



Berner
Fachhochschule

Dokumentation Technische Parameter Modell Agrammon

Thomas Kupper

Version 13.01.2025

Hinweis: Diese Dokumentation wurde im Auftrag des Bundesamts für Umwelt verfasst. Für den Inhalt ist allein der Auftragnehmer verantwortlich.

1. Einleitung

Die verwendeten Emissionsfaktoren und Annahmen zur Wirkung verschiedener Einflussgrößen beruhen soweit möglich auf wissenschaftlichen Untersuchungen in der Schweiz. Wo solche fehlten, wurden Daten aus dem Ausland beigezogen. Sie wurden soweit möglich und sinnvoll auf die von der UNECE (Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa) vorgeschlagenen Werte abgestimmt (vgl. UNECE, 2014). Daten aus dem Ausland wurden wo nötig für die Bedingungen in der Schweiz angepasst. Wenn in der Fachliteratur keine detaillierten Angaben verfügbar waren, kamen Expertenschätzungen zur Anwendung.

Die vorliegende Dokumentation ist eine allgemein verständliche Zusammenfassung der ausführlichen technischen Prozessbeschreibung des Modells Agrammon, welche auf Englisch verfügbar ist (Dokument verfügbar unter:

<https://agrammon.ch/de/dokumentation-zum-modell/technische-modellbeschreibung/>).

Sie soll möglichst transparent aufzeigen, auf welchen Grundlagen die Parameter basieren und wie sie hergeleitet wurden.

Die Erläuterungen sind geordnet entsprechend der Ziffern, mit welchen die Parameter im Dokument „Technische Parameter Modell Agrammon“ bezeichnet sind. Damit wird auch die Navigation in elektronischen Dokumenten erleichtert. Nicht jeder Parameter im Dokument „Technische Parameter Modell Agrammon“ enthaltene Parameter enthält zwingend eine Erläuterung, d.h.: einzelne Ziffern können in der vorliegenden Dokumentation fehlen.

Die technischen Parameter wurden ursprünglich im Rahmen von früheren schweizerischen Emissionsinventaren definiert (Reidy, Menzi, 2006; Menzi et al., 1997a). Später erfolgte eine Revision im Rahmen der Ablösung des ursprünglichen Emissionsmodells DYNAMO (Reidy et al., 2008) durch Agrammon durch die damaligen Beauftragten und eine Begleitgruppe (B. Reidy, H. Menzi, T. Kupper, HAFL (ehemals: SHL) Zollikofen, B. Achermann, Bundesamt für Umwelt BAFU, C. Leuenberger, leupro, F. Zürcher, BCL Beratung). Diese ursprüngliche Version der technischen Parameter wird periodisch aktualisiert mit Unterstützung von externen Fachleuten und der Begleitgruppe von Agrammon (S. Hofstetter, Bundesamt für Umwelt BAFU, D. Bretscher, Agroscope, C. Zundel, Bundesamt für Landwirtschaft BLW).

2. Erläuterungen

2.1 Ziff. 1 bis 39: N-Ausscheidung, Anteil $N_{\text{lös}}$ /TAN in den Ausscheidungen, Verteilung N in Gülle Mist bei Systemen mit Produktion von Gülle und Mist

Die Ausscheidungen von N basieren auf Richner et al. (2017). Folgende Anmerkungen:

- Ziff. 9: die N-Ausscheidung von Masttiere Rindviehmast basiert auf Fussnote 11 von Tabelle 35 in Flisch et al. (2009); dabei wird angenommen, dass die Tiere nach dem Absetzen eingestallt werden).
- Ziff. 26: die N-Ausscheidung der Kategorie Schafe basiert auf dem Mittelwert zwischen relativ intensiver Produktion (18 kg N_{tot} /Jahr) und extensiver Haltung (12 kg N_{tot} /Jahr) angenommen (A8 in Anhang 2; Richner et al., 2017).

Der Anteil von $N_{\text{lös}}$ oder TAN in den Ausscheidungen wird wie in Rösemann et al. (2017) und van Bruggen et al. (2012) in der Regel mit dem Urin-N gleichgesetzt.

Anteil $N_{\text{lös}}$ in den Ausscheidungen:

- Rindvieh: Die Berechnungen, auf welchen die GRUD Ausscheidungswerte für Milchkühe basieren¹, liefern einen mittleren TAN-Anteil von 54% N (mündl. Mitteilung H. Menzi, BAFU). Dieser Wert wurde auf 55%² gerundet und für alle Tierkategorien von Rindvieh angewendet.
- Schweine: Expertenschätzung von H. Menzi und P. Spring (HAFL Zollikofen) basierend auf Canh et al. (1998).
- Geflügel: Modellrechnungen basierend auf pers. Mitteilung R. Zweifel, Aviforum, Zollikofen.
- Übrigen Tierkategorien: Expertenannahmen.

In Tabelle 6 im Anhang 1 sind zum Vergleich Angaben aus der Literatur bezüglich Anteil Urin-N relativ zum N der Gesamtausscheidung angegeben. Die Werte liegen in den folgenden Bereichen: Milchkühe in Laktation: 49% bis 56%; andere Rindviehkategorien („Rindvieh“ Aufzuchttrinder und nicht-laktierende Kühe, Mastochsen): 48% bis 56%; Schweine: 69% bis 83%; Pferde: 37% bis 64%; Kleinwiederkäuer: 63% bis 70%.

2.2 Ziff. 21 N-Ausscheidung Anderes Geflügel

Der Wert von 0.56 kg N_{tot} /Jahr für die Ausscheidung der Kategorie Anderes Geflügel wurde von Reidy und Menzi (2006) übernommen (gerundeter Wert von 0.6 kg N_{tot} /Jahr angegeben in Reidy, Menzi, 2006). Diese Tierkategorie enthält Tierarten wie Wachteln, Enten, Gänse, Fasane oder Strausse, welche eine sehr unterschiedliche N-Ausscheidung aufweisen. Eine Rechnung für das Jahr 2010 zeigte unter den unten aufgeführten Annahmen eine durchschnittliche Ausscheidung von 0.58 kg N_{tot} /Jahr:

- Ausscheidung pro kg LG einer Legehennen (0.8 kg N_{tot} /Jahr / 2.2 kg LG = 0.36 kg N_{tot} /Jahr
- Extrapolation dieser N-Ausscheidung pro kg LG auf die folgenden Tierarten (in Klammern das LG) Enten (3.5 kg), Gänse (5.5 kg), Rebhühner (2.5 kg), Fasane (2.5 kg) und Wachteln (0.2 kg)

¹ Grundlage der Berechnungen: Modell Mürger

² Dieser Wert ist gut vergleichbar mit den TAN-Anteilen von andern Emissionsmodellen:

UK: 55 % N (niedrige Variabilität; mündl. Mitteilung T. Misselbrook, Rothamsted Research, North Wyke)

DE: 55 % N (empirischer Wert; zu revidieren mündl. Mitteilung S. Wulf, KTBL)

DK: 45 % N (mündl. Mitteilung N. Hutchings, Department of Agroecology, Aarhus University)

NL ohne Weidegang: 57 % N, NL mit Weidegang: 60 % N (van Bruggen et al., 2013).

- Berechnung des Totals der N-Ausscheidung dieser Tierarten aufgrund der Tierzahlen von 2010
- Division des Totals der N-Ausscheidung dieser Tierarten durch das Total der Tierzahlen ergibt den Wert von 0.58 kg N_{tot}/Jahr

Der Wert von 0.58 kg N_{tot}/Jahr stimmt gut mit dem in Agrammon verwendeten Wert von 0.56 kg N_{tot}/Jahr überein. Nicht darin enthalten sind Strausse.

2.3 Ziff. 50 EF Weide Rindvieh

Der angenommene Emissionsfaktor basiert auf Studien, welche Emissionen von weidenden Milchkühen untersucht hatten (Bell et al., 2017; Bussink, 1992, 1994; Voglmeier et al., 2018): Bell et al. (2017) fanden in einer Studie in der Bretagne (Mai 2015) Emissionen von 0.21 ± 0.07 g NH₃-N Kuh⁻¹ h⁻¹ bzw. $9\% \pm 3\%$ vom mit dem Urin ausgeschiedenen N bei Nichtberücksichtigung der Deposition von NH₃. Wenn die Deposition von NH₃ innerhalb der beweideten Fläche berücksichtigt wird, beträgt die Emission von 0.24 ± 0.07 g NH₃-N Kuh⁻¹ h⁻¹ bzw. $10\% \pm 3\%$ des ausgeschiedenen Urin-N. Die Kühe erhielten kein Ergänzungsfutter. Tiergewicht und Milchleistung betragen 650 kg bzw. 22 kg Milch Kuh⁻¹ d⁻¹. Der Gehalt des Weidefutters (Gras reicher Bestand, v.a. *Lolium perenne*) betrug 6.4 MJ Nettoenergie kg Trockensubstanz (TS)⁻¹ und 168 g Rohprotein (RP) kg TS⁻¹.

Voglmeier et al. (2018) untersuchten die Weideemissionen von je einer Herde mit Vollweide und mit einer ausgeglichenen RP-Versorgung (Ergänzung mit Maissilage; ca. 25% des TS-Verzehrs). Die Emissionen betragen 1.07 ± 0.06 g NH₃-N Kuh⁻¹ h⁻¹ bei Vollweide und 0.64 ± 0.11 g NH₃-N Kuh⁻¹ h⁻¹ mit Ergänzungsfütterung, was $6.4\% \pm 2.0\%$ und $8.7\% \pm 2.7\%$ des ausgeschiedenen Urin-N entspricht. Angaben zu Tieren und Fütterung: Tiergewicht: 630 bis 645 kg; Milchleistung: 15.9 bis 26.7 kg Milch Kuh⁻¹ d⁻¹. RP-Gehalt des Weidefutters (typische Klee-Gras-Mischung mit 10% bis 50% *Lolium perenne* und 7% bis 40% *Trifolium repens*): 147 bis 218 g kg TS⁻¹.

Bussink (1992) gibt folgende Emissionsfaktoren an: Mittelwert: 3.1% des ausgeschiedenen N (N_{ex}) (Bereich 1.6-5.7% N_{ex}) für Milchkühe auf einer Weide, die mit 250 kg N a⁻¹ gedüngt wurde (N-Düngung mit Ammoniumnitrat). Mittelwerte für zwei verschiedene Versuchsjahre: 7.7-8.5% N_{ex} (Bereich 4.8-14.8% N_{ex}) für Milchkühe auf einer Weide, die mit 550 kg N/Jahr gedüngt wurde.

Bussink (1994) gibt folgende Emissionsfaktoren an: Mittelwert: 3.3% N_{ex} (Bereich 0.0-7.4% N_{ex}) für Milchkühe auf einer Weide, die mit 250 kg N a⁻¹ gedüngt wurde (N-Düngung mit Ammoniumnitrat). Mittelwert: 6.9% N_{ex} (Bereich 2.5-15.5% N_{ex}) für Milchkühe auf einer Weide, die mit 550 kg N a⁻¹ gedüngt wurde.

Es ist davon auszugehen, dass Emissionsfaktoren für die Schweiz eher im Bereich der tieferen N-Düngungsstufe nach Bussink (1992, 1994) liegen, da in der Schweiz auf Weiden eine geringere N-Menge ausgebracht wird: max. 170 kg N/ha und Jahr (Huguenin-Elie et al. 2017; ohne Berücksichtigung der auf der Weide anfallenden Exkrememente). Der Gehalt an Rohprotein im Futter hängt von der N-Düngung ab, welcher die N-Ausscheidung der Tiere und damit den Emissionsfaktor beeinflusst (Bussink, 1992, 1994). Der N-Gehalt im Futter bei der Variante von 250 kg N/ha und Jahr von 31 g kg TS⁻¹ (194 g kg TS⁻¹; Bussink, 1994) stimmt mit einem mittleren Gehalt von Weidefutter in der Schweiz überein.

Aufgrund der Resultate von Bussink et al. (1992, 1994) wurde von Kupper und Menzi (2013) ein Emissionsfaktor von 5% N_{ex} gewählt. Bei einem Gehalt an N_{lös} von 60% N_{tot} in den Ausscheidungen von Rindvieh (Kupper, Menzi, 2013) resultierte ein Emissionsfaktor von 8.3%

TAN³ ($0.050 / 0.600 = 0.083$; gemäss aktuellem Gehalt an N_{los} von 55% N_{tot} würde ein Emissionsfaktor von 9.1% TAN resultieren). Die bisherige EF von 8.3% TAN liegt im Bereich der Werte von Bell et al. (2017) und Voglmeier et al. (2018), weshalb die bestehende EF beibehalten wird.

Die Weideemissionen basieren auf der N-Ausscheidung, welche auf die Weide gelangt. Dabei wird die Aufenthaltsdauer der Tiere auf der Weide zeitproportional angerechnet. Bei Weidegang werden die Ammoniakemissionen aus Stall und Laufhof reduziert. Die Reduktion ist jedoch nicht proportional zur Aufenthaltsdauer auf der Weide bzw. zur auf der Weide ausgeschiedenen N-Menge, da die verschmutzten Oberflächen von Stall und Laufhof bei Weidegang weiterhin Emissionen generieren (vgl. Ziff. 186-189).

2.4 Ziff. 51 EF Weide Schweine (Freilandhaltung)

Sommer et al. (2001) geben einen jährlichen Emissionsfaktor von einer Muttersau mit Ferkeln von 4.8 kg $\text{NH}_3\text{-N}$ an. Bei einer jährlichen N-Ausscheidung von 49 kg N_{tot} pro säugende Sau und einem Gehalt an N_{los} von 70% N_{tot} in den Ausscheidungen von Schweinen resultiert ein Emissionsfaktor von 14% TAN ($(4.8 / (49 \times 0.700)) = 0.1399$). Der Emissionsfaktor wurde auf 20% TAN aufgerundet.

2.5 Ziff. 52 EF Weide Pferde und übrige Equiden, Kleinwiederkäuer sowie weitere Raufutterverzehrer

Für Pferde und übrige Equiden, Kleinwiederkäuer sowie weitere Raufutterverzehrer liegen keine Versuche vor, welche die Herleitung von Emissionsfaktoren erlauben. Es wurde angenommen, dass die Weideemissionen denjenigen von Rindvieh entsprechen, d.h. 5% N_{ex} (vgl. Ziff. 50). Bei einem Gehalt an N_{los} von 40% N_{tot} in den Ausscheidungen von Pferden und anderen Equiden, Kleinwiederkäuern und weitere Raufutterverzehrer resultiert ein Emissionsfaktor von 12.5% TAN ($0.050 / 0.400 = 0.125$).

2.6 Ziff. 65 Produktionssysteme, Verteilung von N auf Gülle und Mist

Die Verteilung des ausgeschiedenen N auf Gülle und Mist bei Systemen mit Produktion von Gülle und Mist von 57% zu 43% basiert auf der anfallenden Menge und dem Gehalt an N_{tot} von Gülle (kotarm) und Mist gemäss GRUDAF, 1994 (Walther et al., 1994). Diese Daten stützen sich ihrerseits auf die Untersuchungen von auf Menzi et al. (1991) und Menzi, Besson (1995). Eine analoge Rechnung basierend auf den Zahlen von Richner et al. (2017) führt zu einer Verteilung des ausgeschiedenen N auf Gülle und Mist von 55% zu 45%.

Annäherungsweise könnte auch die Verteilung von N in Harn und Kot als Richtgrösse für die Verteilung von N in Gülle und Mist verwendet werden. Die Zusammenstellung von Literaturdaten gemäss Johnson et al. (2016) in Tabelle 1 zeigt, dass der Anteil von N im Harn für Rindvieh meist über 50% liegt und relativ gut vergleichbar ist mit der oben angenommenen Verteilung von 57% zu 43%.

Tabelle 1: Anteil von N in Urin und Kot am Total der N-Ausscheidung gemäss Johnson et al. (2016)

Tierart/-kategorie	% Urin-N	% Kot N	Bemerkung	Grundlage
Milchkühe (in Laktation)	52% (52%)	48% (48%)	Mittelwert (Median)	Johnson et al. (2016)
Aufzuchtrinder und nicht-laktierende Kühe	43% (44%)	57% (56%)	Mittelwert	Johnson et al. (2016)
Mastochsen	51% (48%)	49% (52%)	Mittelwert	Johnson et al. (2016)

³ Englisch: Total Ammoniacal Nitrogen: $\text{NH}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$

Aufgrund dieser Datenlage wird die bisher verwendete Verteilung des ausgeschiedenen N auf Gülle und Mist bei Systemen mit Produktion von Gülle und Mist von 57% zu 43% beibehalten.

2.7 Ziff. 78 EF Stall Rindvieh: Laufställe

Der gewählte Emissionsfaktor für Laufställe mit Produktion von Vollgülle wurde wie folgt hergeleitet:

Ausgegangen wurde vom Wert gemäss UNECE (2014) von 12 kg NH₃ pro Kuh und Jahr (entspricht 9.9 kg NH₃-N pro Kuh und Jahr), was rund 9% der Ausscheidungen einer Milchkuh (Ausscheidung von 112 kg N pro Kuh und Jahr) entspricht. Der Wert gemäss UNECE (2014) basiert vermutlich hauptsächlich auf älteren Untersuchungen aus Holland (Monteny, 2000). In schweizerischen Laufställen liegt die verschmutzbare Fläche pro Kuh im Durchschnitt bei 4-4.5 m². Dies ist um 0.5-1 m² höher gegenüber den Versuchsbedingungen von Monteny (2000), weshalb eine Erhöhung des Emissionsfaktors um 9% auf 10% N_{tot} erfolgte. Bei einem Gehalt an N_{lös} von 55% N_{tot} in den Ausscheidungen von Rindvieh resultiert ein Emissionsfaktor von 18.2% TAN (0.10 / 0.55 = 0.182). Kupper und Menzi (2013) rechneten mit einem Emissionsfaktor von 18.3%⁴. Diese unterscheidet sich wenig vom oben errechneten Wert, weshalb dieser beibehalten wird.

In der Literatur sind die folgenden Daten zu Emissionen aus Laufställen für Milchkühe zu finden⁵: Schrade et al. (2012a) berechneten basierend auf Messungen in der Schweiz Emissionen von 22-25 g NH₃ pro GV⁶ und Tag bzw. 28.9-32.6 g NH₃ pro Kuh und Tag bzw. 10.6 bis 11.9 kg NH₃ pro Kuh und Jahr (8.7 bis 9.8 kg NH₃-N pro Kuh und Jahr). Umgerechnet entspricht dies 14.1-15.9% TAN bei einer angenommenen Ausscheidung von 112 kg N pro Jahr und einem Anteil N_{lös} von 55%. Wenn man berücksichtigt, dass in diesen Zahlen die Emissionen aus dem Laufhof teilweise eingeschlossen sind, liegen diese Emissionsfaktoren um ca. 25% tiefer als der im Modell Agrammon verwendete Wert.

Schrade et al. (2011) vergleichen die Emissionsdaten der eigenen Messungen mit Daten aus der Literatur. Sechs Studien zeigten in Sommermessungen niedrigere Werte im Vergleich zu den Emissionsdaten von Schrade et al. (2012a). Zwei davon wiesen Werte von weniger als 50% der Daten von Schrade et al. (2012a) auf. Für die Übergangszeit lagen Werte aus 7 Untersuchungen vor. Davon zeigten 2 ähnliche, 1 höhere und 4 deutlich tiefere Emissionen im Vergleich zu Schrade et al. (2012a). Für den Winter wiesen 2 Studien aus der Literatur deutlich höhere, eine vergleichbare und eine einen leicht tieferen Wert auf. Schrade et al. (2011) erwähnen allerdings, dass die Vergleichbarkeit der Emissionen aufgrund unterschiedlicher Rahmenbedingungen und Messansätzen nur bedingt gegeben ist.

Bougouin et al. (2016) geben im Rahmen einer Meta-Analyse für Laufställe Emissionen von 14.4 und 17.7 kg NH₃ pro Kuh und Jahr für Ställe Laufställe mit Spaltenboden bzw. Festboden an. In dieser Studie sind auch Messungen aus warmen Regionen (USA, Südeuropa) enthalten, welche im Vergleich zu mitteleuropäischen klimatischen Bedingungen höhere Werte aufweisen. Neuere Emissionsdaten aus der Meta-Analyse von Poteko et al. (2019) stimmen

⁴ Basierend auf Workshop Workshop Tänikon 02.11.07; Teilnehmende: C. Bonjour, Bonjour Engineering GmbH; M. Keck, Agroscope Tänikon; C. Leuenberger, leupro; H. Menzi, M. Raaflaub, Schweizerische Hochschule für Landwirtschaft, Zollikofen; S. Schrade, L. van Caenegem, Agroscope Tänikon

⁵ Die Zusammenstellung hat keinen Anspruch auf Vollständigkeit.

⁶ GV: Grossvieheinheit= 1 Tier mit 500 kg Lebendmasse. Umrechnung in Emission pro Kuh: Multiplikation mit einem Faktor von 650/500, d.h. Annahme Lebendgewicht einer Kuh von 650 kg.

dagegen gut mit modellierten Emissionen gemäss Modell Agrammon überein (vgl. Anhang 6, Kap. 3.3).

In der Schweiz fallen in folgenden Laufstalltypen Festmist an: Mehrraumlaufställe mit Liegeboxen und Produktion von bedeutenden Mengen von Mist, bzw. Mehrraumlaufställe mit nicht strukturierter Liegefläche mit Tiefstreu/Tretmist. Für solche Stalltypen sind nur wenige Untersuchungen zu Ammoniakverlusten verfügbar (3 Studien zit. In Schrade et al., 2011). Aus den Daten von Webb et al. (2012) lassen sich für Einraumlaufställe mit Tiefstreu (d.h. Stalltypen mit ausschliesslicher Produktion von Mist) Emissionsfaktoren ableiten, welche ähnlich hoch sind wie Werte für Laufställe mit Produktion von Vollgülle (vgl. Ziff. 78 und 80). Sommer et al. (2006) zitieren Studien, welche für Ställe mit Tiefstreu niedrigere Emissionen gemessen haben. Abschliessende Aussagen sind basierend auf dieser Publikation allerdings nicht möglich.

Aufgrund der verfügbaren Daten wurde für Laufställe mit Produktion von Vollgülle und für Laufställe mit Produktion von Gülle und Mist der gleiche Emissionsfaktor von 18.3% TAN gewählt (vgl. auch Anhang 6).

2.8 Ziff. 79 EF Stall Rindvieh: Anbindeställe

Der gewählte Emissionsfaktor basiert auf der Emission von Anbindeställen gemäss UNECE (2014) von 4.8 kg NH₃ pro Kuh und Jahr (bzw. 4.0 kg NH₃-N pro Kuh und Jahr). Dies entspricht 3.5% der Ausscheidung einer Milchkuh von 112 kg N. Bei einem Gehalt an N_{ios} von 55% N_{tot} in den Ausscheidungen von Rindvieh resultiert ein Emissionsfaktor von 6.4% TAN ($0.035 / 0.55 = 0.064$). Dieser Wert stimmt gut mit dem Emissionsfaktor gemäss Kupper und Menzi (2013) von 6.7% überein, weshalb dieser Wert beibehalten wird.

In der Literatur sind die folgenden Daten zu Emissionen aus Anbindeställen für Milchkühe zu finden⁵:

Aus 4 Studien leiteten Schrade et al. (2012b) einen Emissionsfaktor von 16.4 g NH₃ pro GV⁶ und Tag ab. Umgerechnet entspricht dies einer Emission von 6.4 kg NH₃-N pro Kuh und Jahr bzw. rund 10% TAN (bei einer Kuh mit 650 kg Lebendgewicht, Ausscheidung 112 kg N pro Jahr und Anteil N_{ios} von 55%).

Aus Powell et al. (2008a) lässt sich eine Emission von 4.7 kg NH₃ pro Kuh und Jahr herleiten (Bereich: 3.0-8.3 kg NH₃ pro Kuh und Jahr je nach Saison; Experiment in einem Versuchsstall mit Anbindehaltung). In einem weiteren Experiment mit einem analogen Versuchsdesign mit Aufzuchtrindern resultierte ein Emissionsfaktor von 14.4% TAN (Bereich: 9.2%-19.4% TAN je nach Saison; Powell et al., 2008b).

Amon et al. (2001) haben Ammoniakemissionen aus einem Versuchsstall gemessen, der abwechselnd als System zur Produktion von Vollgülle bzw. von Gülle und Mist betrieben wurde. Sie fanden keine signifikanten Unterschiede zwischen den beiden Systemen bezüglich Emissionen. Weitere ähnliche Studien sind nicht verfügbar. Aufgrund dieser Datenlage wurde für Anbindeställe mit Produktion von Vollgülle und für Anbindeställe mit Produktion von Gülle und Mist den gleichen Emissionsfaktor von 6.7% TAN gewählt (vgl. auch Anhang 6).

2.9 Ziff. 80 EF Stall Rindvieh: Tiefstreu/Tretmist

Im Rahmen einer Literaturstudie (Webb et al., 2012) wurden 4 Studien mit Daten zu Ammoniakemissionen aus Laufställen von Milchkühen mit Tiefstreu/Tretmist gefunden. Die Ammoniakemissionen lagen in einem Bereich von 15.2 bis 35.1 g NH₃-N pro Kuh und Tag (bzw. 5.5 kg bis 12.8 kg NH₃-N pro Kuh und Jahr). Wird ein Gehalt an N_{ios} von 55% N_{tot} in den

Ausscheidungen von Rindern und eine ausgeschiedene Menge von 112 kg N_{tot} pro Kuh und Jahr angenommen, resultiert ein Emissionsfaktor von 9 bis 21% TAN. Emissionsfaktoren für Masttiere lagen in einem ähnlichen Bereich.

Aufgrund dieser Datenlage wurde für Laufställe mit Tiefstreu/Tretmist der gleiche Emissionsfaktor von 18.3% TAN gewählt, wie für Laufställe mit Produktion von Vollgülle und für Laufställe mit Produktion von Gülle und Mist (vgl. auch Ziff. 78, 79).

2.10 Ziff. 81 EF Stall Rindvieh: Korrektur für Mehrfläche in Laufställen

Es ist davon auszugehen, dass im Vergleich zum aktuellen Tierbestand zusätzlich verfügbare Stallplätze (z.B. Kapazitätsreserven im Hinblick auf einen allfälligen Ausbau der Produktion) zu einer Erhöhung der verschmutzten Fläche pro Tier führen kann, da Absperrungen einzelner Teile von Laufställen in der Praxis kaum handhabbar sind. Dies wird im Modell wie folgt berücksichtigt: pro 10% zusätzlich vorhandene Fläche bzw. nicht belegte Stallplätze wird eine Erhöhung der Emission von 5% eingerechnet bis max. 50% zusätzlich vorhandene Fläche bzw. nicht belegte Stallplätze⁴

Bei Anbindeställen erhöht sich die verschmutzbare Fläche nicht oder kaum, wenn freie Stallplätze vorhanden sind, weshalb für dieses Stallsystem keine Korrektur erfolgt.

2.11 Ziff. 82 EF Stall Schweine: konventionelle Ställe

Der gewählte Emissionsfaktor von 17% N_{tot} für konventionelle Stallsysteme basiert auf der Studie von Keck (1997). Bei einem Gehalt an $N_{\text{lös}}$ von 70% N_{tot} in den Ausscheidungen von Schweinen resultiert ein Emissionsfaktor von 24.3% TAN ($0.170 / 0.700 = 0.243$)³. Basierend auf Aarnink et al. (2007) lassen sich für konventionelle Ställe Emissionsfaktoren im Bereich zwischen 20% und 27% TAN herleiten.

2.12 Ziff. 83 EF Stall Schweine: Labelställe mit Mehrflächenbucht und Auslauf

Neuere Untersuchungen (z.B. Ivanova-Peneva et al., 2006, 2008) haben gezeigt, dass in Systemen, die mit Labelställen vergleichbar sind (d.h. Ställe mit Mehrflächenbucht und Auslauf), ein grosser Teil der Exkreme im Auslauf anfällt, wo die Emissionen höher sind als im Stall. Deshalb wurde für diese Systeme basierend auf Berry et al. (2005) eine Verdoppelung des Emissionsfaktors gegenüber konventionellen Systemen von 24.3% auf 48.6% TAN angenommen³ (vgl. Ziff. 82). Die gewählten Emissionsfaktoren von 24.3% TAN bzw. 48.6% TAN liegen im Bereich von verschiedenen anderen Studien (Aarnink, Elzing, 1998; Berry et al., 2005; Groenestein et al., 2007; Ivanova-Peneva et al., 2006, 2008).

2.13 Ziff. 84 EF Stall Schweine: Tiefstreu

Webb et al. (2012) fanden für Stallsysteme mit Produktion von Mist eine mittlere Emission pro Tierplatz von umgerechnet rund 3.4 kg NH_3 -N pro Tier und Jahr (Mastschwein) und 4.5 kg NH_3 -N pro Tier und Jahr (Galtsau). Dies würde einem Emissionsfaktor von 37% TAN bzw. 26% TAN entsprechen (Annahme: Ausscheidung von 13 kg N_{tot} pro Jahr für Mastschweine und 25 kg N_{tot} pro Jahr für Galtsauen bei einem Gehalt an $N_{\text{lös}}$ von 70% N_{tot} in den Ausscheidungen von Schweinen).

Die Variabilität der Resultate der verschiedenen Untersuchungen war allerdings gross. Aufgrund dieser Datenlage wurde für Schweineställe mit Tiefstreu der gleiche Emissionsfaktor wie für Labelställe (48.6% TAN) gewählt.

2.14 Ziff. 85 EF Stall Geflügel: Mist (Kotgrube, Bodenhaltung) für Legehennen

UNECE (2014) gibt umgerechnet eine Emission von 0.25 kg NH₃-N pro Tierplatz und Jahr an. Webb et al. (2012) fanden eine mittlere Emission pro Tierplatz von umgerechnet rund 0.28 kg NH₃-N pro Legehenne und Jahr für Systeme mit Bodenhaltung. Die Werte sind vergleichbar mit den Resultaten von Nicholson et al. (2004), wenn man davon ausgeht, dass Systeme mit Käfighaltung, wie in der Studie von Nicholson et al. (2004) untersucht, um ca. 40% tiefere Emissionen aufweisen.

Bei einem Gehalt an N_{los} von 60% N_{tot} in den Ausscheidungen von Legehennen und einer Ausscheidung von 0.8 kg N_{tot} pro Legehenne und Jahr resultiert basierend auf den Daten nach UNECE (2014) und Webb et al. (2012) umgerechnet ein Emissionsfaktor von rund 52% bis 58% TAN. Aufgrund dieser Datenlage wurde für Legehennenställe mit Bodenhaltung der bisherige Emissionsfaktor von 50% TAN beibehalten. Für Systeme mit Kotgrube sowie der Junghennen wurde der gleiche Emissionsfaktor angenommen.

