Motoren, dabei sind das Einlass- und das Auslassventil kurz gleichzeitig geöffnet (BAYER. LANDESAMT FÜR UMWELT, 2005).

Gärrestlagerung

Wird der Gärrest in einem offenen Behälter gelagert, sind vor allem Ammoniak- und Methanemissionen sowie Geruchsemissionen möglich.

Direkte Methanemissionen sollten wegen der hohen Klimarelevanz so weit wie möglich vermieden werden. Dazu sollte der zulaufende Gärrest möglichst vollständig vergoren sein, so dass sich Nachgärprozesse im Gärrestlager in Grenzen halten. Eine Schwimmschicht mindert die Methanemissionen nicht.

Je nach eingesetzten Substraten, kann der Gärrest viel Stickstoff enthalten. In Form von Ammoniak kann dieser direkt in die Atmosphäre entweichen. Schwimmschichten verhindern zum Teil das Ausgasen von Ammoniak. Schwimmschichten sind aber trotzdem nicht wünschenswert, da sie einen unvollständigen Abbau der Substrate im Fermenter anzeigen, und man entsprechend von höheren Methanemissionen im Gärrestlager ausgehen kann (WULF ET AL., 2003).

1.6.5.3 Ausblick

Die Ökobilanzen für die Energieproduktion aus Biogasanlagen können sich je nach Anlage sehr stark voneinander unterscheiden. Bei den Klimagasemissionen etwa zeigt eine aktuelle Berechnung des Wuppertal Instituts (2006) dass die Treibhausgasemissionen zwischen $-5,5$ und $+1$ kg CO₂-Äquivalent und pro m³ produziertes Methan variieren können. Nimmt man vereinfacht an, von der im Methan steckenden Energie werden 35% in Strom und 20% in genutzte Wärme umgewandelt, so werden 3,5 kWh elektrische und 2,0 kWh thermische Energie daraus gewonnen. Die Bereitstellung der gleichen Menge elektrischer Energie verursacht im deutschen Kraftwerksmix Emissionen in Höhe von 2,17 kg CO₂-Äquivalenten⁴. Die gleiche Menge thermische Energie – bereitgestellt aus einem Erdgasbrenner – würde Emissionen in Höhe von

⁴ Annahme: 1 kWh_{el} aus dem deutschen Kraftwerksmix ist mit 0,62 kg CO₂-Äquivalenten belastet (ÖKOINSTITUT, 2005)

0,44 kg CO₂-Äquivalenten verursachen⁵. In Summe ergäben sich also Treibhausemissionen in Höhe von 2,61 kg CO₂-Äquivalenten um die Energieproduktion aus einem m³ Methan mit fossilen Energieträgern zu ersetzen.

Als Haupteinflussfaktoren auf die klimawirksamen Emissionen werden in der Studie des Wuppertal Instituts der Anteil an Wirtschaftsdünger am Substrat, die Bereitstellung von nachwachsenden Rohstoffen sowie der Energieaufwand zum Betrieb der Biogasanlage genannt. Entscheidend ist auch, in welchem Maße die oft im Überfluss zur Verfügung stehenden Wärme (die bei der Stromproduktion im BHKW frei wird) genutzt werden kann.

Weitere Bilanzen, die auf Erhebungen an 10 Praxisbiogasanlagen basieren sollen, werden derzeit von der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft im Rahmen eines Forschungsprojekts erarbeitet.

1.6.6 Auswirkungen auf Natur und Landschaft

Der Bau von großen Biogasanlagen nimmt in wachsendem Umfang und an Bedeutung zu. Damit einher geht der zunehmende Anbau von „Energiepflanzen“ in der freien Landschaft. Die verschiedenen Auswirkungen auf den Naturhaushalt und das Landschaftsbild machen sich allmählich bemerkbar, denn es werden immer mehr Anbauflächen für nachwachsende Rohstoffe benötigt. Die Instrumente, den Anbau nachwachsender Rohstoffe so zu gestalten, dass Konflikte mit dem Naturhaushalt und dem Landschaftsbild vermieden werden, sind möglicherweise nicht ausreichend.

