

Monika Krause und Eberhard Hartung, Hohenheim

Ammoniakmessungen über Gülleerdbecken

Vergleichende Untersuchungen über die Höhe der Ammoniakfreisetzungen aus einem Erdbecken und einem offenen traditionellen Flüssigmistbehälter wurden unter gleicher Topografie und Witterungsbedingungen durchgeführt. Es zeigte sich, dass die gemessenen Ammoniakemissionen in dem aus der Literatur bekannten Bereich lagen. Die NH₃-Emissionen aus dem Erdbecken waren bei einer Berechnung bezogen auf die tatsächlich vorhandene Flüssigmistoberfläche und -volumen geringer als aus dem Behälter. Deutlich niedrigere Ammoniakemissionen zeigten sich bei stark ausgeprägter Schwimmdecke.

Dr. Monika Krause ist wissenschaftliche Mitarbeiterin und Dr. Eberhard Hartung wissenschaftlicher Assistent am Fachgebiet für Verfahrenstechnik in der Tierproduktion und landwirtschaftliches Bauwesen (Leiter: Prof. Dr. T. Jungbluth), Institut für Agrartechnik, Universität Hohenheim, Garbenstr. 9, 70599 Stuttgart; e-mail: krause@uni-hohenheim.de. Dieses Projekt wurde vom Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg finanziert [12].

Schlüsselwörter

Ammoniakemission, Erdbecken

Keywords

Ammonia emissions, lagoon

Literatur

Literaturhinweise sind unter LT 02111 über Internet <http://www.landwirtschaftsverlag.com/landtech/local/fliteratur.htm> abrufbar.

Bekannt ist, dass Ammoniakemissionen von Flüssigmist während der Lagerung von vielen Faktoren beeinflusst werden. Eine Gesamtklärung insbesondere unter Praxisbedingungen ist bis jetzt noch nicht gelungen, da für Praxisbedingungen keine optimale Messmethode zur Verfügung steht. Bisher wurden die Ammoniakemissionen meist im Labor oder über Kleinstbehältern gemessen, bei denen vorher der Flüssigmist homogenisiert wurde. Auch die in [1] verglichenen Methoden waren nicht für die Praxis geeignet, da alle Methoden mit erheblichen Messfehlern behaftet waren sowie sehr viele Analysen erforderten.

Das Ziel der Untersuchungen war, die Ammoniakfreisetzung über Erdbecken und Behälter möglichst gleichzeitig und kontinuierlich zu quantifizieren sowie Wettereinträge abzuklären.

Versuchsdurchführung

Die Versuche wurden auf einem Milchviehbetrieb (~ 90 GV) im Landkreis Ravensburg durchgeführt. Neben dem Flüssigmisthochbehälter aus Beton (Ø 12 m, 4,1 m tief, ~ 400 m³ Lagerraum, mit 70 m³ großer Vorgrube) war ein Erdbecken errichtet worden. Dessen Maße betragen am oberen Rand 26 • 19 m (= 494 m²), am Boden in 3 m Tiefe durch die schrägen Seitenwände ~ 19 • 13 m (= 247 m²; ~ 950 m³ Lagerraum; *Bild 1*). An der Westseite des Erdbeckens ermittelte eine Wetterstation Temperatur, Luftfeuchte, Niederschlagsmenge, Windrichtung und -stärke.

Um die Probenluft zu entnehmen, wurden in 0,5 (bis max. 1) m Höhe über der Flüssigmistoberfläche Teflonschläuche (Ø 4 mm; neun über dem Erdbecken, vier über dem

Behälter) aufgehängt, durch die die Luft in das Gasanalysegerät gesaugt wurde. Die Hintergrundkonzentration des Ammoniaks wurde in 4,50 m Höhe gemessen. Es kamen zwei Messmethoden zur Bestimmung der NH₃-Konzentration zum Einsatz (Versuche 1, 2; *Tab. 1*).

Versuch 1: Ammoniakmessungen mittels Gasanalysegerät

Um kontinuierlich Ammoniakkonzentrationen zu messen, wurde ein BINOS[®] Gasanalyse-Gerät der Firma Rosemount eingesetzt, das nach dem Prinzip der Nicht-Dispersiven Infrarot (NDIR)-Absorptionsspektroskopie in einem Messbereich von 0 bis 100 ppm (Auflösung ± 0,15 ppm) arbeitet.

Während des Versuchszeitraums vom 17. 2. bis 23. 5. 2000 war das Erdbecken mit einer normalen Schwimmdecke (~ 10 cm) bedeckt. Der Flüssigmist im Betonbehälter war mit einer stabilen Schwimmdecke (~ 15 bis 18 cm), die teilweise mit Pflanzen bewachsen war, versehen.

Die Ammoniakkonzentrationen über dem Erdbecken, reduziert um den Hintergrundwert, lagen während der Messungen vom 17. 2. bis 24. 4. bei tiefen Temperaturen im Bereich der Auflösegenauigkeit des verwendeten Analysegerätes. Ähnlich geringe Ammoniakkonzentrationen wurden über dem Erdbecken sowie über dem Behälter vom 24. 4. bis 23. 5. gemessen und dies bereits bei fast sommerlichen Temperaturen. Daher wurde auf eine diskontinuierlich arbeitende kumulierende Messmethode mit Gaswaschflaschen ausgewichen.

