

Qualität und Verwertung des Gärrestes



8.1 Veränderungen der Substrateigenschaften durch den Gärprozess

Die Zusammensetzung der vergorenen Biomasse hinsichtlich der darin enthaltenen organischen Substanz, des Stickstoffgehaltes und der Stickstoffform sowie weiterer Nähr- und Schadstoffe ist von der Lagerdauer, der Herkunft und Zusammensetzung des Ausgangssubstrates und von den Gärverlauf bestimmenden Parametern abhängig (z. B. Temperatur, Raumbelastung).

Durch den Vergärungsprozess wird der **organische Trockensubstanzgehalt** des Ausgangssubstrates um ca. 24-80 % vermindert (vgl. Tabelle 8-1), da ein Großteil der Kohlenstoffverbindungen der organischen Trockensubstanz (oTS) in Methan (CH₄) und Kohlendioxid (CO₂) abgebaut und als technisch verwertbares Gas (Biogas) energetisch genutzt wird.

Der Abbaugrad der organischen Substanz von *Wirtschaftsdüngern* hängt von verschiedenen Parametern ab. Dabei spielt die Tierart eine entscheidende Rolle. So kann bei Rindergülle von einem Abbaugrad von durchschnittlich 30 % (Milchvieh) bis 40 % (Mastvieh) ausgegangen werden, bei Schweinegülle von 40 % bis 50 % und bei Hühnergülle werden sogar durchschnittliche Abbaugradleistungen von 45 % bis 65 % gemessen. Die niedrigeren Abbaugrade bei der Rinder- bzw. Milchviehgülle im Vergleich zu den anderen Tierarten ist auf den höheren Rohfaseranteil im Futter und in der Folge auf einen höheren Rohfasergehalt im Dünger zurückzuführen. Zudem weisen Schweine- und Hühnergülle einen höheren Fett- und Kohlenhydratgehalt auf. Sie haben deshalb im Vergleich zum Flüssigmist von Rindern einen höheren Gehalt an abbaubarer Energie.

Beim zusätzlichem Einsatz von *nachwachsenden Rohstoffen* ist im Vergleich zum Wirtschaftsdünger von Nutztieren mit höheren Abbauraten und einem höhe-

ren Abbaugrad der organischen Substanz zu rechnen (vgl. Tabelle 8-1).

Neben den tierart- und haltungssystemspezifischen Parametern haben jedoch auch prozessbedingte Gärverlaufparameter entscheidenden Einfluss auf die Abbaurate und den Abbaugrad der organischen Substanz. In diesem Zusammenhang sind insbesondere die Parameter Temperatur und Verweilzeit des Gärgutes im Fermenter sowie die Raumbelastung zu nennen /8-1/.

Tabelle 8-1 gibt einen Überblick über Stoffkennwerte von vergorenem Wirtschaftsdünger bzw. Gülle-Substrat-Mischungen, die in Labor- und Praxisuntersuchungen erhoben wurden.

Die Vergärung mindert auch die Viskosität, die „Zähigkeit“ von Gülle, insbesondere die der Rindergülle. Dazu trägt maßgeblich die Verminderung des Trockensubstanzgehaltes, aber auch der Abbau der Schleimstoffe bei. Weiterhin wird die Viskosität von Gülle durch die darin befindlichen „Gasbläschen“ (Kohlendioxid und Methan) bestimmt. Durch die Vergärung werden diese Gase aus der Flüssigkeit freigesetzt, und damit auch die Viskosität verringert.

Weiterhin werden die **geruchsaktiven Substanzen** und die organischen Säuren vermindert. Der typische „Güllegeruch“ und die Geruchsintensität werden somit weitgehend eliminiert /8-1/. Die Reduktion der organischen Säuren trägt sowohl zur Verminderung des Geruches als auch zur Verringerung der Verätzung von Pflanzen bei.

Infolge des Abbaus der organischen Substanz wird auch ein Teil des organisch gebundenen **Stickstoffs** in die Ammoniumform (Ammoniumcarbonat) überführt. Daraus resultiert eine Erhöhung des Ammoniumanteils im Gärrest von ca. 5-10 % bei Gülle. Wird Stallmist vergoren, kann sich der Ammoniumanteil verdoppeln.

Der **pH-Wert** *unvergorener* Gülle liegt, bedingt durch deren hohe Pufferkapazität, um den Neutral-

Tabelle 8-1: Stoffkennwerte von Gärrest unterschiedlicher Ausgangssubstrate (erweitert nach /8-1/)

Substrat	Abbau org. Substanz [%]	Abbau org. Säuren [%]	Anteil NH ₄ -N an N _{ges.} [%]	pH-Wert	Autor
Wirtschaftsdünger					
Schweinegülle	54	83	70	7,7	Nach /8-1/
Schweinegülle	40	76	72		
Schweinegülle, separiert			73	7,9	
Milchviehgülle, separiert	24	68	50	7,9	
Rindergülle	30		47		
Rindergülle, separiert			63	8,3	
Bullengülle	52		74	8,0	
Hühnergülle	67		85	8,2	
Rinder- und Schweine-Festmist (Biobetrieb)	48		71	7,5	/8-2/
Wirtschaftsdünger + NaWaRo					
Gemisch aus Silomaissilage, Sonnenblumensilage, Wiesengrassilage und Bullenflüssigmist	80		58-64	7,8	/8-3/

punkt bzw. im schwach alkalischen Bereich. Nach der Methangärung ist eine Erhöhung des pH-Wertes im Gärrest auf 8 oder 8,5 zu verzeichnen. Dies hat Einfluss auf die Ammoniakverdunstung aus dem vergorenen Substrat:

Bei einem pH-Wert um 7,0 liegt der anorganische Stickstoffanteil in der Gülle nahezu ausschließlich als Ammoniumstickstoff vor, der nicht gasförmig entweichen kann. Mit steigendem pH-Wert wird das Ammonium in Ammoniak umgewandelt. Der Ammoniakanteil in der Gülle nimmt also zu, wohingegen der Ammoniumanteil proportional dazu abnimmt. Bei einem pH-Wert von 8,0 beträgt der Ammoniakanteil etwa 20 %. Erhöhte Ammoniakverluste während der Lagerung und vor allem nach dem Ausbringen des Gärrestes können die Folge sein (vgl. Kapitel 8.3).

Die Gesamtstickstoffgehalte werden durch den Fermentationsprozess nicht vermindert, durch den Abbau der Trockensubstanz und damit der Gesamtmasse erhöht sich der Anteil des Gesamtstickstoffgehaltes in der Frischmasse des Gärsubstrates leicht.

Die weiteren wertgebenden Inhaltsstoffe des Gärrestes **Phosphor, Calcium, Kalium** und **Magnesium** werden durch den biologischen Prozess in ihrer Masse nicht verändert. Wie beim Stickstoff wird auch ein Teil des Phosphors in die anorganische (besser pflanzenverfügbare) Form überführt. Kalium und Magnesium liegen in Wirtschaftsdüngern ohnehin überwiegend gelöst und leicht pflanzenverfügbar vor, so dass keine nennenswerten Veränderungen durch den Gärprozess zu erwarten sind. Aufgrund des Ab-

baus der Trockenmasse erhöht sich, wie beim Stickstoff, die Nährstoffkonzentration leicht.

