

Ammoniakabscheidung in neuartigen Biofiltern

Jochen Hahne, Tommy Pfeifer

Die aktuell in der Tierhaltung eingesetzten Biofilter sind zwar zur Geruchs-, aber nicht zur Ammoniakabscheidung geeignet. Ziel der Arbeiten war es daher, eine neuartige Biofilteranlage zu entwickeln, mit der eine hohe und dauerhafte Ammoniakabscheidung gewährleistet werden kann. Dieser neuartige Biofilter ist mit einer pH-geregelten Wasservorlage unterhalb der Filterschüttung und einer leitfähigkeitsgesteuerten Abschlämmung ausgestattet und wurde über mehrere Monate unter Praxisbedingungen in Hinblick auf die Ammoniakabscheidung und den Verbleib des abgeschiedenen Stickstoffs untersucht. Die Ergebnisse zeigen, dass bei Einhaltung bestimmter Betriebsbedingungen dauerhaft mehr als 88% des Ammoniaks abgeschieden werden kann.

Schlüsselwörter

Ammoniak, Biofilter, Stickstoffbilanz, Ammoniakabscheidung, Schweinehaltung

Einstufige Biofilter werden seit Jahrzehnten erfolgreich zur Beseitigung von Gerüchen, organischen und anorganischen Abluftinhaltsstoffen in vielen Wirtschaftsbereichen eingesetzt. Für offene Flächenfilter werden Filterflächenbelastungen von maximal $150 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \text{ h})$ und Filtervolumenbelastungen von maximal $100 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \text{ h})$ bei Schütthöhen von 1,5–2,5 m empfohlen (VDI 2016). Auch in der Tierhaltung werden offene Flächenfilter zur Geruchsbeseitigung eingesetzt (Abbildung 1).



Abbildung 1: Einstufige Biofilteranlagen zur Beseitigung von Gerüchen aus Tierställen (© J. Hahne)

Als Filtermaterialien haben sich überwiegend Hackschnitzel und gerissenes Wurzelholz bewährt. Die maximalen Filterflächenbelastungen einstufiger Biofilter in der Tierhaltung (TÜV 2009, HARTUNG et al. 1997, HAHNE und BRANDES 2002, MELSE et al. 2014, MELSE et al. 2015) liegen mit 100 bis 900 m³/(m² h) bei Filterschichtdicken zwischen 0,25 m (Hackschnitzel) und 1,4 m (gerissenes Wurzelholz) in vielen Fällen deutlich über denen industrieller Anwendungen. Eine sichere Abscheidung von Gerüchen und Staub aus der Schweinehaltung ist für eine maximale Filterflächenbelastung von 440 m³/(m² h) bei maximal 12 Monate altem Filtermaterial (Hackschnitzel) im Langzeittest nachgewiesen worden (DLG 2007). Die genannten maximalen Filterflächenbelastungen treten in der Schweinemast aber nur bei Endmastgewicht und unter Sommerbedingungen (Außentemperatur > 26 °C) auf. Im Jahresmittel liegen sie eher bei 45–50 % des Maximalwertes. Bei Einhaltung der Anforderungen an die Lüftung (DIN 2004) und an die Innenluftqualität (TIERSCHNUTZTV 2001) weist die Abluft aus Tierhaltungsanlagen je nach Tierart und Haltungsverfahren Geruchsstoffkonzentrationen von 40 bis 5.000 GE/m³, Gesamtstaubkonzentrationen von 0,1 bis 17 mg/m³ und Ammoniakkonzentrationen von 0 bis 30 mg/m³ auf. Diese vergleichsweise geringen Konzentrationen resultieren aus den hohen Luftvolumenströmen, die in der Tierhaltung zur Wärme-, Feuchte- und Schadgasabfuhr erforderlich sind. Die Konzentrationen an organischen und biologisch leicht abbaubaren gasförmigen Kohlenstoffverbindungen sind mit weniger als 3 mg/m³ Gesamtkohlenstoff sehr gering. Das Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnis (C : N-Verhältnis) in der Abluft weist somit einen erheblichen Stickstoffüberschuss auf, denn in Biomasse beträgt dieses 10–20 zu 1. Der „überschüssige“ Stickstoff kann also nicht in Biomasse festgelegt werden.

Die mögliche Abscheidung von Ammoniak in Biofiltern wird als „bedingt geeignet“ bewertet (VDI 2016). Dass diese Bewertung zutreffend ist, zeigt auch eine Reihe von Untersuchungen an Praxisanlagen in der Tierhaltung. Einwöchige Messungen an Praxisanlagen mit verschiedenen Biofiltersystemen (Flächenfilter mit Hackschnitzeln, Strohschüttungen, Wurzelholz) ergaben Ammoniakabscheidegrade von 49 bis 67 % bei Hackschnitzeln, –9 bis 23 % bei Strohschüttungen sowie 60 bis 82 % bei Wurzelholz (TRIMBORN 2006). Die Ammoniakabscheidung führte u. a. zu einer Erhöhung von N₂O-Emissionen aus den Filtern in Höhe von 3–17 %, bezogen auf den abgeschiedenen Ammoniak. Eine Ammoniakabscheidung von durchschnittlich 42 % (n = 6 Messungen über das Jahr) wurde an einem Mast Schweinestall mit einem Biofilter, gefüllt mit einer neuen 25 cm hohen Hackschnitzelschicht, ermittelt. Die mittlere Filterflächenbelastung betrug 341 m³/(m² h) (MELSE et al. 2014). Vergleichbare Messungen an einem weiteren Biofilter mit einer 25 cm hohen Hackschnitzelschicht ergaben eine mittlere Ammoniakabscheidung von 38 % bei einer durchschnittlichen Filterflächenbelastung von 276 m³/(m² h) (MELSE et al. 2015). Eine vom TÜV Rheinland durchgeführte Recherche und Auswertung von Messungen an Schweinehaltungen ergab für einen bestimmten Flächenbiofilter Ammoniakabscheidegrade von 49 bis 94 % bei Filterflächenbelastungen von 100 bis 907 m³/(m² h) (TÜV 2009). Ältere Langzeituntersuchungen an Biofiltern mit Kokosfaser-Fasertorf-Gemischen, die auf eine Filterflächenbelastung von 340 bis 380 m³/(m² h) ausgelegt waren, ergaben hingegen zusammenfassend, dass die durchschnittliche Ammoniakabscheidung im Bereich von –11 und +36 % schwankte und mit steigender Filterbelastung stark abnahm (Hartung 1997). Eigene Untersuchungen an einer Versuchs-Biofilteranlage zur Reinigung von Abluft aus einem Mast Schweinestall, gefüllt mit einer 0,53 m hohen Rindenmulchschicht, ergaben über einen Zeitraum von 148 Tagen zwar hohe Ammoniakabscheidegrade von 87 bis 95 %, aber zugleich wurden auch erhebliche Mengen an sekundären Spurengasen (NO_x-N, N₂O)

gebildet. Die Filterflächenbelastungen bewegten sich zwischen 108 und 295 m³/(m² h). Bei einer Wiederfindungsrate von 86,3% ergab eine Stickstoffbilanzierung, dass 31,6% des eingetragenen Stickstoffs im Reingas, 26,2% im Filtermaterial und 28,5% im Sumpfwasser wiedergefunden wurden (HAHNE und BRANDES 2002).