2.15 Ziff. 86-86a EF Stall Geflügel: Kot (Kotbandentmistung) für Legehennen

Systeme mit Kotbandentmistung weisen wesentlich niedrigere Emissionsfaktoren auf als Systeme mit Bodenhaltung oder Kotgrube (vgl. Groot Koerkamp, 1994; Nicholson et al., 2004). Der Emissionsfaktor wurde auf 25% TAN/UAN festgelegt (50% des Emissionsfaktors von Systemen mit Bodenhaltung oder Kotgrube). Der gewählte Emissionsfaktor ist vergleichbar mit derjenigen eines ähnlichen Systems der Niederlande (Kategorie: HE2.3.1, OW 2004.09.V1⁷).

Bei der Kotbandtrocknung wird der Kot auf den Kotbändern durch ständige Belüftung getrocknet. Die Trocknung des Kots innerhalb von ca. 50 h auf 60% TS (Groot Koerkamp, 1994) bzw. 60-80% (UNECE, 2014) ist Voraussetzung zur Unterbindung der Bildung von Ammoniak.

Verschiedene Studien zu Systemen mit Kotband und Kotbandtrocknung sind vorhanden (da Borso, Chiumenti, 1999; Fabbri et al. 2007; Groot Koerkamp, 1994; Nicholson et al., 2004). Die emissionsmindernde Wirkung der Kotbandtrocknung im Vergleich zum Kotbandsystem ohne Kotbandtrocknung wird von Groot Koerkamp (1994) und Groot Koerkamp et al. (1998) beschrieben. Die Resultate variieren über einen weiten Bereich. Groot Koerkamp (1994) gibt eine Emissionsminderung von ca. 10% an, während sich aus Groot Koerkamp et al. (1998) eine Reduktion von ca. 50-80% berechnen lässt. Döhler et al. (2002) geben Emissionsfaktoren für Legehennen von 0.120 kg NH₃-N pro Tierplatz und Jahr für das System Käfighaltung mit Kotband und von 0.032 kg NH₃-N pro Tierplatz und Jahr für das System Käfighaltung mit Kotband und Trocknung an. UNECE (2014) beziffert die Emissionsminderung auf 70% bis 85% für Volierensysteme ohne Kotbandtrocknung und auf 80% bis 95% für Volierensysteme mit Kotbandtrocknung im Vergleich zu Bodenhaltung.

Das zuständige Ministerium der Niederlande legt Emissionsfaktoren für die Berechnung von Ammoniakemissionen aus Ställen in einem Regelwerk fest (Umweltverordnung, Anhang 5; 'Omgevingsregeling', 'Bijlage V'). Für die folgenden Stallsysteme sind Emissionsfaktoren aufgeführt:

- Volierensystem 1: Besatzdichte von max. 9 Tieren / m²; Flächenanteil von Kotrosten mit darunterliegendem Kotband von mind. 50%. Das Entmistungsintervall des Kotbands

⁷ <https://wetten.overheid.nl/BWBR0045528/2024-07-01#BijlageV> (03.10.2024)

beträgt mind. 1 Mal pro Woche. Kotroste befinden sich auf mindestens 2 Etagen: 90 g NH₃ pro Tierplatz und Jahr (System HE2.3.1)⁸

- Volierensystem 2: wie oben aber mit Besatzdichte von max. 9 Tieren / m²; Flächenanteil von Kotrosten mit darunterliegendem Kotband von 55-60% mit Kotbandbelüftung (0.7 m³ pro Stunde und Tierplatz): 37 g NH₃ pro Tierplatz und Jahr (System E 2.11.4)⁹

Das Volierensystem 2 mit Kotbandtrocknung emittiert 58% weniger im Vergleich zum Stall ohne Kotbandtrocknung.

Auf der Grundlage dieser Informationen wurde eine Reduktion der Emission von 60% im Vergleich zu Systemen ohne Kotbandtrocknung hergeleitet. Für Junghennen wurde der gleiche Emissionsfaktor angenommen.

2.16 Ziff. 87 EF Stall Geflügel: Bodenhaltung für Mastpoulets

Der für das Modell Agrammon verwendete Emissionsfaktor wurde aus den folgenden Grundlagen hergeleitet:

- N-Ausscheidung von 360 g N pro Tierplatz und Jahr gemäss GRUD 2017 (Richner et al., 2017). Dieser Wert basiert auf Bilanzrechnungen der beiden marktführenden Programme der Schweiz für das Jahr 2014 und kann als sehr gut abgestützt betrachtet werden. EEA (2016) gibt für Mastpoulets ebenfalls eine Ausscheidung von 360 g N pro Tierplatz und Jahr an. Dieser Wert ist vergleichbar mit denjenigen der Modelle NEMA (van Bruggen et al., 2014) und GASEM (Rösemann et al., 2017) von 356 g N, 358 g N pro Tierplatz und Jahr, welche für das deutsche und holländische Emissionsinventar verwendet werden.
- Anteil von TAN von 60%. Dieser Wert ist eine Expertenschätzung und stimmt mit den Angaben von NEMA (62%; Mündliche Mitteilung Cor van Bruggen) gut überein.
- Emissionsfaktor Stall von 20% des ausgeschiedenen TAN (Kupper, Menzi, 2013). Dieser Wert basiert auf Reidy et al. (2009) und entspricht einem mittleren Emissionsfaktor der in Europa im Zeitraum um 2005 verwendeten Modelle. Dieser Emissionsfaktor liegt im Bereich der Werte von Webb et al. (2012): 24% TAN, von EEA (2016): 28% TAN sowie der Modelle NEMA: 25% TAN¹⁰ und GASEM: 17% TAN¹¹.

Für Masttruten und anderes Geflügel wurde der gleiche Emissionsfaktor von 20% TAN/UAN angenommen.

In der Literatur werden die Emissionen in g NH₃ pro Tier bzw. Tierplatz und Tag, g NH₃ pro Tier und Umtrieb oder g NH₃ pro Tier und Jahr angegeben. Der in Agrammon verwendete Emissionsfaktor ergibt umgerechnet eine Emission von 52 g NH₃ pro Tierplatz und Jahr. Andere Emissionsmodelle enthalten eine vergleichbar hohe Emission (GASEM: 50 g NH₃ pro Tierplatz und Jahr; NEMA: 68 g NH₃ pro Tierplatz und Jahr; Tabelle 2). Im Vergleich dazu gibt UNECE (2014) 80 g NH₃ pro Tierplatz und Jahr an.

Im Rahmen einer Literaturstudie wurden publizierte Emissionsdaten in g NH₃ pro Tier und Jahr umgerechnet und zusammengestellt (Tabelle 2; Literatur Liste der verwendeten Studien in Anhang 2). Die Leerzeit (Reinigungs- und Servicezeit) zwischen den Umtrieben wird in der Literatur nicht immer eingerechnet und die Emissionen während der Leerzeit meistens nicht gemessen. Soweit Angaben zur Leerzeit fehlten, wurde diese eingerechnet, indem in

⁸ <https://wetten.overheid.nl/BWBR0045528/2024-07-01#BijlageV> aufgeführt unter 'HE2.3.1, Ten minste 50% rooster met mestband, OW 2004.09.V1' (03.10.2024)

⁹ <https://wetten.overheid.nl/BWBR0045528/2024-07-01#BijlageV> aufgeführt unter HE2.3.4 55-60% roosters en mestbandbeluchting 0,7 m3/uur per dierplaats OW 2005.05.V1' (03.10.2024)

¹⁰ Mündliche Mitteilung: Cor van Bruggen (Statistics Netherlands, Den Haag)

¹¹ Mündliche Mitteilung: H.D. Hänel, Thünen Institut, Braunschweig

einem ersten Schritt die Emissionen pro Tier in g NH₃ bezogen auf die Mastdauer bestimmt wurden. Die Herleitung der Anzahl Umtriebe pro Jahr erfolgte anschliessend mittels der Mastdauer und einer angenommenen Leerzeit von 10 Tagen, soweit Angaben dazu nicht explizit vorlagen. Dabei wurde unterstellt, dass während der Leerzeit keine Emissionen entstehen. Dies erscheint für die Praxis in der Schweiz als vertretbar, da das Ausmisten in der Regel am gleichen Tag wie das Ausstallen stattfindet. In einzelnen Studien wurden Emissionen in der Leerzeit von ca. 20% der Emissionen während des Umtriebs gemessen (Harper et al., 2010), wobei nicht angegeben wurde, wann das Ausmisten stattfand und wie lange diese Arbeit dauerte. Dazu ist anzumerken, dass die angenommene Leerzeit von 10 Tagen (in der Schweiz kürzer¹²) und die Unterstellung von Null-Emissionen während der Leerzeit tendenziell zu einer Unterschätzung der Emissionen führen. Basierend auf der Anzahl Umtriebe pro Jahr und der Emissionen pro Umtrieb wurden die Emissionen in g NH₃ pro Tier bzw. Tierplatz und Jahr berechnet.

Tabelle 2 zeigt die Resultate dieser Literaturstudie. Eingeschlossen sind Daten aus Mitteleuropa und aus Kanada, welche mit den klimatischen und produktionstechnischen Verhältnissen der Schweiz am besten vergleichbar sind (d.h. gemässigttes Klima, zwangsbelüftete Ställe, Ausmisten nach jedem Umtrieb). Bezüglich des genetischen Leistungsvermögens der Tiere und der Fütterung kann man in westlichen Industrieländern von weitgehend vergleichbaren Bedingungen ausgehen, da die Zucht von wenigen weltweit tätigen Konzernen betrieben wird und die Fütterungstechnik ein hohes Ausmass an Standardisierung aufweist. In verschiedenen Studien aus den USA wurden die Ställe nicht nach jedem Umtrieb ausgemistet (sog. „built-up litter“). Diese Praxis, welche in der Schweiz nicht angewendet wird, führt zu deutlich höheren Emissionen während des Umtriebs (Wheeler et al. (2006) sowie zu zusätzlichen Emissionen in der Leerzeit (Topper et al., 2008). Deshalb wurden hier Datensätze mit „built-up litter“ ausgeschlossen.

Die Emissionsdaten sind weiter unterteilt in drei Zeitperioden, in welchen die Studien publiziert wurden. Diese Unterteilung erscheint als sinnvoll, da der rasche technische Fortschritt hinsichtlich Genetik der Tiere und Fütterung über die Zeit eine starke Veränderung der Emissionen erwarten lassen¹³. Die Mittelwerte der Studien der Zeitperioden 2000-2010 und vor 2000 liegen bei rund 80 g NH₃ pro Tierplatz und Jahr und unterscheiden sich nur wenig. Der Wert für die Zeit nach 2010 liegt deutlich niedriger, wobei hier nur ein Datensatz vorliegt. Der Mittelwert sämtlicher verfügbarer Daten für die Zeit nach 2010 (4 Datensätze aus Australien, 3 aus Brasilien, je 2 aus Taiwan und Spanien, je 1 aus Holland und den USA) liegt bei rund 110 g NH₃ pro Tierplatz und Jahr (Bereich zwischen Min. und Max.: 33-240 g NH₃ pro Tierplatz und Jahr). Obwohl die Stalltemperaturen in den meisten Studien unabhängig vom Standort etwa gleich hoch liegen, sind die Emissionen von Versuchen, die in warmem Klima durchgeführt wurden, höher. Weiter fallen die grosse Variabilität bzw. die deutlichen Differenzen zwischen Minima und Maxima der Emissionswerte auf. Die Minimalwerte von 18 bzw. 28 g NH₃ pro Tierplatz und Jahr der Zeitperioden vor 2000 bzw. 2000-2010 stammen aus Wintermessungen sowie der Maximalwert 142 g NH₃ pro Tierplatz und Jahr der Periode 2000 -2010 aus einer Sommermessung.

¹² 8.5 Tage gemäss Aviforum Faktenblatt „Die Geflügelhaltung als Betriebszweig“, 2.1 (Anhang Wirtschaftlichkeit), Januar, 2016; http://www.aviforum.ch/portaldata/1/resources/wissen/betriebliches/de/fb_21_betriebszweig_gefluegel_16.pdf (24.04.2017)

¹³ Die Emissionen pro Tier hängen direkt von der ausgeschiedenen N-Menge ab, welche ihrerseits stark vom Proteinstoffwechsel der Tiere (beeinflusst durch die Genetik) und vom Proteingehalt bzw. des Aminosäuremusters der Ration beeinflusst wird (Namroud et al., 2010).

Insgesamt kann man von einem Trend in Richtung Abnahme der Emissionen pro Tierplatz über die Zeit ausgehen. Aufgrund der verfügbaren Daten aus der Literatur ist aktuell von einer Emission pro Tierplatz und Jahr im Bereich zwischen rund 40 und 80 g NH₃ auszugehen. Der in Agrammon und in andern Emissionsmodellen implementierte Wert liegt in diesem Bereich.

Tabelle 2: Emissionen von NH₃ aus Mastpouletsställen aus der Literatur in g NH₃ pro Tier bzw. Tierplatz und Jahr. Eingeschlossen sind Daten aus Europa ohne Länder der (warmen) Mittelmeerregion und aus Kanada unterteilt in drei Zeitperioden, in welchen die Studien publiziert wurden. Weiter angegeben sind zum Vergleich Emissionswerte, welche von Emissionsmodellen der Schweiz (Agrammon), Deutschland (GASEM; Rösemann et al. (2017) und Holland (NEMA; van Bruggen et al., 2014) zur Berechnung der Emissionsinventare verwendet werden

Literatur	Nach 2010	2000-2010	Vor 2000	
	g NH ₃ pro Tierplatz und Jahr			
Anzahl Datensätze	1	18	7	
Mittelwert	38	82	90	
Median	38	85	78	
Minimum	38	28	18	
Maximum	38	142	173	
Zum Vergleich: Emissionswerte gemäss Emissionsmodellen				Bemerkungen
	g NH ₃ pro Tierplatz und Jahr			
Agrammon (CH)	52			N _{ex} *: 360 g N
GASEM (DE)**	50***			N _{ex} *: 358 g N [#]
NEMA (NL)	68 [#]			N _{ex} *: 356 g N ^{###} /Tier und Jahr; trad. System

* N_{ex}: Ausscheidung von Stickstoff (Gesamtstickstoff) pro Tierplatz und Jahr. „Tierplatz“ impliziert, dass die Ausscheidung in den Stall nur in der Zeit stattfindet, in welcher der Stall mit Tieren belegt ist.

** Modellbeschreibung: Rösemann et al. (2017)

*** Wert gemäss mündliche Mitteilung: H.D. Hänel (Thünen Institut, Braunschweig, DE). Grundlage: N_{ex}: 455 g N pro Tierplatz und Jahr. Emissionsrate: 9% des ausgeschiedenen N (Rösemann et al., 2017). Berechnung der Emission pro Tierplatz und Jahr: 455 g N x 9% x 17/14 = 49.73 g NH₃ pro Tierplatz und Jahr. Die N_{ex} von 455 g N pro Tierplatz und Jahr bezieht sich hier auf einen Tierplatz, der an 365 Tagen pro Jahr belegt ist (vgl. folgende Tabellenfussnote[#]).

[#] N-Ausscheidung umgerechnet auf einen Tierplatz im Sinne von Fussnote*: Dauer eines Umtriebs: 37 Tage; Leerstandszeit nach einem Umtrieb: 10 Tage (Annahme basierend auf Leerstandszeit CH und NL von 11 bzw. 9 Tagen). Daraus folgt, dass unter diesen Annahmen und bei einer Mastdauer von 37 Tagen pro Umtrieb ein Stall während ca. 21% bzw. an 78 Tagen des Jahres nicht belegt ist. Die N-Ausscheidung umgerechnet auf einen Tierplatz im Sinne von Fussnote* wird dann wie folgt berechnet: 455 g N * 1 - (78/365) = 358 g N pro Tierplatz und Jahr.

Rösemann et al. (2017) geben die folgenden Werte für N_{ex} an: 319 g N/ Tierplatz und Jahr für Kurzmast 33 Tage; 469 g N/ Tierplatz und Jahr; Langmast 42 Tage.

[#] Wert basierend auf neuen, nicht publizierten Messungen. Mündliche Mitteilung Cor van Bruggen (Statistics Netherlands, Den Haag, NL). Der Wert von 80 g NH₃ pro Tierplatz und Jahr gemäss Infomil (System: E 5.100) wird nicht mehr verwendet. Unterdessen wurde der Wert in Infomil¹⁴ auf 68 g NH₃ pro Tierplatz und Jahr korrigiert.

^{###} Der Wert von N_{ex}: 500 g pro Tierplatz und Jahr gemäss van Bruggen et al. (2014) bezieht sich hier auf einen Tierplatz, der an 365 Tagen pro Jahr belegt ist. Aktuell beträgt der Wert 440 g pro Tierplatz und Jahr (Mündliche Mitteilung Cor van Bruggen). Bei einer Leerstandszeit während 19% des Jahrs wird die N-Ausscheidung umgerechnet auf einen Tierplatz im Sinne von Fussnote* wie folgt berechnet: 440 g N * 19% = 356 g N pro Tierplatz und Jahr.

2.17 Ziff. 85-87 EF Stall Geflügel: Aussenklimabereich

Die Emissionsfaktoren abgeleitet nach UNECE (2014) und Webb et al. (2012) basieren auf Messungen von Ställen ohne Aussenklimabereich (AKB). In der Schweiz weisen jedoch die meisten Ställe einen AKB auf. Dabei stellt sich die Frage, ob dieser die Emissionen eines Stalls wesentlich beeinflusst, und eine Korrektur der Emissionsfaktoren erforderlich ist.

¹⁴ <http://wetten.overheid.nl/BWBR0013629/2018-07-20> (17.08.2018)

Basierend auf den Untersuchungen von Gebhardt-Henrich, Fröhlich (2011) lässt sich die durchschnittliche Aufenthaltsdauer einer Legehennen im Aussenklimabereich auf ca. 1 h pro Tag schätzen. Dies entspricht 5% der Dauer eines Tages. Da Legehennen den Kot zu einem grossen Teil während dem Fressen im Bereich des Kotbands absetzen (mündliche Mitteilung Sabine Gebhardt, Zentrum für tiergerechte Haltung, Geflügel und Kaninchen, Bundesamt für Veterinärwesen, 3052 Zollikofen), dürfte der Anteil des Kots, der im Aussenklimabereich abgesetzt wird, deutlich weniger als 5% des gesamten Kotanfalls betragen. Man kann deshalb davon ausgehen, dass die Gesamtemission aus einem Stall mit Aussenklimabereich sich nicht wesentlich von einem Stall ohne Aussenklimabereich unterscheidet. Deshalb erscheint es als vertretbar, die Emissionsfaktoren aus der Literatur ohne Korrektur, welche das Vorhandensein eines AKB berücksichtigt, zu übernehmen.

Ergänzend dazu wird hier die mittlere Aufenthaltsdauer von Mastpoulets in einem Aussenklimabereich aufgeführt: sie beträgt je nach Masthybridlinie ca. 5-10% der Zeit zwischen 08h00 und 1700 von Masttag 22 bis 35 (Hoffmann et al., 2013)¹⁵. Da auch hier nur ein kleiner Anteil des Kots im AKB anfällt, wurde ebenfalls auf eine Korrektur des Emissionsfaktors für den Stall verzichtet.

2.18 Ziff. 87a EF Stall Schweine und Geflügel: Korrektur für Mehrfläche in Ställen

Es wird davon ausgegangen, dass im Vergleich zum aktuellen Tierbestand zusätzlich verfügbare Stallplätze (z.B. Kapazitätsreserven im Hinblick auf einen allfälligen Ausbau der Produktion) zu einer Erhöhung der verschmutzten Fläche pro Tier führen kann. Die Berechnung erfolgt analog Kap. 2.10, Ziff. 81 EF Stall Rindvieh: Korrektur für Mehrfläche in Laufställen.

2.19 Ziff. 88 EF Stall Pferde und übrige Equiden

Anbindeställe für Pferde und übrige Equiden sind gemäss Tierschutzgesetzgebung seit 2013 verboten (vgl. auch Knubben et al., 2008), weshalb nur der Emissionsfaktor für Freilaufställe angewendet wird. Da für Pferde und übrige Equiden keine Untersuchungen, verfügbar sind, welche die Herleitung eines Emissionsfaktors ermöglichen, wurde der Emissionsfaktor von Rindvieh übernommen. Bei einem Gehalt an $N_{\text{lös}}$ von 40% N_{tot} in den Ausscheidungen von Pferden und anderen Equiden resultiert ein Emissionsfaktor von 27.5% TAN ($0.110 / 0.400 = 0.275$). Gülleproduktion bei diesen Tierkategorien kommt nicht vor oder ist vernachlässigbar gering (vgl. auch Tabelle 4 in Richner et al., 2017).

2.20 Ziff. 89 EF Stall Kleinwiederkäuer

Da für Kleinwiederkäuer keine Untersuchungen verfügbar sind, welche die Herleitung eines Emissionsfaktors ermöglichen, wurde der Emissionsfaktor von Rindvieh übernommen. Bei einem Gehalt an $N_{\text{lös}}$ von 40% N_{tot} in den Ausscheidungen von Kleinwiederkäuern resultiert ein Emissionsfaktor von 27.5% TAN ($0.110 / 0.400 = 0.275$).

Gülleproduktion kann bei Ziegen vorkommen. Die Bedeutung wird aber als gering eingeschätzt, weshalb im Modell ausschliesslich Produktion von Mist berücksichtigt wird (vgl.

¹⁵ Gemäss Direktzahlungsverordnung, DZV (Schweizerischer Bundesrat. 2017; die DZV gibt die Rahmenbedingungen für den Betrieb eines Aussenklimabereichs AKB für Mastpoulets vor) (i) ist der Zugang zu einem AKB in den ersten 21 Lebenstagen für Mastpoulets fakultativ, (ii) müssen die Tiere jeden Tag tagsüber Zugang zu einem AKB haben (d.h. nachts sind alle Tiere im Stall), (iii) darf bei starkem Wind im AKB, bei schneebedeckter Umgebung oder bei in Bezug auf das Alter der Tiere sehr tiefer Temperatur im AKB der Zugang zu diesem eingeschränkt werden.

auch Tabelle 4 in Richner et al., 2017). Im Gegensatz zu Schafen, die fast ausschliesslich in Laufställen gehalten werden, sind Anbindeställe bei Ziegen verbreitet (Loretz, Hauser, 2003). Bei Neubauten sind nur noch Laufställe erlaubt (Aschwanden et al., 2009). Im Modell wird für Ziegen nicht zwischen Anbinde- und Laufställen unterschieden.

2.21 Ziff. 90 EF Laufhof Rindvieh

Untersuchungen bei Gemischen von Kot und Harn mit Mengen, wie sie in einem Laufhof anfallen¹⁶, führten im Mittel zu Ammoniakemissionen von 40% (Bereich: 15-80%) des Stickstoffs (Kaufmann et al., 1997). Dies entspricht einer Emission von 73% TAN (Bereich: 27-145% TAN) bei einem TAN Anteil von 55% in den Ausscheidungen. Im Vergleich dazu geben Misselbrook et al. (2001) N-Verluste von angefallenem Kot/Harn in Warteräumen und Laufhöfen für Milchkühe von 27 bis 85% an (ausgedrückt in Prozent des mit dem Urin ausgeschiedenen Stickstoffs während der täglichen Nutzungsdauer von 2 Stunden bzw. 5 Stunden). Misselbrook et al. (1998) schätzten die Emissionen von Laufhöfen auf 75% TAN (vgl. dazu auch Anhang 6, Kap. 3.5.1).

2.22 Ziff. 91 bis 98 EF Laufhof Rindvieh: Anfall Ausscheidungen Laufhof

Grundsätzlich hat das Vorhandensein eines Laufhofes einen grossen Einfluss auf die Ammoniakverflüchtigung, da ein grosser Teil des im Laufhof ausgeschiedenen TAN emittiert wird. Dies wirkt sich bei Laufställen besonders stark aus, da die Aufenthaltsdauer der Tiere bei freiem Zugang zum Laufhof höher sein dürfte im Vergleich zu Anbindeställen. Angesichts der vielfältigen Möglichkeiten, Laufstall- und Laufhofelemente zu kombinieren, ist es kaum möglich, im Modell zwischen verschiedenen Laufhofformen zu unterscheiden.

Die Häufigkeit der Laufhofnutzung durch die Tiere korreliert stark mit dem Anfall von Exkrementen im Laufhof (Kaufmann et al., 1997). Eine wichtige Differenzierung mit grossem Einfluss auf die Laufhofnutzung und die Ausscheidungen im Laufhof ist deshalb die Fütterung, bzw. inwieweit diese im Laufhof stattfindet. Es kann unterschieden werden zwischen a) Laufhof vorhanden und Fütterung ausschliesslich im Stall, b) Laufhof vorhanden und Fütterung (Grundfutter) teilweise im Laufhof, c) Laufhof vorhanden und Fütterung (Grundfutter) ausschliesslich im Laufhof. Weiter besteht die Möglichkeit, dass kein Laufhof vorhanden ist. Für das Modell wurden folgende Annahmen betreffend die Nutzung von und den Anfall von Ausscheidungen in Laufhöfen für Laufställe getroffen:

1. vorhanden: keine Verabreichung von Grundfutter im Laufhof

Die Fütterung erfolgt ausschliesslich im Stall, die angenommene Aufenthaltsdauer im Laufhof beträgt 1 bis 2 Stunden pro Tag (4-8% der Zeit). Van Caenegem, Krötzl Messerli (1997) beobachteten eine durchschnittliche Aufenthaltsdauer von rund einer Stunde pro Milchkuh und Tag bzw. 5% der Aufenthaltszeit der Tiere. Die Aufenthaltsdauer war weniger vom Flächenangebot als von der Jahreszeit und den Witterungsbedingungen abhängig. Gemäss Van Caenegem, Krötzl Messerli (1997) verlängert sich die Benutzungsdauer durch die Tiere, wenn der Laufhof mit Raufen, Tränkeeinrichtungen oder Kratzbürsten ausgerüstet ist. Kaufmann et al. (1997) geben an, dass 7% bzw. 5% des Harns und Kots im Laufhof ausgeschieden wird. Dies gilt für einen dauernd zugänglichen Laufhof ohne Raufen (d.h. keine Verabreichung von Futter im Laufhof), Tränkeeinrichtungen und Kratzbürsten. Es ist davon auszugehen, dass bei Vorliegen solcher Einrichtungen, die Ausscheidungen im Laufhof höher liegen. Zumindest Kratzbürsten sind in Ausläufen in der Praxis häufig vorhanden. Der

¹⁶ Eine qualitative Beurteilung der Laufhofflächen zeigte, dass verschiedene Bereiche unterschiedlich stark verschmutzt waren (Eingangsbereich stärker verschmutzt, weiter entfernt liegende Bereiche weniger stark verschmutzt; Kaufmann et al., 1997).

Auslauf wird als günstiger Standort dafür bezeichnet (Landwirtschaftskammer Oberösterreich, 2015). Dies lässt darauf schliessen, dass häufig Situationen vorkommen können, bei welchen ein höherer Anteil der Ausscheidungen im Laufhof anfällt. Daher wurde angenommen, dass 10% des ausgeschiedenen TAN im Laufhof anfällt. Dies gilt für diejenigen Tage, an welchen der Laufhof genutzt wird.

2. vorhanden: Verabreichung von Grundfutter teilweise im Laufhof

Die Fütterung von Grundfutter erfolgt teilweise im Laufhof (z.B. mittels Raufen), die angenommene Aufenthaltsdauer im Laufhof beträgt 3 bis 4 Stunden pro Tag. 20% der Ausscheidungen fallen im Laufhof an. Dies gilt für diejenigen Tage, an welchen der Laufhof benutzt wird. Die angenommene Zahl ist doppelt so hoch wie bei 1 bis 2 Stunden Aufenthaltsdauer pro Tag.

3. vorhanden: Verabreichung von Grundfutter ausschliesslich im Laufhof

Die Fütterung von Grundfutter erfolgt ausschliesslich im Laufhof, die angenommene Aufenthaltsdauer im Laufhof beträgt mehr als 10 Stunden pro Tag. 60% der Ausscheidungen fallen im Laufhof an. Die Annahmen basieren für Fütterung (Grundfutter) teilweise oder ganz im Laufhof auf Kaufmann et al. (1997 und Van Caenegem, Krötzl Messerli (1997).

Für Anbindeställe werden die Annahmen analog angewendet. Allerdings kommt die Variante mit ausschliesslicher Fütterung von Grundfutter im Laufhof nicht vor. Dies gilt auch für Laufställe an Tagen, an welchen die Tiere Zutritt zum Laufhof und zur Weide haben, da die Tiere einen Teil des Grundfutters auf der Weide aufnehmen. Für diese Tage wird im Modell der Anteil der Ausscheidungen in den Laufhof auf 20% korrigiert (d.h. Verabreichung von Grundfutter teilweise im Laufhof), wenn der Parameter 'Verabreichung von Grundfutter ausschliesslich im Laufhof' ausgewählt wird.

Generell wird unterstellt, dass die Emissionsfaktoren im Stall unverändert bleiben, unabhängig vom Vorhandensein eines Laufhof und dessen Nutzung.

Die Verabreichung von Grundfutter im Laufhof wird nur für Laufhöfe mit befestigten oder perforierten Flächen empfohlen (van der Maas, 1996). Ausschliessliche Fütterung von Grundfutter im Laufhof kommt nur vor, wenn der Laufhof permanent zugänglich ist.

Betreffend Anfall Ausscheidungen Laufhof: vgl. weitere Ausführungen in Anhang 6, Kap. 3.5.2.

2.23 Ziff. 99 EF Freilandauslauf Geflügel

Analog zum Rindvieh wurde der Emissionsfaktor für die Ausscheidungen von Geflügelkot im Freilandauslauf auf 70% des ausgeschiedenen TAN festgelegt. Im Vergleich dazu schlagen Misselbrook et al. (2006) für Freilandhaltung von Geflügel ein Emissionsfaktor in gleicher Höhe von derjenigen der Ausbringung vor (63% TAN)¹⁷. Aarnink et al. (2006) errechneten Ammoniakemissionen von drei Geflügelausläufen (1 Praxisbetrieb, 2 Versuchsbetriebe) von 7.6 bis 17.5 g NH₃ pro Legehennen und Jahr. Dies würde umgerechnet einem Emissionsfaktor für den Auslauf im Bereich von 14% bis 33% TAN entsprechen (N Ausscheidung pro Legehennen und Jahr: 0.8 kg N_{tot}; Anteil N_{lös}: 60% N_{tot}; 12% des Kotanfalls im Auslauf an Auslauftagen; 280 Auslauftage pro Jahr). Allerdings sind die gemessenen Emissionen gemäss Aarnink et al. (2006) aufgrund der Messmethode zu tief. Deshalb erscheint es vertretbar, den Emissionsfaktor für Legehennen von 70% des ausgeschiedenen TAN beizubehalten.

¹⁷ Aufgrund neuerer Daten wird jedoch für das Modell Agrammon einen niedrigeren Emissionsfaktor für die Ausbringung von Mist oder Kot von Legehennen angenommen (vgl. Ziff. 118, 119).

Bei Nutzung des Freilandauslaufs bleiben die Stallemissionen konstant, da die emittierende Fläche im Stall nicht verändert wird. Deshalb erfolgt für die Stallemissionen keine Korrektur bei Vorhandensein eines Freilandauslaufs.