Fortsetzung Seite 39

Tab. 1: Messmethoden und Versuchsbedingungen

Table 1: Measuring methods and test conditions

Zeitraum	Messmethode	Erdbecken	Behälter
Versuch 1: 17.2.-24.4.2000	Gasanalysegerät, kontinuierlich	normale Schwimmdecke, kontinuierlich befüllt	nicht gemessen
24.4.-23.5.2000	Gasanalysegerät kontinuierlich	normale Schwimmdecke, kontinuierlich befüllt	starke Schwimmdecke, ohne Befüllung
Versuch 2: 1.6.-31.7.2000 (Versuch A)	Waschflaschen, diskontinuierlich	normale Schwimmdecke, kontinuierlich befüllt	starke Schwimmdecke, aus Vorgrube umgepumpt
8.8.-11.9.2000 (Versuch B)	Waschflaschen, diskontinuierlich	normale Schwimmdecke, gleicher Flüssigmist	normale Schwimmdecke, gleicher Flüssigmist

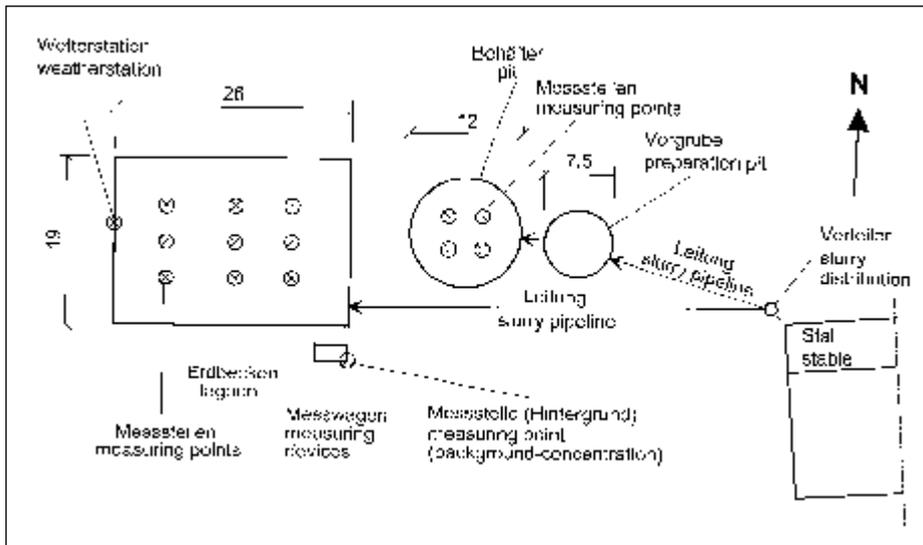


Bild 1: Flüssigmistableitung aus dem Stall in das Erdbecken und den Behälter sowie Anordnung der Messstellen

Fig. 1: Slurry pipelines from the stable to lagoon and pit as well as arrangement of measuring points

Versuch 2: Ammoniakmessungen mittels Waschflaschen

Am Institut für Agrartechnik wurde die Messtechnik mit Waschflaschen zur Messung von Ammoniakemissionen mit gutem Erfolg in Windtunnelsystemen nach dem Ausbringen von Flüssigmist [2, 3] eingesetzt. Nach demselben Prinzip wurde in den eigenen Versuchen die ammoniakhaltige Luft 0,50 (bis 1) m über der Flüssigmistoberfläche angesaugt und zu den Waschflaschen geleitet. Die Messstellen über dem Erdbecken und über dem Behälter wurden jeweils zu einem Luftstrom zusammengefasst. Zur Bestimmung der Hintergrundkonzentration wurde Luft aus 4,5 m Höhe angesaugt. Die Probenahme erfolgte diskontinuierlich durch Umschalten vorgeschalteter Ventile (alle 5 min), nach drei Tagen wurde eine andere Waschflaschenreihe beaufschlagt (= Serie); in einer Waschflaschenreihe wurde also der Ammoniak von insgesamt einem ganzen Tag erfasst. Die analytische Konzentrationsbestimmung des in der Säurevorlage enthaltenen $\text{NH}_4^+\text{-N}$ erfolgte im Labor. Die Bestimmung des Luftvolumenstromes (\varnothing 2,2 l/min) erfolgte mittels thermischen Massendurchflusssensors F-111C der Fa. Bronkhorst, da sich die Emission als eine zeitbezogene Größe aus dem Produkt von Gaskonzentration und Luftvolumenstrom errechnet, die zusätzlich auf Fläche oder Volumen bezogen werden kann.

Im gesamten Versuchszeitraum wurden insgesamt 31 Serien Waschflaschen erfasst und ausgewertet. Zunächst wurden unterschiedlich dicke Schwimmdecken untersucht (Versuch A), dabei wurde das Erdbecken (kontinuierlich befüllt) mit „normal“ ausgeprägter Schwimmdecke (~8 bis 10 cm)

mit dem Behälter (aus Vorgrube umgepumpt) mit „starker“ Schwimmdecke (~15 cm) verglichen.