In der einstreulosen, konventionellen Schweinehaltung, wo viele Biofilter zur Geruchsminderung eingesetzt werden, fallen erhebliche Ammoniakmengen über das Jahr an. Bei einem Emissionsfaktor von 3,64 kg je Tierplatz und Jahr (VDI 2011) werden aus einem Stall mit 1.000 Mastschweinen rechnerisch 3.640 kg Ammoniak emittiert. Würde man einen Abscheidegrad von 70% unterstellen, müsste der Biofilter in jedem Betriebsjahr 2.548 kg Ammoniak bzw. 2.098 kg Reinstickstoff (N) abscheiden und als Ammonium, Nitrit, Nitrat und organisch gebundenem Stickstoff im Filtermaterial anreichern.

Der Hagola-Biofilter, der über eine Anerkennung nach den Anforderungen der Deutschen Landwirtschaftsgesellschaft (DLG) verfügt, darf mit einer maximalen Filterflächenbelastung von 440 m³/(m² h) betrieben werden (DLG 2007). Für einen Tierbestand von 1.000 Mastschweinen (Rein-Raus-Betrieb) wäre nach Herstellerangaben eine Maximalluftfrate von 88.000 m³/h zu kalkulieren und somit eine Filterfläche von 202 m² erforderlich. Bei dem genannten Filtertyp ist die Hackschnitzelschicht in Höhe von 30 cm die biologisch aktive Schicht, sodass sich ein aktives Filtervolumen von knapp 61 m³ bzw. ca. 48 Tonnen im feuchtigkeitsgesättigten Zustand errechnet. Da das Filtermaterial im Laufe der Nutzungsdauer mineralisiert wird und der Wassergehalt auch nicht gesteigert werden kann, müsste der Stickstoffgehalt (N) im Filtermaterial bei einem Wassergehalt von ca. 70% rein rechnerisch jährlich um 146 g/kg im Trockenrückstand (TR) steigen. Dies ist jedoch nicht der Fall. Weder kann Stickstoff unbegrenzt in organische Masse eingebaut werden noch kann die Stickstoffkonzentration im Feuchtigkeitsfilm endlos gesteigert werden. Die maximal gefundene Konzentration an N_{ges} (Summe aller mineralischen N-Verbindungen + organisch gebundenes N) in der Hackschnitzelschicht – analysiert mittels Mischproben bestehend aus mindestens sechs Einzelproben, verteilt über die gesamte Höhe und Fläche der Hackschnitzelschicht – lagen bei knapp 60 g/kg TR (HAHNE et al. 2016). Da der Stickstoffgehalt in der Hackschnitzelschicht nachweislich nicht in dem Maße steigt, wie es für eine hohe Ammoniakabscheidung in der Schweinehaltung erforderlich wäre, muss davon ausgegangen werden, dass der Stickstoff in Form von Ammoniak, Lachgas und Stickoxiden mit der Reingluft aus dem Biofilter ausgetragen wird. Eine heterotrophe Denitrifikation zu molekularem Stickstoff kann angesichts großer Abluftvolumenströme, einer entsprechenden Sauerstoffversorgung im Filtermaterial und der nur geringen Konzentration an leicht verfügbarem Kohlenstoff als vernachlässigbar eingestuft werden. Aus diesen einfachen Überlegungen sowie bereits durchgeführten Prüfverfahren wird ersichtlich, dass die konventionellen einstufigen Biofilter keine dauerhafte Abscheidung von Ammoniak aus der Tierhaltung gewährleisten können.

Ziel der Arbeit war es daher, ein Biofilterverfahren zu entwickeln und im Rahmen einer DLG-Prüfung zu testen, das eine dauerhafte und sichere NH₃-Abscheidung gewährleistet. Über entsprechende N-Bilanzierungen sollte ferner der Verbleib des abgeschiedenen Stickstoffs geklärt werden.

Referenzanlage, Verfahrensbeschreibung, Methoden und Versuchsdurchführung

Das neue Biofilterverfahren (Abbildung 2) unterscheidet sich von den konventionellen Biofiltern in folgenden wesentlichen Punkten:

- Die Anlage ist unterhalb der Druckkammer mit einer niveaugesteuerten Wasservorlage ausgestattet. Diese wird mit Frischwasser aufgefüllt und auf einem konstanten Füllstand gehalten.

- Aus der Wasservorlage erfolgt eine regelmäßige, intermittierend betriebene Befeuchtung des Biofiltermaterials. Die Befeuchtungsintensität wird so eingestellt, dass regelmäßig Wasser aus dem Filtermaterial austritt und in die Wasservorlage zurückrieselt.
- Der pH-Wert des Befeuchtungswassers wird mit Schwefelsäure auf pH = 6,5 gesteuert, um NH₃-Durchbrüche aufgrund zu hoher pH-Werte zu verhindern.
- Es erfolgt eine leitfähigkeitsgesteuerte Abschlammung aus der Wasservorlage bei maximal 25 mS/cm.
- Das aktive Biofiltermaterial (Hackschnitzel) muss aufgrund der Stickstoffanreicherung im Filtermaterial alle 6 Monate gewechselt werden.

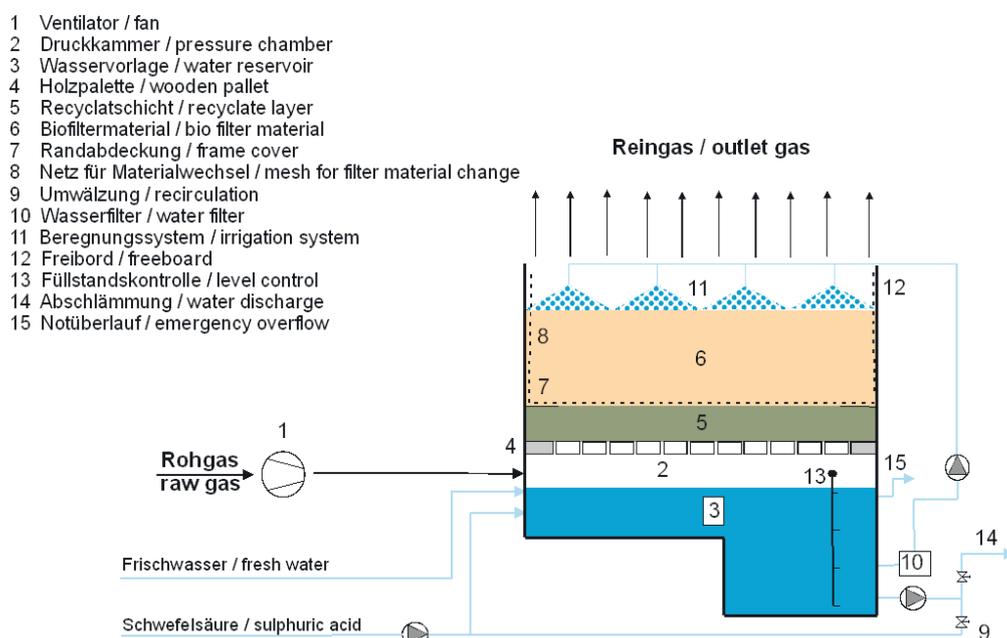


Abbildung 2: Verfahrensschema des neuartigen Biofilters

Die Abluft (Rohgas) gelangt über das Abluftsystem (1) in die Druckkammer (2) oberhalb der Wasservorlage (3) und strömt zunächst durch eine Holzpalette (4). Durch die Richtungsumkehr des Luftstromes setzen sich die groben Partikel bereits hier ab. Danach durchströmt die Abluft das Filtermaterial (6) bestehend aus einer ersten 6 cm dicken Kunststoffrecyclatschicht (5), welche als ständige Besiedlungsfläche für die sich ansiedelnden Mikroorganismen dient, und der direkt darüber liegenden zweiten ca. 30 cm dicken Holzhackschnitzelschicht. Zur Vermeidung von Randgängen dient eine entsprechende Randabdeckung (7). Das Hackschnitzelmaterial liegt auf einem Netz (8), um einen schnellen und maschinellen Filtermaterialwechsel zu ermöglichen.