Der Gehalt an **Schwefel** wird durch den Fermentationsprozess reduziert, da Schwefel in Form von Schwefelwasserstoff gasförmig mit dem Biogas aus dem Gärsubstrat entweicht. Schwefelwasserstoff ist als Gasbestandteil im Biogas jedoch unerwünscht, da es u. a. zu Korrosionen am BHKW führen kann. In der überwiegenden Anzahl der Biogasanlagen wird das Biogas daher durch eine biologische Entschwefelung (vgl. Kapitel 5.1 Gasaufbereitung) gereinigt. Die Entschwefelung bewirkt, dass ein Großteil des im Biogas gelösten Schwefelwasserstoffes durch die angesiedelten Schwefelbakterien zu elementarem Schwefel umgewandelt und somit in reiner Nährstoffform im Gärsubstrat verbleibt, so dass sich der Gesamt-Schwefel-Anteil im Substrat nur wenig reduziert.

Die Höhe der **Schadstoffkonzentrationen** im Gärrest werden im Wesentlichen durch die verwendeten Substrate bestimmt (vgl. Kapitel 4 Beschreibung ausgewählter Substrate).

Schwermetalle, die keinem biologischen Abbau unterliegen, reichern sich wegen des Abbaus organischer Substanz wie die Nährstoffe etwas an. Probleme treten dann im Genehmigungsrecht auf. Da in der BioAbfV die Grenzwerte für Schwermetalle auf die **Trockensubstanz** bezogen werden (mg/kg TS), kann sich bei einem Abbau der organischen Substanz von 50 % die Schwermetall-Konzentration verdoppeln, ohne dass sich die Gesamtmenge verändert (vgl. Kapitel 7) /8-5/.

Über den Abbau von **organischen Schadstoffen** wie Dioxinen, Furanen, polychlorierten Biphenylen etc. in Biogasanlagen ist wenig bekannt. Untersuchungen in Abwasser-Anaerobanlagen lassen erwarten, dass der Abbau dieser Stoffe in Biogasanlagen nicht signifikant beschleunigt wird.

Von besonderer Bedeutung ist weiterhin die **hygienische Unbedenklichkeit** des Gärrestes. Dies gilt insbesondere, wenn Infektionskreisläufe durchbrochen werden müssen.

Zur Elimination phyto- und seuchenhygienisch relevanter Organismen ist für Substrate tierischen Ursprungs nach EU-Recht (vgl. Kapitel 7) eine Hygienisierung- (70 °C) oder sogar Sterilisierungseinheit (133 °C) vorzusehen.

Eine keimabtötende Wirkung auf das Substrat tritt jedoch auch im Gärreaktor selbst auf. Sie ist abhängig von der Aufenthaltszeit des Substrates, der Betriebstemperatur und von physikalisch-chemischen Bedingungen im Fermenter. Bei vollständig durchmischten Fermentern besteht die Möglichkeit, dass ein Teil des neu in den Reaktor eingetragenen Substrates sogleich wieder ausgetragen wird. Dadurch ist es möglich, dass pathogene Keime zu kurz im Fermenter verbleiben, um abgetötet zu werden. Sie werden dann mit dem Gärrest ausgetragen und können bei landwirtschaftlicher Verwertung Pflanzenkrankheiten (Phytohigiene) verursachen, von Wildtieren aufgenommen werden, mit dem Futter zu den Nutztieren gelangen oder direkt über die Nahrung später wieder zum Menschen zurückgeführt werden (Seuchenhygiene) /8-6/.

Das Temperaturniveau, bei welchem der Vergärungsprozess abläuft, hat den wesentlichen Einfluss auf die Absterberate von Pathogenen.

Pflanzensamen (z. B. Hirse- und Tomatensamen) besitzen unter anaeroben, insbesondere auch hydrolytischen Bedingungen eine geringe Überlebensfähigkeit. In mesophilen, einstufigen Anlagen kommt es innerhalb einiger Tage zu einer Keimverzögerung und damit innerhalb der durchschnittlichen Verweilzeit im Fermenter zu einem Absterben der Samen. In thermophilen Anlagen sowie unter den hydrolytischen Bedingungen im Zweistufenprozess erfolgt das Absterben rascher.

Seuchenhygienisch bedenkliche Bakterien (z. B. Salmonellen) werden unter mesophilen Bedingungen in der Regel innerhalb weniger Tage um 90 % dezimiert. Unter thermophilen Bedingungen beträgt die Dauer bis zu ihrer 90-%igen Elimination wenige Stunden. Dennoch können sich im Fermenter unter mesophilen Betriebsbedingungen (35 °C) auch nach 20 Ta-

gen Verweilzeit immer noch bis zu rund 10 % der Bakterien wiederfinden. Werden zwei Fermenter hintereinander angeordnet, steigt diese Keimreduktion bereits auf 99 %. Eine unvollständige Abtötung ist oftmals nur auf die ungünstige Aufenthaltszeit-Verteilung im Reaktor zurückzuführen.

Als ein Vertreter der Pilze ist der Erreger der Kohlhernie (*Plasmodiophora brassicae*) ins Untersuchungsspektrum der Bioabfallverordnung aufgenommen worden. Bei der indirekten Prozessprüfung wird der Erreger auch unter mesophilen Bedingungen und kurzen Einwirkzeiten in hohem Maße inaktiviert.

Das Infektionspotenzial verschiedener Wurmeier und -larven wird ebenfalls im mesophilen Bereich bereits innerhalb von wenigen Tagen und unter thermophilen Bedingungen innerhalb von wenigen Stunden weitgehend zerstört.

Die Überlebensdauer von Enteroviren unter anaerob-thermophilen Bedingungen ist sehr unterschiedlich und reicht, je nach Organismus, von mehreren Minuten bis zu mehreren Wochen. Auch phytopathogene Viren besitzen unter anaeroben Bedingungen eine hohe Tenazität. So wird der Tabak-Mosaik-Virus als Einlegeprobe in Keimträgern unter Hygienisierungsbedingungen der Bioabfallverordnung nicht hinreichend abgetötet. Dies gilt auch für andere phytopathogene Viren.

Die Milieubedingungen Exoenzymgehalt, Säuregehalt und Redoxpotenzial bei der Vergärung wirken in stärkerem Maß abtötend oder stark hemmend auf Pathogene als das Fehlen von Sauerstoff (Anaerobie). Besonders hygienisierend wirken die Prozessbedingungen der Hydrolyse, die bei leicht saurem pH-Wert und gleichzeitig hohen Konzentrationen an Exoenzymen stattfindet, wodurch pathogene Keime und Unkrautsamen effizient angegriffen werden.

Nach /8-6/ sind hinsichtlich der Hygienisierungswirkung Pfpfenstromfermenter oder Reaktorkaskaden vorteilhaft, da sichergestellt wird, dass das gesamte Gärgut in ausreichendem Maße den hygienisierenden Bedingungen ausgesetzt ist. In einem einstufigen Reaktor mit gutem Pfpfenstromverhalten bzw. in Serie geschalteten Reaktoren lässt sich auch im mesophilen Temperaturbereich eine weitestgehende Hygienisierung erreichen; nur bei sehr wenigen, sehr resistenten Erregern müssen Einschränkungen gemacht werden.

Oftmals unterschätzt, aber auch wenig erforscht, ist bislang das Infektionsrisiko durch Pflanzenschädlinge im Gärrest. Bei der Kofermentation von Abfällen pflanzlichen Ursprungs (Haushalt, Garten, Komposte) ist davon auszugehen, dass die Rohstoffe einen



hohen Gehalt keimfähiger Unkrautsamen aufweisen. Diese können bei ungeeigneter Behandlung zu einer zusätzlichen Verunkrautung der Kulturflächen führen.