2.24 Ziff. 100-102 EF Freilandauslauf Geflügel: Anfall an Ausscheidungen im Freilandauslauf von Geflügel

Im Modell Agrammon werden für Legehennen auf ein Jahr (365 Tage) 280 Auslauftage und ein Anteil der Ausscheidungen pro Auslauftag von 12% angenommen. Der resultierende Anteil des im Auslauf anfallenden Stickstoffs (auf 365 Tagen bezogen) liegt im Bereich der Werte von Menzi et al. (1997c). Da für Junghennen keine Untersuchungen verfügbar sind, welche die Herleitung eines Emissionsfaktors ermöglichen, wurde der Wert von den Legehennen übernommen.

Für Mastpoulets werden im Modell Agrammon auf ein Jahr (365 Tage) 280 Auslauftage und ein Anteil der Ausscheidungen pro Auslauftag von 4% angenommen. Der resultierende Anteil des im Auslauf anfallenden Stickstoffs (auf 365 Tagen bezogen) liegt im Bereich der Werte von Menzi et al. (1997c). Für Masttruten und anderes Geflügel wurde der gleiche Anfall an Ausscheidungen im Freilandauslauf angenommen.

Neuere Studien zur Nutzung eines Freilandauslaufs durch Mastpoulets zeigten die folgenden Resultate:

- 12.9% der Tiere benutzten den Auslauf (Alter bei den Beobachtungen: 7 Wochen und 10 Wochen; Beobachtungen um 09h00, 13h00 und 16h00). Um die Mittagszeit wurde der Auslauf am wenigsten benutzt. 71% der Tiere hielten sich im nächstgelegenen Bereich zum Stall auf (Distanz 0 bis 7.6 m). 6% der Tiere waren im entferntesten Bereich zu beobachten (15.2 bis 30.5 m Distanz zum Stall). Ein strukturiert gestalteter Auslauf mit Schattennetzen etc. führte in etwa zu einer Verdoppelung der Tiere, welche sich im vom Stall am weit entferntesten Bereich aufhielten (Fanatico et al., 2016).
- Ein deutlich höherer Anteil an Tieren (43% bzw. 35%), welche zwei unterschiedlich strukturiert gestaltete Ausläufe benutzten, wurde von Stadig et al. (2017) beobachtet. Der Anteil der Tiere, die sich mehr als 5 m von Stall entfernten, betrug 10.6% bzw. 4.1% (Alter der Tiere: 4 bis 10 Wochen).

In diesen Studien ist die Mastdauer wesentlich länger als in der Schweiz und sie sind vermutlich nicht geeignet, um den Anteil der Ausscheidungen in Freilandausläufen im Modell Agrammon für Mastpoulets, der im Modell Agrammon implementiert ist, zu überprüfen.

2.25 Ziff. 103 EF Laufhof Pferde und übrige Equiden

Für Pferde und übrige Equiden sind keine Untersuchungen zu Ammoniakemissionen von Laufhöfen verfügbar. Der Emissionsfaktor basiert auf derjenigen von Rindvieh (vgl. Ziff. 90), wobei folgende Eigenschaften von Pferden und übrigen Equiden berücksichtigt wurden:

Pferde und übrige Equiden urinieren kaum auf befestigten Flächen. Deshalb wird ca. 75% des Urins im Stall auf der eingestreuten Fläche abgesetzt. Der Kot wird gleichmässig über den Tag abgegeben und unabhängig davon, ob sich die Tiere im Stall oder im Laufhof aufhalten. Laufhöfe weisen meist befestigte Flächen auf (z.B. Jura Mergel) und werden im Laufe des Tages mehrmals gereinigt (mündliche Mitteilung S. Rieder SHL Zollikofen, aktuell Agroscope Avenches). Daher kommt Urin mit dem Kot kaum in Kontakt, was dazu führt, dass Kot von Pferden und übrigen Equiden nach der Ausscheidung viel weniger Ammoniak emittiert.

Aufgrund dieser Gegebenheiten wurde für Pferde und übrige Equiden ein Emissionsfaktor von 50% derjenigen von Rindvieh angenommen (35% TAN). Weiter wird unterstellt, dass die in den Laufhof ausgeschiedene N-Menge proportional zur Aufenthaltsdauer im Laufhof erfolgt.

2.26 Ziff. 104 EF Lager Gülle Rindvieh

Der Emissionsfaktor von 6 g NH₃-N pro m² und Tag basiert auf den unten aufgeführten Studien. Er gilt für offene Behälter, welche keine Schwimmschicht aufweisen (der Emissionsfaktor g NH₃-N pro m² und Tag bezieht sich auf die Güllelageroberfläche).

	g NH ₃ -N m ⁻² d ⁻¹	Bemerkungen
De Bode (1991)	4.3	Messung in Pilotanlage; Mittelwerte Messwerte Sommer und Winter
	6.9	Praxisbedingungen: Messung offener Güllesilo auf landw. Betrieb
Misselbrook et al. (2005)	1.7-8.6	Messung in Pilotanlage Teilweise Bildung einer Schwimmschicht

VanderZaag et al. (2015) geben für Rindviehgülle ohne natürliche Schwimmschicht, die in einem Lagerbehälter oder in einem Erdbecken gelagert wird, eine Emission von 3.8 g NH₃-N pro m² und Tag an.

2.27 Ziff. 105 EF Lager Mist Rindvieh

Der Emissionsfaktor basiert auf den Resultaten des EAGER Workshops vom 23.-24. Januar 2008 in Winterthur (vgl. Anhang 3). Sie entspricht einem mittleren Wert der Studien von England, Deutschland, Schweden, Dänemark und Österreich.

2.28 Ziff. 106 EF Lager Gülle Schweine

Der Emissionsfaktor von 8 g N/m²/Tag basiert auf den unten aufgeführten Studien. Er gilt für offene Behälter, welche keine Schwimmschicht aufweisen. Der im Vergleich zu Rindviehgülle höhere Emissionsfaktor von Schweinegülle ist auf ihren höheren TAN-Anteil (vgl. Richner et al., 2017) zurückzuführen (der Emissionsfaktor g NH₃-N pro m² und Tag bezieht sich auf die Güllelageroberfläche).

	g NH ₃ -N m ⁻² d ⁻¹	Bemerkungen
De Bode (1991)	7.9	Messung in Pilotanlage; Mittelwerte Messwerte Sommer und Winter
	12.9	Praxisbedingungen: Messung offener Güllesilo auf landw. Betrieb
Sommer et al. (1993)	3.9-4.6	Messung in Pilotanlage

VanderZaag et al. (2015) geben für Schweinegülle gelagert in einem Lagerbehälter eine Emission von 7.9 g NH₃-N pro m² und Tag an.

2.29 Ziff. 107 bis 110 EF Lager Mist Schweine und Geflügel

Der Emissionsfaktor Mist Schweine (Ziff. 107) basiert auf den Resultaten des EAGER Workshops vom 23.-24. Januar 2008 in Winterthur (vgl. Anhang 3). Sie entspricht einem mittleren Wert der Studien von England, Deutschland und Dänemark.

Der Emissionsfaktor Mist Geflügel (Ziff. 108) basiert auf den Resultaten des EAGER Workshops vom 23.-24. Januar 2008 in Winterthur (vgl. Anhang 3). Sie liegt im Bereich der Daten

von England. Werte sind nur für Legehennen verfügbar. Für Junghennen wurden die Werte der Legehennen übernommen.

Der Emissionsfaktor Kot Legehennen (Ziff. 109) basiert auf den Resultaten des EAGER Workshops vom 23.-24. Januar 2008 in Winterthur (vgl. Anhang 3, Daten von Frankreich). Für Junghennen wurden die Werte der Legehennen übernommen.

Für den Emissionsfaktor Mist Mastpoulets (Ziff. 110) wurde der Emissionsfaktor übernommen, welcher im Modell NARSES angewendet wurde (vgl. Reidy et al., 2009). Der Wert liegt tiefer im Vergleich zu Mist von Legehennen aufgrund des höheren TS-Gehalts von Mist von Mastpoulets (Richner et al., 2017).

Für Masttruten und anderes Geflügel sind keine Untersuchungen verfügbar, welche die Herleitung eines Emissionsfaktors ermöglichen. Für diese Tierkategorien wurde der Wert der Mastpoulets übernommen.

2.30 Ziff. 111 EF Lager Mist Pferde und übrige Equiden, Kleinwiederkäuer, andere Raufutterverzehrer, Kaninchen

Für Pferde und übrige Equiden, Kleinwiederkäuer, andere Raufutterverzehrer sowie Kaninchen sind keine Untersuchungen verfügbar, welche die Herleitung eines Emissionsfaktors ermöglichen. Für diese Tierkategorien wurde der Wert von Rindvieh übernommen.

2.31 Ziff. 112 bis 113 Netto-Mineralisierung N_{tot} zu TAN bei Gülle, Netto-Immobilisierung von TAN bei Mist im Lager

Die Werte zur Netto-Mineralisierung von N_{tot} zu TAN in Gülle sowie zur Netto-Immobilisierung von TAN im Mist wurden vom deutschen Modell GASEM übernommen (Rösemann et al., 2017). Für die Umwandlungen von N bei der Lagerung von Mist wird angenommen, dass 40% des TAN immobilisiert werden, sofern ausreichend Einstreu vorhanden ist¹⁸. Die Immobilisierungsrate stimmt mit Kirchmann und Witter (1989) überein (vgl. auch Webb und Misselbrook, 2004). Es ist davon auszugehen, dass unter schweizerischen Produktionsbedingungen in der Rindviehhaltung generell und in der Schweinehaltung bei Tiefstreu in der Regel genügend Einstreu vorhanden ist, so dass eine Netto-Immobilisierung von TAN im Mist von 40% generell angenommen werden kann. Dasselbe gilt für Pferde und übrige Equiden, Kleinwiederkäuer, andere Raufutterverzehrer sowie Kaninchen.

Für Mist von Geflügel zeigen Untersuchungen, dass keine Immobilisierung von TAN stattfindet aufgrund des hohen Ligninanteils von Hobelspänen als Einstreu, was die Immobilisierung behindert (Kirchmann and Witter, 1989). Aufgrund dieser Untersuchungen und der in der Schweiz verwendeten Einstreumaterialien wird angenommen, dass N in Mist von

¹⁸ Von Rösemann et al. (2017), Kap. 3.3.4.3.4 Transformationsprozesse im Lager: für unbehandelte Gülle wird angenommen, dass von den in das Lager gelangenden TAN- und N organisch-Fraktionen je 10% in die jeweils andere Fraktion umgewandelt werden*. (Güllebehandlung wird mangels Daten im Inventar nicht berücksichtigt). Nach Expertenurteil der EAGER-Arbeitsgruppe wird bei Säugetieren für Festmistsysteme angenommen, dass 40% der ins Lager gelangenden TAN-Menge immobilisiert werden, sofern ausreichend Einstreu vorhanden ist (was im Inventar als gegeben vorausgesetzt wird). In der Geflügelhaltung mit Einstreu wird dagegen davon ausgegangen, dass keine Immobilisierung von UAN erfolgt, da durch die möglichst trockenen Haltungsbedingungen die entsprechenden chemischen Prozesse verhindert werden.

* Auch Poulsen et al. (2001; zitiert in Hjorth et al., 2010) geben innerhalb einer Dauer von 6 bis 9 Monaten in einem Aussenlager eine Mineralisierungsrate von 5% organischem N zu anorganischem N an. Agrammon berücksichtigt im Unterschied zu GASEM die Immobilisierung von TAN zu N organisch im Güllelager nicht

Geflügel nicht immobilisiert wird (verwendete Einstreuematerialien gemäss mündl. Mitteilung H. Wittwer, Aviforum Zollikofen: 60% Hobelspäne; 40% Strohhäcksel oder Strohmehlwürfel). Bei Geflügelkot wird die Annahme getroffen, dass keine Immobilisierung von TAN stattfindet, da keine Einstreu im Mist vorhanden ist.

2.32 Ziff. 114 EF Ausbringung Gülle Rindvieh

Der Emissionsfaktor von Rindviehgülle basiert auf dem Modell von Menzi et al. (1998). Die Berechnung erfolgte mit folgenden Inputdaten: durchschnittliche Temperatur von März bis November: 12°C (Daten SMA Station Bern Liebefeld 1993-2002); relative Luftfeuchtigkeit: 70%; TAN Gehalt Gülle: 1.15 kg/m³ (Vollgülle Rinder, Verdünnung 1:1 gemäss Flisch et al., 2009); Ausbringungsmenge: 30 m³/ha. Berechnete Emissionsrate: 50.6% TAN. In Agrammon wurde ein gerundeter Wert von 50% TAN implementiert.

Der Emissionsfaktor gemäss ALFAM Modell (Sogaard et al., 2002), berechnet mit den gleichen Inputdaten wie oben sowie einer Windgeschwindigkeit von 1 m/s, einem TS-Gehalt von 4.5%, ohne Korrekturen für emissionsmindernde Ausbringung, ohne Einarbeitung nach Ausbringung und mit mikrometeorologischer Messung, beträgt 51.9% TAN (Mittelwert Boden feucht, Boden trocken). Für die gleiche Rechnung mit Gülle kotarm (TAN Gehalt Gülle: 1.6 kg/m³, Verdünnung 1:1 gemäss Flisch et al. (2009); Ausbringungsmenge: 30 m³/ha) resultiert ein Emissionsfaktor von 44.2% TAN (Mittelwert Boden feucht, Boden trocken).

2.33 Ziff. 115 EF Ausbringung Mist Rindvieh

Der gewählte Emissionsfaktor wurde von Webb et al. (2012) übernommen. Datenbasis und Herleitung sind in Webb et al. (2012) beschrieben. Emissionsfaktoren von Rindermist, die in anderen Emissionsmodellen verwendet wurden (Reidy et al., 2009), liegen in einem ähnlichen Bereich.

2.34 Ziff. 116 EF Ausbringung Gülle Schweine

Der Emissionsfaktor beim Ausbringen von Gülle aus der Schweinemast wurde gemäss ALFAM Modell (Sogaard et al., 2002) berechnet mit folgenden Inputdaten: durchschnittliche Temperatur von März bis November: 12°C (Daten SMA Station Bern Liebefeld 1993-2002); Windgeschwindigkeit von 1 m/s; TAN Gehalt Gülle: 2.1 kg/m³ (Verdünnung 1:1, d.h. 2.5% TS gemäss Flisch et al., 2009); ohne Korrekturen für emissionsmindernde Ausbringung, ohne Einarbeitung nach Ausbringung; Ausbringungsmenge: 30 m³/ha; mikrometeorologische Messung. Der Emissionsfaktor beträgt auf dieser Basis 30.3% TAN (Mittelwert Boden feucht, Boden trocken).

Bei gleichen Annahmen, jedoch einer reduzierten Ausbringungsmenge von 20 m³/ha (aufgrund des im Vergleich zu Rindergülle höheren TAN-Gehalts) und bei einem TS-Gehalt von 3% (höherer Strohanteil bei Labelsystemen) beträgt der Emissionsfaktor 33.2% TAN (Mittelwert Boden feucht, Boden trocken).

Unter den analogen Annahmen resultiert für das Ausbringen von Schweinegülle aus der Zucht (TAN Gehalt Gülle: 1.65 kg/m³; Verdünnung 1:1, d.h. 2.5% TS gemäss Flisch et al., 2009, bzw. TS Gehalts von 3% wegen höherem Strohanteil bei Labelsystemen) ein Emissionsfaktor von 32.9% bzw. 36.2% TAN (je Mittelwert Boden feucht, Boden trocken).

Gestützt auf diese leicht unterschiedlichen Werte für Mast- und Zuchtschweine wurde für die Ausbringung von Schweinegülle mit dem gerundeten Wert von 35% gerechnet.

2.35 Ziff. 117 EF Ausbringung Mist Schweine

Der gewählte Emissionsfaktor wurde von Webb et al. (2012) übernommen. Datenbasis und Herleitung sind in Webb et al. (2012) beschrieben.

2.36 Ziff. 118 bis 120 EF Ausbringung Mist Geflügel

Der gewählte Emissionsfaktor wurde von Webb et al. (2012) übernommen. Datenbasis und Herleitung sind in Webb et al. (2012) beschrieben. Der Datensatz von Webb et al. (2012) beinhaltet Emissionswerte von Kot/Mist von Legehennen und Mist von Mastpoulets. Eine Analyse der Daten von Legehennen und Mastpoulets zeigte keine signifikanten Unterschiede bezüglich Emissionen. Deshalb wurde für beide Tierkategorien der gleiche Emissionsfaktor gewählt.

Für Junghennen und anderes Geflügel sind keine Untersuchungen verfügbar, welche die Herleitung eines Emissionsfaktors ermöglichen. Es wurden die Emissionsfaktoren von Legehennen bzw. Mastpoulets übernommen.

2.37 Ziff. 121 EF Ausbringung Mist Pferde und übrige Equiden, Kleinwiederkäuer, andere Raufutterverzehrer, Kaninchen

Für Pferde und übrige Equiden, Kleinwiederkäuer, andere Raufutterverzehrer sowie Kaninchen sind keine Untersuchungen verfügbar, welche die Herleitung eines Emissionsfaktors ermöglichen. Es wurde der Emissionsfaktor von Rindvieh übernommen. Eine Reduktion auf 70% erfolgte aufgrund des in der Regel hohen Gehalts an Stroh, welcher tendenziell eine Reduktion des Emissionsfaktors bewirkt.

2.38 Ziff. 122 EF Ausbringung Gärgülle

Die Vergärung von Gülle führt zu einer Erhöhung des TAN Gehalts aufgrund der Mineralisierung von organisch gebundenem Stickstoff. Gärgülle von Milchkühen, Mastrindern, Mastschweinen und Geflügel wies nach 70 Tagen Verweildauer im Fermenter unter Laborbedingungen einen um 19%, 17%, 29% bzw. 14% höheren TAN Gehalt gegenüber der frischen, unvergorenen Gülle auf (Messner, 1988). Mit Ausnahme der Gülle von Mastrindern lag der TAN Gehalt bei einer Verweildauer von 105 Tagen nicht oder nur wenig höher als nach 70 Tagen. In der Schweiz beträgt die Verweildauer im Fermenter 30 bis 40 Tage (Baserga, 2000). Die Zunahme des TAN in Gärgülle von Biogasanlagen in Deutschland liegt im Bereich von 20% (n=32; bei Anlagen mit einem hohen Anteil von Hofdüngern; Rieger, Weiland, 2005). Möller et al. (2008) fanden in Laborversuchen eine Zunahme des TAN bei der Vergärung von Rindergülle von 19% (Temp.: 37°C, Verweildauer 25-30 Tage, Volumen des Gärreaktors: 1 m³; n= 19).

Basierend auf diesen Grundlagen wurde ein um 20% höherer TAN Gehalt von Gärgülle gegenüber der frischen, unvergorenen Gülle angenommen. Die Berechnung mit dem Modell nach Menzi et al. (1998) ergibt so einen Emissionsfaktor von 52.9% TAN (gerundet auf 53%), wenn im Übrigen die gleichen Inputparameter wie in Ziff. 114 eingesetzt werden.

Die Verminderung des TS-Gehaltes und der während der Gärung stattfindende Abbau von Schleimstoffen können zu einer Verbesserung der Fließfähigkeit führen. Dies hatte in der Studie von Leick (2003) ein verbessertes Eindringen des Flüssigmistes auf Grünland in den Boden und somit eine Verringerung der NH₃-Emission vor allem in den ersten Stunden nach der Ausbringung zur Folge. Die Verminderung betrug rund 20%. Eine Erhöhung der NH₃-Emission nach Ausbringung von vergorener im Vergleich zu unvergorener Rindergülle wurde von Amon et al. (2006) und Moeller und Stinner (2009) beobachtet. Dies wurde mit dem erhöhten Ammoniumgehalt und dem Anstieg des pH-Werts der Gärgülle begründet.

Die Verbesserung der Fließfähigkeit von Gülle und die Zunahme des TAN-Gehalts und des pH-Werts infolge der Vergärung dürften zumindest teilweise zu einer gegenseitigen Kompensation der beiden Effekte in Richtung Emissionszu- und -abnahme führen, weshalb ein Emissionsfaktor für Gärgülle, welcher ähnlich hoch ist wie für die unvergorene Gülle als gerechtfertigt erscheint.

2.39 Ziff. 123-124 EF mineralische N-Dünger

Das EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016 (EEA, 2016) gibt Emissionsfaktoren für 11 Düngertypen vor, die abhängig sind von der Klimazone und vom pH-Wert des Bodens (tief: pH-Wert ≤ 7.0 ; hoch: pH-Wert > 7.0). Tabelle 3 zeigt, wie die Düngertypen gemäss Agricura den Düngertypen gemäss EEA (2016) zugeordnet wurden.

Tabelle 3: Zuordnung der Düngertypen gemäss Agricura zu den Düngertypen gemäss EEA (2016) und die dazugehörigen Emissionsfaktoren umgerechnet in % N_{tot}

Zolltarif-Nr.	Düngertypen gemäss Agricura	Düngertypen EEA (2016)	EF pH n ⁵	EF ⁵ pH h ⁵⁵	EF Ø ⁵⁵⁵
2814.2000.011	Ammoniakgas	Anhydrous ammonia	1.6%	2.9%	2.2%
2834.2100.011	Kaliumnitrat	NK mixtures	1.2%	2.6%	1.9%
3102.1000.011	Harnstoff	Urea	12.8%	13.5%	13.1%
3102.2100.011	Ammoniumsulfat	Ammonium sulphate	7.4%	13.6%	10.3%
3102.2900.011	Ammoniumsulfatsalpeter	Ammonium sulphate	7.4%	13.6%	10.3%
3102.3000.011	Ammoniumnitrat (AN)	Ammonium nitrate	1.2%	2.6%	1.9%
3102.4000.011	Mischungen AN-Calciumcarbonat	Calcium ammonium nitrate	0.7%	1.4%	1.0%
3102.5000.011	Natriumnitrat	Ammonium nitrate	1.2%	2.6%	1.9%
3102.6000.011	Doppelsalze*	Ammonium sulphate	7.4%	13.6%	10.3%
3102.9010.011	Calciumcyanamid**	Urea	12.8%	13.5%	13.1%
3102.8000.011	Mischungen Harnstoff/AN	Urea	12.8%	13.5%	13.1%
3102.9090.013	Andere Stickstoffdüngemittel***	Other straight N compounds	0.8%	1.6%	1.2%
3102.9000.011	Calcium-Magnesiumnitrat [#]	Calcium ammonium nitrate	0.7%	1.4%	1.0%
3105.2000.011	Mehrnährstoffdünger ^{##}	NPK mixtures	4.1%	7.5%	5.7%
3105.3000.011	Diammoniumorthophosphat	Ammonium phosphate	4.1%	7.5%	5.7%
3105.4000.011	Monoammoniumorthophosphat	Ammonium phosphate	4.1%	7.5%	5.7%
3105.5100.011	Mehrnährstoffdünger NP	Ammonium phosphate	4.1%	7.5%	5.7%

*, **, ***, #, ##: beim aufgeführten Düngertyp mit eingeschlossen sind die folgenden Dünger (Zolltarif-Nr., Name):

* 3102.2900.013, Andere Doppelsalze und Mischungen

** 3102.7000.011, Calciumcyanamid

*** 3105.9000.011, Andere Dünger; 3102.9000.013, Andere Stickstoffdüngemittel

2834.2900.011, Calciummagnesiumnitrat

3105.5900.011, Andere Mehrnährstoffdünger; 3105.9000.013, Andere Dünger und a. Mehrnährstoffdünger; Mehrnährstoffdünger sind in der Regel NPK-Dünger

⁵ Emissionsfaktor für Böden mit pH-Wert normal ≤ 7.0 (EEA, 2016) in % N

⁵⁵ Emissionsfaktor für Böden mit pH-Wert hoch > 7.0 (EEA, 2016) in % N

⁵⁵⁵ Mittlerer Emissionsfaktor. Die Herleitung ist wie folgt: die Emissionsfaktoren für normalen bzw. hohen pH-Wert wurden mit 0.54 bzw. 0.46 multipliziert und aufaddiert. Die Faktoren 0.54 und 0.46 basieren auf den gesamtschweizerischen Anteilen von Böden mit normalem bzw. hohem pH-Wert; vgl. unten).

Ebenfalls angegeben sind die Emissionsfaktoren. Tabelle 4 zeigt die Emissionsfaktoren gemäss EEA (2016) in g NH₃ pro kg N ausgebracht. In Tabelle 5 sind die Emissionsfaktoren gemäss EEA (2016) umgerechnet in % N_{tot} aufgeführt. Bei Mineraldüngern wird N_{tot} gleichgesetzt mit TAN, weil davon auszugehen ist, dass der Stickstoff in Mineraldüngern bereits in mineralischer Form (als Ammonium und Nitrat) vorliegt (dies trifft für Harnstoff natürlich streng genommen nicht zu).

Tabelle 4: Emissionsfaktoren für 11 Düngertypen, abhängig von der Klimazone und vom pH-Wert des Bodens (normal: pH-Wert ≤7.0; hoch: pH-Wert >7.0) nach EEA (2016). Angabe in g NH₃ pro kg N ausgebracht

Nr.			Climate#					
			Cool		Temperate		Warm	
			normal pH*	high pH*	normal pH	high pH	normal pH	high pH
1	Anhydrous ammonia	AH	19	35	20	36	25	46
2	Ammonium nitrate	AN	15	32	16	33	20	41
3	Ammonium phosphate	AP**	50	91	51	94	64	117
4	Ammonium sulphate	AS	90	165	92	170	115	212
5	Calcium ammonium nitrate	CAN	8	17	8	17	10	21
6	NK mixtures	**	15	32	22	33	20	41
7	NPK mixtures	**	50	91	67	94	64	117
8	NP mixtures	**	50	91	67	94	64	117
9	Nitrogen solutions	**	98	95	100	97	126	122
10	Other straight N compounds	**	10	19	14	20	13	25
11	Urea	**	155	164	159	168	198	210

Klimazonen ("Climate") "Cool, Temperate, Warm", wie definiert in "Table 10.14" von "Chapter 10 (Emissions From Livestock And Manure Management)" von IPCC (2006).

Cool umfasst gemäss der oben erwähnten Tabelle 10.14 mittlere Jahrestemperaturen zwischen ≤10 und 14°C.

* normal pH = pH 7.0 or below, high pH = more than pH 7.0 (usually calcareous soils)

** AP = sum of ammonium monophosphate (MAP) and ammonium diphosphate (DAP), NK mixtures = AN, NPK and NP mixtures = 50% MAP + 50% DAP, Nitrogen solutions = Urea ammonium nitrate and other straight N compounds = Calcium nitrate.

Tabelle 5: Emissionsfaktoren für 11 Düngertypen, abhängig von der Klimazone und vom pH-Wert des Bodens (normal: pH-Wert ≤7.0; hoch: pH-Wert >7.0) nach EEA (2016) umgerechnet in % N_{tot}

Nr.			Climate#					
			Cool		Temperate		Warm	
			normal pH*	high pH*	normal pH	high pH	normal pH	high pH
1	Anhydrous ammonia	AH	1.6%	2.9%	1.6%	3.0%	2.1%	3.8%
2	Ammonium nitrate	AN	1.2%	2.6%	1.3%	2.7%	1.6%	3.4%
3	Ammonium phosphate	AP**	4.1%	7.5%	4.2%	7.7%	5.3%	9.6%
4	Ammonium sulphate	AS	7.4%	13.6%	7.6%	14.0%	9.5%	17.5%
5	Calcium ammonium nitrate	CAN	0.7%	1.4%	0.7%	1.4%	0.8%	1.7%
6	NK mixtures	**	1.2%	2.6%	1.8%	2.7%	1.6%	3.4%
7	NPK mixtures	**	4.1%	7.5%	5.5%	7.7%	5.3%	9.6%
8	NP mixtures	**	4.1%	7.5%	5.5%	7.7%	5.3%	9.6%
9	Nitrogen solutions	**	8.1%	7.8%	8.2%	8.0%	10.4%	10.0%
10	Other straight N compounds	**	0.8%	1.6%	1.2%	1.6%	1.1%	2.1%
11	Urea	**	12.8%	13.5%	13.1%	13.8%	16.3%	17.3%

, * , ** : vgl. Fussnoten in Tabelle 4.

Das Vorgehen zur Bestimmung von Klimazone und pH-Wert des Bodens ist wie folgt:

Klimazone:

Die Klimazonen („Climate“) „Cool, Temperate, Warm“ sind definiert in „Table 10.14“ von „Chapter 10 (Emissions From Livestock And Manure Management)“ von IPCC (2006) mittels Angaben von mittleren Jahrestemperaturen. Cool umfasst gemäss der oben erwähnten Tabelle 10.14 Zahlen zwischen ≤ 10 und 14°C . Dies liegt im Bereich der mittleren Jahrestemperaturen der Schweiz, bzw. Werte von $>14^{\circ}\text{C}$ liegen ausserhalb des Klimas der Schweiz (dies selbst in überdurchschnittlich warmen Jahren; vgl. MeteoSchweiz, 2011).

pH-Wert:

Als Grundlage zur Festlegung des Anteils der landwirtschaftlichen Nutzfläche, auf welcher Mineraldünger auf Flächen mit hohem bzw. tiefem pH-Wert ausgebracht wird, diente die Bodeneignungskarte, Massstab 1:200'000 (Frei, et al. 1980). Diese liefert die folgenden Parameter:

- Perimeterfläche [AREA] in m^2
- Landwirtschaftliche Eignung [KULTURLAND]:
 - i. ungeeignet
 - ii. Seen, Enklaven
 - iii. Ackerbau beeinträchtigt (Hangneigung $\geq 25\%$, max. 35%)
 - iv. mässige Produktion (Hangneigung $<25\%$)
 - v. gute Produktion (Hangneigung $<25\%$)
 - vi. sehr gute Produktion (Hangneigung $<25\%$)

→Es wurde angenommen, dass nur auf den Böden der Kategorien iv-vi Mineraldünger ausgebracht wird.

- Bodentyp [Bodentyp]: total 18 Bodentypen (wie z.B. eutric, gleyic, dystric, calcaric Cambisol; orthic Luvisol) die aus der FAO Nomenklatur (IUSS Working Group WRB, 2006) stammen.

→Es wurde angenommen, dass Bodentypen, welche die Bezeichnung „calcaric“ enthalten und gleichzeitig die Bezeichnung „dystric“ nicht enthalten, einen pH-Wert >7.0 aufweisen. Calcaric entspricht der Eigenschaft karbonathaltig in einer Tiefe von 20 bis 50 cm. Dystric bedeutet ein Boden mit $\text{pH} < 5.5$.

Die Auswertung gemäss diesen Kriterien ergab einen Anteil von 54% der Böden mit pH -Wert ≤ 7.0 und 46% mit pH -Wert >7.0 , auf welche Mineraldünger ausgebracht wird. Diese Verteilung des Boden pH -Werts wurde für die Berechnung der Emissionen angenommen.