Die Wasservorlage unterhalb des Filters wird durch Eindosierung von Schwefelsäure auf einen pH-Wert von 6,5 eingeregelt. Eine zeitgesteuerte Umwälzung stellt die Durchmischung der Wasservorlage sicher (9). Das Waschwasser wird über einen Wasserfilter (10) in das Beregnungssystem (11) gefördert. Ein ausreichend dimensioniertes Freibord (12) verhindert die Verdriftung von Aerosolen bei der Biofilterberieselung. Die Feuchtigkeit des Biofiltermaterials soll idealerweise zwischen 65 und 70% liegen, was durch eine Überschussberegnung der Hackschnitzel erreicht wird. Der Füllstand der Wasservorlage wird über Füllstandssensoren kontrolliert (13). Verdunstungsverluste werden

durch eine automatische Frischwassereinspeisung ausgeglichen. Wenn die Leitfähigkeit des Waschwassers einen Wert von maximal 25 mS/cm überschreitet, wird ein Teil des Waschwassers über die Abschlammung abgeleitet (14). Ein Notüberlauf (15) stellt sicher, dass auch nach einem Starkregen eine sichere Abluftreinigung gewährleistet ist.

Die Versuche wurden an einem zwangsbelüfteten, mit Vollspalten ausgestatteten Mastschweinestall mit 312 Tierplätzen durchgeführt, die in Kleingruppen gehalten wurden. Zur Fütterung kamen Breiautomaten zum Einsatz. Die Entlüftung erfolgte oberflur mit 2 Ventilatoren über einen zentralen Abluftkanal im Dachraum. Der Biofilter hatte eine Filterfläche von 70,84 m², die Filterflächenbelastung betrug maximal 440 m³/(m² h). Weitere Kenndaten sind in Tabelle 1 zusammengefasst. Die Messungen wurden vom 21.07.2015 bis zum 22.09.2015 (Sommermessungen) bzw. vom 25.01.2016 bis zum 22.03.2016 (Wintermessungen) durchgeführt. Nach der Sommermessung wurde am 28.09.2015 die Hackschnitzelschicht turnusgemäß gewechselt.

Tabelle 1: Kenndaten der Referenzanlage für 312 Mastschweine

Parameter	Einheit	Wert
Filterfläche	m ²	70,84
Maximale Filterflächenbelastung	m ³ /(m ² h)	440
Maximale Filtervolumenbelastung	m ³ /(m ³ h)	1.486
Berieselungsdichte	m ³ /h	0,6
Wasservorlage	m ³	14
Frischwasserverbrauch	m ³ /(TP a) ²⁾	1,5 ¹⁾
Abschlammung	m ³ /(TP a)	0,44 ¹⁾

¹⁾ Kalkuliertes durchschnittliches Jahresmittel.

²⁾ TP = Tierplatz.

Für die Durchführung der Messungen wurden die in Tabelle 2 genannten Messverfahren eingesetzt.

Tabelle 2: Messverfahren

Parameter	Verfahren
Volumenstrom	2 Messventilatoren der Fa. Stienen (Durchmesser 820 mm)
NH ₃ , N ₂ O	FTIR analysator, Gasmeter Cx 4000 ¹⁾
NO _x	DIN EN 14792 Chemilumineszenz Horiba PG 350E ¹⁾
NH ₄ -N	DIN 38406-E5-2
NO ₂ -N, NO ₃ -N	EN-ISO 10304-2
Trockenrückstand	DIN EN 12880
N _{organisch}	DIN EN 25663
pH-Wert	Hach-Lange HQ40d
Leitfähigkeit	Hach-Lange HQ40d

¹⁾ Die Gasanalysen wurden von der LUFA Nord-West durchgeführt.

Der Volumenstrom und die Ammoniakkonzentrationen in Roh- und Reingas wurden in der gesamten Messphase online gemessen. Der Reingasvolumenstrom wurde dabei dem Rohgasvolumenstrom gleichgesetzt. Lachgas und nitrose Gase wurden bei den N-Bilanzierungen online erfasst. Um eine repräsentative Probenahme im Reingas gewährleisten zu können, wurde der Biofilter eingehaust. Die Gasprobeentnahme erfolgte mittig in ca. 1,5 m Höhe über dem Filtermaterial mit einer entsprechend isolierten Messgasleitung mit Begleitheizung (Abbildung 3). Der Reingasaustritt erfolgte über die gesamte vordere – in der Abbildung nicht sichtbare – Stirnseite des Biofilters.



Abbildung 3: Dachkonstruktion für eine repräsentative Gasprobeentnahme

Die Beprobung des Washwassers erfolgte in der Regel wöchentlich nach einer Umwälzung der Wasservorlage. Die Bilanzierungen wurden jeweils aus Proben vom „Versuchsstart“ und Proben zum „Versuchsende“ der Messperiode ermittelt. Das Filtermaterial wurde im Abstand von 2 bis 4 Wochen beprobt, wobei mindestens 6 Einzelproben – bestehend aus zwei Proben aus dem oberen Filterbereich, zwei Proben aus dem mittleren Filterbereich und zwei Proben aus dem unteren Filterbereich – zu einer Sammelmischprobe vereinigt und für die Analyse mechanisch zerkleinert wurden. Zur Bestimmung der Stickstofffraktionen wurde das Filtermaterial über 6 h mit destilliertem Wasser eluiert. Aus dem Eluat wurden pH-Wert, Leitfähigkeit, Ammonium, Nitrit und Nitrat nach einer Membranfiltration bestimmt. Die Kjeldahl-Bestimmung erfolgte aus dem eluierten Feststoff, aus dem auch der Trockenrückstand (TR) bestimmt wurde. Die entsprechenden Washwasseranalysen wurden mit zentrifugierten Proben durchgeführt.

Ergebnisse

Die NH_3 -Konzentrationen und die NH_3 -Massenströme unterlagen bei durchschnittlich vollem Besatz von 308 bis 312 Tieren jahreszeitlichen Schwankungen (Tabelle 3). Der mittlere NH_3 -Massenstrom lag im Sommer um den Faktor 2,8 höher als im Winter. Dies ist im Wesentlichen auf die um den Faktor 3 höheren Volumenströme zurückzuführen, da die NH_3 -Konzentrationen nur geringe Unterschiede zeigten. Die mittleren Rohgastemperaturen lagen bei den Sommermessungen bei 22,8 °C und bei den Wintermessungen bei 19,0 °C.