Grundsätzlich zu berücksichtigen ist, dass ein hygienisch unbedenklich aus dem Fermenter austretender Gärrest durch Kurzschlussströmungen bei der Lagerung durchaus wieder neu mit Pathogenen belastet werden kann.

Weitere Hinweise zu Hygienisierungsanforderungen an bestimmte Ausgangssubstrate bzw. Hygienisierungsanforderungen vor einer Weiterverwendung des Gärrestes sind in Kapitel 7 zusammengestellt.

8.2 Konsequenzen für die Lagerung des Gärrestes

Bei der Lagerung von Wirtschaftsdüngern kommt es zu Emissionen von klimarelevanten Gasen wie Methan (CH_4) und Lachgas (N_2O) sowie zu Emissionen von Ammoniak (NH_3) und Geruchsstoffen.

8.2.1 Ammoniakemissionen

Im Zuge der Fermentation steigt der Ammoniumanteil im Gärrest an und führt zu einem Anstieg des pH-Wertes. Hierdurch wird die Umwandlung von Ammonium zu Ammoniak gefördert. Dies bedeutet, dass während der Lagerung das Ammoniakemissionspotenzial aus dem Gärrest ansteigt.

Weiterhin wird ein Großteil des Trockensubstanzgehaltes durch den Vergärungsprozess *reduziert*, so dass eine emissionsmindernde Schwimmschichtbildung, wie sie bei der Lagerung unvergorener Gülle zu beobachten ist, nur noch eingeschränkt möglich ist.

Besteht der Gärrest z. B. allein aus vergorener Gülle, so weist dieser nach Untersuchungen von /8-7/ zwischen 21 und 64 % höhere Ammoniakemissionen als unvergorene Gülle auf. Andere Untersuchungen zeigten keine Verminderung der Ammoniakemissionen durch den Biogasprozess gegenüber unbehandeltem Flüssigmist, jedoch wurde in vielen Fällen eine vergleichbare freigesetzte Ammoniakmenge festgestellt.

In einem Forschungsprojekt der Universität für Bodenkunde, Wien, /8-8/ wurden die Emissionen von Ammoniak, Lachgas und Methan während der Lagerung und nach der Ausbringung von Milchvieh- und Schweineflüssigmist unter praxisnahen Bedingungen untersucht. Ergebnisse des Projektes sind in Tabelle 8-2 aufgeführt.

Diese Ergebnisse zeigen, dass das Behandlungsverfahren „anaerobe Vergärung“ **Ammoniakemissionen** nicht vermindern kann. Nach Aussagen des Forschungsberichtes traten die Emissionen jedoch überwiegend während der Ausbringung auf und können somit durch die Wahl der Ausbringtechnik und des Zeitpunktes wirksam beeinflusst werden (vgl. Kapitel 8.4 und 8.5).

8.2.2 Klimarelevante Emissionen

Hinsichtlich des Einflusses verschiedener Flüssigmist-Behandlungsverfahren auf den Umfang gasförmiger Emissionen wurde ein großflächig angelegter Versuch durchgeführt /8-8/. Die Ergebnisse der Untersuchungen können den Tabellen 8-3 und 8-4 entnommen werden.

In Bezug auf die Minderungswirkung klimarelevanter Emissionen (CH_4 , N_2O) verschiedener Verfahren der Behandlung von Milchviehflüssigmist und Schweineflüssigmist in der Verfahrenskette „Lagerung“ und „Ausbringung“ zeigt die Biogaserzeugung die beste Wirkung.

Wie den Tabellen 8-3 und 8-4 und Tabelle 8-2 weiter zu entnehmen ist, senkt die Biogaserzeugung die klimarelevanten Gesamt-Emissionen im Vergleich zu unbehandeltem Flüssigmist um bis zu 60-75 %.

Dieses Emissionsreduktionspotenzial der aufgeführten klimarelevanten Gase CH_4 und N_2O ist jedoch überwiegend auf eine Verminderung der **Methanemissionen** aus dem Gärrest um bis zu 75 % zurückzuführen (vgl. Tabelle 8-3 und 8-4).

Die Methanbildung aus vergorener Gülle wird durch den anaeroben Prozess erheblich verringert, da bereits durch die Bildung des Biogases im Fermenter ein Teil der organischen Substanz des Gärsubstrates von Bakterienkulturen metabolisiert wurde und diese somit im Lagerbehälter als potenzieller Reaktionsbaustein nicht mehr in vollem Umfang zur Verfügung steht. Der Grad der Verminderung von Methanemissionen hängt somit entscheidend von dem **Abbaugrad** der organischen Substanz und damit einhergehend auch von der Verweildauer des Ausgangssubstrates im Fermenter ab. So konnte in verschiedenen Untersuchungen gezeigt werden, dass Gärreste mit einer kurzen Fermentationsphase, d.h. einer geringen Verweilzeit im Fermenter mehr CH_4 emittieren als Gärreste mit längerer Verweilzeit im Fermenter. Weiterhin ist es sogar denkbar, dass sich die CH_4 -Emissionen aus dem Gärrest im Vergleich zu unbehandelter Gülle erhöhen können, wenn durch eine sehr kurze Verweildauer das Substrat gerade mit

Tabelle 8-2: NH_3 -, CH_4 -, N_2O - und klimarelevante Emissionen während der Lagerung und nach der Ausbringung von Milchvieh- und Schweinegülle (gerundet nach /8-8/)

	Behandlung	NH_3		CH_4		N_2O		GHG ^a [% CO ₂ Äq.]
		[g/m ³]	%	[g/m ³]	%	[g/m ³]	%	
Milchviehgülle	unbehandelt	227	100	4.047	100	24	100	100
	Vergärung	230	101	1.345	33	31	130	41
Schweinegülle	unbehandelt	211	100	866	100	56	100	100
	Vergärung	263	125	217	25	77	138	80

a. GHG = greenhouse gas emissions = klimarelevante Emissionen

Tabelle 8-3: NH_3 -, CH_4 -, N_2O - und klimarelevante Emissionen während der Lagerung und nach der Ausbringung von Milchviehflüssigmist (gerundet nach /8-8/)

Behandlung	NH_3		CH_4		N_2O		GHG ^a [% CO ₂ Äq]
	[g/m ³]	%	[g/m ³]	%	[g/m ³]	%	
unbehandelt	227	100	4.047	100	24	100	100
Separiert	403	178	2.363	58	29	120	63
Vergärung	230	101	1.345	33	31	130	41
Strohdecke	320	141	4.926	122	53	220	130
Belüftung	423	186	1.739	43	54	227	58

a. GHG = greenhouse gas emissions = klimarelevante Emissionen

Tabelle 8-4: NH_3 -, CH_4 -, N_2O - und klimarelevante Emissionen während der Lagerung und nach der Ausbringung von Schweineflüssigmist (gerundet nach /8-8/)

Behandlung	NH_3		CH_4		N_2O		GHG ^a [% CO ₂ Äq]
	[g/m ³]	%	[g/m ³]	%	[g/m ³]	%	
unbehandelt	211	100	866	100	56	100	100
Separiert	314	149	249	29	41	74	51
Vergärung	263	125	217	25	77	138	80
Strohdecke	254	121	906	105	168	298	199
Belüftung	728	345	1.328	153	559	995	28

a. GHG = greenhouse gas emissions = klimarelevante Emissionen

Methanbildnern angeimpft ist, und es bereits wieder aus dem Reaktor ausgeschleust wird und in das Gärrestlager gelangt /8-9/.

