

Jochen Hahne und Martin Brandes, Braunschweig

Einsatz von Biofiltern zur Stallabluftbehandlung

Ergebnisse einer Stickstoffbilanzierung

Zur Beurteilung der Einsatzfähigkeit von Biofiltern zur Behandlung ammoniakhaltiger Stallabluft wurde ein Biofilter einfachster Bauart über fünf Monate untersucht und eine Stickstoffbilanzierung durchgeführt. Die Ergebnisse zeigen bei einer Stickstoff-Wiederfindungsrate von 86,3%, dass 31,6% des eingetragenen Stickstoffs als gasförmige Emissionen aus dem Biofilter freigesetzt wurden, 26,2% wurden im Biofiltermaterial und 28,5% im Sumpfwasser akkumuliert. Nitrifikations- und Denitrifikationsvorgänge führten zur Freisetzung von Stickoxiden und Lachgas in erheblichen Mengen. Aufgrund der Stickstoffakkumulation und der starken Versäuerung des Filtermaterials konnte kein stabiler Biofilterbetrieb erreicht werden.

Dr. rer. nat. Jochen Hahne ist als wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut für Technologie und Biosystemtechnik der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Bundesallee 50, 38116 Braunschweig tätig; e-mail: jochen.hahne@fal.de. Dipl.-Ing. (FH) Martin Brandes ist Mitarbeiter der Fa. geniaLab, Produkte und Dienstleistungen GmbH, Bundesallee 50, 38116 Braunschweig.

Schlüsselwörter

Abluftreinigung, Tierhaltung, Biofilter, Ammoniak, Lachgas

Keywords

Waste air cleaning, animal husbandry, biofilter, ammonia, nitrous oxide

Biofilter sind bei sachgerechter Dimensionierung zur Minderung von Geruchsemissionen gut geeignet. Aber eignen sich Biofilter dauerhaft zur Behandlung von Stallabluft mit vergleichsweise hohen Ammoniakfrachten? Was passiert mit dem eingetragenen Ammoniak? Zur Beantwortung dieser Fragen wurde ein Versuchsbiofilter über 148 Tage mit Stallabluft aus einer Schweinemastanlage beaufschlagt und eine Stickstoffbilanzierung durchgeführt.

Versuchsanlage, Versuchsdurchführung und Analytik

Der Versuchsbiofilter bestand aus einer 2 m hohen Plexiglassäule mit einem Innendurchmesser von 0,29 m (Bild 1) und wurde im Aufstrom betrieben. Als Biofiltermaterial wurde Rindenmulch (35 l) in einer Gesamtschüttungshöhe von 0,53 m, aufgeteilt in zwei Segmenten zu je 0,265 m, eingesetzt. Die Berechnung des Filtermaterials erfolgte über eine Vollkegeldüse mit einer zeitgesteuerten Pumpe intermittierend im Abstand von 6 h. Als Sumpfvorlage wurden zu Versuchsbeginn acht Liter Leitungswasser vorgelegt. Die an einer Skalierung ermittelten Wasserverluste (Wasserdampfverluste über die Abluft, Probenahme) wurden regelmäßig mit deionisiertem Wasser ausgeglichen. Bei Filtervolumenbelastungen von 57 und 151 $\text{m}^3/(\text{m}^3 \text{ h})$ betrug die Gaskeschwindigkeit 0,008 m/s in den ersten 55 Versuchstagen und 0,026 m/s bis zum Versuchsende. Roh- und Reingaszusammensetzung wurden über den gesamten Versuchszeitraum im 3 h-Rhythmus auf die Parameter Ammoniak, Stickoxide und Lachgas analysiert und auf Stickstoff umgerechnet. Aus den jeweiligen Konzentrationsmittelwerten je Tag und dem Volumenstrom wurde der mittlere Massenstrom für jede Komponente im Roh- und Reingas errechnet und aufsummiert. Die Bestimmung der Stickstoffkonzentrationen und -massen ($\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, Kjeldahl-N) in der Sumpfvorlage erfolgte vor Versuchsbeginn und dann jeweils dreimal in der Woche. Der mit der Probe entnommene Stickstoff wurde der Sumpfvorlage zugeordnet. Die Stickstoffkonzentrationen und