Dabei ist zu beachten, dass die Unterteilung nach Bodentypen unscharf und die angegebenen Anteile von Böden mit pH -Wert ≤ 7.0 bzw. >7.0 als sehr grobe Schätzung zu betrachten sind. Bodentypen, welche neben der Bezeichnung „calcaric“ auch die Bezeichnung „eutric“ enthalten, könnten auch einen pH -Wert zwischen 6.5 und 7.0 aufweisen (eine separate Auswertung nach „calcaric“ kombiniert mit „eutric“ bzw. ohne „eutric“ ist nicht möglich). Weiter enthält ein Perimeter immer mehrere Bodentypen, deren einzelne Flächenausdehnung nicht bekannt ist. Überdies bleiben Bewirtschaftungsmassnahmen wie Kalkung, welche einen Einfluss auf den Boden pH haben, unberücksichtigt. Der Flächenanteil Böden mit pH -Wert >7.0 von 46% ist daher als Höchstwert zu betrachten. Vermutlich dürfte eine Grössenordnung von 25-30% eher zutreffen.

2.40 Ziff. 125-126 EF Recyclingdünger

Für Kompost und festes Gärgut von gewerblich-industriellen Anlagen wurde ein Emissionsfaktor von 80% TAN wie für Mist von Rindvieh und von Schweinen angenommen. Der Gehalt von $N_{\text{lös}}$ beträgt 0.3 kg pro t Frischsubstanz (Richner et al., 2017).

Für flüssiges Gärgut von gewerblich-industriellen Anlagen wurde ein Emissionsfaktor von 60% TAN angenommen. Die Annahme basiert auf dem Emissionsfaktor von Rindviehgülle (50% TAN). Aufgrund der thermophilen Vergärung wurde eine Erhöhung des Emissionsfaktors um 20% auf 60% unterstellt. Der Gehalt von $N_{\text{lös}}$ beträgt 2 kg pro t Frischsubstanz (Richner et al., 2017).

Heute kann man davon ausgehen, dass flüssiges Gärgut von gewerblich-industriellen Anlagen ausschliesslich mittels Schleppschlauch ausgebracht wird (mündl. Mitteilung K. Schleiss). Unter Anrechnung einer Emissionsreduktion von 30% resultiert ein Emissionsfaktor von 42%.

2.41 Ziff. 128-129 KF Milchleistung Milchkühe¹⁹

Die Milchleistung einer Milchkuh steht in einem engen Zusammenhang mit der Stickstoffausscheidung und kann deshalb einen grossen Einfluss auf die Ammoniakverluste haben. Die Ausscheidung von 112 kg N pro Jahr gemäss Ziff. 1 basiert auf einer jährlichen Milchleistung von 7500 kg. Je 1000 kg geringere Leistung ist mit 5% geringeren, je 1000 kg Mehrleistung mit 5% höheren Werten zu rechnen. Diese Korrektur berücksichtigt auch die Unterschiede im Lebendgewicht (Richner et al., 2017)

2.42 Ziff. 130-139 KF Fütterung Milchkühe²⁰

Hintergrund

Für die N-Ausscheidungen von Milchkühen stützt sich das NH₃-Emissionsmodell Agrammon auf die Richtwerte in den Grundlagen für die Düngung (GRUD 2017: Richner et al., 2017). Diese beruhen auf Modellrechnungen (mit Modell von A. Mürger, Agroscope; Menzi et al., 2016), welche grundsätzlich auf den Fütterungsempfehlungen im Grünen Buch (Agroscope, 2016) basieren. Da die Fütterung einen relativ grossen Einfluss hat auf die Emissionen der ganzen Hofdüngerkette (Weide, Stall bis Ausbringung) muss das Modell Agrammon die Grundfütterzusammensetzung und die Kraftfuttermenge berücksichtigen, während die GRUD bewusst nur den gemittelten Mittelwerten der berücksichtigten Rationen zeigt.

Korrektur Grundfütterration

Vorgehen

- Basiswerte nach GRUD 2017; Korrekturfaktor (%) für zusätzliche Grundfutterkomponenten, so vereinfacht, dass additive Werte von mehr als einer Zusatzkomponente ebenfalls sinnvoll sind
- Korrektur bezogen auf Ausscheidungen pro Jahr, gewichtetes Mittel der für GRUD berechneten Rationen

Aus den GRUD-Werten zugrundeliegenden Ausscheidungsberechnungen wurden die folgenden Rationen übernommen (Rationen mit mehr als zwei Komponenten nur zur Kontrolle; vgl. Menzi et al. 2016):

Winter:	nur Dürrfutter	Sommer:	nur Gras
	Dürrfutter + Maiswürfel		Gras + Dürrfutter
	(Dürrfutter + Grassilage + Maissilage)		Gras + Maissilage
	Dürrfutter + Grassilage		(Gras + Dürrfutter + Maiswürfel)
	Dürrfutter + Maissilage		(Gras + Dürrfutter + Maissilage)
			Gras + Maiswürfel

N Ausscheidungen (kg N pro Kuh) Bei Milchleistung 7500 kg pro Jahr:

	pro Jahr	Winter	Sommer
Nach GRUD (Richner et al. (2017) gewichtetes Mittel)	112	43	69

¹⁹ Beitrag von H. Menzi, ehemals Agroscope Posieux, seit 2017 BAFU

²⁰ Beitrag von H. Menzi, ehemals Agroscope Posieux, seit 2017 BAFU

Korrekturfaktoren:

Sommer	nur Gras	+5%
	Gras + Dürrfutter:	+1%
	Gras + Maissilage oder Maiswürfel:	-2.5%
Winter	nur Dürrfutter	-1%
	Dürrfutter + Maissilage oder Maiswürfel	-2%
	Dürrfutter + Grassilage	+3%

Korrektur Kraftfuttermenge

Vorgehen

Für die Beurteilung des Einflusses der Kraftfuttermenge auf die N-Ausscheidungen wurde berechnet wieviel Grundfutter durch die zusätzliche Kraftfuttermenge verdrängt bzw. durch unter unseren Annahmen liegenden Kraftfuttermengen zusätzlich aufgenommen wird und welchen Einfluss dies hat auf die Proteinaufnahme. Als Basis wurde angenommen,

- dass die Energieaufnahme (MJ NEL) leistungsabhängig vorgegeben ist und durch die Fütterung nicht beeinflusst wird.
- dass gemäss den für die GRUD durchgeführten Berechnungen bei der Basismilchleistung von 7500 kg die mittlere Kraftfuttermenge pro Tag (inkl. Galtperiode) während der Winterfütterung 2.8 kg und während der Sommerfütterung 2.0 kg beträgt. Ausgehend von diesen Basiswerten wurde die Grundfuttermengeverdrängung (in positiver und negativer Richtung) sowie der daraus resultierende Effekt auf die N-Ausscheidungen bei Kraftfuttermengen von null bis fünf Kilo pro Tag in 100 g Intervallen gerechnet. Die Ergebnisse wurden ausgedrückt als % Abweichung der N Jahresausscheidungen von der Basisberechnung und als lineare Regression dargestellt. Diese Regressionsgleichung kann dann für die Winter- bzw. die Sommerfütterung als Korrekturgleichung der N-Ausscheidungen verwendet werden (Abbildung 1).
- dass je nach Energie/Proteinverhältnis der Grundfütterration energiereiches oder proteinreiches Kraftfutter eingesetzt wird und ab einem Niveau mit ausgewogenem Verhältnis Leistungsfutter. Der relative Anteil der drei unterschiedlichen Kraftfutter sowie deren Gehalte wurde aus dem gewichteten Mittelwert der verschiedenen Rationen und Abkalbezeitpunkte der Berechnungen für die GRUD übernommen.

Für den Gehalt der Grundfütterration wurde der gewichtete Mittelwert aus den Berechnungen für die GRUD verwendet. Als Vereinfachung musste davon abgesehen werden, den Einfluss der Zusammensetzung der Grundfütterration auf die Kraftfuttermenge zu berücksichtigen.

Resultierende Korrektur

Die N-Ausscheidungen nach GRUD (GRUD; Milchleistung 7500 kg) kann in Abhängigkeit der Kraftfuttermenge in kg/Tag (KF) wie folgt korrigiert werden:

Winterfütterung:

N-Ausscheidung korrigiert nach Kraftfuttermenge = $GRUD \times (0.0145 \times KF + 0.9594)$

Sommerfütterung:

N-Ausscheidung korrigiert nach Kraftfuttermenge = $GRUD \times (-0.0197 \times KF + 1.0393)$

wobei KF = kg Kraftfutter pro Kuh und Tag

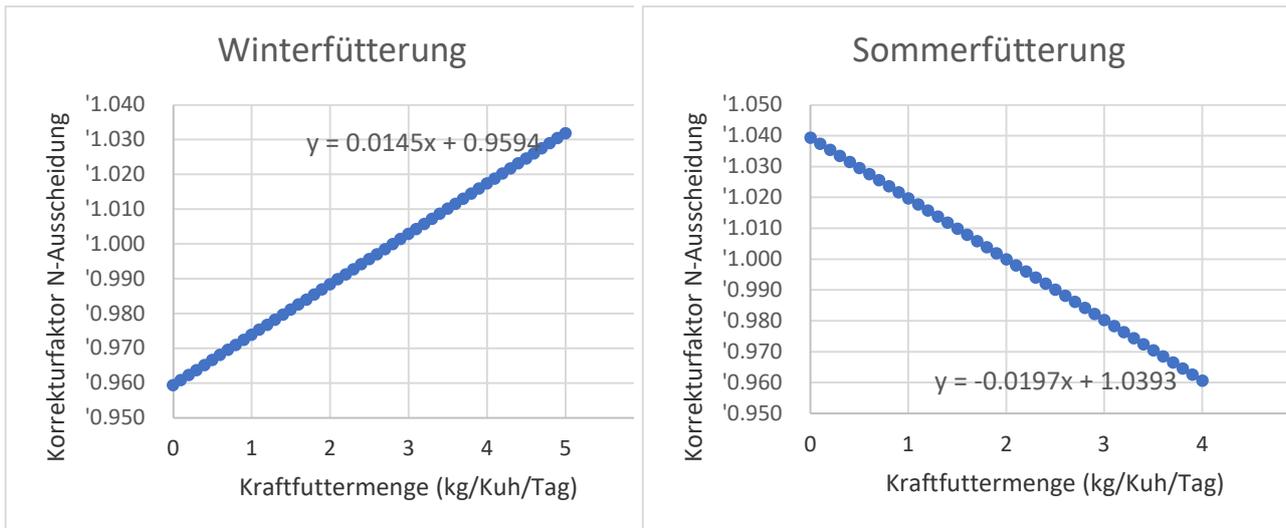


Abbildung 1: Regression zur Korrektur der N-Ausscheidungen aufgrund der eingesetzten Kraftfuttermenge in der Winter- bzw. der Sommerfütterung von Milchkühen.

2.43 Ziff. 158-162: Berechnung des Futteranteils pro Mastphase am Gesamtverzehr über die gesamte Mastdauer bei Phasenfütterung der Mastschweine

Die Berechnung des Futteranteils pro Mastphase am Gesamtverzehr über die gesamte Mastdauer bei Phasenfütterung der Mastschweine basiert auf dem „Gelben Buch“ (Agroscope Liebefeld-Posieux, 2004). Es wurde angenommen, dass der Verzehr an VES proportional zur gesamten Futtermenge verläuft, welcher die Grundlage bildet für den Futtermengeverzehr von Phase 1 und 2 bei 2-Phasenfütterung bzw. von Phase 1, 2 und 3 bei 3-Phasenfütterung. Der angenommene Tageszuwachs beträgt 750 g, das Lebendgewicht bei der Schlachtung 107 kg. Die Berechnung ist in Anhang 4 dokumentiert.

2.44 Ziff. 163, 163 a-b: KF Stall Rindvieh

Das System gemäss Ziff. 163 (Gerillter Boden und gezahnter Kotschieber im Laufstall) wurde in der Schweiz bisher nicht installiert und daher als emissionsmindernde Technik gelöscht.

Der Korrekturfaktor für das System gemäss Ziff. 163a (Erhöhte Fressplätze mit Fressplatzabtrennungen, „Fressstände“) basiert auf der Annahme, dass eine Minderung der NH_3 -Emissionen bei einer Reduktion der verschmutzten Fläche und gleichzeitigem häufigem Entmisten zu erwarten ist (Zähler et al., 2013). Messungen von Agroscope im Emissionsversuchsstall zeigten eine Reduktion der Ammoniakemissionen von 8% im Sommer, 19% im Herbst und 16% im Winter im Vergleich zum Referenzabteil ohne Fressstände (Zähler et al., 2019). Daraus wurde eine Emissionsreduktion von 10% hergeleitet. Diese eher konservative Schätzung berücksichtigt die Tatsache, dass nur eine Messkampagne vorliegt, und dass eine Emissionsminderung in der Praxis tiefer ausfallen kann.

Fressstände bieten günstige Voraussetzungen für häufiges, automatisiertes Entmisten, da der Entmistungsschieber die fressenden Kühe nicht stört (DeVries, von Keyserlingk, 2006). Deutliche Vorteile für das Tierwohl sind zu erwarten: bessere Klauengesundheit (Becker et al., 2014) und weniger Verdrängungen am Fressplatz (Georg, Meyer, 2002). Emissionsmessungen gibt es nur für den Stalltyp 'Laufstall mit Produktion von Vollgülle' bzw. Laufstall mit Liegeboxen und ist streng genommen nur für dieses System gültig. Man kann aber

davon ausgehen, dass das Minderungsprinzip Reduktion der verschmutzten/emittierenden Fläche auch für einen Stall mit nicht strukturierten Liegeflächen (= Laufstall mit Produktion von Gülle und Mist) ebenfalls funktioniert. Beim Stalltyp 'Laufstall mit Tiefstreu oder Tretmist' ist die Anwendbarkeit unwahrscheinlich, da per Definition die ganze Fläche aus Tiefstreu besteht und keine (nicht eingestreute) Futterachse vorhanden ist. Das System ist daher nur für die Stalltypen 'Laufstall mit Produktion von Vollgülle' und 'Laufstall mit Produktion von Gülle und Mist' anwendbar.

Der Korrekturfaktor für das System gemäss Ziff. 163b (Planbefestigter Boden mit Quergefälle und Harnsammelrinne sowie Schieberentmistung mit Rinnenräumer) basiert auf Zähler und Schrade (2020). Sie geben für einen Laufstall mit Laufflächen mit 3% Quergefälle und Harnsammelrinne im Vergleich zu einem planbefestigten Boden ohne Gefälle eine Emissionsreduktion von 20% an. Braam et al. (1997a) verglichen die Emissionen zwischen einem ebenen sowie einem Boden mit 3% Gefälle und einer Harnsammelrinne mit unterschiedlichen Reinigungsintervallen, wobei ein einseitiges und kein V-förmiges Gefälle vorlag. Braam et al. (1997a) stellten 21% Emissionsreduktion für den Boden mit Gefälle im Vergleich zu einem Spaltenboden fest. In einer anderen Studie mit V-förmiger Lauffläche mit 3% Quergefälle erfolgte eine grössere Emissionsreduktion von bis zu 50% (Braam et al. 1997b). Das unterschiedliche Ausmass der Emissionsminderung ist auf die unterschiedliche Abflusslänge zurückzuführen. Bei einer einseitigen Neigung ist die Entfernung für den Harnabfluss bis zur Sammelrinne grösser. In den beiden Studien (Braam et al., 1997a,b) ist der Referenzboden im Unterschied zu Zähler und Schrade (2020) ein Spaltenboden. Braam et al. (1997a,b) sowie Zähler und Schrade (2020) führten die Messungen in praxisnahen Versuchsställen durch, in welchen Emissionsmessungen mittels Fall-Kontroll-Ansatz gemäss aktueller wissenschaftlicher Praxis (Winkel et al., 2024) erfolgten.

Voraussetzung für eine Emissionsminderung ist ein automatisierter Betrieb des Schiebers mit einem Reinigungsintervall von max. zwei Stunden. Emissionsmessungen gibt es nur für den Stalltyp 'Laufstall mit Produktion von Vollgülle' bzw. Laufstall mit Liegeboxen und ist daher streng genommen nur für dieses System gültig. Das System weist nur dann die angegebene Emissionsminderung auf, wenn alle oder der überwiegende Teil der Ausscheidungen im Bereich des geneigten Bodens anfallen. Dies ist mit Ausnahme von Quergängen auch der Fall. Bei nicht strukturierten Liegeflächen (= Laufstall mit Produktion von Gülle und Mist) fällt ein wesentlicher Teil der Exkrememente im eingestreuten Bereich an und die Emissionsreduktion, welche das System 'Boden mit Quergefälle und Harnsammelrinne' bewirkt, ist dementsprechend kleiner. Das System ist demnach nur für den Stalltyp 'Laufstall mit Produktion von Vollgülle' anwendbar.

Die Systeme gemäss Ziff. 163a und 163b werden oft in Kombination angewendet. In diesem Fall können die Korrekturfaktoren addiert werden. Die Kombination Fressstände - Planbefestigter Boden mit Quergefälle und Harnsammelrinne sowie Schieberentmistung mit Rinnenräumer ist in Agrammon implementiert. Das System ist nur für den Stalltyp 'Laufstall mit Produktion von Vollgülle' anwendbar.

2.45 Ziff. 163c-d: KF Stall Schweine

Der Korrekturfaktor für nicht wärmegeämmte Ställe mit freier Lüftung (Aussenklimaställe) und Mikroklimabereichen bezieht sich auf das System Labelställe mit Mehrflächenbucht und Auslauf (d.h. 30% Emissionsreduktion gegenüber dem System Labelställe mit Mehrflächenbucht und Auslauf. Er basiert auf einer Expertenschätzung. Das angenommene Minderungspotenzial für NH₃ stimmt mit vergleichenden Messungen in Deutschland überein (Gallmann, 2003; Niebaum, 2001; Rathmer 2001). Der Korrekturfaktor für Impulsarme Zu-
luftführung mit Rieselkanal- oder Futterganglüftung wurde ebenfalls mittels

Expertenschätzung hergeleitet. Ein vergleichbares NH_3 -Minderungspotenzial bestimmten Keck (1997) und Zong et al. (2014). Die emissionsmindernde Wirkung ist auf die tiefere Temperatur bzw. auf den geringeren Luftaustausch zurückzuführen. Es ist allerdings zu beachten, dass das System eigentlich dem Stand der Technik entspricht und es sollte nur angewählt werden, wenn das installierte System nachweisbar eine Emissionsreduktion gegenüber einem aktuellen System aufweist. Acht von zehn Ställen, die von Berry et al. (2005) untersucht wurden, hatten eine Zuluftführung via Rieselkanal. Man kann daher davon ausgehen, dass diese Technik im Emissionsfaktor für konventionelle Ställe gemäss Ziff. 82 eingeschlossen ist und nicht zusätzlich als emissionsmindernde Technik angerechnet werden sollte.

2.46 Ziff. 164-171: KF Stall Schweine Stallsysteme mit Teilspaltenböden

Systeme zur Emissionsminderung im Stall, z.B. Verkleinerung der emittierenden Oberfläche in Kanälen (Beschreibungen in Aarnink et al. (2007) Appendices 6, 9 und 10) wurden bisher in der Schweiz nicht angeboten und installiert. Diese Massnahmen wurden daher gestrichen.

2.47 Ziff. 172-173: KF Stall Schweine Abluftreinigung

Bei chemischen Wäschern wird in der zirkulierenden Waschflüssigkeit hauptsächlich Schwefelsäure eingesetzt, die Ammoniak in Form von Ammoniumsulfat bindet. Je nach pH-Wert kann eine Ammoniakminderung zwischen 70% und 90% erreicht werden. Der tiefere Wert wurde für Biowäscher und der höher für chemische Wäscher implementiert. Die Stickstoffbeseitigung erfolgt durch die kontrollierte Entsorgung der Waschflüssigkeit, die eine Ammoniumsulfatlösung enthält. Bei Biowäschern wird Ammoniak durch die Biomasse im synthetischen Füllkörper und in der Waschflüssigkeit in Nitrat umgewandelt (UNECE, 2014). Die Wäscher gehören zu den emissionsmindernden Massnahmen der Kategorie 1.

Bei Systemen mit Auslauf (Labelställe mit Mehrflächenbucht und Auslauf, nicht wärmegeämmter Stall (mit freier Lüftung, Aussenklimastalle und Mikroklimabereichen) gilt die Annahme, dass sich die Emissionen zu je 50% auf den Innen- und Aussenbereich des Stalls verteilen, und dass der Luftwäscher nur die Abluft des Innenbereichs erfasst. Die mit Luftwäscher erreichbare Emissionsreduktion wird für diese Systeme daher wie folgt berechnet:

$$\text{Emission}_{\text{Stall und Laufhof}} * 0.5 + \text{Emission}_{\text{Stall und Laufhof}} * 0.5 * \text{KF}_{\text{Abluftreinigung}}$$

2.48 Ziff. 174-175: KF Stall Geflügel Tränkesysteme

Trockene Exkrememente emittieren weniger Ammoniak im Vergleich zu Exkrementen mit einem erhöhten Wassergehalt (Groot Koerkamp, 1994). Der Korrekturfaktor stimmt gut mit Messresultaten von Experimenten von Elwinger, Svensson (1996) mit Mastpoulets überein, welche für Nippeltränken (= nicht tropfendes Tränkesystem) im Vergleich zu Wasserbehältern rund 20% tiefere Emissionen beobachtet hatten. Die Differenz war allerdings nur in einem Experiment statistisch signifikant. Nicholson et al. (2004) beobachteten für Legehennen deutlich grössere Unterschiede bezüglich der Emissionen bei Verwendung von Nippeltränken und Wasserbehältern. Die Unterschiede waren allerdings statistisch nicht signifikant. Da Borso, Chiumenti (1999) fanden bei Broilern um 39% niedrigere Emissionen bei Nippeltränken mit Auffangschalen im Vergleich zu Nippeltränken ohne Auffangschalen.

2.49 Ziff. 176-179a: KF Stall Geflügel Kotbandentmistung

Mittels häufigen Entferns des Kots aus dem Stall durch den Betrieb der Kotbänder lässt sich eine starke Reduktion der Emissionen erzielen: im Lager sind der Luftaustausch und

die Temperatur über den emittierenden Flächen niedriger. Studien zum Zusammenhang zwischen Abdrehhäufigkeit von Kotbändern und Emissionen sind vorhanden:

- Lippmann (2011): Reduktion der Emissionen um ca. 60% bei Abdrehhäufigkeit 2 Mal pro Woche im Vergleich zu einem Mal pro Woche; unterschiedliches Voliersystem in den beiden untersuchten Betrieben
- Nicholson et al. (2004) beobachteten bei Käfighaltung weniger als 50% der Emissionen bei täglicher Entmistung im Vergleich zu einer Häufigkeit der Entmistung von 2 Mal pro Woche. Fabbri et al. (2007) kamen zu ähnlichen Resultaten.
- 14, 39, 109 und 177% Zunahme der Emissionen bei Käfighaltung bei Abdrehen des Kotbands im Abstand von 1, 2, 3 und 4 Tagen im Vergleich zu täglichem Abdrehen (Groot Koerkamp et al., 1995).

Direkte Vergleiche zwischen einem vergleichbaren Voliersystem mit/ohne häufiges Abdrehen fehlen allerdings weitgehend. In der Schweiz sind die Entmistungsintervalle verhältnismässig niedrig: 59% der Betriebe mit Legehennen und Kotbandentmistung wiesen 2015 ein Entmistungsintervall von mehr als 4 Mal pro Monat auf. Insgesamt kamen empirische Annahmen hinsichtlich Wirksamkeit der Entmistung zur Anwendung, welche die Resultate der verfügbaren Studien berücksichtigten.

2.50 Ziff. 180-181: KF Stall Geflügel Abluftreinigung

Aufgrund der höheren Staubbelastung in Geflügelställen kann der Wirkungsgrad eines Systems zur Abluftreinigung im Vergleich zum Einsatz in Schweineställen niedriger sein. Eine Literaturstudie aus Holland über Anlagen zur Abluftreinigung von Schweine- und Geflügelbetrieben zeigte Eliminationsraten für Ammoniak von chemischen Wäschern im Bereich von 40% bis 100% (Mittelwert: 96%; n=5) und von Biowäschern zwischen 5% bis 100% (Mittelwert: 70%; n=6; Melse, Ogink, 2005). Die Eliminationsraten waren bei Geflügelbetrieben nur wenig niedriger verglichen mit Schweineproduktionsbetrieben. UNECE (2014) gibt für Geflügelställe die gleiche Emissionsminderung wie für Schweineställe an (vgl. Ziff. 172, 173). In UNECE (2014) wird erwähnt, dass ein Teil der Fachleute Abluftreinigung für Geflügel als Kategorie 2 Massnahme betrachten wegen der Staubbelastung in Geflügelställen.

2.51 Ziff. 182: KF Laufhof Rindvieh Laufhoftyp, Laufhofboden planbefestigt

Zu den befestigten Oberflächen zählen betonierte oder asphaltierte Beläge. Obwohl waserdurchlässig, werden mit Verbundsteinen und Pflastersteinen befestigte Böden den planbefestigten Oberflächen gleichgestellt, weil davon auszugehen ist, dass der Harn nur langsam versickert und so ein wesentlicher Teil des Ammoniaks emittieren kann.

2.52 Ziff. 184: KF Laufhof Rindvieh Laufhoftyp, Laufhofboden perforiert

Der Korrekturfaktor basiert auf einer Modellierung nach Monteny (2000; vgl. Anhang 5). Die Emissionsreduktion wird hauptsächlich damit begründet, dass bei einer perforierten Oberfläche der Harn rasch abfliessen kann, und die Kontaktdauer mit dem Kot reduziert wird. Dies setzt allerdings voraus, dass eine regelmässige Reinigung des Bodens stattfindet und die Öffnungen durchlässig sind. Ferner sollte ein wesentlicher Teil der Gülle in einem Behälter mit perforierter Abdeckung gelagert werden (meistens unter dem perforierten Boden²¹). Die aus dem Güllelager unter der perforierten Fläche resultierenden Emissionen sind

²¹ Die Resultate der Umfrage zur Abschätzung von Ammoniakverlusten 2007 zeigten, dass 87 %, 77 % bzw. 71 % der Betriebe mit Milchkühen, Mutterkühen bzw. Masttieren, welche einen Laufhof mit perforiertem Boden haben, die Gülle in einem Lager mit perforierter Abdeckung lagern. Auf diesen

Berner Fachhochschule | Haute école spécialisée bernoise | Bern University of Applied Sciences 29

im Korrekturfaktor für den Emissionsfaktor Lager berücksichtigt (60% statt 10% für feste Abdeckung). Wenn diese Voraussetzungen nicht erfüllt sind, kann der Korrekturfaktor nicht angewendet werden, und es ist die Basisvariante (Boden befestigt) anzuwählen.

Die Emissionsminderung eines Betriebs, welcher einen Laufhof mit perforiertem Boden hat, Grundfutter ausschliesslich im Laufhof verabreicht, die Tiere nicht weidet und sämtliche Gülle in einem Lager mit perforierter Abdeckung lagert, beträgt gemäss Berechnung mittels Agrammon 20% (Emissionsminderung bezogen auf die totalen Emissionen der entsprechenden Rindviehkategorie). Wird je die Hälfte der Gülle in einem Lager mit perforierter und mit fester Abdeckung gelagert, liegt die Reduktion bei 24% (Inputparameter für die berechnete Emissionsminderung des Referenzbetriebs: gleiche Anzahl Rindvieh, Laufhof mit planbefestigtem Boden, Verabreichung Grundfutter ausschliesslich im Laufhof, keine Weide, Lagerung sämtlicher Gülle in einem Lager mit fester Abdeckung). Wird im Laufhof nicht oder teilweise Grundfutter verabreicht, ist die Emissionsminderung aufgrund des Laufhofs mit perforiertem Boden im Vergleich zum Laufhof mit planbefestigtem Boden niedriger.

2.53 Ziff. 185: KF Laufhof Rindvieh Laufhofotyp, Weide als Winterauslauf

Die Annahme basiert auf den berechneten Ammoniakemissionen auf der Weide und im Laufhof. Beispiel: innerhalb von 4 h werden von einer Milchkuh 28 g TAN ausgeschieden unter der Annahme, dass die Ausscheidungen gleichmässig im Laufe eines Tages erfolgen. Davon werden auf der Weide 2.3 g NH₃-N emittiert. Die gleiche Menge würde freigesetzt, wenn eine Weide als Laufhof benutzt wird. Die gemäss Ziff. 90 und 93 berechnete Emission einer Milchkuh in einem Laufhof mit befestigtem Boden bei einer Aufenthaltsdauer von 4 h beträgt rund 25 g NH₃-N. Daraus folgt eine Reduktion der Emission um 90%.

2.54 Ziff. 185a: N-Ausscheidung auf die Weide an Tagen mit Zutritt zur Weide und zum Laufhof bei Rindvieh, Pferden und übrige Equiden

Die Verteilung der N-Ausscheidung erfolgt in der folgenden Reihenfolge: 1. Laufhof, 2. Weide, 3. Stall. Der Anteil der in den Laufhof ausgeschiedenen N-Menge errechnet sich wie folgt: Anzahl Tage mit Zutritt zum Laufhof dividiert durch 365 multipliziert mit dem Anfall der Ausscheidungen in den Laufhof entsprechend der Verabreichung von Grundfutter im Laufhof (Ziff. 91-98: 10%, 20% und 60% bei teilweiser bzw. vollständiger Verabreichung von Grundfutter im Laufhof). Die N-Ausscheidung in die Weide ist proportional zur Aufenthaltsdauer auf der Weide entsprechend: Weidestunden pro Tag dividiert durch 24 multipliziert mit Anzahl Weidetage pro Jahr dividiert durch 365. Die Differenz der wie beschrieben berechneten N-Ausscheidung in den Laufhof und die Weide zur totalen N-Ausscheidung ergibt die N-Ausscheidung in den Stall.

Wenn die Summe der Anzahl Tage mit Zutritt zum Laufhof und die Weidetage pro Jahr grösser als 365 sind, wird zusätzlich die N-Ausscheidung in die Weide um den Anfall Ausscheidungen in den Laufhof korrigiert. Dies an denjenigen Tagen der Summe der Anzahl Tage mit Zutritt zum Laufhof und der Weidetage pro Jahr, welche 365 Tage übersteigen. Bei z.B. 300 Tagen mit Zutritt zum Laufhof von und 180 Weidetagen pro Jahr sind dies: $300+180-365=115$ Tage.

Betrieben beträgt der durchschnittliche Anteil der in Behältern mit perforierter Abdeckung gelagerten Gülle 73 %, 85 % bzw. 79 % für Betriebe mit Milchkühen, Mutterkühen bzw. Masttieren.

2.55 Ziff. 186-189: Korrektur EF Stall Rindvieh an Weidetagen

An Weidetagen fällt nur ein Teil der Exkreme im Stall an, weshalb die Emissionen aus dem Stall niedriger sind. Die Abnahme ist jedoch nicht proportional zur N-Ausscheidung auf die Weide (Gilhespy et al., 2006; Kroodsmä et al., 1993; Phillips et al., 1998).