Tabelle 3: Ammoniakkonzentrationen und Massenströme im Rohgas

Periode	Parameter	Einheit	Minimum	Maximum	Mittel	Standardabweichung
Sommer n = 2.918	NH ₃	ppm	7,3	25,0	12,8	3,1
	V	m ³ /h	12.639	38.377	30.459	6.714
	m	g/h	173,6	425,3	263,2	39,7
Winter n = 2.756	NH ₃	ppm	8,1	22,2	13,4	2,2
	V	m ³ /h	4.652	20.270	10.167	2.625
	m	g/h	50,6	224,5	94,0	19,5

V = Volumenstrom
m = Massenstrom

Unter diesen Rahmenbedingungen ergaben sich bei den Sommermessungen, nach einer entsprechenden Feuchtigkeitssättigung der Hackschnitzel auf einen Wassergehalt von mindestens 60 %, über die gesamte Messperiode stabile NH₃-Abscheidegrade von 90,8 % im Mittel (Abbildung 4 und 5). Zum Zeitpunkt des Messbeginns war das Filtermaterial 6 Wochen alt. Wie die Abbildung 4 zeigt, war die volle Leistungsfähigkeit des Filtermaterials noch nicht ganz erreicht. Wird daher nur der Zeitraum ab Anfang August zugrunde gelegt (n = 2.405), ergeben sich Abscheidegrade von 80 bis 100 % bzw. 92 % im Mittel bei einer Standardabweichung von 3,5 %. Die Einlaufphase lässt sich sicher verkürzen, wenn der Filtermaterialwechsel mit vorbefeuchteten Hackschnitzeln erfolgen würde.

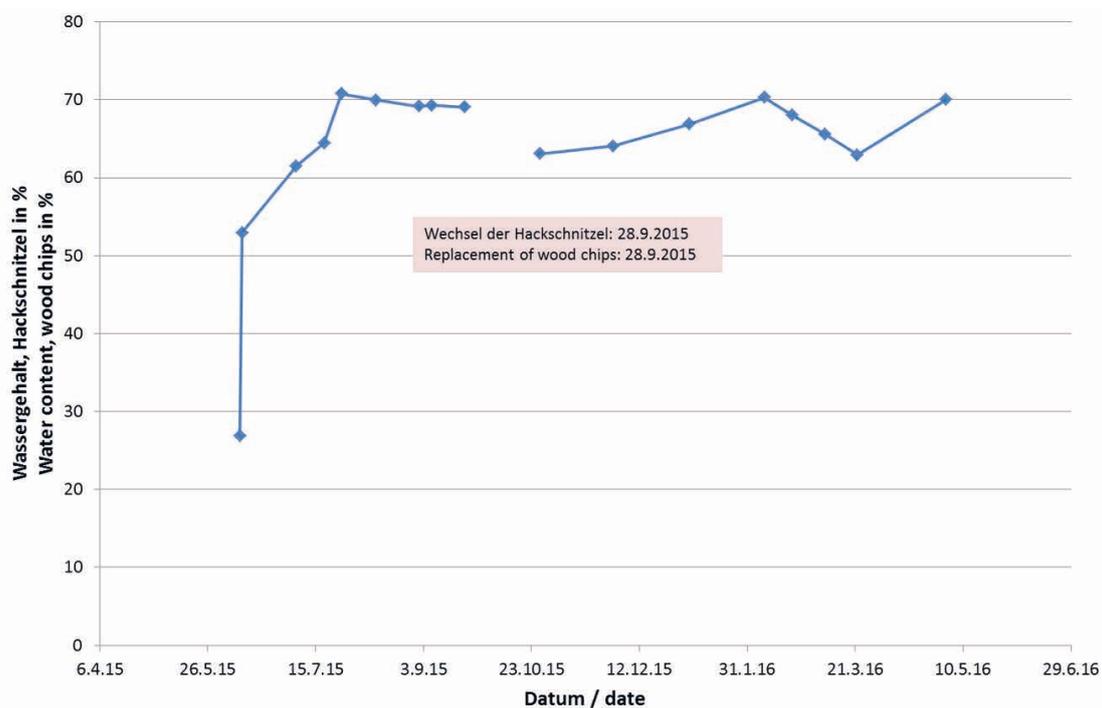


Abbildung 4: Zeitlicher Verlauf des Wassergehaltes in der Hackschnitzelschicht

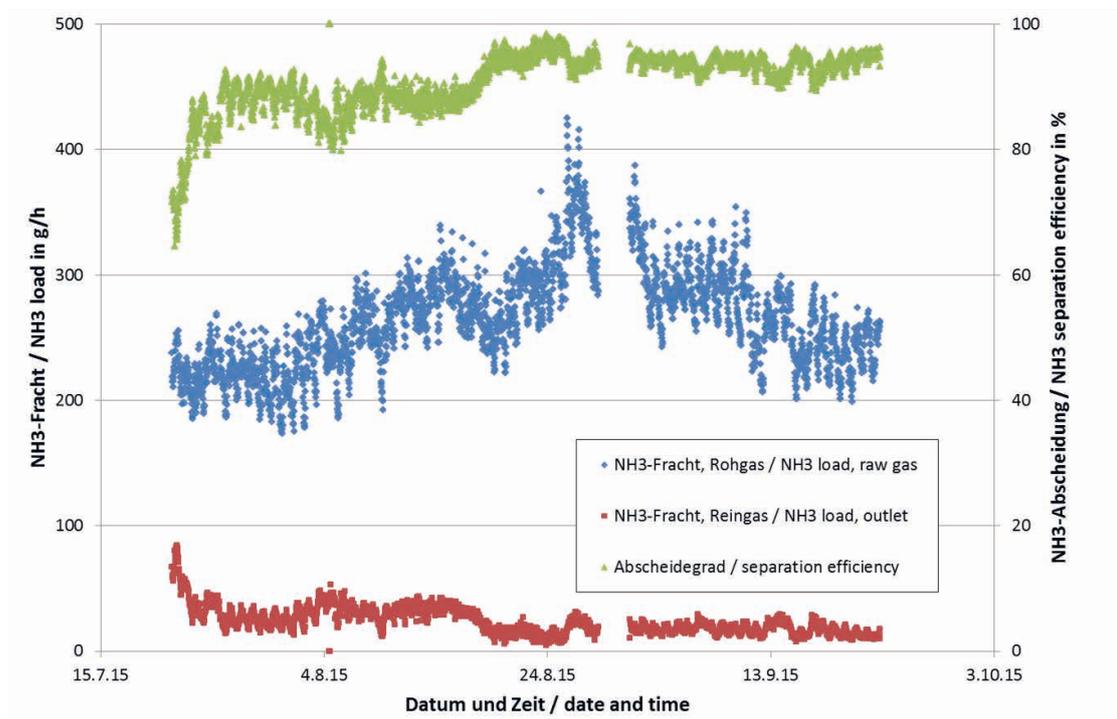


Abbildung 5: NH_3 -Roh- und Reingasmassenströme sowie Abscheidegrade bei den Sommermessungen

Nach den Sommermessungen wurde das Filtermaterial am 28.09.2015 getauscht und der Anlagenbetrieb bis zur Aufnahme der Wintermessungen fortgesetzt. Die Wintermessungen starteten am 25.01.2016 mit einem Filtermaterial, das dann ca. 4 Monate in Nutzung war. Bei den Wintermessungen (Abbildung 6) ergab sich bei 2.756 Wertepaaren (= gesamter Messzeitraum) ein minimaler NH_3 -Abscheidegrad von 92,9% und ein maximaler Abscheidegrad von 98,7%. Die mittlere Abscheidung betrug 97%. Die Standardabweichung betrug nur 0,9%. Der Hauptgrund für die bessere NH_3 -Abscheidung im Winter ist vermutlich – bei der ansonsten vergleichbaren Betriebsweise – der um den Faktor 3 geringere Volumenstrom und die sich daraus ergebende längere Verweilzeit.