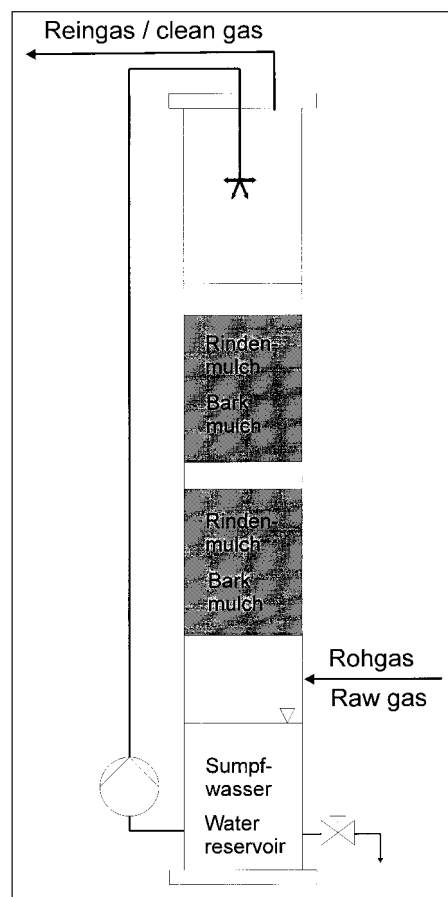


Bild 1: Biofilterversuchsanlage

Fig. 1: Biofilter test facility

-massen des Filtermaterials wurden vor Versuchsstart, nach 61, 89 sowie nach 148 d untersucht. Hierzu wurde jeweils das gesamte Material entnommen, durchmischt und eine Mischprobe aus zehn Einzelproben hergestellt und analysiert.

Ergebnisse

Das eingesetzte, nicht mit Biomasse angeimpfte Filtermaterial enthielt zu Versuchsbeginn 0,8 g $\text{NH}_4\text{-N}$ und 4,6 g Kjeldahl-Stickstoff, aber weder $\text{NO}_2\text{-N}$ noch $\text{NO}_3\text{-N}$. Im Sumpfwasser lag lediglich eine Masse von 0,1 g $\text{NO}_3\text{-N}$ vor. Die pH-Werte lagen bei 4,7 (Rindenmulch) und 6,8 (Sumpfwasser). Bei einer mittleren Rohgaskonzentration von 7,5 ppm NH_3 , 0,1 ppm NO_x und 0,65 ppm N_2O wurden im ersten Versuchsabschnitt (0 bis 61 d) 20,4 g $\text{NH}_3\text{-N}$, 0,05 g $\text{NO}_x\text{-N}$ und 3,1 g $\text{N}_2\text{O-N}$ in das System eingetragen (Bild 2). Im Reingas wurden 1,1 g $\text{NH}_3\text{-N}$, 0,3 g $\text{NO}_x\text{-N}$ und 3,9 g $\text{N}_2\text{O-N}$ nachgewiesen. Die Ammoniakabscheidung des Biofilters betrug in diesem Zeitraum über 95%, während die Stickoxidemissionen um 500% und die Lachgasemissionen um 26% anstiegen. Die erhöhten Stickoxid- und Lachgasemissionen sind auf die mikrobielle Ammoniakoxidation (Nitrifikation) zurückzuführen. Dementsprechend stiegen sowohl die Nitrit- und Nitratgehalte im Biofiltermaterial. Auffallend ist, dass im Sumpfwasser nur geringe Mengen dieser Stickstofffraktio-