Gilhespy et al. (2006) zeigten, dass derjenige Anteil des in den Stall ausgeschiedenen löslichen Stickstoffs, der als Ammoniak verloren geht, umso höher liegt, je kürzer die Aufenthaltsdauer im Stall ist. Die Ammoniakemission hängt auch davon ab, ob der Stallboden nach dem Austrieb auf die Weide gereinigt wird oder nicht (höhere Emissionen ohne Reinigung). Die Durchführung dieser Versuche erfolgte im Frühjahr und im Herbst. Die Korrekturfaktoren werden aus den gemittelten Messdaten von Gilhespy et al. (2006) exponentiell interpoliert gemäss der Formel 1:

$$y = 0.9989e^{0.0403x} \quad (R^2=0.8744) \quad (1)$$

y: ist der Korrekturfaktor Stall Rindvieh an Weidetagen, x die Weidedauer pro Tag.

Die Mittelung erfolgte für die folgenden Versuchsparameter: Jahr der Messungen, 2002, 2003, Messkampagne Frühjahr, Messkampagne Herbst; Boden unmittelbar nach dem Austrieb der Tiere gereinigt, Boden 24 h nach dem Austrieb der Tiere gereinigt; Messdauer 24h, Messdauer 48h; Gilhespy et al., 2006). Die angegebenen Korrekturfaktoren beziehen sich auf die Weidedauer von 2.5h, 8.5h, 17h und 23h für die Weidedauer, wie sie im Rahmen der Umfrage zur Abschätzung von Ammoniak-Verlusten erhoben wird, d.h. <5h, 5-<12h, 12-<22h und ≥22 h pro Tag).

2.56 Ziff. 191 bis 195: KF Hofdüngerlager Abdeckung Güllelager

Der Korrekturfaktor für eine feste Abdeckung (Ziff. 191) nach UNECE (2014) und auch VanderZaag et al. (2015) beträgt 20%. Es wird davon ausgegangen, dass aufgrund der Bauweise die Abdeckungen in der Schweiz dichter sind als in den meisten anderen Ländern, weshalb ein höherer Korrekturfaktor von 10% gewählt wurde. GASEM verwendet ebenfalls einen Korrekturfaktor von 10% (Rösemann et al., 2017, Tabelle 4.4).

Für eine perforierte Abdeckung wird angenommen (Ziff. 192), dass die emissionsmindernde Wirkung nur knapp die Hälfte von derjenigen einer festen Abdeckung ausmacht, da durch die Perforation der Luftaustausch erhöht wird. GASEM verwendet im Vergleich dazu einen Korrekturfaktor von 30% (Rösemann et al., 2017, Tabelle 4.4) für ein Lager unter Spaltenboden mit einer Lagerdauer >1 Monat.

Begründung für die Abweichung vom Korrekturfaktor für eine Zeltdach Abdeckung (Ziff. 193) nach UNECE (2014), welcher 20% beträgt: die gross dimensionierten Lüftungsöffnungen, die bei einem Zeltdach aus Sicherheitsgründen notwendig sind, schmälern das Emissionsminderungspotenzial des Zeltdachs (Van Caenegem, 2008). Diese Argumentation ist heute allerdings überholt, da sie durch experimentelle Daten nicht gestützt wird (Kupper et al., 2020). Bei der nächsten Modellrevision (voraussichtlich 2024/25) wird die Emissionsreduktion durch die Zeltdach Abdeckung auf 20% korrigiert.

Begründung für die Abweichung vom Korrekturfaktor für Schwimmfolie (Ziff. 194) nach UNECE (2014), welcher 40% beträgt: heute werden Folien als gleichwertig gegenüber festen Abdeckungen betrachtet. VanderZaag et al. (2015) geben ebenfalls einen Korrekturfaktor von 20% an.

Eine natürliche Schwimmschicht auf der Gülleoberfläche eines Lagerbehälters (Ziff. 195) verringert die Diffusion und damit die Freisetzung von Ammoniak. Die Austrocknung der Schwimmschicht an der Oberfläche verstärkt diesen Effekt (Sommer et al., 1993). Die auf ein Jahr bezogene Minderungswirkung hängt vom dauerhaften Vorhandensein der

Schwimmschicht ab (kann durch häufiges Röhrens der Gülle beeinträchtigt werden) und von der Häufigkeit sowie dem Ausmass der Durchnässung durch Niederschläge. Eine durchnässte natürliche Schwimmschicht verhält sich von den Emissionen her ähnlich wie ein Mistlager.

2.57 Ziff. 203 bis 205: Basiswerte zur Berechnung der Emissionen bei Ausbringung von Gülle und KF für die Ausbringmenge und die Gülleverdünnung

Die Berechnung der Emissionen bei Ausbringung von Gülle erfolgt mittels eines empirischen Modells, welches auf einer Regressionsanalyse der Emissionsdaten von 17 Feldexperimenten basiert (Menzi et al., 1998). Das Modell berücksichtigt die Variablen, welche den grössten Teil der Streuung der Emissionsdaten erklären konnten: das mittlere Sättigungsdefizit der Luft abgeleitet aus Temperatur und relativer Luftfeuchtigkeit, den Gesamtgehalt an Ammoniumstickstoff (TAN) in der Gülle und der Ausbringmenge. Das Modell besteht aus der unten aufgeführten Regressionsgleichung (Formel 2):

$$\text{NH}_3 \text{ Emission (kg NH}_3\text{-N pro ha)} = (-9.506 + 19.408 \times \text{TAN} + 1.102 \times \text{SDef}) \times (0.0214 \times \text{AM} + 0.358) \quad (2)$$

wobei TAN der Gehalte in der Gülle an Ammoniumstickstoff (kg NH₄-N pro m³), SDef: Sättigungsdefizit der Luft und AM die Ausbringmenge von Gülle in m³ pro ha sind.

Das Sättigungsdefizit (SDef) der Luft berechnet sich wie folgt (Formel 3):

$$\text{SDef} = (1 - \text{LF}/100) \times 6.112 \times e^{((17.67 \times \text{Temp.}) / (243.5 + \text{Temp.}))} \quad (3)$$

wobei LF die relative Luftfeuchtigkeit in Prozent und Temp. die Temperatur in °C sind.

Der Emissionsfaktor der Basisvariante Prallteller/Werfer (Ziff. 114, 206) basiert auf den folgenden Parametern (Ziff. 203-205): i) Gehalt von 1.15 kg TAN / m³ (dies entspricht dem Wert von Rindervollgülle gemäss Flisch et al. (2009) bei einer Verdünnung von 1:1), ii) Das Sättigungsdefizit wurde gemäss Menzi et al. (1998) basierend auf der durchschnittlichen Temperatur von März bis November: 12°C (Daten SMA Station Bern Liebefeld 1993-2002) und einer relativen Luftfeuchtigkeit von 70% berechnet, iii) Ausbringmenge von 30 m³ pro ha (dies entspricht einer in der Praxis üblichen Ausbringmenge).

Die Korrektur des Basisemissionsfaktors (Ziff. 114, 116) nach Ausbringmenge erfolgt proportional entsprechend der Berechnung wie implementiert in der Formel 2 mit der gewählten Ausbringmenge zur Basis-Ausbringmenge von 30 m³ pro ha gemäss Ziff. 203. Dies gilt ebenso für die Gülleverdünnung, wobei diese via den TAN-Gehalt implementiert ist gemäss der folgenden Berechnung (Formel 4):

$$\text{TAN-Gehalt (kg NH}_4\text{-N pro m}^3\text{)} = 2.3 * (1 / (\text{Gülleverdünnung} + 1)) \quad (4)$$

wobei der Gehalt von 2.3 kg TAN bzw. NH₄-N pro m³ dem Wert von unverdünnter Rindervollgülle gemäss Flisch et al. (2009) dies entspricht. Gülleverdünnung entspricht der Anzahl Liter Wasser pro Liter unverdünnter Gülle.

2.58 Ziff. 207 bis 210: KF Hofdüngerausbringung Gülle

Emissionsmindernde Ausbringungstechniken haben zum Ziel, die Kontaktfläche zwischen der Gülle und der Luft zu vermindern oder die Verweildauer der Gülle an der Bodenoberfläche zu reduzieren. Die Wirkung der Verfahren ist gut untersucht. Für Agrammon wurden die Korrekturfaktoren gemäss UNECE (2014) übernommen.

2.59 Ziff. 211 bis 215: KF Hofdüngerausbringung Berücksichtigung von Tageszeit und Witterung

Die Reduktion der Emission hängt mit der niedrigeren Temperatur, Windgeschwindigkeit und Luftfeuchtigkeit am Abend zusammen (Ziff. 211). Dies führt dazu, dass weniger Ammoniak emittiert wird, bevor die Gülle in den Boden einsickert. In einem Feldversuch im August wurden bei Gülleausbringung um 20h00 um 50% bzw. 40% geringere Emissionen als beim Ausbringen um 6h00 bzw. am Mittag des gleichen Tags gemessen (Menzi et al., 1997a). Im Durchschnitt über die ganze Vegetationsperiode wird von einer um die Hälfte reduzierten Emissionsminderung ausgegangen. Gemäss ALFAM Modell (Sogaard et al., 2002) bewirkt eine Reduktion der Temperatur von 25 °C auf 15 °C und der Windgeschwindigkeit von 1 auf 0.8 m/s zum Ausbringungszeitpunkt eine Verminderung der Emissionen um 20.5%.

Für die Kategorie „Gülleausbringung an besonders warmen Tagen: häufig“ (Ziff. 212) wird angenommen, dass die gesamte Güllemenge an Tagen ausgebracht wird, welche die Temperatur des 20% Perzentils²² der Monate März bis November nicht einschliesst, womit eine mittlere Temperatur bei der Ausbringung resultiert, welche um 2.2 °C über dem Mittelwert der Monate März bis November liegt. Im Vergleich zum Emissionsfaktor gemäss Basisszenario (vgl. Ziff. 114) nimmt die Emission gemäss ALFAM Modell (Sogaard et al., 2002) unter diesen Bedingungen um 5% zu.

Für die Kategorie „Gülleausbringung an besonders warmen Tagen: manchmal“ (Ziff. 213) wird angenommen, dass die gesamte Güllemenge an Tagen ausgebracht wird, welche eine Temperatur entsprechend dem Mittelwert²² der Monate März bis November aufweist. Der Emissionsfaktor entspricht demnach dem Basisszenario (vgl. Ziff. 114).

Für die Kategorie „Gülleausbringung an besonders warmen Tagen: nie“ (Ziff. 215) wird angenommen, dass die gesamte Güllemenge an Tagen ausgebracht wird, welche maximal eine Temperatur des 80% Perzentils²² aufweisen. Damit liegt die mittlere Temperatur bei der Ausbringung um 2.0 °C unter dem Mittelwert²² der Monate März bis November. Im Vergleich zum Emissionsfaktor gemäss Basisszenario (vgl. Ziff. 114) nimmt die Emission gemäss ALFAM Modell (Sogaard et al., 2002) unter diesen Bedingungen um 4% ab.

Für die Kategorie „Gülleausbringung an besonders warmen Tagen: selten“ wird (Ziff. 214) angenommen, dass die Reduktion die Hälfte der Kategorie „Gülleausbringung an besonders warmen Tagen: nie“ entspricht.

2.60 Ziff. 216 bis 217: KF Hofdüngerausbringung Berücksichtigung der Jahreszeit

Die Grundlage der Berechnung für die Korrektur Ausbringung im Sommer (Juni, Juli, August) gemäss Ziff. 216 bildet das Modell nach Menzi et al. (1998):

Die Berechnung erfolgt mit folgenden Inputdaten: durchschnittliche Temperatur von März bis November: 12°C (Daten SMA Station Bern Liebefeld 1993-2002); relative Luftfeuchtigkeit: 70%; TAN Gehalt Gülle: 1.15 kg/m³ (Vollgülle Rinder, Verdünnung 1:1 gemäss Flisch et al., 2009); Ausbringungsmenge: 30 m³/ha. Damit ergibt sich ein berechneter Emissionsfaktor von 50.6% TAN. Bei Verwendung der Durchschnittstemperatur im Sommer von 17.8 °C und unveränderter übriger Inputdaten resultiert ein um 12% erhöhter Emissionsfaktor von 56.7% TAN. Für das Modell Agrammon wurde ein gerundeter Wert von 115% verwendet.

²² Bestimmung der Mittelwerte und Perzentile mittels Temperatur Tagesmittelwerten 1988 bis 2008 der SMA Stationen Tänikon, Bern / Zollikofen und Buchs / Aarau

Korrektur Ausbringung von September bis und mit Mai (Ziff. 217): bei Verwendung der Durchschnittstemperatur im Frühling/Herbst von 9 °C und unveränderter übriger Inputdaten wie oben resultiert ein um 4.8% niedrigerer Emissionsfaktor von 48.1% TAN. Für das Modell Agrammon wurde ein gerundeter Wert von 95% verwendet.

2.61 Ziff. 218 bis 221: KF Hofdüngerausbringung Einarbeitung von Mist

Die Einarbeitung von Mist führt zu einer kürzeren Verweildauer des Mists an der Bodenoberfläche. Die Wirkung dieser Massnahme ist gut untersucht. Für Agrammon wurden die Korrekturfaktoren gemäss UNECE (2014) übernommen, welche auf Einarbeitung mittels Pflugs basieren.

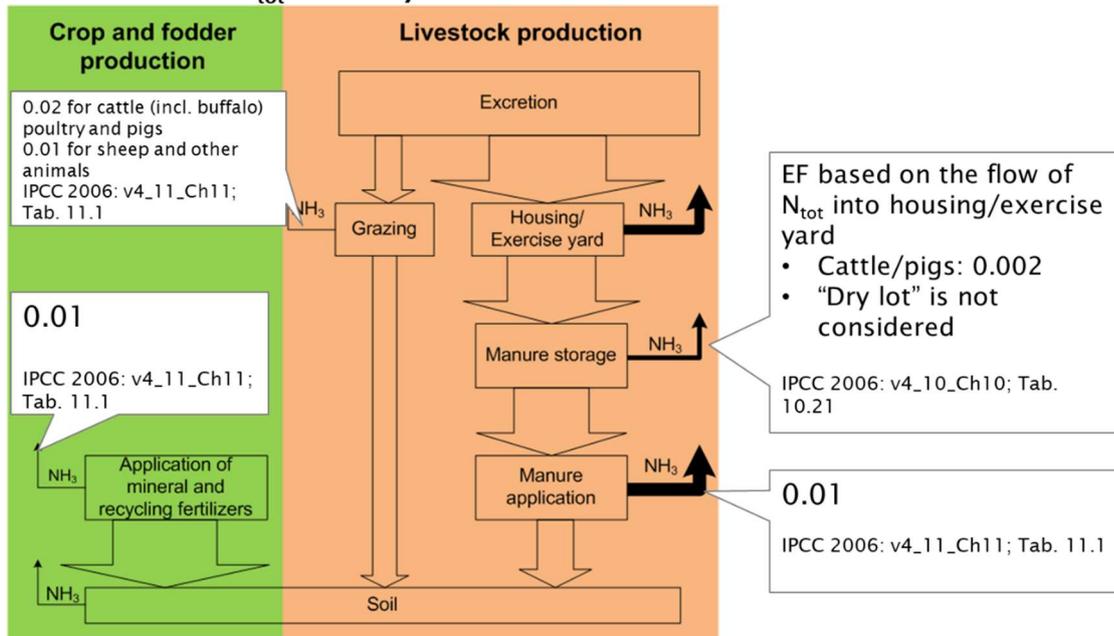
2.62 Ziff. 232 bis 239: EF N₂O, NO, N₂

Die Einrechnung der Emissionen von N₂O, NO, N₂ erfolgt gemäss den unten aufgeführten Abbildungen.

Emission factors (EF) for N₂O

in kg N₂O-N/kg N

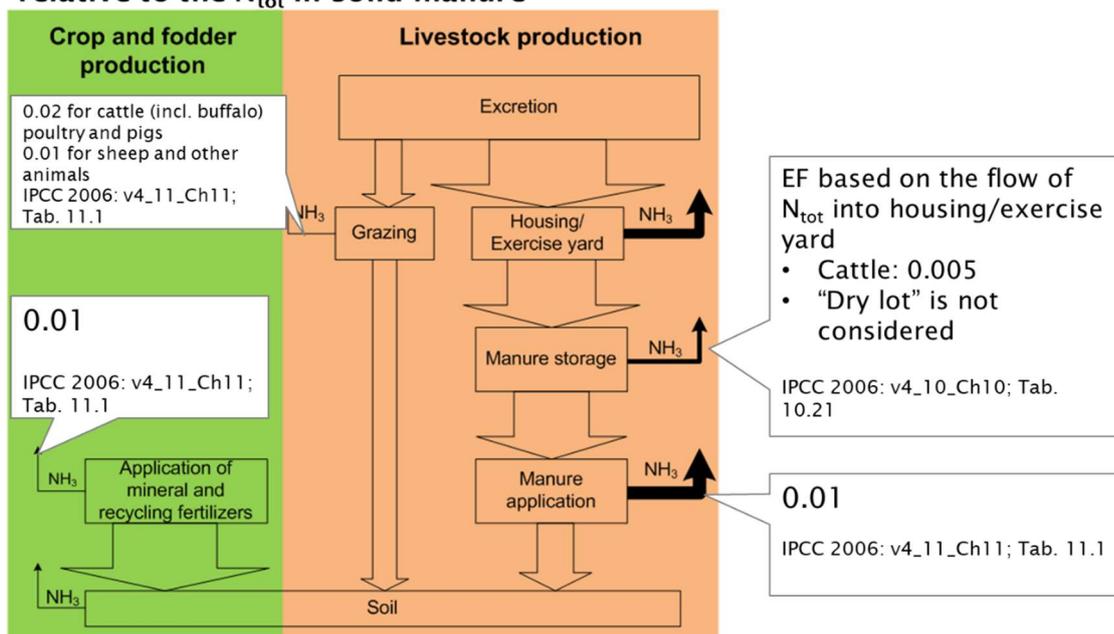
For systems with production of slurry or slurry and solid manure
in percent of N_{tot} at the inflow of the emission stage
relative to the N_{tot} in slurry



Emission factors (EF) for N₂O

in kg N₂O-N/kg N

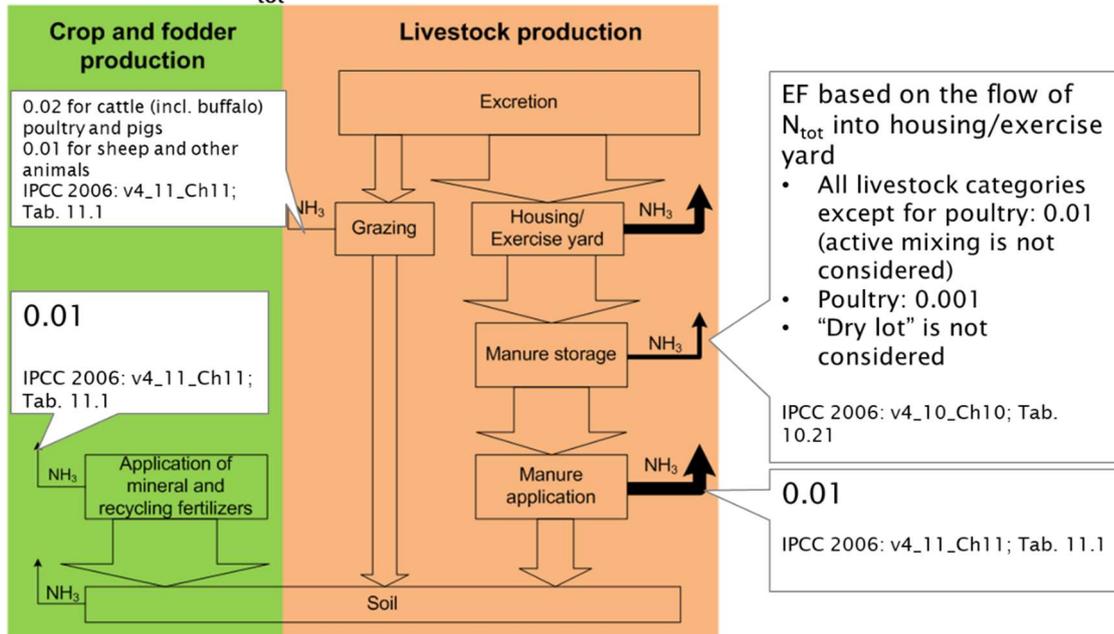
For systems with production of slurry and solid manure
in percent of N_{tot} at the inflow of the emission stage
relative to the N_{tot} in solid manure



Emission factors (EF) for N₂O

in kg N₂O-N/kg N

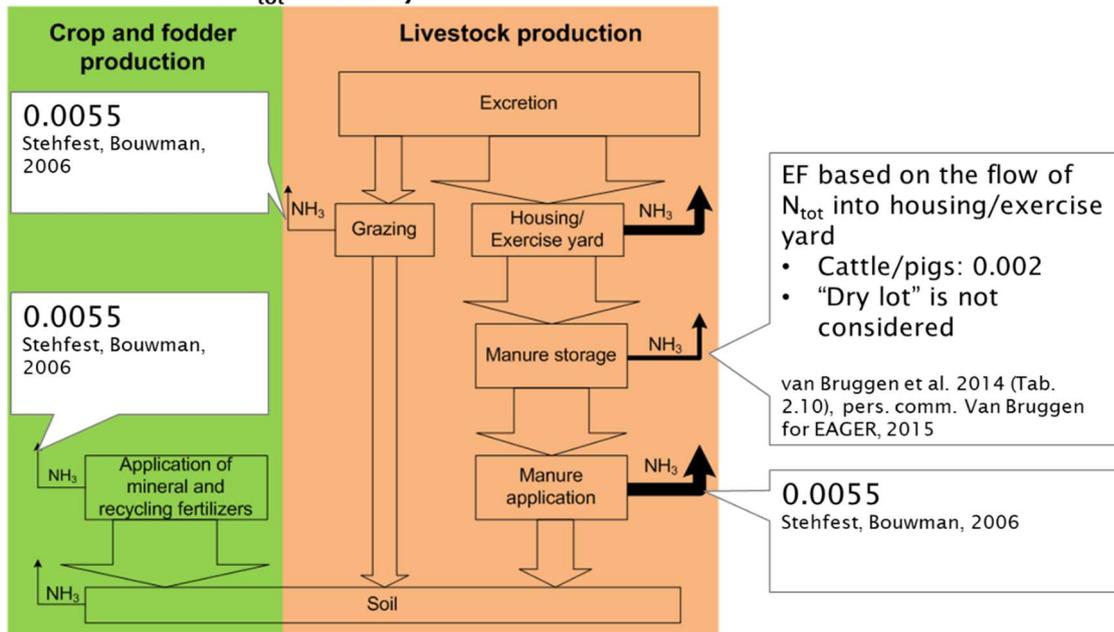
For systems with production solid manure (deep litter, droppings from poultry) in percent of N_{tot} at the inflow of the emission stage relative to the N_{tot} in solid manure



Emission factors (EF) for NO

in kg NO-N/kg N

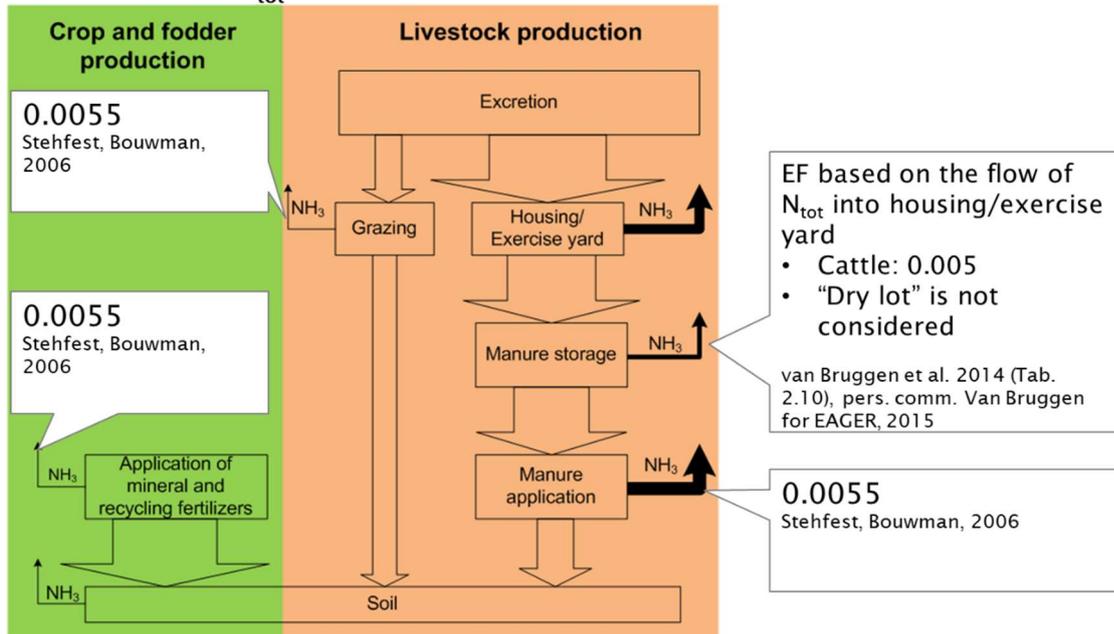
For systems with production of slurry or slurry and solid manure in percent of N_{tot} at the inflow of the emission stage relative to the N_{tot} in slurry



Emission factors (EF) for NO

in kg NO-N/kg N

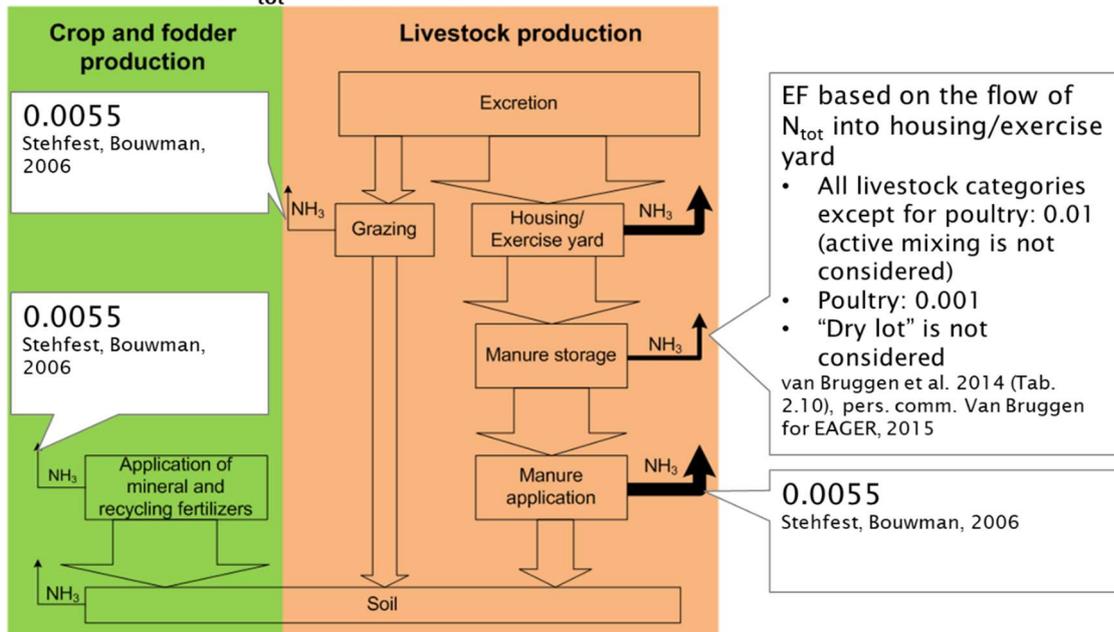
For systems with production of slurry and solid manure
in percent of N_{tot} at the inflow of the emission stage
relative to the N_{tot} in solid manure



Emission factors (EF) for NO

in kg NO-N/kg N

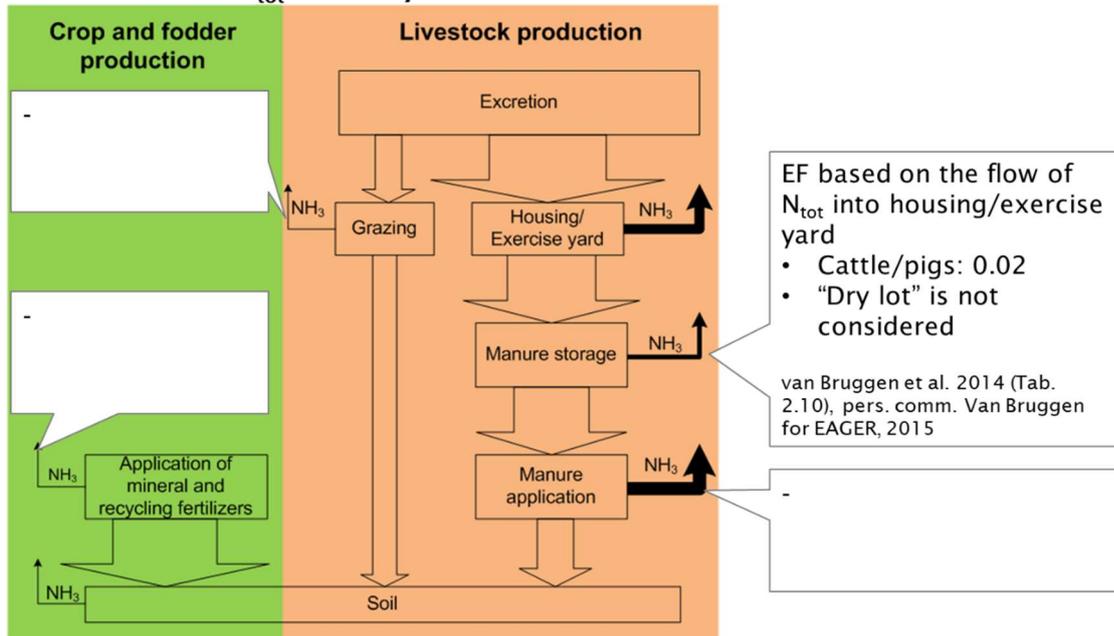
For systems with production solid manure (deep litter, droppings from poultry) in percent of N_{tot} at the inflow of the emission stage
relative to the N_{tot} in solid manure