Auf Basis mehrjähriger Untersuchungen gilt daher die allgemeine Empfehlung für Anlagenbetreiber:

- die Verweilzeit bei Rindergülle sollte 28 bis 35 Tage und bei Schweinegülle 25 Tage nicht unterschreiten.
- bei der Kofermentation mit Energiepflanzen wird für Mais eine hydraulische Verweilzeit von 41 bis 44 Tagen und bei Klee gras von 45-47 Tagen empfohlen.

Andernfalls ist mit erheblichen Methanenergieverlusten und Atmosphärenbelastungen zu rechnen.

Weiterführende Untersuchungsergebnisse zur Emissionsminderung verschiedener **Abdeckungsvarianten** für vergorene Biogasgülle haben gezeigt, dass der Effekt der Biogasbehandlung allein schon deutliche Einsparungseffekte für klimarelevante Gasemissionen während der Lagerung im Vergleich zu unbehandeltem Milchviehflüssigmist ermöglicht /8-8/ (vgl. Tabelle 8-5).

Laut den Versuchsergebnissen sollte bei der Auswahl von Behälterabdeckungen für einen Gärrest-



Tabelle 8-5: Kumulierte CH₄-, NH₃-, N₂O- und klimarelevante Gasemissionen (GHG) während der Lagerung von Milchviehflüssigmist gemessen im Winter und im Sommer (gerundet nach [8-8])

Behandlung	Winter Experiment				Sommer Experiment			
	CH ₄ [g m ⁻³]	NH ₃ [g m ⁻³]	N ₂ O [g m ⁻³]	GHG [kg CO ₂ eq. m ⁻³]	CH ₄ [g m ⁻³]	NH ₃ [g m ⁻³]	N ₂ O [g m ⁻³]	GHG [kg CO ₂ eq. m ⁻³]
Unbehandelt mit nat. Schwimmdecke	164	73	44	17	3591	111	49	91
Unbehandelt mit Abdeckung (Holzdeckel)	142	52	38	15	2999	60	59	81
nach Vergärung	111	62	40	15	1154	223	72	47
nach Vergärung mit Strohabdeckung	115	50	40	15	1192	126	76	49
Biogas mit Stroh und zusätzlichem Holzdeckel	81	49	41	14	1021	78	61	41

lagerbehälter nicht auf eine Strohabdeckung zurückgegriffen werden, da diese keine CH₄-Emissionsminderungsmaßnahme ist. Wenn der Gärrestzufluss dann auch noch von oben in das Gärrestlager erfolgt, wie es bei einem Überlaufmechanismus üblich und gängige Praxis ist, so wird die Schwimmschicht bzw. -decke zerstört und es kann vermehrt z. B. Methan, das aus der „Restgärung“ im Lagerbehälter entstanden ist, austreten. Daher sollte auf jeden Fall die Eignung einer Lagerbehälterabdeckung im Hinblick auf einen Emissionsminderungseffekt geprüft werden.

Eine „gasdichte“ Abdeckung des Lagerbehälters hat nicht nur den Vorteil, gasförmige Emissionen erheblich zu vermindern, sondern ermöglicht zusätzlich, im Lagerbehälter gebildetes Biogas aufzufangen und zu verwerten.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass der Biogasprozess die **Methan**emissionen erheblich vermindert. Bei der Lagerung des Gärrestes sollten jedoch folgende Punkte beachtet werden:

- Dimensionierung des Fermenters im Hinblick auf eine ausreichend lange Verweildauer in Abhängigkeit von der Substratzusammensetzung
- Steigerung des Abbaugrades durch geeignete Maßnahmen
- Geeignete, besser „gasdichte“ Abdeckung des Lagerbehälters.

Hinsichtlich der **Lachgas**emissionen zeigen verschiedene Untersuchungen sehr unterschiedliche Ergebnisse. So kann sowohl eine Verringerung als auch eine Zunahme der emittierten Lachgasmenge aus dem Gärrest im Vergleich zu unbehandeltem Flüssigmist beobachtet werden [8-10/, /8-11/.

Schon aus Untersuchungen zum N₂O-Emissionsverhalten von unbehandeltem gelagertem Flüssigmist kommt der Temperatur eine erhebliche Bedeutung zu [8-12/.

Die Ergebnisse aus Tabelle 8-5 unterstreichen den angeführten Temperatureinfluss auch bei vergorenem Flüssigmist. So ist der Umfang der Lachgasemissionen aus Gärrestlagerung im Winter mit dem aus der Lagerung unbehandelten Flüssigmistes mit natürlicher Schwimmdecke vergleichbar.

Im Sommer hingegen sind weitaus höhere Emissionen aus Gärrestlagerung als im Winter zu verzeichnen, weiterhin übersteigt der Umfang der Emissionen aus Gärrestlagerung im Sommer den aus unbehandeltem Flüssigmist um bis zu 50 %.

Um Schadgasemissionen weitgehend zu vermeiden, muss auch bei der Lagerung von vergorener Gülle aus Biogasanlagen darauf geachtet werden, die Güllelagerbehälter unbedingt abzudecken. Bei einem zweistufigen Fermentationsprozess (vgl. Kapitel 3) dient hierzu der an das gasführende System angeschlossene zweite Fermenter (sog. „Nachfermenter“).

8.3 Konsequenzen für die Düngewirkung des Gärrestes

Beim Einsatz von Gärresten sind, wie auch beim Einsatz von unbehandelten Wirtschaftsdüngern, gemäß der DüngeVO folgende Grundsätze besonders zu beachten:

- Ausbringung mit geeigneter Technik zur Vermeidung von Nährstoffverlusten,
- unverzügliche Einarbeitung auf unbestellten Flächen in den Boden,
- keine Anwendung, wenn der Boden nicht aufnahmefähig ist (schneebedeckt, tiefgefroren, wassergesättigt),
- nach Ernte der Hauptfrucht Anwendung nur bis in Höhe von 80 kg Gesamt-N oder 40 kg Ammonium-N je ha auf im Herbst zu bestellende Flächen bzw. zur Strohdüngung,
- keine Ausbringung in der Zeit vom 15. November bis 15. Januar.

Die Höhe der Düngergaben ist unter Berücksichtigung des Nährstoffbedarfes der anzubauenden Fruchtart, der Wirksamkeit der anzuwendenden Dünger, der Nachwirkung vorangegangener Düngemaßnahmen sowie der Nährstoffversorgung des Bodens zu bemessen.

8.3.1 Verfügbarkeit und Nährstoffwirkung von Stickstoff

Die durch den Abbau organischer Feststoffe verringerten Trockensubstanzgehalte bedingen eine gleichmäßigere Struktur sowie eine geringere Teilchengröße im Gärrest.