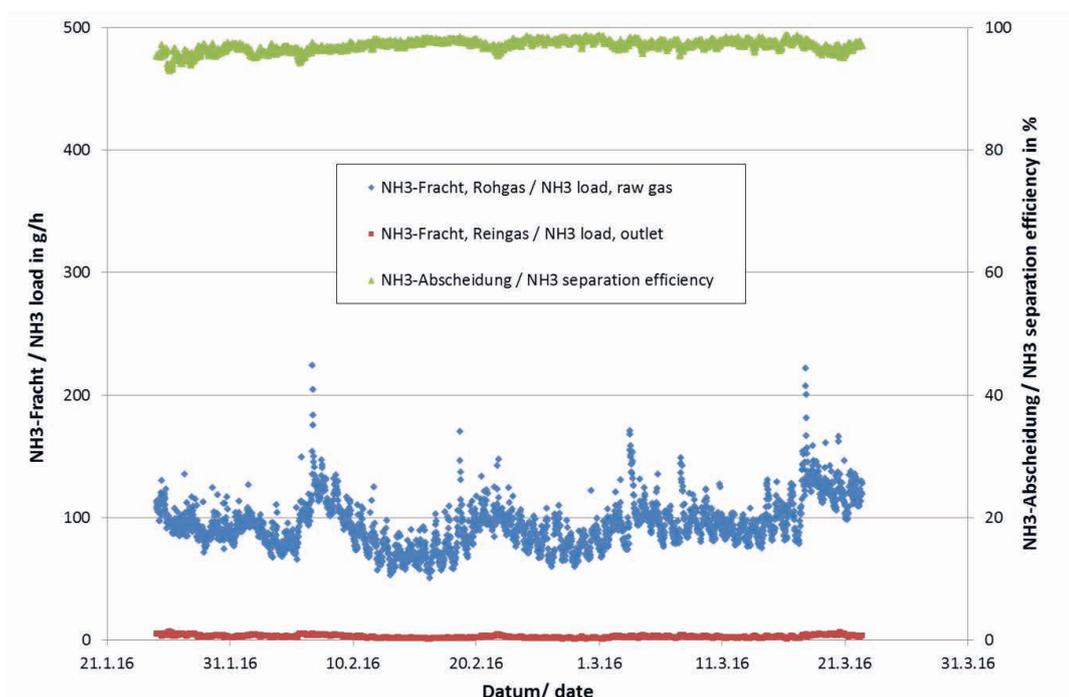


Abbildung 6: NH₃-Roh- und Reingasmassenströme sowie Abscheidegrade bei den Wintermessungen

Die im Rahmen der N-Bilanzierungen durchgeführten Messungen ergaben, dass der mit dem Rohgas eingetragene Ammoniak in unterschiedlichen Formen im Filtermaterial und im Sumpf- bzw. Abschlammwasser angereichert wurde (Tabelle 4). Circa 20% des NH₃-N-Eintrages wurden im Filtermaterial akkumuliert und ca. 60% im Sumpf- bzw. Abschlammwasser angereichert. Eine heterotrophe Denitrifikation kann u. a. aufgrund des Fehlens leicht verfügbaren Kohlenstoffs und des durchgehend aeroben Milieus weitgehend ausgeschlossen werden. Im Sommer traten keine sekundär gebildeten Spurengase im Reingas auf. Die N-Abscheidung war mit mehr als 93% sehr gut. Während der Winter-Bilanzierung wurden sekundäre Spurengase in Höhe von knapp 8% bezogen auf den NH₃-N-Eintrag nachgewiesen. Gegenüber den Rohgaskonzentrationen stiegen die Lachgaskonzentrationen im Reingas um durchschnittlich 0,3 ppm an. Die Konzentrationen von Stickstoffmonoxid und Stickstoffdioxid stiegen gegenüber den Rohluftkonzentrationen um durchschnittlich 0,2 ppm an. Die Abbildung 7 zeigt die Konzentrationsverläufe der verschiedenen Spurengase während der Wintermessung. Bei Lachgas und den Stickoxiden wurden die jeweiligen Rohgaskonzentrationen in Abzug gebracht. Trotz einer geringen Produktion sekundärer Spurengase, die sich im unteren Messbereich der eingesetzten Messgeräte bewegte, war die N-Abscheidung im Winter mit knapp 90% ebenfalls sehr gut.

Tabelle 4: Ergebnisse der Stickstoffbilanzierungen im Sommer und Winter

Periode	N-Eintrag in kg	N-Anreicherung BF in kg	N-Anreicherung W in kg	N, Reingas in kg	N-Abscheidung in %
Sommer ¹⁾	236	47	140	16	93
Winter ²⁾	48	10	27	5	90

¹⁾ 11.08. bis 22.09.2015.

²⁾ 09.02. bis 08.03.2016.