Emission factors (EF) N₂

in kg N/kg N

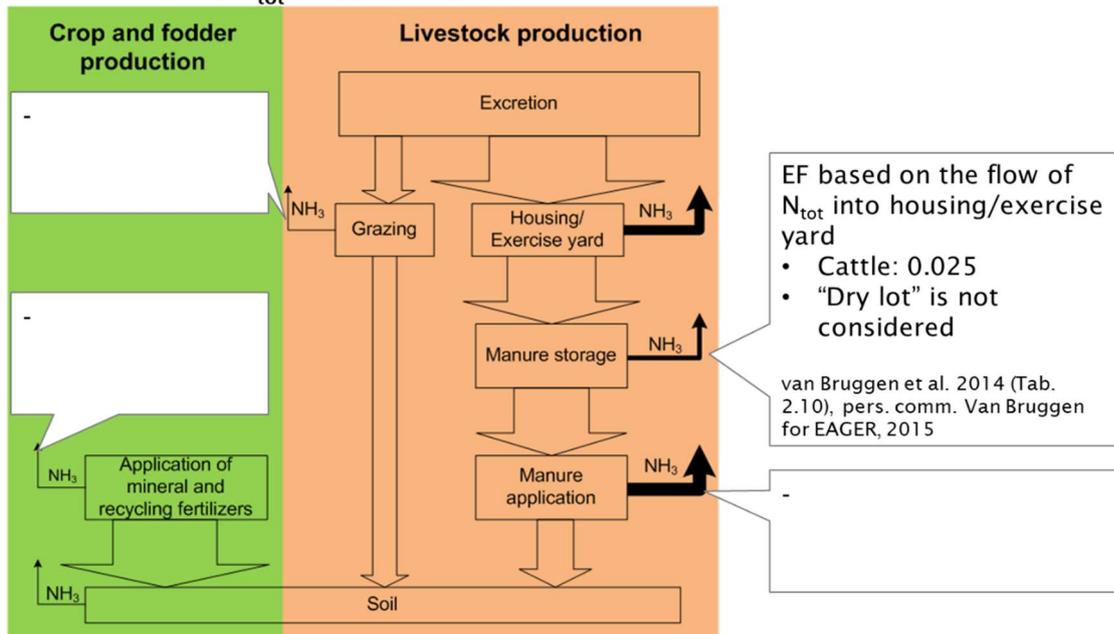
For systems with production of slurry or slurry and solid manure
in percent of N_{tot} at the inflow of the emission stage
relative to the N_{tot} in slurry



Emission factors (EF) N₂

in kg N/kg N

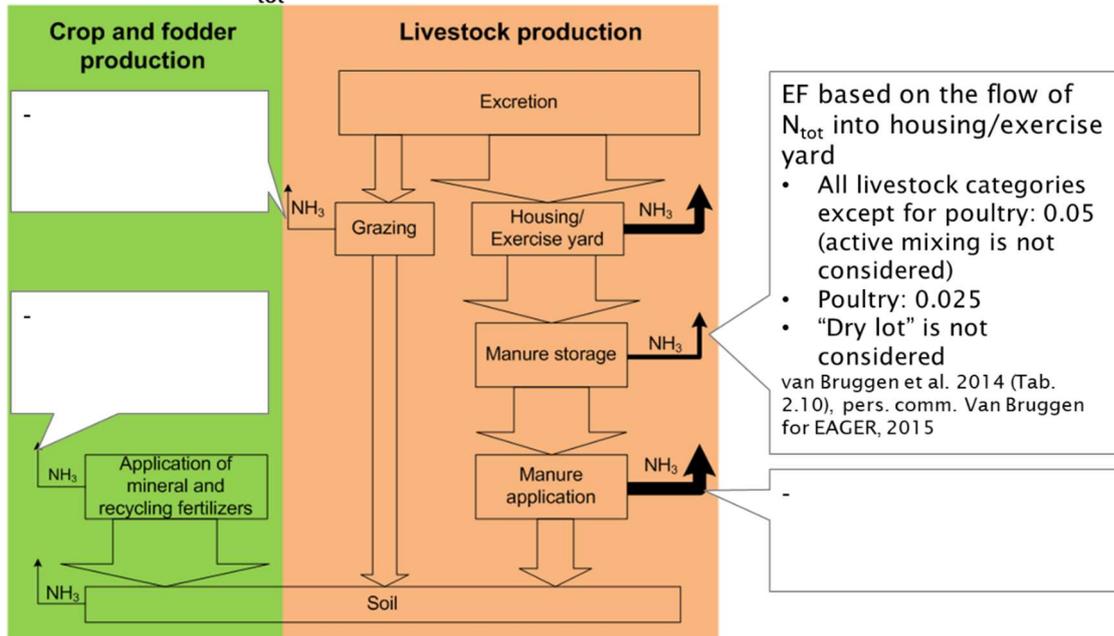
For systems with production of slurry and solid manure
in percent of N_{tot} at the inflow of the emission stage
relative to the N_{tot} in solid manure



Emission factors (EF) N₂

in kg N/kg N

For systems with production solid manure (deep litter, droppings from poultry) in percent of N_{tot} at the inflow of the emission stage relative to the N_{tot} in solid manure



3. Literatur

- Aarnink, A.J.A., Ellen, H.H., Huijsmans, J.F.M., Smits, M.C.J., Starmans, D.A.J., 2007. Emission abatement in practical situations, in: Starmans, D. A. J., Van der Hoeck, K. W. (Eds.), *Ammonia the case of the Netherlands*. Wageningen Academic Publishers, Wageningen, NL, pp. 69-102. URL: <https://www.wageningenacademic.com/doi/pdf/10.3920/978-90-8686-597-0> (18.07.2018).
- Aarnink, A.J.A., Elzing, A. 1998. Dynamic model for ammonia volatilization in housing with partially slatted floors, for fattening pigs. *Livest. Prod. Sci.* 53(2): 153-169.
- Aarnink, A.J.A., Hol, J.M.G., Beurskens, A.G.C. 2006. Ammonia emission and nutrient load in outdoor runs of laying hens. *Njas Wagen. J. Life Sci.* 54(2): 223-234.
- Agroscope. 2016. Fütterungsempfehlungen für Wiederkäuer (Grünes Buch). <https://www.agroscope.admin.ch/agroscope/de/home/services/dienste/futtermittel/fuetterungsempfehlungen-wiederkaeuer.html> (13.07.2018).
- Agroscope Liebefeld-Posieux. 2004: Fütterungsempfehlungen und Nährwerttabellen für Schweine. LmZ, Zollikofen, 242 S.
- Amon, B., Amon, T., Boxberger, J., Alt, C. 2001. Emissions of NH₃, N₂O and CH₄ from dairy cows housed in a farmyard manure tying stall (housing, manure storage, manure spreading). *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 60(1-3): 103-113.
- Amon, B., Kryvoruchko, V., Amon, T., Zechmeister-Boltenstern, S. 2006. Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agr. Ecosyst. Environ.* 112(2-3): 153-162.
- Aschwanden Leibundgut, J., Keil, N.M., Wechsler, B. 2009. Laufstallhaltung von Ziegen in kleinen Gruppen – Weniger Aggressionen dank Strukturierung, ART-Bericht 708.
- Baserga, U. 2000. Vergärung organischer Reststoffe in landwirtschaftlichen Biogasanlagen. Stoffdaten, Gärtechnik und gesetzliche Grundlagen. FAT-Berichte 546. Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik (FAT), CH-8356 Tänikon TG.
- Becker, J., Steiner, A., Kohler, S., Koller-Bahler, A., Wuthrich, M., Reist, M. 2014. Lameness and foot lesions in Swiss dairy cows: II. Risk factors. *Schweiz Arch. Tierh.* 156(2): 79-89.
- Bell, M., Flechard, C., Fauvel, Y., Häni, C., Sintermann, J., Jocher, M., Menzi, H., Hensen, A., Neftel, A. 2017. Ammonia emissions from a grazed field estimated by miniDOAS measurements and inverse dispersion modelling. *Atmos. Meas. Tech.* 10(5): 1875-1892.
- Berry, N., Zeyer, K., Emmenegger, L., Keck, M. 2005. Emissionen von Staub (PM₁₀) und Ammoniak (NH₃) aus traditionellen und neuen Stallsystemen mit Untersuchungen im Bereich der Mastschweinehaltung. Dübendorf: Agroscope FAT Tänikon, Eidg. Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik, CH-8356 Ettenhausen, Empa, Eidg. Materialprüfungs- und Forschungsanstalt, Überlandstrasse 129, CH-8600 Dübendorf.
- Bougouin, A., Leytem, A., Dijkstra, J., Dungan, R.S., Kebreab, E. 2016. Nutritional and Environmental Effects on Ammonia Emissions from Dairy Cattle Housing: A Meta-Analysis. *J. Environ. Qual.* 45(4): 1123-1132.
- Braam, C.R., Ketelaars, J., Smits, M.C.J. 1997a. Effects of floor design and floor cleaning on ammonia emission from cubicle houses for dairy cows. *Neth. J. Agric. Sci.* 45(1): 49-64.
- Braam, C.R., Smits, M.C.J., Gunnink, H., Swierstra, D. 1997b. Ammonia emission from a double-sloped solid floor in a cubicle house for dairy cows. *J. Agr. Eng. Res.* 68(4): 375-386.
- Bussink, D.W. 1994. Relationships between ammonia volatilization and nitrogen-fertilizer application rate, intake and excretion of herbage nitrogen by cattle on grazed swards. *Fertil. Res.* 38(2), 111-121.
- Bussink, D.W. 1992. Ammonia volatilization from grassland receiving nitrogen-fertilizer and rotationally grazed by dairy-cattle. *Fertil. Res.* 33(3), 257-265.
- Canh, T.T. 1998. Ammonia emission from excreta of growing-finishing pigs as affected by dietary composition. Dissertation. Wageningen.
- da Borso, F., Chiumenti. 1999. Poultry housing and manure management systems: recent development in Italy as regards ammonia emissions. Proceedings of the 8th International Conference of

- the FAO ESCORENA Network on Recycling of Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture, RAMIRAN 98, Vol. 2, Posters Presentation, pp 15-21
- De Bode, M.J.C., 1991. Odour and ammonia emissions from manure storage, in: Nielsen, V. C., Voorburg, J. H., L'Hermite, P. (Eds.), *Odour and ammonia emissions from livestock farming*. Elsevier Applied Science, London, England, pp. 69-76.
- DeVries, T.J., von Keyserlingk, M.A.G. 2006. Feed stalls affect the social and feeding behavior of lactating dairy cows. *J. Dairy Sci.* 89(9): 3522-3531.
- Döhler, H., Eurich-Menden, B., Dämmgen, U., Osterburg, B., Lüttich, M.B.A., Berg, W., Brunsch, R. 2002. *BMVEL/UBA-Ammoniak-Emissionsinventar der deutschen Landwirtschaft und Minderungs-szenarien bis zum Jahre 2010*. Forschungsbericht 299 42 256/02. Texte 05/02. Umweltbundesamt. Berlin, Germany. pp 307.
- EEA. 2016. *EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016*. Technical guidance to prepare national emission inventories. Luxembourg: European Environment Agency.
- Elwinger, K., Svensson, L. 1996. Effect of dietary protein content, litter and drinker type on ammonia emission from broiler houses. *J. Agr. Eng. Res.* 64(3): 197-208.
- Fabbri, C., Valli, L., Guarino, M., Costa, A., Mazzotta, V. 2007. Ammonia, methane, nitrous oxide and particulate matter emissions from two different buildings for laying hens. *Biosyst. Eng.* 97(4): 441-455.
- Fanatico, A.C., Mench, J.A., Archer, G.S., Liang, Y., Gunsaulis, V.B.B., Owens, C.M., Donoghue, A.M. 2016. Effect of outdoor structural enrichments on the performance, use of range area, and behavior of organic meat chickens. *Poultry Sci.* 95(9): 1980-1988.
- Flisch, R., Sinaj, S., Charles, R., Richner, W. 2009. Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau - Kapitel 11-14. *Agrarforschung* 16(2): 50-71.
- Frei, E., Vökt, U., Flückiger, R., Brunner, H., Schai, F. 1980. *Bodeneignungskarte der Schweiz, Massstab 1:200000*. Grundlagen für die Raumplanung, Bundesämter für Raumplanung, Landwirtschaft und Forstwesen, EDMZ Bern.
- Gallmann, E. 2003. *Vergleich von zwei Haltungssystemen für Mastschweine mit unterschiedlichen Lüftungsprinzipien - Stallklima und Emissionen*. Dissertation, Universität Hohenheim, VDI-MEG 404. Universität Hohenheim.
- Gebhardt-Henrich, S.G., Fröhlich, E.K.F. 2011. Auslaufnutzung von Legehennen in verschiedenen Herdengrößen in stationären Ställen. *SGZ*: 145-153.
- Georg, H., Meyer, W. 2002. Influence of an improved floor design on the claw health of dairy cows. *Trans. ASAE*: 024023, 6.
- Gilhespy, S., Webb, J., Retter, A., Chadwick, D. 2006. Dependence of ammonia emissions from housing on the time cattle spent inside. *J. Environ. Qual.* 35(5): 1659-1667.
- Groenestein, C.M., Monteny, G.J., Aarnink, A.J.A., Metz, J.H.M. 2007. Effect of urinations on the ammonia emission from group-housing systems for sows with straw bedding: model assessment. *Biosyst. Eng.* 97(1): 89-98.
- Groot Koerkamp, P.W.G. 1994. Review on emissions of ammonia from housing systems for laying hens in relation to sources, processes, building design and manure handling. *J. Agr. Eng. Res.* 59(2): 73-87.
- Groot Koerkamp, P.W.G., Keen, A., Van Niekerk, T.G.C.M., Smit, S. 1995. The effect of manure and litter handling and indoor climatic conditions on ammonia emissions from a battery cage and an aviary housing system for laying hens. *Neth. J. Agric. Sci.* 43(4): 351-373.
- Groot Koerkamp, P.W.G., Speelman, L., Metz, J.H.M. 1998. Litter composition and ammonia emission in aviary houses for laying hens. Part 1: performance of a litter drying system. *J. Agr. Eng. Res.* 70(4): 375-382.
- Harper, L.A., Flesch, T.K., Wilson, J.D. 2010. Ammonia emissions from broiler production in the San Joaquin Valley. *Poult. Sci.* 89(9): 1802-1814.
- Hjorth, M., Christensen, K.V., Christensen, M.L., Sommer, S.G. 2010. Solid-liquid separation of animal slurry in theory and practice. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 30(1): 153-180.
- Hoffmann, C., Grub, A., Albiker, D., Zweifel, R. 2013. Masthybridlinien: Benutzung des Aussenklimabereichs, Einstreuqualität und Gefieder. *Agrarforschung* 4(7-8): 352-355.

- Huguenin-Elie, O., Mosimann, E., Schlegel, P., Lüscher, A., Kessler, W., Jeangros, B., 2017. 9/ Düngung von Grasland, in: Richner, W., Sinaj, S. (Eds.), Grundlagen für die Düngung landwirtschaftlicher Kulturen in der Schweiz / GRUD 2017. Agrarforschung Schweiz 8 (6) Spezialpublikation, pp. 9/1-9/22.
- Ivanova-Peneva, S.G., Aarnink, A.A., Verstegen, M.W.A. 2006. Ammonia and mineral losses on Dutch organic farms with pregnant sows. *Biosystems Engineering* 93(2): 221-235.
- Ivanova-Peneva, S.G., Aarnink, A.J.A., Verstegen, M.W.A. 2008. Ammonia Emissions From Organic Housing Systems With Fattening Pigs. *Biosystems Engineering* 99(3): 412-422.
- Johnson, A.C.B., Reed, K.F., Kebreab, E. 2016. Short communication: Evaluation of nitrogen excretion equations from cattle. *J. Dairy Sci.* 99(9): 7669-7678.
- Keck, M. 1997. Beeinflussung von Raumluftqualität und Ammoniakemission aus der Schweinehaltung durch verfahrenstechnische Massnahmen. Forschungsbericht Agrartechnik, 299. Institut für Agrartechnik, Universität Hohenheim.
- Kaufmann, R., Keck, M., Wettstein, H. 1997. Reinigung befestigter Laufhöfe. Geringere Arbeitszeit, Kosten und Umweltbelastung dank optimierter Verfahrenstechnik- FAT-Berichte Nr. 497. pp 13.
- Keck, M. 1997. Beeinflussung von Raumluftqualität und Ammoniakemission aus der Schweinehaltung durch verfahrenstechnische Massnahmen. Forschungsbericht Agrartechnik, 299. Institut für Agrartechnik, Universität Hohenheim.
- Kirchmann, H., Witter, E. 1989. Ammonia volatilization during aerobic and anaerobic manure decomposition. *Plant Soil* 115(1): 35-41.
- Knubben, J.M., Gyga, L., Stauffacher, M. 2008. Horses in Switzerland: Results of a representative survey of population, housing and use in 2004. *Schweiz Arch. Tierh.* 150(8): 387-397.
- Koerkamp, P., Keen, A., VanNiekerk, T., Smit, S. 1995. The effect of manure and litter handling and indoor climatic conditions on ammonia emissions from a battery cage and an aviary housing system for laying hens. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 43(4): 351-373.
- Kohn, R.A., Dinneen, M.M., Russek-Cohen, E. 2005. Using blood urea nitrogen to predict nitrogen excretion and efficiency of nitrogen utilization in cattle, sheep, goats, horses, pigs, and rats. *J. Anim. Sci.* 83(4): 879-889.
- Kroodsmas, W., Tveld, J., Scholtens, R. 1993. Ammonia emission and its reduction from cubicle houses by flushing. *Livest. Prod. Sci.* 35(3-4): 293-302.
- Kupper, T., Häni, C., Neftel, A., Kincaid, C., Bühler, M., Amon, B., VanderZaag, A.C. 2020. Ammonia and greenhouse gas emissions from slurry storage - a review. *Agr. Ecosyst. Environ.* 300(106963): 1-18.
- Kupper, T., Menzi, H. 2013. Technische Parameter Modell Agrammon (<http://www.agrammon.ch/dokumente-zum-download/>). Berner Fachhochschule. Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften, Zollikofen.
- Leick, B.C. 2003. Emission von Ammoniak (NH₃) und Lachgas (N₂O) von landwirtschaftlich genutzten Böden in Abhängigkeit von produktionstechnischen Maßnahmen. Fakultät Agrarwissenschaften der Universität Hohenheim.
- Lippmann, J. 2011. Kenndaten zur Legehennenhaltung Natura 60 und High Rise 3. Schriftenreihe, Heft 2/2011. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft.
- Loretz, C., Hauser, R. 2003. Behornte Ziegen im Laufstall? Zusätzliche Fressplätze reduzieren Probleme der rangtiefen Tiere. FAT-Berichte 606.
- Melse, R.W., Ogink, N.W.M. 2005. Air scrubbing techniques for ammonia and odor reduction at livestock operations: Review of on-farm research in the Netherlands. *Trans. ASAE* 48(6): 2303-2313.
- Menzi, H., Besson, J.-M., Bergmann, F. 1991. Anfall und Zusammensetzung von Mist und Gülle bei Milchkühen. *Landwirtschaft Schweiz* 4: 619-624.
- Menzi, H., Besson, J.-M. 1995. Bases des nouvelles valeurs indicatives sur la production et la composition des engrais de ferme. *Rev. suisse d'agriculture* 27: 57-62.
- Menzi, H., Arrigo, Y., Huguenin, O., Münger, A., Schori, F., Wyss, U., Schlegel, P. 2016. Neue Ausscheidungsrichtwerte für Milchkühe. *Agrarforschung* 7(10): 428-435.

- Menzi, H., Frick, R., Kaufmann, R. 1997a. Ammoniak-Emissionen in der Schweiz: Ausmass und technische Beurteilung des Reduktionspotentials. Schriftenreihe der FAL 26. Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Zürich Reckenholz, 107 S.
- Menzi, H., Katz, P.E., Fahrni, M., Neftel, A., Frick, R. 1998. A simple empirical model based on regression analysis to estimate ammonia emissions after manure application. *Atmos. Environ.* 32(3): 301-307.
- Menzi, H., Shariatmadari, H., Meierhans, D., Wiedmer, H. 1997c. Nähr- und Schadstoffbelastung von Geflügelausläufen. *Agrarforschung* 4(9): 361-364.
- Messner, H. 1988. Düngewirkung anaerob fermentierter und unbehandelter Gülle. Fakultät für Landwirtschaft und Gartenbau der Technischen Universität München.
- MeteoSchweiz, 2011. Klimabulletin Jahr 2011 URL: <http://www.meteoschweiz.admin.ch/home/service-undpublikationen/publikationen.html?topic=/content/meteoswiss/tags/topics/klima/publication/klimabulletin-jahr> (23.08.2017).
- Misselbrook, T.H., Chadwick, D.R., Chambers, B.J., Smith, K.A., Webb, J., Demmers, T., Sneath, R.W. 2006. Inventory of ammonia emissions from UK agriculture 2004. DEFRA Contract AM0127.
- Misselbrook, T.H., Brookman, S.K.E., Smith, K.A., Cumby, T., Williams, A.G., McCrory, D.F. 2005. Crusting of stored dairy slurry to abate ammonia emissions: pilot-scale studies. *J. Environ. Qual.* 34(2): 411-419.
- Misselbrook, T.H., Pain, B.F., Headon, D.M. 1998. Estimates of ammonia emission from dairy cow collecting yards. *J. Agr. Eng. Res.* 71(2): 127-135.
- Misselbrook, T.H., Webb, J., Chadwick, D.R., Ellis, S., Pain, B.F. 2001. Gaseous emissions from outdoor concrete yards used by livestock. *Atmos. Environ.* 35(31): 5331-5338.
- Moeller, K., Stinner, W. 2009. Effects of different manuring systems with and without biogas digestion on soil mineral nitrogen content and on gaseous nitrogen losses (ammonia, nitrous oxides). *Eur J Agron* 30(1): 1-16.
- Moller, K., Stinner, W., Deuker, A., Leithold, G. 2008. Effects of different manuring systems with and without biogas digestion on nitrogen cycle and crop yield in mixed organic dairy farming systems. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 82(3): 209-232.
- Monteny, G.J. 2000. Modelling of ammonia emissions from dairy cow houses. Thesis Wageningen University.
- Namroud, N.F., Shivazad, M., Zaghari, M. 2010. Impact of dietary crude protein and amino acids status on performance and some excreta characteristics of broiler chicks during 10-28 days of age. *J. Anim. Physiol. Anim. Nutr.* 94(3): 280-286.
- Nicholson, F.A., Chambers, J., Walker, A.W. 2004. Ammonia emissions from broiler litter and laying hen manure management systems. *Biosyst. Eng.* 89(2): 175-185.
- Niebaum, A. 2001. Quantifizierung gasförmiger Emissionen aus quer gelüfteten Aussenklimaställen für Mastschweine mit Hilfe der Tracergas-Technik. VDI-MEG 370. Georg-August-Universität.
- Landwirtschaftskammer Oberösterreich, 2015. KuhKomfort. Stallbau rund um die Kuh. Linz (URL: <https://docplayer.org/28900814-2-auflage-kuhkomfort-stallbau-rund-um-die-kuh.html>; 16.03.2020).
- Phillips, V.R., Bishop, S.J., Price, J.S., You, S. 1998. Summer emissions of ammonia from a slurry-based, UK, dairy cow house. *Bioresource Technol.* 65(3): 213-219.
- Powell, J.M., Barros, T., Danes, M., Aguerre, M., Wattiaux, M., Reed, K. 2017. Nitrogen use efficiencies to grow, feed, and recycle manure from the major diet components fed to dairy cows in the USA. *Agr. Ecosyst. Environ.* 239: 274-282.
- Powell, J.M., Broderick, G.A., Misselbrook, T.H. 2008a. Seasonal diet affects ammonia emissions from tie-stall dairy barns. *J. Dairy Sci.* 91(2): 857-869.
- Powell, J.M., Misselbrook, T.H., Casler, M.D. 2008b. Season and bedding impacts on ammonia emissions from tie-stall dairy barns. *J. Environ. Qual.* 37(1): 7-15.
- Rathmer, B. 2001. Vergleich klima- und umweltrelevanter Emissionen aus Haltungssystemen für Mastschweine. Technischen Universität München.
- Reidy, B., Menzi, H. 2006. Ammoniakemissionen in der Schweiz: Neues Emissionsinventar 1990 bis 2000 mit Hochrechnungen bis 2003 Technischer Schlussbericht. Schweizerische Hochschule für Landwirtschaft (SHL), Zollikofen Bern.

- Reidy, B., Rihm, B., Menzi, H. 2008. A new Swiss inventory of ammonia emissions from agriculture based on a survey on farm and manure management and farm-specific model calculations. *Atmos. Environ.* 42(14): 3266-3276.
- Reidy, B., Webb, J., Misselbrook, T.H., Menzi, H., Luesink, H.H., Hutchings, N.J., Eurich-Menden, B., Dohler, H., Dammgen, U. 2009. Comparison of models used for national agricultural ammonia emission inventories in Europe: Litter-based manure systems. *Atmos. Environ.* 43(9): 1632-1640.
- Richner, W., Flisch, R., Mayer, J., Schlegel, P., Zähler, M., Menzi, H. 2017. 4/ Eigenschaften und Anwendung von Düngern. In: Richner, W., Sinaj, S., (eds.). *Grundlagen für die Düngung landwirtschaftlicher Kulturen in der Schweiz / GRUD 2017. Agrarforschung Schweiz* 8 (6) Spezialpublikation. pp 4/1-4/23.
- Rieger, C., Weiland, P. 2005. Ergebnisse des Biogas Messprogramms. Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Braunschweig, Germany. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR), Gülzow, Germany.
- Rösemann, C., Haenel, H.D., Dammgen, U., Freibauer, A., Döring, U., Wulf, S., Eurich-Menden, B., Döhler, H., Schreiner, C., Osterburg, B. 2017. Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 - 2015. Report on methods and data (RMD) Submission 2017. Thünen Report 46.
- Schrade, S., Keck, M., Zeyer, K., Emmenegger, L. 2011. Ammoniak-Emissionen von Milchviehlaufställen mit Auslauf. Im Winter weniger Verluste. ART Berichte Nr. 745.
- Schrade, S., Zeyer, K., Gyax, L., Emmenegger, L., Hartung, E., Keck, M. 2012a. Ammonia emissions and emission factors of naturally ventilated dairy housing with solid floors and an outdoor exercise area in Switzerland. *Atmos. Environ.* 47: 183-194.
- Schrade, S., Keck, M. 2012b. Ammoniak aus Rindviehställen: Entwicklung der Emissionen für die Schweiz. *Agrarforschung Schweiz* 3(10): 486-491.
- Schweizerischer Bundesrat. 2017. Verordnung über die Direktzahlungen an die Landwirtschaft (Direktzahlungsverordnung, DZV) vom 23. Oktober 2013 (Stand am 14. November 2017).
- Sogaard, H.T., Sommer, S.G., Hutchings, N.J., Huijsmans, J.F.M., Bussink, D.W., Nicholson, F. 2002. Ammonia volatilization from field-applied animal slurry - the Alfam Model. *Atmos. Environ.* 36(20): 3309-3319.
- Sommer, S.G., Sogaard, H.T., Moller, H.B., Morsing, S. 2001. Ammonia volatilization from sows on grassland. *Atmos. Environ.* 35(11): 2023-2032.
- Sommer, S.G., Christensen, B.T., Nielsen, N.E., Schjorring, J.K. 1993. Ammonia volatilization during storage of cattle and pig slurry - effect of surface cover. *J. Agric. Sci.* 121(1): 63-71.
- Sommer, S.G., Zhang, G.Q., Bannink, A., Chadwick, D., Misselbrook, T., Harrison, R., Hutchings, N.J., Menzi, H., Monteny, G.J., Ni, J.Q., Oenema, O., Webb, J. 2006. Algorithms determining ammonia emission from buildings housing cattle and pigs and from manure stores. *Adv. in Agron.* 89: 261-335.
- Spek, J.W., Dijkstra, J., van Duinkerken, G., Hendriks, W.H., Bannink, A. 2013. Prediction of urinary nitrogen and urinary urea nitrogen excretion by lactating dairy cattle in northwestern Europe and North America: A meta-analysis. *J. Dairy Sci.* 96(7): 4310-4322.
- Stadig, L.M., Rodenburg, T.B., Ampe, B., Reubens, B., Tuytens, F.A.M. 2017. Effect of free-range access, shelter type and weather conditions on free-range use and welfare of slow-growing broiler chickens. *Appl. Anim. Behav. Sci.* 192: 15-23.
- Swierstra, D., Braam, C.R., Smits, M.C. 2001. Grooved floor system for cattle housing: ammonia emission reduction and good slip resistance. *Appl. Eng. Agric.* 17(1): 85-90.
- Swierstra, D., Smits, M.C.J., Kroodsma, W. 1995. Ammonia Emission from Cubicle Houses for Cattle with Slatted and Solid Floors. *J Agr Eng Res* 62(2): 127-132.
- Topper, P.A., Wheeler, E.F., Zajackowski, J.S., Gates, R.S., Xin, H., Liang, Y., Casey, K.D. 2008. Ammonia emissions from two empty broiler houses with built-up litter. *Trans. ASABE* 51(1): 219-225.
- UNECE. 2014. Guidance document for preventing and abating ammonia emissions from agricultural sources. Paper ECE/EB.AIR/120, February 7, 2014. Geneva, Switzerland: United Nations Economic Commission for Europe (UNECE).

- van Bruggen, C., Bannink, A., Groenestein, C.M., de Haan, B.J., Huijsmans, J.F.M., Luesink, H.H., van der Sluis, S.M., Velthof, G.L. 2014. Emissions into the atmosphere from agri-cultural activities in 2012. Calculations for ammonia, nitric oxide, nitrous oxide, methane and fine particulate matter using the NEMA model. Wageningen. WOt technical report 3 (in Dutch). Wageningen, NL: The Statutory Research Task Unit for Nature and the Environment (WOT Natuur & Milieu).
- Van Caenegem, L. 2008. Tent-roof ventilation reduces emissions effect in slurry containers. *Agrar-forschung* 15(3): 150-155.
- Van Caenegem, L., Krötzl Messerli, H. 1997. Der Laufhof für den Milchvieh-Laufstall. Ethologische und bauliche Aspekte. FAT-Berichte Nr. 493.
- van der Maas, J. 1996. Laufhof für Rindvieh - richtig geplant! CH-8315 Lindau: Landwirtschaftliche Beratungszentrale LBL.
- VanderZaag, A., Amon, B., Bittman, S., Kuczynski, T., 2015. Ammonia abatement with manure storage and processing techniques, in: Reis, S., Howard, C., Sutton, M. A. (Eds.), *Costs of ammonia abatement and the climate co-benefits*. Springer Netherlands, pp. 75-112.
- Voglmeier, K., Jocher, M., Häni, C., Ammann, C. 2018. Ammonia emission measurements of an intensively grazed pasture. *Biogeosciences Discuss.* 15(14): 4593-4608.
- Walther, U., Menzi, H., Ryser, J.-P., Flisch, R., Jeangros, B., Maillard, A., Siegenthaler, A., Vuilloud, P.A. 1994. Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau. *Agrarforschung* 1(7): 1-40.
- Webb, J., Misselbrook, T.H. 2004. A mass-flow model of ammonia emissions from UK live-stock production. *Atmos. Environ.* 38(14): 2163-2176.
- Webb, J., Sommer, S.G., Kupper, T., Groenestein, C.M., Hutchings, N., Eurich-Menden, B., Rodhe, L., Misselbrook, T., Amon, B., 2012. Emissions of ammonia, nitrous oxide and methane during the management of solid manures. A review, in: Lichtfouse, E. (Ed.), *Agroecology and Strategies for Climate Change*. Springer-Verlag GmbH, Heidelberg, Germany, pp. 67-108.
- Weir, J., Li, H., Warren, L.K., Macon, E., Wickens, C. 2017. Characterizing ammonia emissions from horses fed different crude protein concentrations. *J. Anim. Sci.* 95(8): 3598-3608.
- Winkel, A., Brusselman, E., Hensen, A., Otten, G., Vonk, J., Laanen, L., Verfaillie, A., van Dinther, D., Mosquera Losada, J., Ogink, N.W.M., 2024. Richtlijnen voor het bepalen van emissies uit veestallen (versie 2). Rapport 1525, Guidelines for determination of emissions from livestock barns (version 2). Wageningen Livestock Research, Wageningen.
- Zähner, M., Schrade, S., 2020. Laufflächen mit 3 % Quergefälle und Harnsammelrinne in Laufställen für Milchkühe. *Bauen Rind* 01.10 Agroscope Merkblatt Nr. 80 Agroscope Tänikon. URL: <https://ira.agroscope.ch/de-CH/publication/43459> (04.02.2020), p. 4.
- Zähner, M., Zeyer, K., Mohn, J., Hildebrandt, F., Burla, J.-B., Schrade, S., 2019. Untersuchungen zu erhöhten Fressständen in der Milchviehhaltung im Hinblick auf Tierverhalten und Ammoniakemissionen, Bautagung Raumberg-Gumpenstein 2019, Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein, Österreich, pp. 47-52.
- Zähner, M., Zimmermann, J., Sauter, S. 2013. Fressstände für Milchkühe, Vortrag Weiterbildungskurs für Baufachleute, 5.-6.11.2013, Tänikon
- Zong, C., Feng, Y., Zhang, G.Q., Hansen, M.J. 2014. Effects of different air inlets on indoor air quality and ammonia emission from two experimental fattening pig rooms with partial pit ventilation system - Summer condition. *Biosyst. Eng.* 122: 163-173.