Für die Düngewirkung sind folgende Veränderungen des Gärrestes von Bedeutung:

- verbesserte Fließfähigkeit,
- Geringere Ätzwirkung auf Pflanzen durch den Abbau organischer Säuren,
- Verringerung des C/N-Verhältnisses und daraus folgend
- eine etwas bessere, kurzfristige Düngewirkung

Die bessere Fließfähigkeit bewirkt weniger Probleme beim Umpumpen, Homogenisieren und Ausbringen der Gülle. Dies fällt besonders bei der zur Minderung der Ammoniakemissionen notwendigen anspruchsvollen Gülle-Applikationstechnik (Schleppschläuche, Schleppschuh) ins Gewicht. Der Gärrest bzw. dünne Gülle, insbesondere Gülle mit einem TS-Gehalt unter 4,5 %, läuft besser am Bewuchs ab und verursacht deshalb geringere Futtermittelschmutzung.

Der Effekt der verringerten Ätzwirkung spielt eine eher untergeordnete Rolle. Verätzungen treten meist nur dann auf, wenn frisch ausgeschiedene Gülle auf Pflanzen ausgebracht wird, denn unmittelbar nach der Ausscheidung steigen die Gehalte der dafür verantwortlichen organischen Säuren. Wenn Rohgülle mehrere Monate gelagert wurde, sind Verätzungen bei der Ausbringung nicht zu erwarten.

Das C/N-Verhältnis im Gärrest verengt sich infolge der Methangärung entsprechend dem Ausfäulungsgrad von etwa 9:1 auf ca. 5-6:1 bei Flüssigmist bzw. 15:1 auf 7:1 bei Festmist /8-13/, /8-2/. Dies bewirkt eine geringere Stickstofffestlegung im Boden und folglich eine etwas bessere N-Verfügbarkeit bei der Anwendung des Gärrestes im Pflanzenbau.

Modellbetrachtungen zur N-Wirkung

Die Auswirkungen auf die Stickstoffverfügbarkeit sind in den Tabellen 8-6 und 8-7 modellhaft dargestellt (nach /8-19/). In die Überlegungen und Annahmen wurden die Ergebnisse von /8-15/, /8-13/, /8-16/, /8-17/ sowie /8-18/ einbezogen.

Modellbetrachtung 1

Tabelle 8-6 zeigt die Stickstoffverfügbarkeit von *unvergoener* (RG) und *vergoener* Rindergülle, die *oberflächlich* (RGv) bzw. mit *Schleppschläuchen* (RGvS) ausgebracht wird sowie von *unvergoener* Rindergülle, die zur Vermeidung von Ammoniakverlusten unmittelbar nach der Ausbringung *eingearbeitet* wird (RGe).

Es wird vereinfachend angenommen, dass sich der Stickstoffgehalt von Rindergülle während der Vergärung und der Lagerung nicht verändert (Abdeckung des Güllelagerbehälters). Der Anteil des Ammonium-N am Gesamt-N beträgt 50 % bei Rohgülle und 55 % bei vergorener Gülle. Angenommen wird weiter, dass in allen Varianten die gleiche Stickstoffmenge (160 kgN/ha) ausgebracht wird.

Unter der Annahme, dass die Ammoniakverluste bei *oberflächlich ausgebrachter, unvergoener Rindergülle* (RG) 40 % betragen und 10 % des org. gebundenen Stickstoff im Ausbringungsjahr mineralisiert werden, ist von einer Stickstoffverfügbarkeit im Anwendungsjahr von 56 kg bzw. 35 % des Gesamt-N auszugehen. Fünf Jahre nach der Ausbringung (Annahme: Mineralisation des organisch gebundenem Stickstoff im Jahr nach der Ausbringung 5 %, danach jeweils 3 %) sind nur 41 % des ausgebrachten N freigesetzt (pflanzenverfügbar) worden.

Vergorene Rindergülle (RGv) enthält mehr Ammonium-N, entsprechend weniger organisch gebunde-

Tabelle 8-6: Kalkulation zur Abschätzung des theoretisch verfügbaren Stickstoffs aus unvergorener und vergorener Rindergülle (Berechnung nach [8-19])

	Einheit	Rindergülle, unvergoren (RG)	Rindergülle vergoren (RGv)	Rindergülle, vergoren, Schleppschlauch (RGvS)	Rindergülle, unvergoren, eingearbeitet (RGe)
N-Gehalt	[kg/t]	4	4	4	4
Anteil NH ₄ -N am Gesamt-N	[%]	50	55	55	50
Ausgebrachte Menge	[t/ha]	40	40	40	40
Ausgebrachte N-Menge	[kg/ha]	160	160	160	160
davon NH ₄ -N		80	88	88	80
org. geb. N		80	72	72	80
abzüglich NH ₃ -Verluste RG u. RGv 40 %, RGvS 25 %, RGe 10 % des NH ₄ -N)	[kg]	32	35	22	8
abzüglich des im Anwendungsjahr nicht wirksamen org. geb. N RG 90%, RGv, RGvS 95%, RGe 90% des org. geb. N	[kg]	72	68	68	72
Zuzügl. „C/N-Effekt“ vergorenes Substrat	[kg]	-	7	7	-
Verbleibender, im Anwendungsjahr theoretisch pflanzenverfügbarer Stickstoff	[kg]	56	63	77	80
	[% d. ausgebrachten Nt]	35	40	44	50
Fünf Jahre nach der Anwendung insgesamt verfügbar gewordener Stickstoff	[kg]	66	70	83	90
	[% d. ausgebrachten Nt]	41	44	52	56

nen Stickstoff. Die prozentualen Ammoniakverluste sind gleich hoch, da sich die Effekte der pH-Wert-Erhöhung und die verbesserte Infiltration in den Boden neutralisieren. Unterschiedlich im Vergleich zur unvergorenen Gülle ist die geringere Immobilisierung von Stickstoff im Boden, angenommen mit „einem Bonus“ von 7 kg für die vergorene Gülle. Im Anwendungsjahr werden folglich 40 % und 5 Jahre nach der Anwendung 44 % des Stickstoffs pflanzenverfügbar. Der Unterschied zur unvergorenen Gülle ist jedoch gering. Eine bessere Wirkung wird erzielt durch die Ausbringung der vergorenen Gülle mit Schleppschläuchen in wachsende Bestände (RGvS, vgl. dazu auch Kapitel 8.5). Durch die Minderung der Ammoniakverluste kann die N-Ausnutzung im Anwendungsjahr auf 44 % gesteigert werden.

Am Beispiel der eingearbeiteten Rindergülle soll verdeutlicht werden, dass weniger die Art der Güllebehandlung, sondern vielmehr die Verminderung von Ammoniakverlusten für die Höhe der N-Ausnutzung entscheidend ist.

Modellbetrachtung 2

Tabelle 8-7 zeigt die Wirkung der *Einarbeitung vergorener Gülle* (RGve) und den Einfluss der Nassvergärung von *Festmist* (FM und FMve) auf die N-Verfügbarkeit.

Im Vergleich zur unbehandelten Gülle bewirkt die *Einarbeitung von vergorener Gülle* einen Anstieg der N-Verfügbarkeit im Anwendungsjahr um 27 kg auf 52 % (RGve).

Aufgrund des geringen Ammonium-Gehaltes von *Festmist* ist dessen N-Verfügbarkeit im Anwendungsjahr sehr gering und beträgt nur etwa 19 % des applizierten N (FM). Auch eine *Einarbeitung* kann die Ausnutzung wegen des geringen Gewinns an Ammonium-N nur begrenzt verbessern. Dagegen bewirkt eine *Festmist-N-Mineralisierung* durch den *Vergärungsprozess* einen signifikanten Anstieg der Ammonium-Gehalte (Annahme: Zunahme von 10 auf 30 % des Gesamt-N). Dieses Ammonium wird durch *Einarbeitung* vor der Verflüchtigung geschützt, die N-Ausnutzung im Anwendungsjahr kann um etwa 50 % gesteigert werden (FMve).