BF = Biofilter

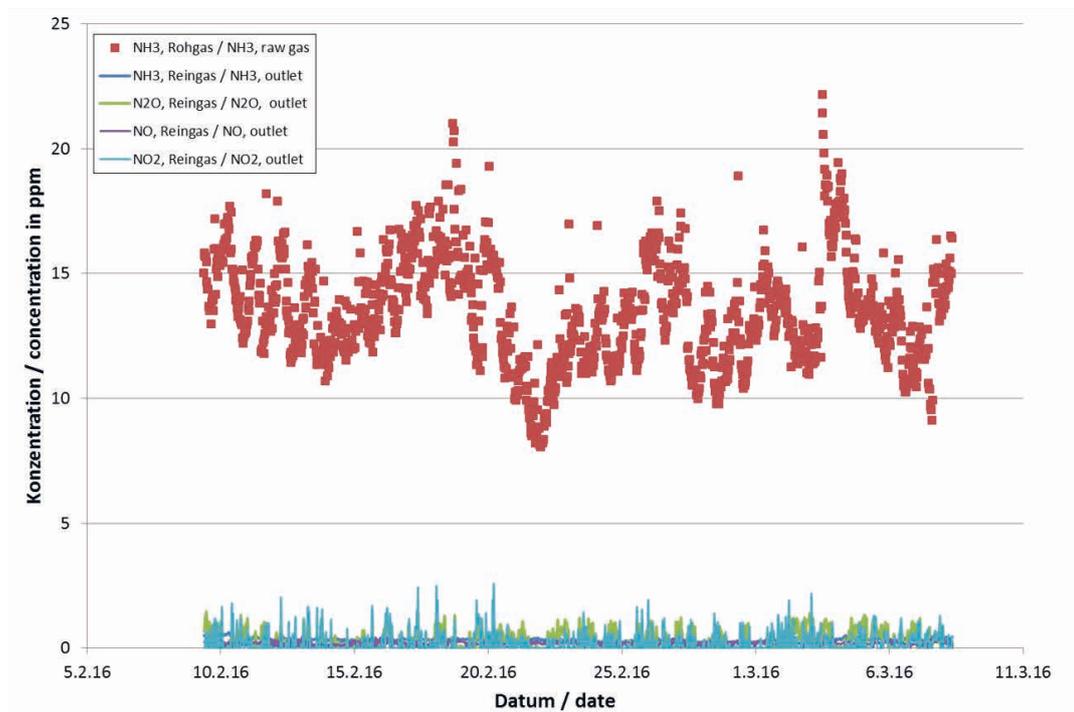


Abbildung 7: Zeitlicher Verlauf von Ammoniak in Roh- und Reingas und den um den Rohgasanteil korrigierten, leicht erhöhten Konzentrationen von Lachgas, Stickstoffmonoxid und Stickstoffdioxid bei den Wintermessungen

W = Wasser

Neben der Ammoniakabscheidung, die über die NH_3 -Massenströme in Roh- und Reingas kumulativ errechnet wird, ist für die Umweltwirkung vor allem die N-Entfrachtung maßgeblich. Hierunter wird das prozentuale Verhältnis zwischen entnehmbarer Stickstoffmasse und der mit dem Rohgas eingetragenen Stickstoffmasse verstanden. Als entnehmbarer Stickstoff ist das Abschlämwwasser sowie das mit Stickstoff angereicherte Biofiltermaterial zu verstehen. Die N-Entfrachtung lag im Sommer bei 79 % und im Winter bei 78 %.

Bei diesem sachgerecht dimensionierten und ordnungsgemäß feucht gehaltenen Biofilter wird Stickstoff aus der Abluft abgetrennt und über die Stickstoffassimilation und die Ammoniakoxidation im Filtermaterial angereichert, wie die Messungen bestätigten (Abbildung 8). Während der Sommermessungen stieg die Gesamtstickstoff-Konzentration in der Hackschnitzelschicht innerhalb von 3,5 Monaten um den Faktor 5 an und erreichte eine Konzentration von 18,5 g/kg TR. Nach den Sommermessungen wurden die Hackschnitzel Ende September 2015 turnusgemäß aufgrund der N-Anreicherung im Filtermaterial gewechselt. Die anschließenden Wintermessungen wurden ohne weiteren Wechsel des Filtermaterials durchgeführt und ergaben deutlich geringere Stickstoffanreicherungen als im Sommer. Dieser Befund korrespondiert gut mit den deutlich geringeren Massenströmen im Winter (Tabelle 3). Nitrit trat im gesamten Messzeitraum im Filtermaterial nur kurzfristig auf. Das $\text{NH}_x\text{-N} : \text{NO}_x\text{-N}$ -Verhältnis schwankte zwischen 1,3 und 2,9 und lag im Mittel aller Messungen ($n = 41$) bei 1,9.

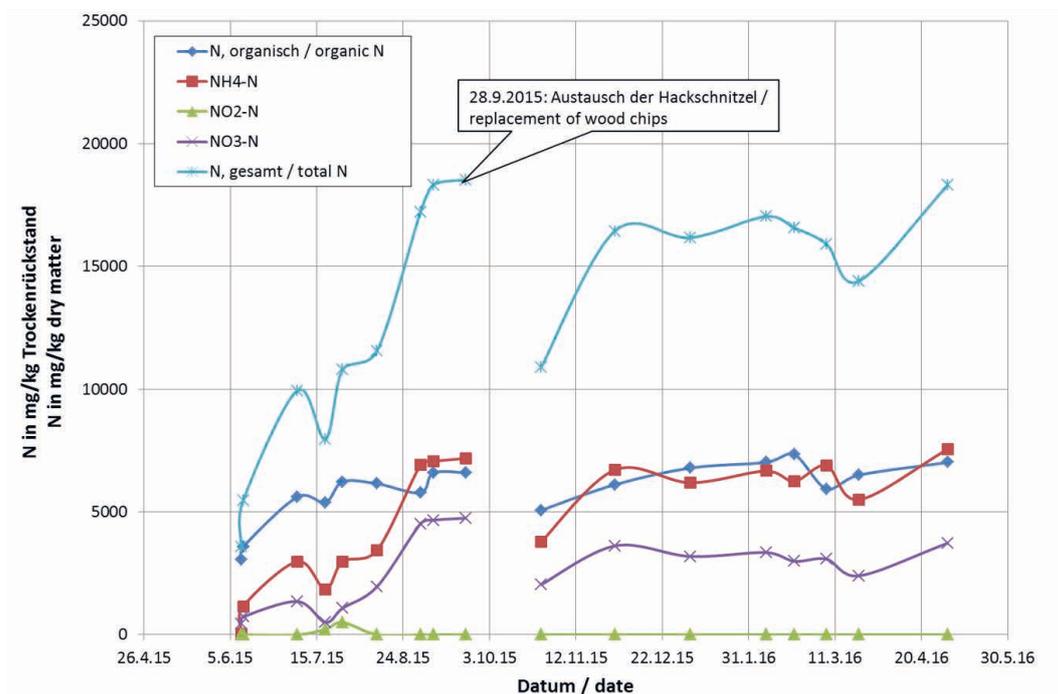


Abbildung 8: Anreicherung verschiedener Stickstofffraktionen in der Hackschnitzelschicht

Die Hackschnitzelschicht unterliegt einer Versauerung, die im Wesentlichen auf die Oxidation von Ammoniak zurückzuführen ist. Bei niedrigen pH-Werten und steigenden Nitrit-Konzentrationen im Filtermaterial ist mit zunehmenden Emissionen nitroser Spurengase (NO_x) und Lachgas (N_2O) zu rechnen. Wie beschrieben, wurden im Rahmen der N-Bilanzierung im Winter ca. 8% des eingetragenen Ammoniak-Stickstoffs ($\text{NH}_3\text{-N}$) als sekundäre Spurengase freigesetzt, während im Sommer keine entsprechende Zunahme festgestellt werden konnte. Dieser Befund korrespondiert gut mit den sinkenden pH-Werten in der Hackschnitzelschicht bei den Wintermessungen (Abbildung 9). Der deutlich stärkere Rückgang des pH-Wertes dürfte vor allem auf den erheblich geringeren $\text{NH}_3\text{-N}$ -Eintrag im Winter zurückzuführen sein (Tabelle 4).