Anschließend wurde Flüssigmist aus dem Erdbecken in den Behälter gefüllt und homogenisiert (Versuch B). Somit bestand eine direkte Vergleichsmöglichkeit zwischen Erdbecken und Behälter mit einer annähernd gleichen Schwimmdeckenausbildung (~8 bis 10 cm) sowie nahezu identischen Flüssigmistzusammensetzungen.

Die $\text{NH}_3\text{-N}$ -Emission wurde einerseits auf die Zeit bezogen, andererseits wurde sie auf die jeweils aktuelle Oberfläche (Erdbecken: \varnothing 385 m^2 ; Behälter: immer 115 m^2) sowie das aktuelle Volumen (Erdbecken: 500 bis 666 m^3 ; Behälter: 180 bis 300 m^3) bezogen (Tab. 2), um einen Vergleich mit den in der Literatur vorliegenden Werten durchführen zu können. Sowohl die Mittelwerte der gemessenen Ammoniakemissionsraten wiesen eine Höhe im Bereich der derzeit in der Literatur bekannten Werte (0,33 bis 15,1 $\text{g}/\text{m}^2/\text{d}$) sowie im unteren Bereich (1,0 bis

Tab. 2: Ammoniakemissionraten (reduziert um Hintergrundmessung)

Table 2: Ammonia emission rates (reduced by background-concentration)

	Mittelwert		
	absolut mg/h	Fläche $\text{g}/\text{m}^2/\text{d}$	Volumen $\text{g}/\text{m}^3/\text{d}$
Versuch A	unterschiedliche Schwimmdecken		
Erdbecken	66,8	7,1	4,7
Behälter	3,5	1,3	0,8
Versuch B	gleiche Schwimmdecken/ gleicher Flüssigmist		
Erdbecken	54,2	6,2	4,6
Behälter	44,7	16,2	7,2

18,8 $\text{g}/\text{m}^3/\text{d}$) auf, wobei die eigenen Messwerte von erheblich größeren Oberflächen und größeren Volumen stammen.

Im Versuch A bei unterschiedlich starken Schwimmdecken waren die absoluten Ammoniakemissionen aus dem Behälter sehr gering, während sie über dem Erdbecken bei knapp 67 mg/h lagen (Tab. 2). Die mittlere Emissionsrate auf die emittierende Oberfläche sowie auf das aktuelle Volumen bezogen zeigte zwar wiederum geringere Emissionen für den Behälter, jedoch im Verhältnis nicht mehr soviel für das Erdbecken. So führte (der weniger Stickstoff enthaltende Flüssigmist) die um die Hälfte dickere Schwimmdecke im Behälter zu niedrigeren Emissionswerten.

Im Versuch B bei gleicher Schwimmdeckendicke und gleichem Flüssigmist war die absolute Ammoniakemission über dem Erdbecken (~54 mg/h) nur noch geringfügig höher als über dem Behälter (knapp 45 mg/h). Dagegen betragen die Emissionen aus dem Erdbecken, berechnet auf die Flüssigmistoberfläche, fast nur ein Drittel von denen aus dem Behälter, bezogen auf das Flüssigmistvolumen knapp die Hälfte.

Die Oberflächengröße soll nach Literaturangaben die Emissionen beeinflussen. Da Erdbecken eine relativ große Oberfläche haben, wird davon ausgegangen, dass hier mehr Ammoniak als aus offenen Behältern emittiert [4, 5, 6, 7].

Dagegen soll die senkrechte Silowand eines Hochbehälters eine vielfach stärkere Windverwirbelung verursachen als schräge Wände, damit wäre ein höherer Sauerstoffeintrag sowie ein stark erhöhter Luftaustausch verbunden und die Gasproduktion würde vermehrt angeregt [8, 9].

Die eigenen Versuche zeigten, dass die relative Größe der emittierenden Oberfläche eine untergeordnete Rolle spielt, wenn gut ausgeprägte natürliche Schwimmdecken vorhanden sind. Desweiteren schienen Luftturbulenzen und die Höhe des Luftaustausches über der emittierenden Oberfläche im Behälter zu einer im Vergleich relativ stärkeren Freisetzung zu führen.

Die im Tagesdurchschnitt gemessenen Windgeschwindigkeiten von 1,4 m/s (Spitzengeschwindigkeiten von 17,1 m/s = Windstärke 7), ließen jedoch keinen direkten und ausschließlichen Einfluss auf die Höhe der Emissionen erkennen, wie etwa in [10] und [11] dargestellt.

Die Praxisversuche konnten zeigen, dass die Ammoniakemissionen aus dem Erdbecken im Vergleich zum Behälter auf keinen Fall schlechter, sondern auf Oberfläche und Volumen bezogen sogar besser abschneiden; hierbei ist jedoch die Art der Ausbildung der Schwimmdecke zu berücksichtigen.