Tabelle 8-7: Kalkulation zur Abschätzung des theoretisch verfügbaren Stickstoffs aus unvergorener und vergorener Rindergülle und Rinderfestmist (Berechnung nach /8-19/)

	Einheit	Rindergülle, unvergoren (RG)	Rindergülle vergoren, eingearbeitet (RGve)	Festmist, (FM)	Festmist, vergoren, eingearbeitet (FMve)
N-Gehalt	[kg/t]	4	4	7	4
Anteil NH ₄ -N am Gesamt-Stickstoff	[%]	50	55	10	30
Ausgebrachte Menge	[t/ha]	40	40	23	40
Ausgebrachte N-Menge	[kg/ha]	160	160	160	160
davon NH ₄ -N		80	88	16	48
org, geb. N		80	72	144	112
abzüglich NH ₃ -Verluste RG u. RGve 40 %, FM 50 %, FMve 10 % des NH ₄ -N)	[kg]	32	9	8	6
Abzüglich des im Anwendungsjahr nicht wirksamen org. geb. N: RG 90%, RGve 95%, FM 80%, FMve 90% des org. geb. Stickstoff	[kg]	72	68	122	106
Zuzügl. „C/N-Effekt“ vergorenes Substrat	[kg]	-	7	-	11
Verbleibender, im Anwendungsjahr theoretisch pflanzenverfügbarer Stickstoff	[kg]	56	83	30	49
	[% d. ausgebrachten Nt]	35	52	19	31
Fünf Jahre nach der Anwendung insgesamt verfügbar gewordener Stickstoff	[kg]	66	91	53	64
	[% d. ausgebrachten Nt]	41	57	33	39

8.3.2 Weitere Konsequenzen der Vergärung auf die pflanzenbauliche Nutzung

Bei Anwendung von Gülle, ob unbehandelt oder in einer Biogasanlage vergoren, kann davon ausgegangen werden, dass Phosphor und Kalium etwa die gleiche Wirkung wie Mineraldünger aufweisen. Obwohl bei ausgefaulter Gülle eine höhere Löslichkeit des Phosphors in 0,1 N HCl nachgewiesen wurde, waren in Gefäßversuchen zwischen unbehandelter und behandelter Gülle keine Unterschiede in der Wirkung festzustellen.

Die Bildung von Biogas ist mit einem Abbau an organischer Substanz von mehr als 30 % verbunden. Da es sich hierbei um den leicht umsetzbaren Teil handelt, bleiben die für die Reproduktion des Humus nötigen höhermolekularen Ligninverbindungen weitgehend erhalten. In Modellversuchen für Gärrückstände aus Schweinegülle ermittelten /8-15/ die gleiche Humusproduktionsleistung wie für Rottemist.

Bei der Gülleausbringung auf den Pflanzenbestand ergeben sich hinsichtlich der Ätzwirkung und der Futteraufnahme durch weidende Tiere keine gesicherten Unterschiede zwischen unbehandelter und fermentierter Gülle. Auch hier haben Ausbringungszeitpunkt und Witterung einen wesentlicheren Einfluss. Neuere Ergebnisse /8-7/ zeigen, dass Tiere das Futter von Flächen, die mit ausgefaulter Gülle gedüngt wurden, besser aufnehmen als von Flächen mit unbehandelter Gülle, aber immer noch in deutlich geringerem Maße als von ungedüngten oder mineralisch gedüngten Flächen.

8.4 Günstige Einsatztermine für flüssige Wirtschaftsdünger und Gärreste

Bei der Wahl eines günstigen Ausbringtermins entsteht ein Zielkonflikt zwischen maximaler Emissionsminderung und den pflanzenbaulichen Erfordernissen. Die weitreichendsten Emissionsminderungen sind mit der direkten Einarbeitung erreichbar. Diese

ist auf unbewachsenem Ackerland im Sommer und Herbst durchführbar. Bei der Düngung von Reihenkulturen ist im Zuge der Ausbringung eine sofortige oberflächliche Einarbeitung mit Rollhacken oder Häufelscharen möglich. Die Ausbringmenge zu diesem Termin wird jedoch durch die Regelung der DüngeVO (max. Ausbringmenge von 40 kg anrechenbarer N pro ha) begrenzt.

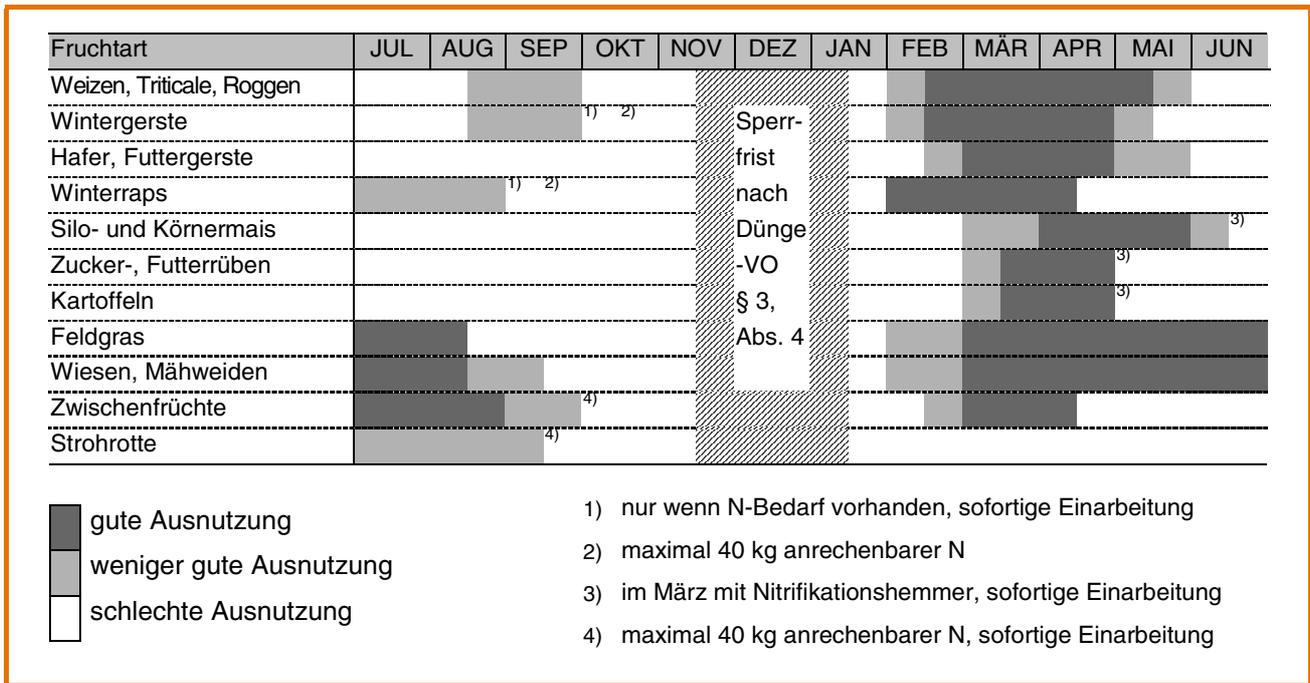


Abb. 8-1: Ausbringzeiträume für Gärreste und flüssige Wirtschaftsdünger (8-14)

Der Dungeinsatz im Sommer und Herbst vor dem Anbau von Hackfrüchten ist aus pflanzenbaulichen Gründen überwiegend auf die Düngung von Zwischenfrüchten vor der Hackfrucht begrenzt. Der Nährstoffbedarf der Hackfrucht wird dann hauptsächlich aus dem Bodenvorrat gedeckt. Zwischenfrüchte spielen aber in vielen Regionen nur eine unbedeutende Rolle. Die Ausbringung zu Hackfrüchten, insbesondere Mais, erfolgt daher vor allem im Frühjahr.