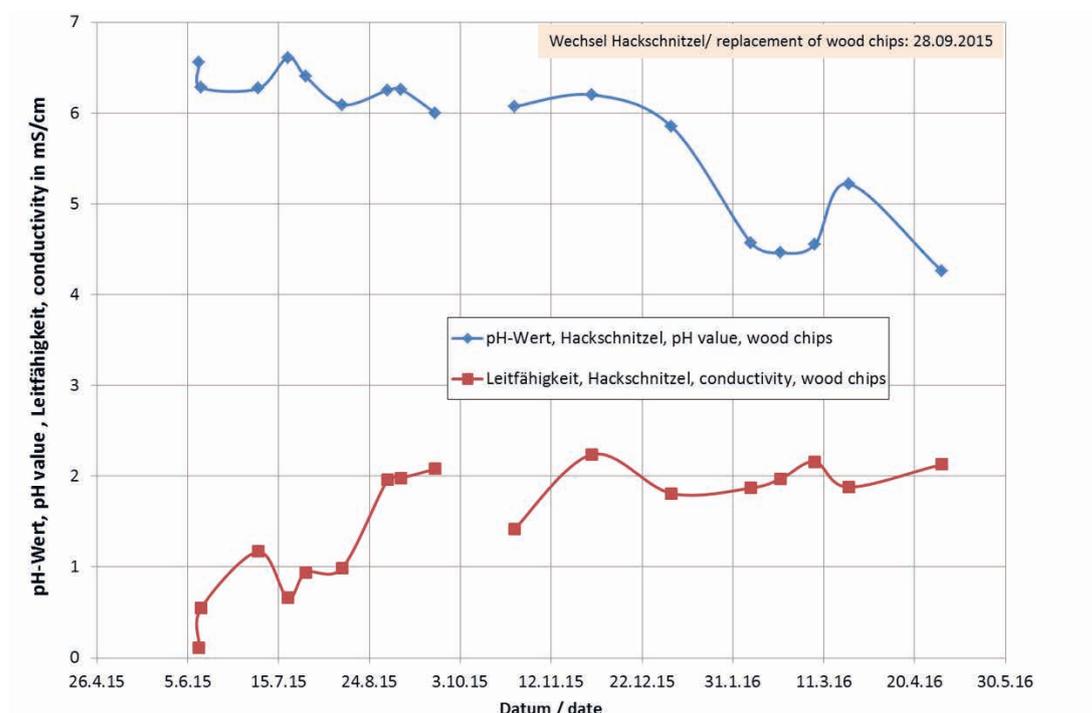


Abbildung 9: Verlauf von pH-Wert und Leitfähigkeit in der Hackschnitzelschicht

Zu Gewährleistung einer stabilen Stickstoffabscheidung muss der Stickstoff regelmäßig aus der Biofilteranlage entfernt werden. Dies wird vorrangig durch eine leitfähigkeitsgesteuerte Abschlämzung des Sumpfwassers realisiert. Bei den Messungen wurde die Leitfähigkeit zwischen 15 und 35 mS/cm variiert und die entsprechende Zusammensetzung des Waschwassers analysiert (Tabelle 5).

Tabelle 5: Zusammensetzung des Sumpfwassers und Schwankungsbreite über beide Messperioden

Parameter	Minimum	Maximum	Mittelwert (n = 17)	Standardabweichung
pH	3,7	6,4	5,4	0,9
LF in mS/cm	15,9	35,4	23,7	6,0
NH ₄ -N in mg/l	2.010	5.340	3.327	1.027
NO ₂ -N in mg/l	0	351	55 ¹⁾	
NO ₃ -N in mg/l	988	2.735	1.846	545
N _{min} in mg/l	3.260	8.075	5.228	1.436

¹⁾ Nachweis nur in 3 von 17 Proben.

Für die Einordnung des Waschwassers in eine Wassergefährdungskategorie ist die Konzentration der Komponenten der Wassergefährdungsklassen (WGK) 1 sowie 2 und 3 relevant. Für das Waschwasser betrifft dies vor allem die Konzentrationen an Ammonium, Nitrit, Nitrat und Sulfat.

Als nicht wassergefährdend gelten nach VwVwS (1999) Gemische, wenn folgende Voraussetzungen erfüllt sind:

- Der Gehalt an Komponenten der WGK 1 ist geringer als 3 % Massenanteil
- Der Gehalt an Komponenten der WGK 2 und 3 ist geringer als 0,2 % Massenanteil
- Es sind keine Komponenten der WGK 3, krebserzeugende Komponenten oder Komponenten unbekannter Identität zugesetzt
- Dem Gemisch sind keine Dispergatoren zugesetzt

Die Wasseranalysen zeigen, dass die für die Bestimmung der Wassergefährdungsklasse relevanten Konzentrationen von 3 % Ammoniumsulfat (WGK 1) bzw. 0,2 % möglicher Nitritverbindungen (WGK 2) deutlich unterschritten wurden.

Die Summe des mineralischen Stickstoffs ($\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$) lässt sich über die Messung der Leitfähigkeit bei Werten zwischen 15,9 und 35,4 mS/cm mit einem sehr hohen Bestimmtheitsmaß von 0,98 nach folgender Gleichung bestimmen:

$$\sum N_{\min} = \sigma \cdot 0,22 \quad (\text{Gl. 1})$$

N_{\min} = mineralischer Stickstoff in g/l

σ = Leitfähigkeit in mS/cm

Im Vergleich zu Waschwässern anderer DLG-zertifizierter einstufiger Rieselbettfilter für die Schweinehaltung fällt auf, dass die $\text{NO}_2\text{-N}$ -Konzentrationen im Sumpfwasser vergleichsweise gering waren. In 14 von 17 Beprobungen wurden nur $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ nachgewiesen. Der Stickstoffgehalt war bei einer Leitfähigkeit von 20 mS/cm mit ca. 4,4 g/l anzusetzen. Er lag damit bei vergleichbaren Leitfähigkeitswerten höher als bei den einstufigen Rieselbettfiltern (HAHNE et al. 2016).

Neben der Stickstoffabschlammung über das Sumpfwasser erfolgt eine weitere Stickstoffausschleusung über den regelmäßigen Wechsel der Hackschnitzelschicht. In dieser wird Stickstoff organisch gebunden (Abbildung 8), aber auch in mineralischer Form angereichert. Bei sachgerecht betriebenen Anlagen mit der beschriebenen Stickstoffabscheidung findet ferner ein Algenwachstum statt (Abbildung 10), das zu einer „Vergrünung“ der Filteroberfläche führt. Im Rahmen der Untersuchungen wurde durch das auftretende Algenwachstum keine Veränderung der Biofilter-Funktion hervorgerufen.



Abbildung 10: Algenwachstum auf der Hackschnitzelschicht durch Stickstoffanreicherung

Die Nutzungsdauer der Hackschnitzelschicht hängt von einer Fülle von Faktoren, wie der Ammoniakfracht, der Temperatur, der Befeuchtung, der mikrobiologischen Aktivität und den daraus resultierenden pH-Werten in der Hackschnitzelschicht und im Sumpfwasser ab. Nach dem aktuellen Kenntnisstand dürfte die maximale Nutzungsdauer der Hackschnitzelschicht für die beschriebene Anwendung in der Schweinehaltung bei 6 Monaten liegen.

Diskussion

Der Vorteil des neuartigen Biofiltersystems gegenüber herkömmlichen Biofiltern besteht in der weitreichenden und betriebsstabilen Ammoniakabscheidung von mindestens 88%. Dies wird durch die pH-Regelung, die leitfähigkeitsgesteuerte Abschlammung sowie die Überschussberieselung des Biofiltermaterials gewährleistet. Hierdurch und durch den regelmäßig alle 6 Monate erforderlichen Wechsel der Hackschnitzelschicht entstehen allerdings höhere Investitions- und Betriebskosten. Kostenmindernd wirkt sich demgegenüber der im Vergleich zu biologischen Abluftwäschern (DLG 2014, DLG 2015) deutlich geringere Waschwasseranfall in Höhe von nur 0,44 m³/(TP a) aus (DLG 2016).