Nachfolgend werden mögliche Auswirkungen im Zusammenhang mit Biogasanlagen beschrieben. Die dabei genannten Empfehlungen sind als erster Schritt zur Vermeidung nachteiliger Auswirkungen auf den Naturhaushalt und das Landschaftsbild zu verstehen.

1.6.6.1 Bau- und betriebsbedingte Auswirkungen

Mögliche Konflikte:

- Durch den Bau einer Biogasanlage werden in größerem Maße Bodenoberflächen versiegelt (z.B. Gebäude, Hoffläche, Lageplätze für Silage, Infrastruktur usw.).
- Beeinträchtigung von Grund- und Oberflächengewässer durch Einträge aus Biogasanlagen.
- Durch die Größe und Lage der Anlage (meist im Außenbereich oder am Ortsrand) kann eine Beeinträchtigung des Landschaftsbildes bzw. des gewachsenen Ortsbildes erfolgen (z.B. Bau auf einer Hangkuppe oder in einer sonst weithin einsehbaren Lage).

Empfehlungen:

- Frühzeitige Kontaktaufnahme mit der jeweiligen Genehmigungsbehörde (Landratsamt oder Regierung), um einen geeigneten Standort zu finden.
- Wirksame Eingrünung der Anlage.
- Zurückhaltende Gestaltung der Gebäudefassaden (z.B. Farbe oder Holzverkleidung).
- Die jeweiligen Ausgleichs- oder Ersatzmaßnahmen werden von der zuständigen Genehmigungsbehörde in enger Absprache mit den Naturschutzbehörden festgelegt.

⁵ Annahme: 1 kWh_{therm} aus einem mit Erdgas betriebenen Brenner ist mit 0,22 kg CO₂-Äquivalenten belastet (ÖKOINSTITUT, 2005)

1.6.6.2 Veränderung der Landschaft durch den Anbau von Nachwachsenden Rohstoffen

Mögliche Konflikte:

- Die landwirtschaftliche Nutzung wird insbesondere im „Einzugsbereich“ einer Biogasanlage intensiviert, z.B. durch
 - hohen Düngemiteleininsatz (mit Auswirkungen auf Boden, Wasser ect.)
 - Vermehrung der landwirtschaftlichen Arbeitsgänge (Störungen der ackerbrütenden Vogelarten wie Ortolan und Wiesenweihe).
- Es können große Flächen mit einer Fruchtart (z.B. Mais) entstehen. Bei zeitnaher Ernte verschwinden gleichzeitig bzw. in kurzen Abständen alle Deckungsmöglichkeiten aus der Landschaft. Das Landschaftsbild kann vereinheitlicht werden.
- Der Druck auf extensive, aus Naturschutzsicht besonders wertvolle Flächen kann zunehmen. Dies gilt auch für Randbereiche zu Schutzgebieten.

Empfehlungen:

- Ackerkulturen zur energetischen Verwertung auf heute bestehenden landwirtschaftlichen Ackerflächen anbauen.
- Dauergrünland nicht umbrechen.
- Für den Anbau von Energiepflanzen die Gute fachliche Praxis einhalten.
- Die „Zweikulturnutzung“ bietet Chancen, die wirtschaftliche Rentabilität mit ökologischen Zielen zu vereinbaren.
- Die naturschutzfachlich wertvollen Flächen, insbesondere Schutzgebiete, in ihrer Qualität erhalten. Die Schutzvorschriften beachten.
- Zum Erhalten der Artenvielfalt eine ausreichende Ausstattung an Kleinstrukturen wie Raine, Brachestreifen etc. erhalten.
- Anstreben einer verstärkten Verwendung von „Landschaftspflegematerial“ in Biogasanlagen.

In einem Forschungsprojekt sollen weitere mögliche Auswirkungen auf den Naturhaushalt und das Landschaftsbild untersucht und Empfehlungen zur Vermeidung nachteiliger Auswirkungen abgeleitet werden. Dieses Unterkapitel wird nach Abschluss des Forschungsprojektes überarbeitet werden.