Hinweis: Der pauschale Abzug von 20 % des im Wirtschaftsdünger enthaltenen Gesamtstickstoffs für Ausbringverluste bei der Bemessung der Ausbringungsobergrenzen ist seit In-Kraft-Treten der Novellierung der Düngeverordnung zum 14.02.2003 nicht mehr zulässig.

Häufig wird mit einer geringeren N-Auswaschung von Biogasgülle im Vergleich zu Rohgülle argumentiert. Dies kann in Sonderfällen zutreffen, allgemein gilt dies jedoch nicht. Die Auswaschung von Wirtschaftsdünger-Stickstoff ist primär abhängig von der ausgebrachten Stickstoffmenge, des Ausbringungstermins und der gedüngten Kultur bzw. der Nährstoffaufnahme-fähigkeit der Kultur. Wird die Düngung nach Menge und Termin an den Nährstoffbedarf der Kulturpflanze angepasst, ist ein Unterschied bei der Auswaschung nicht zu erwarten.

8.5 Applikationstechniken für den Gärrest

Voraussetzungen für eine pflanzenbedarfsgerechte Ausbringung sind neben einem geeigneten Ausbringungstermin eine gleichmäßige Längs- und Querverteilung sowie eine möglichst geringe Pflanzenverschmutzung. Die technische Entwicklung der letzten Jahre hat zu unterschiedlichen Exaktverteileinrichtungen geführt. Nach der Art der Flüssigkeitsablage auf der Fläche lassen sich fünf Verteilerbauarten unterscheiden (vgl. Tabelle 8-8):

Tabelle 8-8: Exaktverteileinrichtungen und Art der Flüssigkeitsablage (nach /8-20/ und /8-21/)

Verteileinrichtung	Art der Flüssigkeitsablage
Breitverteiler	verteilen den Flüssigmist bzw. Gärrest breitflächig auf der Fläche
Schleppschlauchverteiler	legen den Flüssigmist bzw. Gärrest streifenförmig auf der Bodenoberfläche ab
Schleppkufen	legen den Flüssigmist bzw. Gärrest unter die Pflanzen in den obersten Krumenbereich ab
Schleppscheiben	legen den Flüssigmist bzw. Gärrest im oberen Krumenbereich ab
Gülleinjektoren	legen den Flüssigmist bzw. Gärrest im mittleren Krumenbereich ab

Für die Verteilung von ausgefauter Gülle ist besonders die Eignung des Schleppschlauchverteilers hervorzuheben. Er eignet sich besonders für Ackerland und kann sowohl auf unbestelltem Ackerland als auch im wachsenden Bestand eingesetzt werden. Der Vorteil der Schleppschlauchtechnik liegt in der bandförmigen (damit Verringerung der emittierenden Oberfläche) Platzierung der Gülle auf die Bodenoberfläche, in wachsende Beständen ohne mit den oberirdischen Pflanzenteilen in Berührung zu kommen. Hierdurch wird die Gülle vor Sonneneinstrahlung und Wind geschützt, was sich zusätzlich mindernd auf die Emissionen auswirkt. Besonders bei dünnflüssigen Wirtschaftsdüngern ist mit einem deutlichen Minderungseffekt der Ammoniakemissionen zu rechnen. Bei Jauche, Schweinegülle und auch bei anaerob vergorener Rindergülle ist in wachsenden Beständen mit einer Minderung der Ammoniakemissionen von 30 bis 50 % des Ammonium-N zu rechnen (/8-20/). Das Minderungspotential hingegen bei z. B. dickflüssiger Rindergülle ist eher als gering einzustufen.

Die folgende Tabelle 8-9 gibt einen Überblick über Arbeitskenndaten und Anhaltswerte zur Eignung des Einsatzes o.g. Exaktverteiltern.

Tabelle 8-9: Arbeitsbreite, Arbeitstiefe und Einsatzgebiete verschiedener Exaktverteiltern (nach /8-21/)

	Arbeitsbreite [m]	Arbeits-tiefe [cm]	Mehrkosten gegenüber Breitver- teiler [€/m ³]	Einsatz auf bzw. in				
				gepflüg- tem Acker	Stoppel- acker	stehendem Getreide	stehendem Mais	Grün- land
Breitverteiler	6 – 12	0		+	+	+	0	+
Schlepp- schlauch	9 – 24	0	0,77	+	+	+	+	+0
Schleppschuh	3 – 12	0 – 3	1,28	0	+	0	-	+
Schleppscheibe	3 – 7	bis 5	1,79	0	+	-	-	+
Gülleinjektion	3 – 6	5 – 15	3,07	+	+	-	-	-

+ = gut geeignet; 0 = bedingt geeignet; - = nicht geeignet



8.6 Anfallende Abwässer und Gärrestaufbereitung

Sofern keine technische Aufbereitung des Gärrestes z. B. durch eine Separation in Fest- und Flüssigphase in der Biogasanlage erfolgt, fallen im Betrieb einer Biogasanlage keine Abwässer im weiteren Sinne an. Die Biogasanlage ist somit als geschlossenes System anzusehen, bei dem alle theoretisch anfallenden Abwässer letzten Endes im Gärrestlager gesammelt werden, um von dort der landwirtschaftlichen Verwertung zugeführt zu werden. Anzustreben ist eine Betriebsweise, bei der mögliche Ab- bzw. Reinigungswasser über die Vorgrube dem Fermenter zugesetzt werden und den Gärprozess durchlaufen. Hierdurch kann die Einbringung und Homogenisierung von trockensubstanzreichen Kofermenten u. U. wesentlich erleichtert werden. Ferner wird durch den Biogasprozess eine thermische Behandlung des Abwassers erreicht, die einer möglichen Keimverbreitung durch Abwässer vorbeugt.

Unter bestimmten Umständen kann es in Abhängigkeit vom Inputmaterial (Koferment) erforderlich werden, zum Zweck der Nähr- bzw. Schadstoffausschleusung aus dem Betrieb Feststoffe abzutrennen bzw. Flüssigkeit (Prozesswasser) nicht mehr in die Vorgrube einzubringen.

Eine weitergehende Aufbereitung der Gärrückstände kann in Form einer Entwässerung und anschließender Nachrotte vorgenommen werden. Hierzu wird der Gärrest mittels Dekanterzentrifugen oder Schneckenpressen maschinell entwässert. Die abgepressten Feststoffe müssen dann einer Nachrotte unterzogen werden. Diese Aufbereitung macht ökonomisch nur dann einen Sinn, wenn für dieses Substrat ein sicherer Vermarktungsweg erschlossen werden kann.