Ein Vergleich der Gesamtkosten für die Abluftreinigung in der Schweinemast zeigt, dass die Biofilter gerade für kleinere und mittlere Bestandsgrößen bis zu 1.000 Mastschweinen günstiger sind als der Einsatz von Rieselbettfiltern oder mehrstufigen Verfahren (HAHNE et al. 2016). Wenn das neuartige Biofiltersystem trotz des beschriebenen höheren Aufwandes immer noch kostengünstiger ist als die anderen Verfahren, werden sich gerade für kleinere und mittlere Bestandsgrößen Perspektiven ergeben – sowohl für den Einsatz bei Neuanlagen als auch für die Nachrüstung von Bestandsanlagen.

Schlussfolgerungen

Biofilteranlagen, die aus einer auf pH-geregelten Wasservorlage so berieselt werden, dass das Filtermaterial eine Wassersättigung aufweist, sodass das Berieselungswasser regelmäßig aus dem Filtermaterial in die Wasservorlage zurückläuft, können zur Ammoniakabscheidung in der Schweinehaltung eingesetzt werden. Bei einer maximalen Filterflächenbelastung von 440 m³/(m² h) und feuchtigkeitsgesättigtem Filtermaterial wurde eine Ammoniakabscheidung von mindestens 88% erreicht, wie langfristige Messungen zeigen. Für die sichere und dauerhafte Anlagenfunktion ist eine regelmäßige Abschlammung von Waschwasser unerlässlich, um die Leitfähigkeit auf einen Wert von 25 mS/cm zu begrenzen. Darüber hinaus muss die Hackschnitzelschicht aufgrund der auch dort auftretenden Stickstoffanreicherung alle 6 Monate gewechselt werden.

Literatur

- DIN (2004): DIN 18910 Wärmeschutz geschlossener Ställe – Wärmedämmung und Lüftung – Teil 1: Planungs- und Berechnungsgrundlagen für geschlossene zwangsbelüftete Ställe. Ausgabe November 2004, Beuth Verlag, Berlin
- DLG (2007): Abluftreinigungssystem für die Schweinehaltung. DLG -Prüfbericht 5699, Hagola Biofilter GmbH, <http://www.dlg-test.de/tests/5699.pdf>, Zugriff am 02.11.2016
- DLG (2014): Biologischer Rieselbettreaktor BioCombie. DLG-Test 6178, <http://www.dlg-test.de/tests/6178.pdf>, Zugriff am 09.11.2016
- DLG (2015): 1-stufiger biologischer Abluftwäscher System RIMU für die Schweinehaltung. DLG-Test 6284, <http://www.dlg-test.de/tests/6284.pdf>, Zugriff am 09.11.2016
- DLG (2016): Abluftreinigungssystem HAGOLA NH360°. DLG-Test 6380, <http://www.dlg-test.de/tests/6380.pdf>, Zugriff am 28.11.2016

- Hahne, J.; Arends, F.; Beverborg, R.; Niehoff, A.-L.; Bönsch, S.; Hortmann-Scholten, A. (2016): Aktuelle Entwicklung Kosten-Nutzenanalyse und Vollzugsempfehlungen für den Einsatz von Abluftreinigungsanlagen in der Tierhaltung. UBA-Texte 61/2016, <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/aktuelle-entwicklung-kosten-nutzenanalyse>, Zugriff am 02.11.2016
- Hahne, J.; Brandes, M. (2002): Einsatz von Biofiltern zur Stallabluftbehandlung. Landtechnik 57(6), S. 336–337, <http://dx.doi.org/10.15150/lt.2002.1677>
- Hartung, E., Martinec, M., Jungbluth, T. (1997): Reduzierung der Ammoniak- und Geruchsemissionen aus Tierhaltungsanlagen der Landwirtschaft durch biologische Abluftfilter. Forschungsbericht Agrartechnik Nr. 320, Hohenheim
- Melse, R.W.; Hol, J.M.G.; Nijeboer, G.M.; van Hattum, T.G. (2014): Meting aan een biofilter voor de behandeling van ventilatielucht van een vleesvarkenstaal. Lelystad, Wageningen UR, University & Research centre, Livestock Research, Livestock Research Report 802
- Melse, R.W.; Hol, J.M.G.; Ploegaert, G.M., Nijeboer, G.M.; van Hattum, T.G. (2015): Metingen aan een biofilter voor de behandeling van ventilatielucht van een vleesvarkenstaal –locatie 2. Lelystad, Wageningen UR, University & Research centre, Livestock Research, Livestock Research Report 896
- TierSchNutzTV (2001): Verordnung zum Schutz landwirtschaftlicher Nutztiere und anderer zur Erzeugung tierischer Produkte gehaltener Tiere bei ihrer Haltung, <http://www.gesetze-im-internet.de/tierschnutztv/>, Zugriff am 02.11.2016
- Trimborn, M.: (2006): Biofilter/Biowäscher an Tierhaltungsanlagen als relevante Quelle von Lachgas durch Ammoniakabscheidung? Landwirtschaftliche Fakultät der Universität Bonn, Schriftenreihe des Lehr- und Forschungsschwerpunktes USL, Nr. 138
- TÜV (2009): Bericht über die Zertifizierung der Biofilteranlage Hartmann Biofilter für den Anwendungsfall der Schweinehaltung hinsichtlich der Abscheidewirkung gegenüber Staub, Geruch, Ammoniak und Keime. Hg.: TÜV Rheinland Immissionsschutz und Energiesysteme GmbH, TÜV-Bericht Nr. 936/21210898/A4 vom 18.08.2009, http://www.hartmann-biofilter.de/uploads/media/3128789_2009_936_21210898A4.pdf, Zugriff am 06.10.2016
- VDI (2011): VDI 3894 Emissionen und Immissionen aus Tierhaltungsanlagen, Haltungsverfahren und Emissionen, Schweine, Rinder, Geflügel, Pferde. Berlin, Beuth Verlag
- VDI (2016): VDI 3477 Biologische Abluftreinigung Biofilter. Berlin, Beuth Verlag
- VwVwS (1999): Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Wasserhaushaltsgesetz über die Einstufung wassergefährdender Stoffe in Wassergefährdungsklassen. <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/419/dokumente/bundesanzeiger.pdf>, Zugriff am 09.11.2016

Autoren

Dr. Jochen Hahne ist wissenschaftlicher Mitarbeiter im Thünen-Institut für Agrartechnologie, Bundesallee 50, 38116 Braunschweig, E-Mail: jochen.hahne@thuenen.de.

Dipl.-Ing. (FH) Tommy Pfeifer ist Projekttechniker beim DLG-Testzentrum Technik und Betriebsmittel, Max-Eyth-Weg 1, 64823 Groß-Umstadt

Danksagung

Für die Bereitstellung der Gasmessungen, die einerseits Grundlage für diesen Beitrag sind und andererseits auch zur Anerkennung des Verfahrens als „DLG-Prüfbericht 6380“ geführt haben, möchten die Autoren der LUFA Nord-West, Jägerstraße 23–27 in 26121 Oldenburg danken.