Literaturverzeichnis

- ALLOWAY, B.J. (1999): Schwermetalle in Böden, Springer Verlag, Berlin und Heidelberg.
- BAYER. INSTITUT FÜR ABFALLFORSCHUNG (BIFA) (1998): Gemeinsame Behandlung von biogenen Abfällen aus Haushalten und Gewerbe am Beispiel der Co-Vergärungsanlage der Fa. Högl in Dietrichsdorf, Lkr. Kelheim. Endbericht.
- BAYER. INSTITUT FÜR ANGEWANDTE UMWELTFORSCHUNG UND -TECHNIK – BIFA GMBH (2003): Katalysatoren an Biogasmotoren, Hrsg.: Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz, Materialien 182.
- BAYER. LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (2003): Kompostierung von Bioabfällen mit anderen organischen Abfällen. Projektbericht des Josef-Vogl-Technikums.
- BAYER. LANDESAMT FÜR UMWELT (HRSG.) (2005): Emissions- und Leistungsverhalten von Biogas-Verbrennungsmotoren in Abhängigkeit von der Motorwartung. Augsburg.
- BAYERISCHE STAATSMINISTERIEN FÜR LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN UND LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN (2003): Merkblatt zur Verminderung gasförmiger Emissionen in der Tierhaltung Ammoniak, Methangas Lachgas. RB Nr. 08/03/16, München.
- BEKO GMBH (1996): Gemeinsame Kompostierung von Hähnchenmist und Bioabfall. Humuswirtschaft & Kompost, 3/96, Informationsdienst der Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V..
- BMU (2006): Neufassung der Klärschlammverordnung Ressourcen nutzen – Böden schonen; Vorschläge für eine Novelle vom 21.11.2006
- BRÄNDLI, R. C. (2006): Organic pollutants in swiss compost and digestate. Dissertation an der École Polytechnique Fédérale de Lausanne
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (2006): Bundesabfallwirtschaftsplan 2006, Wien.
- CONDER, J.M., LANNO, R.P. (2003): Lethal Critical Body Residues of Cd, Pb and Zn: Bioavailability and toxicity in the earthworm *Eisenia fetida*.- JSS – Journal Soil & Sediments 3 (1), 13-20 (Abstract).
- DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (DIN): Umweltmanagement - Ökobilanz - Grundsätze und Rahmenbedingungen (ISO 14040:2006). Beuth-Verlag, Berlin.
- DREHER, P., HUND, K., RÜDEL, H. (2000): Wirkungen ausgewählter Schadstoffe auf Bodenorganismen. Forschungsbericht 295 73 005/16, UBA-FB 000004, UBA-Texte 8/00.
- EDELMANN, W., SCHLEISS, K., ENGELI, H. UND BAIER, U. (2001): Ökobilanz der Stromgewinnung aus landwirtschaftlichem Biogas. Studie i. A. des Bundesamt für Energie, Bern. Arbeitsgemeinschaft Bioenergie: Baar.
- FACHBEIRAT FÜR BODENFRUCHTBARKEIT UND BODENSCHUTZ (2001): Der sachgerechte Einsatz von Biogasgülle und Gärrückständen im Acker- und Grünland.
- FERRARI, S. (1998): Abschätzung des Gesamteintrages wichtiger Schadstoffe in die Umwelt. 1. Zwischenbericht. Bern: Institut für Umweltschutz und Landwirtschaft IUL, Liebefeld.
- FISCHER, P., SCHMITZ, H.-J., JAUCH, M. (1997): Schlussbericht zum Forschungsvorhaben "Verwertung fester Rückstände aus der Vergärung von Biogasabfällen", Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Staatliche Versuchsanstalt für Gartenbau, Weihenstephan.
- GRAFE, A. (2000): Untersuchungen zum Einsatz pharmakologisch wirksamer Stoffe in der Veredelungswirtschaft unter besonderer Berücksichtigung der Tetracycline.
- HARMS, K. UND MEYER, K. (2006): Antibiotikarückstände in Gülle. Tagungsband des 5. Kulturlandschaftstages „Schweinegülle – Quelle für potentiell unerwünschte Stoffe ?; Schriftenreihe der LfL 12/2006; 15-20.