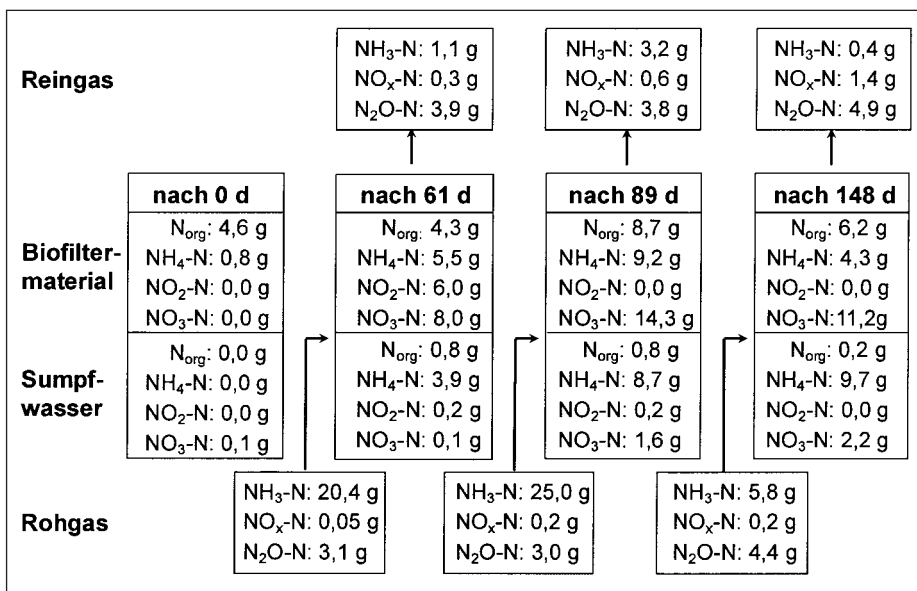


Bild 2: Stickstofffluss im Biofilter

Fig. 2: Nitrogen flow in the biofilter

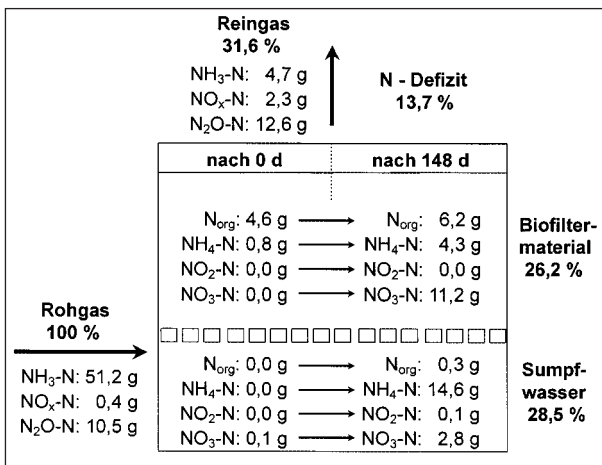


Bild 3: Stickstoffbilanz des Biofilters

Fig. 3: Nitrogen balance of the biofilter

nen nachzuweisen waren, also kaum eine Auswaschung mit der Beregnung des Biofilters erreicht wurde. Die Ammoniumgehalte stiegen sowohl im Biofiltermaterial als auch im Sumpfwasser deutlich an, was auf eine nicht quantitative Nitrifikation zurückzuführen ist. Aufgrund des überschüssigen Ammoniaketrages lag der pH-Wert im Filtermaterial bei 8,0 und 8,3 im Sumpfwasser.

Im zweiten Versuchsabschnitt (61 bis 89 d) wurden weitere 25 g NH₃-N, 0,2 g NO_x-N und 3,0 g N₂O-N in das System eingetragen. Die Ammoniakabscheidung sank auf 87% trotz sinkender pH-Werte im Filtermaterial und im Sumpfwasser. Die Stickoxidemissionen stiegen um 200% und die Lachgasemissionen um 27%. Das zwischenzeitlich im Biofiltermaterial gebildete Nitrit wurde vollständig abgebaut, wobei im Wesentlichen Nitrat gebildet und im Filtermaterial akkumuliert wurde. Darüber hinaus trat eine starke Ammoniumanreicherung sowohl im Filtermaterial als auch im Sumpfwasser auf, während die Nitratmenge nur noch geringfügig zunahm. Diese Befunde deuten auf eine einsetzende Hemmung der Ammoniakoxidation hin.