Anhang 1

Tabelle 6: Anteil Urin-N am Total der N-Ausscheidung aus der Literatur (die Zusammenstellung hat keinen Anspruch auf Vollständigkeit)

Tierart/-kategorie	% Urin-N	Bemerkungen	Grundlage
Milchkühe (in Laktation)	52%	Mittelwert aus Metaanalyse: n≈215, Daten von 1985-2015	Johnson et al. (2016)
Milchkühe (in Laktation; Europa)	56%	Mittelwert aus Metaanalyse: n=82; Tiergewicht: 607 kg; Milchleistung: 25.5 kg d ⁻¹	Spek et al. (2013)
Milchkühe (in Laktation; Nordamerika)	49%	Mittelwert aus Metaanalyse: n=118; Tiergewicht: 649 kg; Milchleistung: 34.7 kg d ⁻¹	Spek et al. (2013)
Milchkühe (in Laktation)	52%	Mittelwert aus Versuch mit 4 Rationen verfüttert an Gruppen von je 12 Tieren; Milchleistung: 24.4-29.2 kg d ⁻¹ ; % Urin-N: 46-58%	Powell et al. (2017)
Rindvieh	56%		Kohn et al. (2005)
Aufzuchtrinder und nicht-laktierende Kühe	44%	Mittelwert aus Metaanalyse: n=25, Daten von 1985-2015	Johnson et al. (2016)
Mastochsen	48%	Mittelwert aus Metaanalyse: n≈50, Daten von 1985-2015	Johnson et al. (2016)
Schweine	69%	4 Rationen mit folgenden Anteilen von Urin-N am N der Gesamtausscheidung: 77%, 66%, 78%, 54%; Mittelwert: 69%	Canh et al. (1997)
Schweine	83%		Kohn et al. (2005)
Pferde	64%		Kohn et al. (2005)
Pferde	37%	MW 3 Rationen mit hohem, mittlerem und tiefem RP-Gehalt	Weir et al. (2017)
Schafe	70%		Kohn et al. (2005)
Ziegen	63%		Kohn et al. (2005)

Anhang 2

Liste der Studien zu Emissionen aus Mastpouletsställen

- Aarnink, A.A., Winkel, A., Mosquera, J., Ogink, N.W.M. 2010. Emissions of aerial pollutants from poultry houses. Proceedings of the 13-16 September 2010 Conference. ASABE Publication Number 711P0510cd. In: (eds.). Dallas Texas. p.
- Amon, M., Dobeic, M., Sneath, R.W., Phillips, V.R., Misselbrook, T.H., Pain, B.F. 1997. A farm-scale study on the use of clinoptilolite zeolite and De-Odorase(R) for reducing odour and ammonia emissions from broiler houses. *Bioresour. Technol.* 61(3): 229-237.
- Calvet, S., Cambra-Lopez, M., Estelles, F., Torres, A.G. 2011. Characterization of gas emissions from a Mediterranean broiler farm. *Poult. Sci.* 90(3): 534-542.
- Cheng, W.H., Chou, M.S., Tung, S.C. 2011. Gaseous Ammonia Emission from Poultry Facilities in Taiwan. *Environ Eng Sci* 28(4): 283-289.
- Demmers, T.G.M., Burgess, L.R., Short, J.L., Phillips, V.R., Clark, J.A., Wathes, C.M. 1999. Ammonia emissions from two mechanically ventilated UK livestock buildings. *Atmos. Environ.* 33(2): 217-227.
- Eugene, B., Moore, P.A., Li, H., Miles, D., Trabue, S., Burns, R., Buser, M. 2015. Effect of Alum Additions to Poultry Litter on In-House Ammonia and Greenhouse Gas Concentrations and Emissions. *J. Environ. Qual.* 44(5): 1530-1540.
- Gates, R.S., Casey, K.D., Wheeler, E.F., Xin, H., Pescatore, A.J. 2008. US broiler housing ammonia emissions inventory. *Atmos. Environ.* 42(14): 3342-3350.
- Groot Koerkamp, P.W.G., Metz, J.H.M., Uenk, G.H., Phillips, V.R., Holden, M.R., Sneath, R.W., Short, J.L., White, R.P., Hartung, J., Seedorf, J., Schroder, M., Linkert, K.H., Pedersen, S., Takai, H., Johnsen, J.O., Wathes, C.M. 1998. Concentrations and Emissions of Ammonia in Livestock Buildings in Northern Europe. *J. Agr. Eng. Res.* 70(1): 79-95.
- Guiziou, F., Beline, F. 2005. In situ measurement of ammonia and greenhouse gas emissions from broiler houses in France. *Biores. Technol.* 96(2): 203-207.
- Harper, L.A., Flesch, T.K., Wilson, J.D. 2010. Ammonia emissions from broiler production in the San Joaquin Valley. *Poult. Sci.* 89(9): 1802-1814.
- Hayes, E.T., Curran, T.P., Dodd, V.A. 2006. Odour and ammonia emissions from intensive poultry units in Ireland. *Biores. Technol.* 97(7): 933-939.
- Knizatova, M., Mihina, S., Broucek, J., Karandusovska, I., Macuhova, J. 2010. The influence of litter age, litter temperature and ventilation rate on ammonia emissions from a broiler rearing facility. *Czech J. Anim. Sci.* 55(8): 337-345.
- Lima, K.A.O., Moura, D.J., Carvalho, T.M.R., Bueno, L.G.F., Vercellino, R.A. 2011. Ammonia Emissions in Tunnel-Ventilated Broiler Houses. 13(4): 265-270.
- Mendes, L.B., Tinoco, I.F.F., Ogink, N.W.M., Rocha, K.S.O., Osorio, J.A.S., Santos, M.S. 2014. Ammonia emissions from a naturally and a mechanically ventilated broiler house in Brazil. 18(11): 1179-1185.
- Miles, D.M., Moore, P.A., Burns, R.T., Brooks, J.P. 2014. Ammonia and Nitrous Oxide Emissions from a Commercial Broiler House. *J. Environ. Qual.* 43(4): 1119-1124.
- Moore, P.A., Miles, D., Burns, R., Pote, D., Berg, K., Choi, I.H. 2011. Ammonia emission factors from broiler litter in barns, in storage, and after land application. *J. Environ. Qual.* 40(5): 1395-1404.
- Müller, H.-J. 2004. Gas Emissions from Poultry Houses – a Long-term Examination. *Landtechnik* 59(4): 222-223.
- Nicholson, F.A., Chambers, J., Walker, A.W. 2004. Ammonia emissions from broiler litter and laying hen manure management systems. *Biosyst. Eng.* 89(2): 175-185.
- Roumeliotis, T.S., Dixon, B.J., Van Heyst, B.J. 2010. Characterization of gaseous pollutant and particulate matter emission rates from a commercial broiler operation part II: Correlated emission rates. *Atmos. Environ.* 44(31): 3778-3786.
- van Harn, J., Aarnink, A.J.A., Mosquera, J., van Riel, J.W., Ogink, N.W.M. 2012. Effect of Bedding Material on Dust and Ammonia Emission from Broiler Houses. *Trans ASABE* 55(1): 219-226.

- Wheeler, E.F., Casey, K.D., Gates, R.S., Xin, H., Zajackowski, J.L., Topper, P.A., Liang, Y., Pescatore, A.J. 2006. Ammonia emissions from twelve US broiler chicken houses. *Trans ASABE* 49(5): 1495-1512.
- Wiedemann, S.G., Phillips, F.A., Naylor, T.A., McGahan, E.J., Keane, O.B., Warren, B.R., Murphy, C.M. 2016. Nitrous oxide, ammonia and methane from Australian meat chicken houses measured under commercial operating conditions and with mitigation strategies applied. *Anim. Prod. Sci.* 56(9): 1404-1417.
- Winkel, A., Mosquera, J., Kwikkell, R.K., Gerrits, F.A., Ogink, N.W.M., Aarnink, A.J.A. 2008. Dust emission from animal houses: broilers. Rapport 275. Wageningen, NL: Animal Sciences Group of Wageningen UR.

Anhang 3

Resultate des EAGER Workshops vom 23.-24. Januar 2008 in Winterthur

Lageremissionen von Mist

Cattle

		Emissionfactor % TAN	Source
UK	Farmyard manure (FYM)	26%* (10-48%)	Presentation T. Misselbrook (EAGER Workshop, 2008)
DE	Deep litter manure from male beef cattle, farmyard manure from suckling cows and dairy cows (tied housing)	7-27%**	Presentation B. Eurich-Menden (EAGER Workshop, 2008)
SE	Farmyard manure from cattle with straw as bedding material	77%**	Presentation L. Rodhe (EAGER Workshop, 2008)
DK	Farmyard manure cattle Deep litter manure cattle	13%** 33%**	Presentation S. Sommer (EAGER Workshop, 2008)
A	Farmyard manure dairy cattle summer Farmyard manure dairy cattle winter	18%*** 47%***	Amon et al. (2001) Presentation B. Amon (EAGER Workshop, 2008)

* One value of 1% was considered as an outlier by T. Misselbrook and was not considered for the deduction of emission rates

** TAN not given. TAN derived from N_{tot} assuming a TAN content of 30%

***The values were derived as follows:

	80 days duration of storage		
	Content FYM	Emissions	
	NH ₄ -N	NH ₃ -N	% TAN
	g/t	g	
Stacked FYM Summer	1170	205.7	18%
Stacked FYM Winter	430	201.3	47%
Composted FYM Summer	1100	552.2	50%
Composted FYM Winter	630	249.2	40%

Further values not considered for deduction of emission rates

			Source
F [§]	Farmyard manure summer Farmyard manure winter	1%* 9%*	Presentation M. Hassouna (EAGER Workshop, 2008)
I	Farmyard manure	47%*	Presentation L. Valli (EAGER Workshop, 2008)

* TAN not given. TAN derived from N_{tot} assuming a TAN content of 30%

§ Values obtained within a laboratory study

Pigs

			Source
UK	Farmyard manure	14-28%*	Presentation T. Misselbrook (EAGER Workshop, 2008)
DE	Deep litter manure	48%**	Presentation B. Eurich-Menden (EAGER Workshop, 2008)
DK	Farmyard manure pigs Deep litter manure pigs	50%** 50%**	Presentation S. Sommer (EAGER Workshop, 2008)

* One value of 82% was considered as an outlier by T. Misselbrook and was not considered for the deduction of emission rates

** TAN not given. TAN derived from N_{tot} assuming a TAN content of 50%

§ Values obtained within a laboratory study

Further values not considered for establishing of of emission rates

			Source
F [§]	Farmyard manure summer Farmyard manure winter	1%* 5%*	Presentation M. Hassouna (EAGER Workshop, 2008)

* TAN not given. TAN derived from N_{tot} assuming a TAN content of 50%

§ Values obtained within a laboratory study

Layer manure

			Source
UK		3-29%	Presentation T. Misselbrook (EAGER Workshop, 2008)
F [§]	Laying hens droppings	24%*	Presentation M. Hassouna (EAGER Workshop, 2008)
I		6%*	Presentation L. Valli (EAGER Workshop, 2008)

* TAN not given. TAN derived from N_{tot} assuming a TAN content of 60%

§ Values obtained within a laboratory study

Teilnehmerliste

Barbara Amon, University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Division of Agricultural Engineering, Wien, Austria

Ulrich Dämmgen (Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Braunschweig, Germany

Helmut Döhler, Kuratorium für Technik und Bauwesen, Darmstadt, Germany

Brigitte Eurich-Menden, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) Darmstadt, Germany

Frits K. van Evert, Plant Research International B.V., Wageningen, The Netherlands

Karin Groenestein, Animal Sciences Group, Wageningen University and Research Centre, Wageningen

Hans-Dieter Haenel, (Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Braunschweig, Germany

Mélynda Hassouna, INRA, Rennes, France

Nicolas J. Hutchings, Department of Agroecology, Danish Institute of Agricultural Sciences, Tjele, Denmark

Thomas Kupper, Swiss College of Agriculture, Zollikofen, Switzerland

Laurence Loyon, Cemagref, Rennes, France

Harry Luesink, LEI (Agricultural Economics Research Institute), Den Haag, The Netherlands

Harald Menzi, Swiss College of Agriculture, Zollikofen, Switzerland

Tom Misselbrook, IGER North Wyke, Devon, UK

Lena Rodhe, Swedish Institute of Agricultural and Environmental Engineering Uppsala, Sweden

Sven G. Sommer, Department of Agricultural Engineering, Horsens, Denmark

Laura Valli, Research Centre on Animal Production, CRPA, Reggio Emilia, Italy

Jim Webb, ADAS Wolverhampton, Wolverhampton, UK

Anhang 4

Berechnung des Futteranteils pro Mastphase am Gesamtverzehr über die gesamte Mastdauer bei Phasenfütterung der Mastschweine

Wo ¹	Verzehr ²	LG ³	Verzehr ⁴	2-Phasenfütterung		3-Phasenfütterung		
				Verzehr Ph 1	Verzehr Ph 2	Verzehr Ph 1	Verzehr Ph 2	Verzehr Ph 3
	MJ VES/Tag	kg	MJ VES/Wo	MJ VES	MJ VES	MJ VES	MJ VES	MJ VES
1	14.4	27.7	101	101		101		
2	16.2	31.9	113	113		113		
3	18.0	36.5	126	126		126		
4	19.8	41.6	139	139		99	40	
5	21.6	46.9	151	151			151	
6	23.3	52.3	163	163			163	
7	24.8	57.9	174	174			174	
8	26.2	63.5	183	79	105		183	
9	27.5	69.1	193		193		193	
10	28.7	74.7	201		201		29	172
11	29.8	80.4	209		209			209
12	30.9	86	216		216			216
13	32.0	91.6	224		224			224
14	33.1	97.2	232		232			232
15	34.1	102	239		239			239
16	35.0	107	245		245			245
Tot			2908	1045	1863	439	932	1537
A ⁵			100%	35.9%	64.1%	15.1%	32.1%	52.8%

¹ Woche der Mastperiode

² Verzehr an Energie in VES („Verdauliche Energie Schwein“). Zahlen übernommen von Agroscope Posieux (2004): Tabelle 12, S. 56.

³ Lebendgewicht am Ende der Woche. Zahlen übernommen von Agroscope Posieux (2004): Tabelle 12, S. 56.

⁴ Verzehr pro Mastwoche

⁵ Futteranteil pro Mastphase am Gesamtverzehr über die gesamte Mastdauer

Anhang 5

Verwendete Modellparameter zur Berechnung der Emissionen von perforierten Laufhofböden mittels Modellierung nach Monteny (2000)

Animals	
Number of animals	50
Urea concentration (g N/L)	4
Manure composition (g N/L)	2
Days	365
Floor	
Surface per animal (m ²)	8
Temp	10
pH	9.4
Wind speed	0.15
Pit	
Surface per animal (m ²)	8
Temp	10
pH	8.4
Wind speed	0.05
Results	
Floor (g NH ₃ /h)	36.6
Pit (g NH ₃ /h)	25.1
Total (g NH ₃ /h)	75.9
Total (g NH ₃ -N/h)	62.5
Total (kg NH ₃ -N/a/animal)	11.0
Reduction achieved compared to emissions from concrete floor	77%*

*Emission of 70% of N_{sol} excreted (i.e. 48.3 kg NH₃-N/a/animal)

Anhang 6

Ammoniakemissionen aus Rindviehställen - Literaturstudie

Bericht erstellt im Auftrag des Bundesamts für Umwelt

Juni 2019, ergänzt am 22. Oktober 2019

Zusammenfassung

In einer Literaturrecherche zu Emissionen von Ammoniak aus Rindviehställen basierend auf einer Suche in Web of Science resultierten 37 Studien mit 110 Datensätzen zu Laufställen und 7 Studien mit 15 Datensätzen zu Anbindeställen. Die Messungen erfolgten unter Praxis ähnlichen Bedingungen. Die Emissionen schwanken über rund eine Grössenordnung innerhalb von Anbindeställen und Laufställen. Im Mittel betragen die Emissionen von Anbindeställen und Laufställen $3 \text{ kg NH}_3\text{-N Kuh}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ bzw. $12 \text{ kg NH}_3\text{-N Kuh}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$. Wie erwartet liegen die Werte in der warmen Jahreszeit deutlich höher als im Winter. Als wichtige Einflussgrössen auf die Emissionen wurden die Temperatur und die Luftaustauschrate identifiziert. Der Einfluss des Bodentyps auf die Emissionen geht aus der Datenlage nicht eindeutig hervor. Die Reinigungshäufigkeit von planbefestigten Böden scheint keinen Einfluss auf die Emissionshöhe zu haben.

Die Datenlage betreffend Emissionen von Laufhöfen und Laufhof ähnlichen Flächen für Rindvieh ist schmal (4 Studien). Die Emissionshöhe streut über einen weiten Bereich (Milchkühe: rund $4 \text{ bis } 17 \text{ g NH}_3\text{-N m}^{-2} \text{ Tag}^{-1}$). Die Emissionen pro Milchkuh betragen im Mittel rund $10 \text{ kg NH}_3\text{-N Tier}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ und liegen damit ähnlich hoch wie die Emissionen aus Laufställen. Die Datenlage ist aufgrund der verwendeten Messtechnik (Kammersysteme) als unsicher einzuschätzen.

Die mit dem Modells Agrammon berechneten Emissionen für Ställe und Laufhöfe stimmen gut mit den vorhandenen Literaturwerten überein. Die Datenlage sollte dennoch mit weiteren Messungen unter Praxisbedingungen verbessert werden. Denn die bisherigen Studien bilden die Vielfalt der Produktionssysteme nur ansatzweise ab. Wichtige Grössen wie der Bodentyp von Stall und Laufhof, die Häufigkeit der Reinigung der verschmutzten Flächen sowie Rühren und Entleeren von Güllekanälen und -kellern, Nutzung von Laufhof und Warteräumen wurden bisher in den Studien nur ungenügend berücksichtigt. Ebenso fehlen Messungen von Festmistsystemen sowie Untersuchungen von weiteren Rindviehkategorien weitgehend. Es sind Messkonzepte zu verwenden, welche die Emissionen der ganzen Produktion (Stall und Laufhof) erfassen können. Die Verbesserung der Datenlage ist eine Voraussetzung für zuverlässigere Emissionsrechnungen mittels Agrammon, insbesondere für einzelbetriebliche Anwendungen.

1. Ausgangslage und Zielsetzung

Im Rahmen des Göteborg-Protokolls der UNECE Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung ist die Schweiz verpflichtet, regelmässig über den aktuellen Stand der Ammoniakemissionen zu berichten. Die Berechnung der Emissionen erfolgt mit dem Modell Agrammon. Es handelt sich um ein Tier 3 Stofffluss Modell. Im Rahmen der Emissionsrechnungen für die Erstellung der Inventare ist dafür zu sorgen, dass die von den verschiedenen Ländern verwendeten Modelle hinsichtlich der verwendeten Parameter auf validen wissenschaftlichen Grundlagen sowie auf dem aktuellen Wissensstand basieren und konsistent sind.

In diesem Zusammenhang wurde ein Literaturreview über Emissionen aus Rindviehställen durchgeführt. Soweit verfügbar wurden Resultate des Emissionsversuchsstalls (EVS) für Milchvieh in Tänikon eingeschlossen. Weiter erfolgte eine Überprüfung der Datenlage zu Emissionen aus Laufhöfen für Rindvieh. Die Emissionsdaten wurden mit den Resultaten verglichen, welche aus Berechnungen mit dem Agrammon Modell resultieren.

2. Datenquellen für die Literaturrecherche

Die Literaturrecherche zu Emissionen von Ammoniak aus Rindviehställen erfolgte mittels Suche mit Web of Science²³ (Suchbegriffe ammonia and emission and cattle or cow, and hous* or build* not pig not sow). Die Suche ergab 230 Treffer. Die grosse Anzahl Treffer erforderte ein weiteres Screening. Dabei wurden ausschliesslich Daten aus peer review Publikationen verwendet, welche aus Praxis ähnlichen Studien stammen. Modellansätze wurden nicht berücksichtigt. Zudem bildete die Metaanalyse von Poteko et al. (2019) eine wichtige Grundlage für die Daten.

Eine Suche in Web of Science mit den Begriffen ammonia, emission, cattle or cow, outdoor yard or exercise yard or feed yard führte zu 17 Treffern. Davon enthielten 4 Publikationen Daten zu Emissionen von Flächen, welche mit denjenigen eines Laufhofs vergleichbar sind.

²³ http://apps.webofknowledge.com/UA_GeneralSearch_input.do?product=UA&search_mode=GeneralSearch&SID=Y1nBhfRE5bdzcjqobGU&preferencesSaved=

3. Resultate und Diskussion

3.1 Datengrundlage und experimentelle Ansätze Rindviehställe

Insgesamt wurden rund 50 Publikationen zu Emissionen aus Rindviehställen einbezogen. Ein grosser Teil (44) davon ist in der Metaanalyse von Poteko et al. (2019) enthalten, welche hier weiter analysiert wurden. Davon wurden in 37 Studien Emissionen von Laufställen und in 7 Studien Emissionen von Anbindeställen gemessen. Die Daten stammen fast ausschliesslich von Studien über Milchkühe. Andere Tierkategorien wurden kaum untersucht.

Zur Messung der Emissionen von Rindviehställen kommen die folgenden Methoden zur Anwendung:

- Bei freier Lüftung gemäss Ogink et al. (2013): i) Methode basierend auf der Differenz von Konzentration und Luftaustauschrate, ii) Tracer-Ratio-Methode, iii) Fluss Sammlern (z.B. Ferm Tubes), iv) Kammerrmessungen, v) Ausbreitungsmodellierung
- Bei Zwangslüftung kann zusätzlich der Massenfluss des Gases bestimmt werden mittels Messung der Konzentration in der Abluft und der Messung des Luftstroms).

Der grösste Teil der in den Studien untersuchten Laufställen hatte eine freie Lüftung (n=26) und 11 Studien wurden in zwangsbelüfteten Systemen durchgeführt. 12 Studien in Ställen mit freier Lüftung wendeten die Tracer-Ratio-Methode an. 2 Studien basieren auf Kammerrmessungen und eine Studie auf Fluss Sammlern. Die übrigen Studien basieren auf Methode i) («Differenz von Konzentration und Luftaustauschrate»).

3.2 Datengrundlage und experimentelle Ansätze Laufhof

Total wurden 4 Publikationen zu Emissionen aus Laufhof oder Laufhof ähnlichen Flächen einbezogen. Misselbrook et al. (2006), Misselbrook et al. (2001) und Pereira et al. (2010) bestimmten die Emissionen mittels Kammersystemen. Die von Keck (1997) verwendete Methode ist nicht bekannt. Vermutlich kam hier ebenfalls ein Kammersystem zur Anwendung.

3.3 Emissionen aus Rindviehställen

Die Daten zu Ammoniakemissionen aus Rindviehställen gemäss der vorliegenden Literaturrecherche sind in Tabelle 7 angegeben. Die Datengrundlage ist für Anbindeställe mit 7 Studien und 15 Datensätzen relativ schmal. Sechs Studien stammen aus den 1990er Jahren und eine von 2008. Die 37 Studien für Laufställe wurden im Zeitraum 1990 bis 2015 durchgeführt. Rund ein Drittel der Studien stammen je aus den 1990er Jahren sowie den Zeitabschnitten 2000 bis 2010 und 2011 bis 2015. Die Daten basieren hier mindestens teilweise auf relativ neuen Studien und man kann demnach von aktuellerer Messtechnik im Vergleich zu den Studien über Anbindeställen ausgehen. Die Datenlage ist mit 110 Datensätzen auch deutlich breiter.

Die Emissionen schwanken über rund eine Grössenordnung sowohl bei Anbindeställen als auch bei Laufställen (2 bis 10 kg NH₃-N Kuh⁻¹ Jahr⁻¹ und 0.5 bis 75 kg NH₃-N Kuh⁻¹ Jahr⁻¹). Die Medianwerte sind etwas niedriger als die Mittelwerte, was auf eine Verzerrung der Daten durch hohe Maximalwerte hindeutet. Im Sommer liegen die Emissionen rund doppelt so hoch im Vergleich zum Winter. Im Mittel betragen die Emissionen von Anbindeställen und Laufställen 3 kg NH₃-N Kuh⁻¹ Jahr⁻¹ bzw. 12 kg NH₃-N Kuh⁻¹ Jahr⁻¹ (Medianwerte). Bluteau et al. (2009) bestimmten für zwei Anbindeställe Emissionen von 2 und 4 kg NH₃-N Tier⁻¹ Jahr⁻¹ (Winter und Sommer) in zwei Ställen, wobei rund ein Drittel bis die Hälfte der Herde Aufzuchttrinder und der Rest Milchkühe in Laktation waren.

Tabelle 7: Emissionen aus Rindviehställen basierend auf Messungen von Ställen für Milchkühe. Aufgeführt sind: Anzahl Messwerte (n), Mittelwert (MW), Median, Minimum (Min) und Maximum (Max) für die Jahreszeiten Winter, Frühjahr/Herbst (Übergangszeit), und Sommer sowie auf ein Jahr umgerechnet der Emissionen in g NH₃ GV⁻¹ Tag⁻¹ (GV eine Kuh mit 500 kg Lebendgewicht) sowie umgerechnet in kg NH₃-N Kuh⁻¹ Jahr⁻¹ und in Prozent des von den Tieren ausgeschiedenen TAN (TAN: Total Ammoniacal Nitrogen (engl.; der TAN wird dem löslichen Stickstoff in den Ausscheidungen gleichgesetzt). Datengrundlage Anbindestall und Laufstall: vor allem Studien aufgeführt in Poteko et al. (2019). Unten zum Vergleich: Daten aus Messungen EVS Tänikon sowie Emissionen berechnet mittels Modell Agrammon

	Winter	Übergangszeit	Sommer	Winter	Übergangszeit	Sommer	Jahr*	
	g NH ₃ GV ⁻¹ Tag ^{-1**}			kg NH ₃ -N Kuh ⁻¹ Jahr ^{-1***}			% TAN#	
Anbindestall								
n	2	5	8	2	5	8	15	
MW	6	6	14	2	3	5	4	7%
Median	6	6	13	2	2	5	3	5%
Min	4	4	4	2	2	2	2	2%
Max	8	9	26	3	4	10	10	17%
Laufstall								
n	15	61	34	15	61	34	110	
MW	25	35	46	10	14	18	15	24%
Median	19	31	31	7	12	12	12	19%
Min	5	4	1	2	1	0.5	0.5	1%
Max	88	142	191	34	56	75	75	121%
Studien 1 und 2 mit Resultaten von EVS Tänikon (Laufstall; aus Folien prä. an Baufachleutetagung)								
1##	35	38	41	14	15	16	15	24%
2###per	24	31	46	10	12	18	13	21%
2###plan	21	33	43	8	13	17	13	21%
Laufstall Modell Agrammon								
§	-	-	-	-	-	-	14	23%

*Mittlere Jahresemission

**GV eine Kuh mit 500 kg Lebendgewicht

***Angenommenes Lebendgewicht einer Kuh: 650 kg

Emission in Prozent TAN gerechnet auf ein Jahr. Angenommene Ausscheidung: 61.5 kg TAN pro Kuh und Jahr (Mittelwert Ausscheidung Milchkühe 2015 gemäss Emissionsinventar 2015 (Kupper et al., 2018)).

Studie 1 Fressstände für Milchkühe I - Erste Ergebnisse der Emissionsmessungen (23.11.2017), Sabine Schrade; Emissionen vom Laufhof sind eingeschlossen.

Studie 2 Vergleich von perforierten und planbefestigten Laufflächen bei Milchvieh – Ammoniak- und Treibhausgas-Emissionen 20.11.2018), Sabine Schrade; per: perforierter Boden; pl: planbefestigter Boden; Emissionen vom Laufhof sind nicht eingeschlossen.

§ Angenommene Ausscheidung: 61.5 kg TAN pro Kuh und Jahr (Mittelwert Ausscheidung Milchkühe des Emissionsinventars 2015 gemäss Kupper et al. (2018)); Modellparameter: abgebildet ist ein häufiger Fall aus der Praxis mit Laufstall mit Produktion von Vollgülle, Boden des Laufhofs: planbefestigt, keine Verabreichung von Grundfutter im Laufhof, Zugang zum Laufhof: 365 Tage pro Jahr, keine Weide.

Die Verluste in Prozent TAN liegen bei 19% und 5% für Laufställe bzw. Anbindeställe (Tabelle 7). Die Messungen im EVS Tänikon zeigen mit Jahresemissionen von 21% bis 24% TAN ähnliche Resultate wie die Daten aus der Literatur für Laufställe.

Die Daten aus der Literatur basieren auf Systemen ohne Laufhof. Systeme, wie sie in der Schweiz üblich sind (BTS), werden damit nicht abgedeckt. Die Resultate von Schrade et al. (2012), welche zumindest teilweise die Emissionen von Laufhöfen enthalten, liegen bei 14.1-15.9% TAN (Annahmen betr. N- Ausscheidung gleich wie in Fussnote von Tabelle 7). Die Studie 1 von Agroscope im EVS (Tabelle 7) berücksichtigte ebenfalls die Emissionen

vom Laufhof. Die berechnete Emission beträgt 24% TAN. Diese Werte stimmen mit der mittels Agrammon gerechneten Verlusten von 23% TAN gut überein.