- HERTER, U. UND KÜLLING, D.(Hrsg) (2001): Risikoanalyse zur Abfallverwertung in der Landwirtschaft. FAL Reckenholz, Zürich.
- HINTERMAIER-ERHARD, G., ZECH, W. (1997): Wörterbuch der Bodenkunde, Enke Verlag, Stuttgart.
- HÖPER, H., SCZESNY, S., PAWELZIK, H., NAU, H., HAMSCHER, G. (2002): Einträge und Verhalten von Tierarzneimitteln in Böden. VDLUFA Kongressband.
- HOFERER, M. (2001): Seuchenhygienische Untersuchungen zur Inaktivierung ausgewählter Bakterien und Viren bei der mesophilen und thermophilen anaeroben alkalischen Faulung von Bio- und Küchenabfällen sowie anderen Rest- und Abfallstoffen tierischer Herkunft. Inaugural Dissertation beim Fachbereich Veterinärmedizin an der Freien Universität Berlin, Journal-Nr. 2528.
- JÄKEL, K., WANKA, U., UND ALBERT E. (2000): „So nutzen Sie die Vorteile der Biogas-Gülle“, in top agrar extra – Biogas, Seite 50-52, Landwirtschaftsverlag GmbH Münster-Hiltrup.
- JENSEN, J.; FOLKER-HANSEN, P. (1995): Soil Quality Criteria for Selected Organic Compounds. Working Report No. 47, i.A. Danish Environmental Protection Agency.
- KIRSCH, A. (2002): Einsatz kompostierter Gärreste in der Landwirtschaft. Dissertation. Universität Bonn. Kirsch-Verlag/Nümbrecht.
- KLUGE, R., MOKRY, M. UND WAGNER, W. (2006): Pflanzenbaulich relevante Inhaltsstoffe von Gärückständen aus Biogasanlagen. Kurzfassung Tagungsband 118.VDLUFA-Kongress Freiburg.
- KOCH, C., WILKE, B.-M. (1998): Wirkung von ausgewählten PAK, PCB und Schwermetallen auf Bodenorganismen und Wildpflanzen. Bodenökologie & Bodengeneese Heft 26: 142-151.
- KRIST, H. ET AL.(2001): Biotests mit organischen Extrakten aus Klärschlämmen, Komposten, Gärprodukten und Böden. Endbericht zum Forschungsvorhaben B40 des StMLU.
- KUHN, E. (1995): Kofermentation: Arbeitspapier 219, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), Landwirtschaftsverlag: Münster-Hiltrup.
- LEBUHN, M. UND WILDERER, P. (2006): Abschlussbericht des StMUGV-Projekts Biogastechnologie zur umweltverträglichen Flüssigmistverwertung und Energiegewinnung in Wasserschutzgebieten: wasserwirtschaftliche und hygienische Begleituntersuchung, Projektteil: Mikrobiologische, parasitologische und virologische Untersuchungen. Technische Universität München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft. http://www.wga.bv.tum.de/component/option.com_docman/task.cat_view/gid.63/Itemid.46/lang.de/
- MÜLLER, C. (2005): Anorganische, organische Schadstoffe. Tagungsband 4. Kulturlandschaftstag „20 Jahre Boden-Dauerbeobachtung in Bayern“; Schriftenreihe der LfL 8/2005, 27-34
- MÜLLER, C. (2006): Schwermetalle und Spurenelemente in Gülle: Tagungsband 5. Kulturlandschaftstag „Schweinegülle- Quelle für potentiell unerwünschte Stoffe ?; Schriftenreihe der LfL 12/2006,29-36
- NILL, M., WILFERT, R., KALTSCHMITT, M. UND WEILAND, P. (2003): Umweltaspekte einer Biogasgewinnung und -nutzung. In: Biogas – Energieträger der Zukunft. VDI-Berichte 1751, VDI-Gesellschaft Energietechnik, VDI-Verlag: Düsseldorf, S. 43-54.
- ÖKOINSTITUT (2005): Global Emission Model for Integrated Systems (GEMIS) Version 4.3 (<http://www.oeko.de/service/gemis/de/index.htm>). Ökoinstitut e.V., Freiburg/Darmstadt.
- O'REILLY, C. UND COLLERAN, E. (2004): The Importance of Hygienisation during Anaerobic Digestion. Presentation at "Biogas without limits", AD-Nett workshop, Leipzig, 28.-30.1.2004.
- PERETZKI, F., MÜLLER, C. UND DITTMANN TH. (2005): Düngerfabrik Biogasanlage, Teil 9: Düngen mit Gärückständen, BLW 7 19.02.2005, 42-44