Das bei der Entwässerung gleichfalls anfallende Prozessabwasser ist mit einer Vielzahl von Stoffen befrachtet, sodass es bei einer vollständigen Rückführung in den Anlagenkreislauf zu einer deutlichen Aufkonzentrierung verschiedener Stoffe kommen kann.

Zur weiteren Verwendung der abgetrennten flüssigen Phase als Prozesswasser für die Gärung muss es bestimmte Anforderungen erfüllen. Wichtig sind:

- die Gehalte an flüchtigen Fettsäuren
- die Salzkonzentration
- der Ammoniumgehalt
- der pH-Wert

Da diese Parameter sich direkt auf die Stabilität der Gärung auswirken, sollten sie regelmäßig kontrolliert und zum Methanertrag der Biogasanlage in Bezug gesetzt werden.

Daher muss das Prozesswasser bestimmte Anforderungen erfüllen, die im Wesentlichen von der Konzeption der Anlage abhängig sind. Es handelt sich in erster Linie um die Gehalte an Feststoffen und um Substanzen, die im Prozess kritische Ablagerungen bilden (z. B. Salze) sowie um biologisch leicht abbaubare organische Kohlenstoffverbindungen oder hemmende Inputsubstanzen oder Produkte. So können Feststoffe im Prozessabwassersystem Probleme bei Armaturen oder Düsen verursachen, Härtebildner nach Abfall des CO_2 -Partialdrucks in der Wasserphase störende Niederschläge bilden und Rohrleitungen verstopfen, biologisch abbaubare, organische Kohlenstoffverbindungen zu relevanten Geruchsentwicklungen führen und hohe $\text{NH}_x\text{-N}$ - oder Sulfid-Gehalte den anaeroben Abbau hemmen. Mitunter sind deshalb weitere Aufbereitungsschritte notwendig, wobei meistens physikalisch-chemische bzw. aerobe biologische Behandlungsschritte ausreichend sind (nach /8-22/).

8.7 Literaturverzeichnis

- /8-1/ Roschke, M. (2003): Verwertung der Faulsubstrate, in: Biogas in der Landwirtschaft – Leitfaden für Landwirte und Investoren im Land Brandenburg, Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg (Hrsg.), Potsdam, S. 29-33
- /8-2/ Amon, T., Boxberger, J. (2000): Biogas production from farmyard manure. In: Martinez, J., Sangiorgi, F. (Eds.): 9th Internat. Workshop of the European Cooperative Research Network „Recycling of Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture, Ramiran“, 6-9 September 2000, Gargnagno, Italy.
- /8-3/ Amon, Th.; Kryvoruchko, V.; Amon, B.; Moitzi, G.; Fistarol-Lyson, D; Hackl, E.; Jeremic, D.; Zollitsch, W.; Pötsch, E.; Mayer, K.; Plank, J. (2003): Endberichtericht "Optimierung der Biogaserzeugung aus den Energiepflanzen Mais und Klee gras" Forschungsprojekt Nr. 1249 GZ 24.002/59-IIA1/01. Auftraggeber: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft. Pioneer Saaten Ges.M.B.H Parndorf, Austria
- /8-4/ Jäkel, K. (2003). Eigenschaften des vergorenen Substrates. in: Managementunterlage Biogaserzeugung und –verwertung, Hrsg.: Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, S. 37-60
- /8-5/ KTBL und UBA (2002): Fütterungsstrategien zur Verminderung von Spurenelementen/Schwermetallen in Wirtschaftsdüngern, KTBL-Workshop 23./24.04.2002, Göttingen – KTBL-Schrift 410
- /8-6/ Edelmann, Werner (2001): „Biogaserzeugung und Nutzung“ in Kaltschmitt, M. und Hartmann, H. (Hrsg.): „Energie aus Biomasse“, Springer Verlag, S. 660 – 662
- /8-7/ Jäkel, K., Wanka, U. und Albert, E. (2002): Wie aus dem Gärrest Edulgülle wird, Biogas – Strom aus Gülle und Biomasse, Top agrar Fachbuch, S. 74-77
- /8-8/ Amon, B., Moitzi, G., Schimpl, M.; Kryvoruchko, V.; Wagner-Alt, C. (2002): Methane, Nitrous Oxide and Ammonia Emissions from Management of Liquid Manures. Final Report. November 2002. Research projekt no. 1107; BMLF GZ 24.002/24-IIA1a/98 and extension GZ 24.002/33-IIA1a/00. On behalf of Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management and Federal Ministry for Education, Science and Culture
- /8-9/ Clemens, J., Wolter, M., Wulf, S., Ahlgrimm, H.-J. (2002): Methan- und Lachgas-Emissionen bei der Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern, in: KTBL-Schrift 406, Emissionen der Tierhaltung, S. 203-214
- /8-10/ Schumacher, I. (1999): Vorläufiger Versuchsbericht zur Lagerung von Gülle und Kofermentationssubstraten im Rahmen des DBU Vorhabens „Untersuchung der Emission direkt und indirekt klimawirksamer Spurengase (NH₃, N₂O und CH₄) nach Ausbringung von Kofermentationsrückständen sowie Entwicklung von Verminderungsstrategien“.
- /8-11/ Sommer, S.-G.; Petersen, S.-O., Sogaard, T. (2000): Greenhouse gas emission from stored livestock slurry. Journal of Environmental Quality 29: 744–751
- /8-12/ Hartung, E. und Montenev, G.-J. (2000): Emission von Methan (CH₄) und Lachgas (N₂O) aus der Tierhaltung. Agrartechnische Forschung 6 S. 62-69
- /8-13/ Dosch, R. und Gutser, R. (1996): Risk for gaseous N losses by different slurry managements; Transactions of the 9th Nitrogen Workshop Braunschweig S. 481-484
- /8-14/ KTBL-Datensammlung (2002): Betriebsplanung Landwirtschaft 2002/2003, 18. Auflage, Darmstadt
- /8-15/ Asmus, F. und Linke, B. (1987): Zur pflanzenbaulichen Verwertung von Gülle-Faulschlamm aus der Biogasgewinnung; Feldwirtschaft 28, S. 354-355
- /8-16/ Gutser, R., Amberger, A. und Vilsmeier, K. (1987): Wirkung unterschiedlich aufbereiteter Gülle im Gefäßversuch zu Hafer und Weidelgras; VDLUFA-Schriftenreihe, 23. Kongreßband S. 279293
- /8-17/ Gutser, A., Nitschke und Klasink, A. (1997): Umwelt-schonende Verwertung von Reststoffen verschiedener Gülleaufbereitungsverfahren; KTBL-Arbeitspapier 242 Umweltverträgliche Gülleaufbereitung und -verwertung, S. 97-108
- /8-18/ Hege, U. (1988): Düngewirkung von ausgefaultem Fließmist; 27. Biogas Praktiker Informationstagung, Grub S. 50-56
- /8-19/ Döhler, H. (1996): Landbauliche Verwertung stickstoffreicher Abfallstoffe, Komposte und Wirtschaftsdünger. Wasser & Boden, 48. Jg.
- /8-20/ AID (2003): Ammoniak-Emissionen in der Landwirtschaft - Gute fachliche Praxis. aid infodienst (Hrsg.), Nr. 1454/2003
- /8-21/ Schwab, M. (2003): KTBL –Forschungsergebnisse, unveröffentlicht
- /8-22/ ATV-DVWK-M 372 (2003): Technische Rahmenbedingungen für die Vergärung biogener Abfälle, Hrsg.: ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. S. 29 - 31