Bougouin et al. (2016) geben im Rahmen einer Meta-Analyse für Laufställe Emissionen von 12 und 15 kg NH₃-N Kuh⁻¹ Jahr⁻¹ für Laufställe mit Spaltenboden bzw. Festboden an. In dieser Studie sind auch Messungen aus warmen Regionen (USA, Südeuropa) enthalten, welche im Vergleich zu mitteleuropäischen klimatischen Bedingungen höhere Werte aufweisen. Dennoch stimmen die Werte mit denjenigen von Tabelle 7 relativ gut überein. Hristov et al. (2011) geben Emissionen von 21 kg NH₃-N Kuh⁻¹ Jahr⁻¹ an, die sie im Rahmen eines Reviews von 31 Datensätzen bestimmt hatten. Huang und Guo (2017) sowie Schmitthausen et al. (2018) fanden Emissionen von 21 kg NH₃-N Kuh⁻¹ Jahr⁻¹ bzw. 10 kg NH₃-N Kuh⁻¹ Jahr⁻¹ in Laufställen mit freier Lüftung.

Maasikmets et al. (2015)²⁴ geben für Anbinde- und Laufstall ähnlich hohe Emissionen an. Die Messungen erfolgen mittels Kammer-System (0.5 m²) an 8 Stellen im Anbindestall und 4 Stellen im Laufstall. Die Konzentrationsmessung basiert auf Dräger X-am 7000 (Dräger AG & Co. KGaA, Lübeck, Germany; elektrochemische Gasanalyse). Die Resultate des Drägersystems wurde mittels Vergleichen mit einem Picarro (cavity ring-down spectroscopy (WSCRDS) analyser Picarro G2103 (Picarro Inc., Santa Clara, California, USA) basierend auf Kalibriergas und Messungen im Laufstall überprüft. Die bestimmten Emissionsfaktoren wurden mittels Konzentrationsmessungen mit Passivsammlern in der Umgebung der Ställe und einem Dispersionsmodell validiert. Dabei wurde eine gute Übereinstimmung zwischen den modellierten und gemessenen NH₃-Werten gefunden.

Diese Ergebnisse (etwa gleich hohe Emissionen aus Anbinde- und Laufstall) sind nicht plausibel. Sie könnten wie folgt zu erklären sein:

- Kleine Beprobungsflächen, niedrige Anzahl Probenahmestellen
- Die Validierung mittels Konzentrationsmessungen und Dispersionsmodell ist aus den folgenden Gründen fraglich:
 - Die Beschreibung des Vorgehens ist rudimentär und lässt sich daher nicht überprüfen.
 - Aufgrund der Verteilung der Passivsammler erscheint es als unwahrscheinlich, dass eine Anwendung eines Dispersionsmodells überhaupt möglich ist.

Daher ist mE zu empfehlen, die Werte dieser Studie nicht als Grundlage zur Herleitung von Emissionsfaktoren für Emissionsinventare zu verwenden.

3.4 Einflussfaktoren auf Emissionen aus Rindviehställen

Poteko et al. (2019) untersuchte verschiedene Einflussfaktoren und Abhängigkeiten der Emissionen aus Rindviehställen. Die wichtigsten Schlüsse sind wie folgt: (i) zwischen den Emissionen von NH₃ und CH₄ besteht eine enge Korrelation. (ii) Die Emissionen in Laufställen steigen mit zunehmender Temperatur an. Dies stimmt mit Sanchis et al. (2019) überein. Im Rahmen einer Metaanalyse fanden diese eine Zunahme der Emissionen um 1.47 NH₃ g pro Kuh und Tag pro Zunahme um ein Grad Celsius. In der gleichen Studie wurde ein Anstieg der Verluste von 0.007 NH₃ g pro Kuh und Tag je Erhöhung der Luftaustauschrate um 100 m³ pro Kuh und Stunde gefunden. (iii) Die Emissionen in Laufställen unterscheiden sich gemäss Poteko et al. (2019) nicht zwischen Systemen mit planbefestigten und perforierten Böden.

²⁴ Daten nicht in Tabelle 7 aufgeführt

Dagegen fanden Baldini et al. (2016) nur etwa halb so hohe Emissionen von perforierten Laufflächen im Vergleich zu planbefestigten Laufflächen auf zwei Betrieben, die mit einem Schieber fünf Mal bzw. zwei Mal pro Tag gereinigt wurden. Die niedrigste Emission resultierte von einer planbefestigten Lauffläche mit 3% Gefälle, welche zwei Mal pro Tag à je 10 Min. mit 150 L pro Sekunde mit der flüssigen Phase von separierter Gülle gespült wurde. Die Verluste lagen um ca. 50% niedriger im Vergleich zum Betrieb mit perforierten Flächen. Pereira et al. (2011) fanden in einer Modellstudie höhere Emissionen von planbefestigten Böden im Vergleich zu perforierten Böden. Der mit der Studie abgedeckte Temperaturbereich lag zwischen 5 und 25°C. Schiefler (2013) verglich die Emissionen von Stallabteilen (perforierter Boden) mit intensiver Durchmischung (iD) der Gülle (zweimal täglich à je 30 Minuten) und mit wenig intensiver Durchmischung (wD). Beide Abteile iD und wD hatten einen gemeinsamen, nicht abgetrennten Güllekeller. Abteil iD lag direkt angrenzend an das Rührwerk, Abteil wD in ca. 15 m Entfernung davon, was zu einer intensiven bzw. wenig intensiven Durchmischung der Gülle in den Abteilen iD und wD führte. Zusätzlich wurden die Emissionen von einem Abteil mit planbefestigtem Boden gemessen. Die Emissionen nahmen zu vom Abteil mit perforiertem Boden $wD < \text{Abteil mit planbefestigtem Boden} < \text{Abteil mit perforiertem Boden iD}$. Die Emissionen betragen 19, 22 und 24 kg $\text{NH}_3\text{-N Kuh}^{-1} \text{Jahr}^{-1}$. Das intensive Homogenisieren der Gülle unter dem perforierten Boden führte im Jahresmittel demnach zu signifikant höheren Emissionen (+29%) im Vergleich zum weniger intensiven Homogenisieren.

Studien zum Einfluss der Häufigkeit der Reinigung von planbefestigten Flächen sind nur vereinzelt verfügbar. Braam et al (1997) fanden keinen Unterschied zwischen den Emissionen eines Laufstalls mit Spaltenbodens und einem nicht geneigten, planbefestigtem Boden bei einer Reinigungshäufigkeit mittels Schieber von 12 Mal pro Tag. Eine Erhöhung auf 96 Mal pro Tag bewirkte eine Emissionsreduktion um 5%. Ellis et al. (2001) fanden keinen signifikanten Effekt der Reinigung des befestigten Bodens eines nicht überdachten Bereichs eines Laufstalls. Moreira und Satter (2006) fanden keinen Einfluss der Häufigkeit der Reinigung auf die Höhe der Emissionen. Allerdings basieren ihre Ergebnisse auf dem N-P Verhältnis in der Gülle und nicht auf Emissionsmessungen. Winter und Linke (2017) fanden in einem Laufhof mittels Kammermessungen nach dem Einsatz eines Schiebers um 8% tiefere Emissionen als vor dem Schieber. Die Emissionen stiegen mit zunehmendem Verschmutzungsgrad des Bodens an.

3.5 Emissionen von Laufhöfen für Rindvieh

3.5.1 Emissionsmessungen

Tabelle 8 zeigt die Emissionen von Laufhöfen und Laufhof ähnlichen Flächen für Rindvieh. Die meisten Daten stammen aus Grossbritannien und umfassen Flächen, auf welchen sich die Tiere periodisch aufhalten (z.B. vor dem Melken (Collecting yard) oder zur Fütterung; Feeding yard). Die Aufenthaltsdauer von 3 bis 5 Stunden (Misselbrook et al., 2006) ist vergleichbar mit derjenigen, die im Modell Agrammon für die Option keine Fütterung von Grundfutter im Laufhof von 1 bis 2 Stunden pro Tag sowie Fütterung von Grundfutter teilweise im Laufhof von 3 bis 4 Stunden pro Tag implementiert ist (Kupper, 2018). Die Emissionshöhe streut über einen weiten Bereich (Milchkühe: rund 4 bis 17 g $\text{NH}_3\text{-N m}^{-2} \text{Tag}^{-1}$). Wie bei den Emissionen aus Rindviehställen liegen die Verluste im Sommer höher als in den kühleren Jahreszeiten. Die Emissionen pro Milchkuh betragen im Mittel rund 10 kg $\text{NH}_3\text{-N Tier}^{-1} \text{Jahr}^{-1}$ und erreichen bis zu 30 kg $\text{NH}_3\text{-N Tier}^{-1} \text{Jahr}^{-1}$ (Masttiere: im Mittel rund 7 kg $\text{NH}_3\text{-N Tier}^{-1} \text{Jahr}^{-1}$ und bis zu 16 kg $\text{NH}_3\text{-N Tier}^{-1} \text{Jahr}^{-1}$). Die hier bestimmten Emissionen sind also wesentlich und liegen teilweise ähnlich hoch wie diejenigen aus Ställen. Aufgrund

der Anwendung von Kammern für die Messungen sind die Daten jedoch als unsicher einzuschätzen²⁵.

Zum Vergleich können auch Studien von Feedlots beigezogen werden. Die Verhältnisse zur Bildung von Emissionen dürfte ähnlich sein wie bei Laufhöfen (freie Anströmung der emittierenden Flächen, nicht automatisierte Reinigung der verschmutzten Flächen). McGinn und Flesch (2018) und Waldrip et al. (2014) bestimmten Emissionen von rund 25 bis 35 kg NH₃-N Tier⁻¹ Jahr⁻¹ für Masttiere. Bei Milchkühen und unter sehr warmen Bedingungen können die Emissionen um einen Faktor von rund 3 höher liegen (Todd et al., 2015). Diese Zahlen sind jedoch eher als Maximalwerte für Emissionen von Laufhöfen zu betrachten.

Tabelle 8: Emissionen von Laufhöfen und Laufhof ähnlichen Flächen für Rindvieh in g NH₃-N m⁻² Tag⁻¹ sowie umgerechnet in kg NH₃-N Tier⁻¹ Jahr⁻¹

		g NH ₃ -N m ⁻² Tag ⁻¹	kg NH ₃ -N Tier ⁻¹ Jahr ⁻¹	Quelle
Milchkühe	Laufhof	4.3	-	Keck (1997)
Milchkühe	Collecting yard	4.9	-	Misselbrook et al. (2001)
Milchkühe	Collecting yard	6.7	-	Misselbrook et al. (2001)
Milchkühe	Feeding yard	17	-	Misselbrook et al. (2001)
Milchkühe	Laufhof	3.1	-	Pereira et al. (2010)
Milchkühe	Laufhof	3.8	-	Pereira et al. (2010)
Milchkühe	Collecting yard	5.5-13	1.4-30	Misselbrook et al. (2006)
Masttiere	Feeding yard	5.3		Misselbrook et al. (2001)
Masttiere	Feeding yard	1.0-8.6	2.5-16	Misselbrook et al. (2006)

3.5.2 Beobachtungen von Aufenthalt und Ausscheidungsverhalten der Tiere

In diesem Kapitel werden Studien mit Beobachtungen von Aufenthalt und Ausscheidungsverhalten der Tiere zusammenfassend dokumentiert im Hinblick auf allfällige Rückschlüsse auf den Anfall von TAN in Laufhöfen.

Die einzigen Untersuchungen von Laufhöfen, welche schweizerischen Bedingungen entsprechen stammen von Kaufmann et al. (1997) und Van Caenegem, Krötzl Messerli (1997). Die wichtigsten Ergebnisse in Kürze: durchschnittliche Aufenthaltsdauer von rund einer Stunde pro Milchkuh und Tag bzw. 5% der Aufenthaltszeit der Tiere (Van Caenegem, Krötzl Messerli, 1997), Ausscheidung von 7% bzw. 5% des Harns und Kots im Laufhof (Kaufmann et al., 1997); Laufhof ohne Raufen, Tränkeeinrichtungen oder Kratzbürsten; Verlängerung der Nutzungsdauer, falls solche Einrichtungen vorhanden sind.

Tabelle 9 zeigt die zeitliche Verteilung der Aktivitäten Liegen, Fressen, Melken/Wartezeit, Laufen/Stehen und Aufenthalt Laufhof von Milchkühen. Am weitaus meisten Zeit fällt auf Liegen (in den Liegeboxen; rund 50% des Tages) und Fressen (rund 25% des Tages). Etwa 10% entfällt auf Melken inkl. Wartezeit. Den Rest der Zeit (ca. 4 h bzw. gut 15% des Tages entfällt auf die übrigen Aktivitäten. Diese können je nach Ausstattung ganz oder teilweise im Laufhof stattfinden. Oder umgekehrt: rund 75% der Zeit liegen keine Aktivitäten vor, die den Laufhof betreffen. Während dieser Zeit können damit auch keine Exkremete auf den Laufhof ausgeschieden werden. Bei Fütterung im Laufhof gelangen vermehrt Exkremete aus die Laufhoffläche. Liegen im Laufhof (Van Caenegem, Krötzl Messerli, 1997) kommt kaum vor.

²⁵ Limitierungen von Kammermessungen: Schwierigkeit einer repräsentativen Beprobung der emittierenden Flächen aufgrund von deren räumlichen Heterogenität; Interaktionen Kammern-emittierende Flächen; Kammermessungen sind nur möglich bei Abwesenheit der Tiere. Es ist jedoch von einer Beeinflussung der Emissionen aufgrund der Aktivitäten der Tiere auszugehen (Ogink et al., 2013).

Tabelle 9: Verteilung der Aktivitäten von Milchkühen in Laufställen innerhalb eines Tages in Stunden

Liegen	Fres- sen	Melken, Wartezeit	Laufen, Stehen*	Aufenthalt Laufhof**	Land	Quelle
~10					AU	Whistance et al., 2007)
~11 (9-13)					US	von Keyserlingk et al., 2012
13	6	2.4	1.4	1.2	CH	Van Caenegem, Krötzl Messerli (1997)
12-14	5-6	2-3	3-5	-	AT	Landwirtschaftskammer Oberöster- reich (2015)

*innerhalb Stall;

**Anteil der Aufenthaltszeit im Laufhof: 47% keine sichtbare Aktivität; 39% Wiederkauen, 9% eigene und gegenseitige Körperpflege, 8% Fortbewegung

Aland et al. (2002) beobachteten in einem Anbindestall 9 Ereignisse mit Absetzen von Harn und 16 Ereignisse mit Absetzen von Kot pro Tag (Tabelle 10). Letzteres trat am häufigsten während Fressen und Melken, am wenigsten häufig während der Ruhezeit ein (Ruhezeit war nicht näher definiert; vermutlich Stehen und Liegen). Während dieser, welche 15 h pro Tag betrug, fanden 25% der Ereignisse mit Absetzen von Kot jedoch kein Harnen statt. Whistance et al. (2007) fanden während der ersten Stunde nach dem Melken am wenigsten Ereignisse mit Absetzen von Kot.

Robichaud et al. (2011) beobachteten dagegen ein gleichmässige Absetzen von Harn und Kot über den Verlauf eines Tages. Ein Zusammenhang zwischen Laktationsstadium, Milchproduktion, Körpergewicht und Wasseraufnahme konnte nicht festgestellt werden. Mit je 30 bis 40% Anteil waren die Futterachse und der Bereich der Liegeboxen diejenigen Bereiche, in welchen Kot und Harn am häufigsten abgesetzt wurde.

Selbie et al. (2015) berichteten von 10 Ereignisse mit Absetzen von Harn pro Tag auf der Weide. Das Volumen an Harn betrug pro Vorgang: 2.1 L.

Tabelle 10: Absetzen von Harn und Kot durch Milchkühen: Anzahl Ereignisse pro Tag

Land	Untersuchung	Absetzen Harn	Absetzen Kot	Quelle
SE	Anbindestall	9	16	Aland et al. (2002)
CA	Boxenlaufstall	7 (3-16)	10 (3-18)	Robichaud et al. (2011); Experiment 1
CA	Boxenlaufstall	9 (6-15)	15 (9-23)	Robichaud et al. (2011); Experiment 2
-	Weide	10-12	-	Selbie et al. (2015)

Die Informationen zu den Aktivitäten von Milchkühen in Laufställen (Tabelle 9) kombiniert mit dem Verhalten im Zusammenhang mit dem Absetzen der Exkremete (Tabelle 10) ermöglicht eine Abschätzung des TAN Anfalls im Laufhof. Man kann davon ausgehen, dass Milchkühe die Hälfte der Tageszeit mit Liegen verbringen. Bei gleichmässigem Absetzen der Exkremete im Verlauf eines Tages oder übermässig hohem Anteil von Absetzen von Harn und Kot im Bereich der Liegeboxen (vor allem beim Aufstehen; Robichaud et al., 2011) und im Bereich der Fressachse, kann maximal die Hälfte der Exkremete in den Laufhof gelangen. Die angenommene Aufenthaltsdauer im Laufhof von >10 h pro Tag und der Anteil von 60% Anfall der Ausscheidungen im Laufhof für die Kategorie Fütterung (Grundfutter) ganz im Laufhof dürfte zu hoch sein. Die Anteile Anfall der Ausscheidungen im Laufhof für die beiden übrigen Kategorien Fütterung im Stall und Fütterung (Grundfutter) teilweise im Laufhof stimmen jedoch gut mit den Angaben aus der Literatur überein, wenn man

berücksichtigt, dass eine Ausstattung des Laufhofs mit Kratzbürste, was heute oft der Fall ist, die Aufenthaltsdauer der Tiere im Laufhof und damit den Anfall der Ausscheingen in den Laufhof erhöht.

3.6 Ergänzungen nach Abschluss des Berichts

Maasikmets et al. (2015) geben für Anbinde- und Laufstall ähnlich hohe Emissionen an. Die Messungen erfolgen mittels Kammersystem (0.5 m²) an 8 Stellen im Anbindestall und 4 Stellen im Laufstall. Die Konzentrationsmessung basiert auf Dräger X-am 7000 (Dräger AG & Co. KGaA, Lübeck, Germany; elektrochemische Gasanalyse). Die Resultate des Drägersystems wurde mittels Vergleichen mit einem Picarro (cavity ring-down spectroscopy (WSCRDS) analyser Picarro G2103 (Picarro Inc., Santa Clara, California, USA) basierend auf Kalibriergas und Messungen im Laufstall überprüft. Die bestimmten Emissionsfaktoren wurden mittels Konzentrationsmessungen mit Passivsammlern in der Umgebung der Ställe und einem Dispersionsmodell validiert. Dabei wurde eine gute Übereinstimmung zwischen den modellierten und gemessenen NH³-Werten gefunden.

Diese Ergebnisse (etwa gleich hohe Emissionen aus Anbinde- und Laufstall) sind nicht plausibel. Sie könnten wie folgt zu erklären sein:

- Kleine Beprobungsflächen, niedrige Anzahl Probenahmestellen
- Die Validierung mittels Konzentrationsmessungen und Dispersionsmodell ist aus den folgenden Gründen fraglich:
 - Die Beschreibung des Vorgehens ist rudimentär und lässt sich daher nicht überprüfen.
 - Aufgrund der Verteilung der Passivsammler erscheint es als unwahrscheinlich, dass eine Anwendung eines Dispersionsmodells überhaupt möglich ist.

Daher ist zu empfehlen, die Werte dieser Studie nicht als Grundlage zur Herleitung von Emissionsfaktoren für Emissionsinventare zu verwenden.

4. Schlussfolgerungen

Die folgenden Erkenntnisse aus der vorliegenden Analyse sind relevant für die Modellrechnungen mit Agrammon:

Die Emissionsfaktoren für Laufställe des Modells Agrammon ohne Laufhof (18.1% TAN) stimmen überraschend gut mit Werten aus der Literatur überein (meist im Bereich 20% TAN). Bei Anbindeställen liegt der in Agrammon verwendete Emissionsfaktor (6.7% TAN) etwas höher als die Werte aus der Literatur (5% TAN).

Agrammon unterscheidet nicht zwischen den Emissionen von planbefestigten und perforierten Böden. Die Daten aus der Literatur sind nicht eindeutig. Die schweizerischen Messungen beim EVS zeigen keine Differenzen hinsichtlich Emissionen der beiden Bodentypen. Zur Reinigungshäufigkeit mittels Schieber liegen nur wenige Daten vor. Diese deuten auf einen geringen Einfluss der Reinigungshäufigkeit hin. Daher drängt sich in Agrammon momentan keine Differenzierung der Emissionen nach Bodentypen und Reinigungshäufigkeit auf.

Die Emissionen von Laufhöfen, obwohl auf empirischen Annahmen und Extrapolation von Messdaten basierend, scheinen in Agrammon adäquat abgebildet zu sein bzw. stimmen überraschend gut überein mit Messungen, welche sowohl Laufstall und Laufhof umfassen. Allerdings sind die Unsicherheiten gross, da die Datengrundlage sehr schmal ist (wenige Messungen von Laufställen, welche Laufhöfe miteinschliessen; Emissionen von Laufhöfen und Laufhof ähnlichen Flächen für Rindvieh sind als unsicher einzuschätzen).

Insgesamt ist die Datengrundlage mit rund 50 Studien mit Messungen der Emissionen von Laufställen und weniger als 10 Studien zu Anbindeställen schmal. Daten von älteren Messungen (rund ein Drittel der Studien) sind mit Vorsicht zu verwenden, da die Unsicherheit aufgrund der verwendeten Messtechnik als hoch einzuschätzen ist. Neuere Methoden (Tracer-Ratio-Methode, Ausbreitungsmodellierung) sind als zuverlässiger einzuschätzen.

Zu einem grossen Teil erfolgten die Messungen in Versuchsställen, welche unter praxisnahen Bedingungen bewirtschaftet wurden. Dennoch können solche Messungen die Breite der Bedingungen, welche in der Praxis zu erwarten sind, kaum ausreichend abdecken. Für Festmistsysteme sind zudem kaum Messungen vorhanden. Die Emissionen von Laufhöfen sind zudem nur ungenügend untersucht

Insgesamt sollte die Datenlage mit weiteren Messungen unter Praxisbedingungen vergrössert werden. Dabei sollte die Vielfalt der Produktionssysteme abgebildet werden. Wichtige Grössen sind der Bodentyp von Stall und Laufhof, die Häufigkeit der Reinigung der verschmutzten Flächen sowie Rühren und Entleeren von Güllekanälen und -kellern sowie die Nutzung von Laufhof und Warteräumen. Es sind Messkonzepte zu verwenden, welche die Emissionen der ganzen Produktion (Stall, Laufhof, Warteraum Melkstand) erfassen können. Zudem könnte sich auch mit der Verwendung von neuen Technologien (z.B. Melkroboter anstatt Melkstand) die Verschmutzung der Flächen oder die Grösse der verschmutzten Flächen verändern. Solche Entwicklungen sollten in künftige Messaktivitäten möglichst einfließen. Messkonzepte, welche die Emissionen der ganzen Produktion (Stall und Laufhof) erfassen können, sind zu bevorzugen.

5. Literatur

- Aland, A., Lidfors, L., Ekesbo, I. 2002. Diurnal distribution of dairy cow defecation and urination. *Appl. Anim. Behav. Sci.* 78(1): 43-54.
- Baldini, C., Borgonovo, F., Gardoni, D., Guarino, M. 2016. Comparison among NH₃ and GHGs emissive patterns from different housing solutions of dairy farms. *Atmos. Environ.* 141: 60-66.
- Bluteau, C.V., Masse, D.I., Leduc, R. 2009. Ammonia emission rates from dairy livestock buildings in Eastern Canada. *Biosyst. Eng.* 103(4): 480-488.
- Bougouin, A., Leytem, A., Dijkstra, J., Dungan, R.S., Kebreab, E. 2016. Nutritional and Environmental Effects on Ammonia Emissions from Dairy Cattle Housing: A Meta-Analysis. *J. Environ. Qual.* 45(4): 1123-1132.
- Braam, C.R., Ketelaars, J., Smits, M.C.J. 1997. Effects of floor design and floor cleaning on ammonia emission from cubicle houses for dairy cows. *Neth. J. Agric. Sci.* 45(1): 49-64.
- Ellis, S., Webb, J., Misselbrook, T., Chadwick, D. 2001. Emission of Ammonia (NH₃), Nitrous Oxide (N₂O) and Methane (CH₄) From a Dairy Hardstanding in the UK. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 60(1-3): 115-122.
- Flisch, R., Sinaj, S., Charles, R., Richner, W. 2009. Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau - Kapitel 11-14. *Agrarforschung* 16(2): 50-71.
- Hristov, A.N., Hanigan, M., Cole, A., Todd, R., McAllister, T.A., Ndegwa, P.M., Rotz, A. 2011. Review: Ammonia emissions from dairy farms and beef feedlots. *Can. J. Anim. Sci.* 91(1): 1-35.
- Huang, D.D., Guo, H.Q. 2017. Diurnal and seasonal variations of odor and gas emissions from a naturally ventilated free-stall dairy barn on the Canadian prairies. *J. Air Waste Manage. Assoc.* 67(10): 1092-1105.
- Kaufmann, R., Keck, M., Wettstein, H. 1997. Reinigung befestigter Laufhöfe. Geringere Arbeitszeit, Kosten und Umweltbelastung dank optimierter Verfahrenstechnik- FAT-Berichte Nr. 497. pp 13.
- Keck, M. 1997. Ammonia emission and odour thresholds of cattle houses with exercise yards. In: Voermans, J. A. M., Monteny, G. J., (eds.). Ammonia and odour emissions from animal production facilities, Proceedings of the International Symposium. Research Station for Pig Husbandry (PV), Rosmalen. p 349-354.
- Kupper, T. 2018. Dokumentation Technische Parameter Modell Agrammon (Stand 2018) (<http://www.agrammon.ch/dokumente-zum-download/>). Berner Fachhochschule. Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften, Zollikofen.
- Kupper, T., Bonjour, C., Menzi, H., Bretscher, D., Zaucker, F. 2018. Ammoniakemissionen in der Schweiz: Neuberechnung 1990-2015 URL: <http://www.agrammon.ch/dokumente-zum-download/>. Berner Fachhochschule. Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften, Zollikofen.
- Maasikmets, M., Teinemaa, E., Kaasik, A., Kimmel, V., 2015. Measurement and analysis of ammonia, hydrogen sulphide and odour emissions from the cattle farming in Estonia. *Biosyst. Eng.* 139, 48-59.
- McGinn, S.M., Flesch, T.K. 2018. Ammonia and greenhouse gas emissions at beef cattle feedlots in Alberta Canada. *Agric. For. Meteorol.* 258: 43-49.
- Misselbrook, T.H., Webb, J., Chadwick, D.R., Ellis, S., Pain, B.F. 2001. Gaseous emissions from outdoor concrete yards used by livestock. *Atmos. Environ.* 35(31): 5331-5338.

- Misselbrook, T.H., Webb, J., Gilhespy, S.L. 2006. Ammonia emissions from outdoor concrete yards used by livestock-quantification and mitigation. *Atmos. Environ.* 40(35): 6752-6763.
- Moreira, V.R., Satter, L.D. 2006. Effect of scraping frequency in a freestall barn on volatile nitrogen loss from dairy manure. *J. Dairy Sci.* 89(7): 2579-2587.
- Ogink, N.W.M., Mosquera, J., Calvet, S., Zhang, G. 2013. Methods for measuring gas emissions from naturally ventilated livestock buildings: Developments over the last decade and perspectives for improvement. *Biosyst. Eng.* 116(3): 297-308.
- Pereira, J., Misselbrook, T.H., Chadwick, D.R., Coutinho, J., Trindade, H. 2010. Ammonia emissions from naturally ventilated dairy cattle buildings and outdoor concrete yards in Portugal. *Atmos. Environ.* 44(28): 3413-3421.
- Pereira, J., Fanguero, D., Misselbrook, T.H., Chadwick, D.R., Coutinho, J., Trindade, H. 2011. Ammonia and greenhouse gas emissions from slatted and solid floors in dairy cattle houses: A scale model study. *Biosyst Eng* 109(2): 148-157.
- Poteko, J., Zähler, M., Schrade, S. 2019. Effects of housing system, floor type and temperature on ammonia and methane emissions from dairy farming: A meta-analysis. *Biosyst. Eng.* 182: 16-28.
- Robichaud, M.V., de Passille, A.M., Pellerin, D., Rushen, J. 2011. When and where do dairy cows defecate and uri-nate? *J. Dairy Sci.* 94(10): 4889-4896.
- Sanchis, E., Calvet, S., del Prado, A., Estelles, F. 2019. A meta-analysis of environmental factor effects on ammonia emissions from dairy cattle houses. *Biosyst. Eng.* 178: 176-183.
- Schiefler, I. 2013. Greenhouse gas and ammonia emissions from dairy barns. Landwirtschaftlichen Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität.
- Schmithausen, A.J., Schiefler, I., Trimborn, M., Gerlach, K., Sudekum, K.H., Pries, M., Buscher, W. 2018. Quantification of methane and ammonia emissions in a naturally ventilated barn by using defined criteria to calculate emission rates. *Animals* 8(5).
- Schrade, S., Zeyer, K., Gygax, L., Emmenegger, L., Hartung, E., Keck, M. 2012. Ammonia emissions and emission factors of naturally ventilated dairy housing with solid floors and an outdoor exercise area in Switzerland. *Atmos. Environ.* 47: 183-194.
- Selbie, D.R., Buckthought, L.E., Shepherd, M.A. 2015. The challenge of the urine patch for managing nitrogen in grazed pasture systems. In: Sparks, D. L., (eds.). *Advances in Agronomy*, Vol 129. pp 229-292.
- Todd, R.W., Cole, N.A., Hagevoort, G.R., Casey, K.D., Auvermann, B.W. 2015. Ammonia losses and nitrogen partitioning at a southern High Plains open lot dairy. *Atmos. Environ.* 110: 75-83.
- Van Caenegem, L., Krötzl Messerli, H. 1997. Der Laufhof für den Milchvieh-Laufstall. Ethologische und bauliche Aspekte. *FAT-Berichte* Nr. 493.
- Von Keyserlingk, M.A.G., Barrientos, A., Ito, K., Galo, E., Weary, D.M. 2012. Benchmarking cow comfort on North American freestall dairies: Lameness, leg injuries, lying time, facility design, and management for high-producing Holstein dairy cows. *J. Dairy Sci.* 95(12): 7399-7408.
- Waldrip, H.M., Rotz, C.A., Hafner, S.D., Todd, R.W., Cole, N.A. 2014. Process-based Modeling of Ammonia Emission from Beef Cattle Feedyards with the Integrated Farm Systems Model. *J. Environ. Qual.* 43(4): 1159-1168.

- Whistance, L.K., Arney, D.R., Sinclair, L.A., Phillips, C.J.C. 2007. Defaecation behaviour of dairy cows housed in straw yards or cubicle systems. *Appl. Anim. Behav. Sci.* 105(1-3): 14-25.
- Winter, T., Linke, S. 2017. Erfassung gasförmiger Emissionen vom Auslauf eines Jungviehstalles mittels aktiver Probenahmehaube. In: Wolfrum, S., Heuwinkel, H., Reents, H. J., Wiesinger, K., Hülshagen, K.-J., (eds.). Beiträge zur 14. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau: Ökologischen Landbau weiterdenken - Verantwortung übernehmen - Vertrauen stärken. 14. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, 7. bis 10. März 2017; Freising-Weihenstephan, Germany. p 492-495.