- PÖTSCH, E. M., PFUNDTNER, E., RESCH, R. UND MUCH, P. (2004): Stoffliche Zusammensetzung und Ausbringungseigenschaften von Gärrückständen aus Biogasanlagen, 10. Alpenländisches Expertenforum vom 18.-19.März 2004, Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, Irdning.
- REINHARDT, G., VOGT, R. (1997): Ganzheitliche Bilanzierung von Biokraftstoffen im Vergleich zu konventionellen Kraftstoffen in VDI Berichte 1328: Ganzheitliche Bilanzierung von Energiesystemen. VDI-Gesellschaft Energietechnik, Düsseldorf.
- SCHEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, P. (1992): Lehrbuch der Bodenkunde. 13. durchgesehene Auflage. Stuttgart.
- SCHULZ H., B. EDER (2001): Biogas-Praxis: Grundlagen, Planung, Anlagenbau. 2. überarbeitete Auflage. Ökobuchverlag, Staufen bei Freiburg.
- SCOTT-FORDSMAND, J.J.; BRUUS PEDERSEN, M. (1995): Soil Quality Criteria for selected inorganic compounds.-Working Report No. 48 1995, Danish Environmental Protection Agency.
- TIMMERMANN, F. ET AL. (1999): Erarbeitung von Grundlagen für Anwendungsrichtlinien zur Verwertung geeigneter Rest- und Abfallstoffe im landwirtschaftlichen Pflanzenbau (Ackerbau). Projekt Wasser Abfall Boden (PWAB) Forschungsvorhaben PW 95 171
- UMWELTBUNDESAMT, PRESSE-INFORMATION LANDWIRTSCHAFT (2002): Lagerstätten für Flüssigmist (Gülle) am besten geschlossen betreiben; Neue Lagerstätten außerhalb von Wohnsiedlungen bauen. Berlin 25.06.2002.
- WINCKLER, C., GRAFE, A. (2000): Charakterisierung und Verwertung von Abfällen aus der Massentierhaltung unter Berücksichtigung verschiedener Böden. Forschungsbericht 297 33 911, UBA-FB 000074.
- WINTZER ET AL. (1996): Wege zur umweltverträglichen Verwertung organischer Abfälle. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis 97. Berlin.
- WULF. S, BRENNER, A., CLEMENS, J., DÖHLER, H., JÄGER, P., KROHMER, K.-H., MAETING, M., RIEGER, C., SCHUMACHER, I., TSCHPE, M., VANDRÉ, R., WEILAND P. (2003): Untersuchung der Emission direkt und indirekt klimawirksamer Spurengase (NH₃, N₂O und CH₄) während der Lagerung und nach der Ausbringung von Kofermentationsrückständen sowie Entwicklung von Vermeidungsstrategien, Endbericht zum DBU-Forschungsvorhaben (AZ 08912), ISBN 3-933865-32-8, Bonn
- ZELL B. (2002): Emissionen von Biogas-Verbrennungsmotoren. in: Fachtagung Biogasanlagen – Anforderungen zur Luftreinhaltung. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, 17.10.2002
- ZETHNER, G., PFUNDTNER E., HUMER, J. (2002): Qualität von Abfällen aus Biogasanlagen, Umweltbundesamt Wien.
- ZETHNER, G. (2004): Organische Schadstoffe in Biogasanlagen – Eintrag und Risikopotential. 10. Alpenländisches Expertenforum vom 18.-19. März 2004, Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, Irdning.