Im letzten Versuchsabschnitt (89 bis 148 d) wurden nur noch 5,8 g NH₃-N, 0,2 g NO_x-N und 4,4 g N₂O-N eingetragen. Bei einer Ammoniakabscheidung von 93% stiegen in dieser Versuchsphase vor allem die Stickoxidemissionen um 600% an. Die Lachgasemissionen nahmen um 11% zu. Durch die niedrigen pH-Werte im Filtermaterial (4,4) und im Sumpfwasser (4,7) brach die Nitrifikation im System vollständig zusammen.

Die Stickstoffbilanz über den gesamten Zeitraum zeigt, dass 31,6% des in den Biofilter eingetragenen Stickstoffs als gasförmige Emissionen wieder freigesetzt wurden (Bild 3). Die Stickoxidemissionen stiegen um 475% und die Lachgasemissionen um 20%. Bezogen auf die Emissionsfaktoren entspricht 1 kg N (NH₃-N + NO_x-N) 3,83 kg CO₂ und 1 kg N₂O-N 296 kg CO₂. Im durchgeführten Versuch wurden 46,5 g NH₃-N abgetrennt und 1,9 g NO_x-N sowie 2,1 g N₂O-N zusätzlich gebildet. Dementsprechend wurden durch die NH₃-N-Abtrennung 0,18 kg CO₂-Äquivalente reduziert, durch die NO_x-N-Bildung aber 0,007 kg und die Lachgasbildung 0,62 kg CO₂-Äquivalente neu gebildet. Aus Sicht des Klimaschutzes wäre die einstufige Biofiltration negativ zu beurteilen.

Im Biofiltermaterial wurden 26,2% des eingetragenen Stickstoffs akkumuliert, wobei insbesondere eine starke Nitratanreicherung zu beobachten war. Nitrat führt bei hohen Konzentrationen ebenso zur Hemmung der Nitrifikation wie die niedrigen pH-Werte, die sich durch die Nitrifikation (Salpetersäurebildung) ergeben. Bei Sauerstoffmangel (Reduzierung oder Abschaltung der Lüftungsanlage, Verdichtung des Biofiltermaterials) tritt eine Denitrifikation auf, bei der Nitrat zu elementarem Stickstoff (N₂), Stickoxiden und Lachgas umgesetzt wird (Bild 4). In diesem Fall wurden bei Unterschreitung einer Filtrivolumenbelastung von 20 m³/(m³ h) 20% des eingetragenen NH₃-N zu N₂O-N umgesetzt. Auch diese Ergebnisse sprechen gegen einen Einsatz einstufiger Biofilter zur Stallablufreinigung.

Im Sumpfwasser wurden 28,5% des eingetragenen Stickstoffs im Wesentlichen als Ammonium akkumuliert (Bild 3). Durch regelmäßigen Wasserwechsel könnte der Stickstoff des Sumpfwassers aus dem System entfernt werden und somit die beschriebenen Prozesse im Biofiltermaterial verzögern. Hierfür wären jedoch erhebliche Wassermengen erforderlich, zu deren Lagerung die Kapazität des Güllelagers vergrößert werden müsste. Hohe Wassergehalte im Biofiltermaterial wirken sich darüber hinaus negativ auf den Geruchsminderungsgrad aus.

Die Wiederfindungsrate des eingetragenen Stickstoffs war mit über 86% ausreichend. Hauptursache für die Minderbefunde dürften Denitrifikationsvorgänge sein, die auch zur Bildung von elementarem Stickstoff (N₂) führten und nicht erfasst werden konnten.

Fazit

Nach den vorliegenden Versuchsergebnissen kann der Einsatz von einfachen Biofiltern zur Reinigung von Stallabluft nicht empfohlen werden. Die Ammoniakabtrennung aus der Abluft führt im Biofilter zu einer unregelmäßigen und instabilen Nitrifikation, die mit der Freisetzung von Stickoxiden und des klimarelevanten Lachgases einhergeht. Darüber hinaus entstehen erhebliche Lachgasemissionen über die Denitrifikation, wenn keine ausreichende Durchlüftung des Biofilters gegeben ist.

Bild 4: Lachgasfreisetzung aus einem Biofilter bei Reduzierung des Luftvolumenstromes

Fig. 4: Release of nitrous oxide from a biofilter by lowering the air flow rate

