

Dokumentation

Technische Parameter Modell Agrammon

Thomas Kupper, Harald Menzi

Version 20.03.2013

1. Einleitung

Die verwendeten Emissionsraten 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, 2007). 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 Zusammenfassung der ausführlichen technischen Prozessbeschreibung des Modells Agrammon, welche auf Englisch verfügbar ist (Dokument „Technical process description AGRAMMON“; <http://www.agrammon.ch/>).

Die technischen Parameter wurden durch das Projektteam (T. Kupper, H. Menzi, Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften, HAFL, SHL, C. Bonjour, *bonjour engineering GmbH*), teilweise mit Unterstützung von externen Fachleuten festgelegt und von der Begleitgruppe des Projekts (B. Achermann, Bundesamt für Umwelt BAFU, D. Bretscher, *Agroscope ART Zürich-Reckenholz*, C. Leuenberger, *leupro*, W. Richner, *Agroscope ART Zürich-Reckenholz*, C. Zundel, Bundesamt für Landwirtschaft BLW, F. Zürcher, *BCL Beratung*) verabschiedet.

2. Erläuterungen

Ziff.	Erläuterungen
1 bis 74	Die N-Ausscheidungen und deren Verteilung auf verschiedene Hofdünger wurde den Grundlagen für die Düngung im Acker und Futterbau (GRUDAF; Kapitel 11; Flisch et al. 2009a) entnommen. Für den Anteil an löslichem Stickstoff ($N_{\text{lös}} = \text{Ammonium/Ammoniak}$), wurden gerundete Erfahrungswerte aus Versuchen verwendet. Der Anteil $N_{\text{lös}}$ ist nicht zu verwechseln mit den Werten für löslichen Stickstoff gemäss GRUDAF (Flisch et al., 2009a). Diese stellen den löslichen Stickstoffanteil in den Hofdüngern ausgangs Lager dar, worin die Verluste von Stall/Laufhof und Lagerung berücksichtigt sind.
75	Die angenommene Emissionsrate basiert auf den Untersuchungen von Bussink (1992, 1994). Bussink (1992) gibt folgende Emissionsraten an: Mittelwert: 3.1 % des ausgeschiedenen N (N_{excr}) (Bereich 1.6-5.7 % N_{excr}) für Milchkühe auf einer Weide, die mit 250 kg N/Jahr gedüngt wurde (N-Düngung mit Ammoniumnitrat). Mittelwerte für zwei verschiedene Versuchsjahre: 7.7-8.5 % N_{excr} (Bereich 4.8-14.8 % N_{excr}) für Milchkühe auf einer Weide, die mit 550 kg N/Jahr gedüngt wurde. Bussink (1994) gibt folgende Emissionsraten an: Mittelwert: 3.3 % N_{excr} (Bereich 0.0-7.4 % N_{excr}) für Milchkühe auf einer Weide, die mit 250 kg N/Jahr gedüngt wurde (N- Düngung mit Ammoniumnitrat). Mittelwert: 6.9 % N_{excr} (Bereich 2.5-15.5 % N_{excr}) für Milchkühe auf einer Weide, die mit 550 kg N/Jahr gedüngt wurde. Im Vergleich dazu fanden Leterme et al. (2003) Emissionen von dem auf die Weide ausgeschiedenen Urin von weniger als 4 % N_{excr} bei N- Düngung 100 kg N/Jahr oder 300 kg N/Jahr (Messung basierend auf ^{15}N markiertem

Ziff.	Erläuterungen
	<p>Stickstoff).</p> <p>Es ist davon auszugehen, dass Emissionsraten 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. 180 kg N/ha und Jahr (Flisch et al. 2009b; 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 die Emissionsrate beeinflusst (Bussink, 1992, 1994). Der N-Gehalt im Futter bei der Variante von 250 kg N/ha und Jahr von 31 g/kg TS (19.4 % RP; Bussink, 1994) stimmt mit einem mittleren Gehalt von Weidefutter in der Schweiz überein.</p> <p>Aufgrund dieser Resultate wurde eine Emissionsrate von 5 % N_{excr} gewählt. Bei einem Gehalt an $N_{\text{lös}}$ von 60 % N_{tot} in den Ausscheidungen von Rindern (Menzi et al., 1997) resultiert eine Emissionsrate von 8.3 % TAN¹ ($0.050 / 0.600 = 0.083$).</p> <p>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.</p>
76	<p>Sommer et al. (2001) geben eine jährliche Emissionsrate von einer Muttersau mit Ferkeln von 4.8 kg $\text{NH}_3\text{-N}$ an. Bei einer jährlichen N-Ausscheidung von 42 kg N_{tot} pro säugende Sau und einem Gehalt an $N_{\text{lös}}$ von 70 % N_{tot} in den Ausscheidungen von Schweinen resultiert eine Emissionsrate von 16.3 % TAN, ($4.8/(42 \times 0.700)=0.163$). Die Emissionsrate wurde auf 20 % TAN aufgerundet.</p>
77	<p>Für Pferde und übrige Equiden sowie Kleinwiederkäuer liegen keine Versuche vor, welche die Herleitung von Emissionsraten erlauben. Es wurde angenommen, dass die Weideemissionen denjenigen von Rindvieh entsprechen, d.h. 5 % N_{excr} (vgl. Ziff. 75). Bei einem Gehalt an $N_{\text{lös}}$ von 40 % N_{tot} in den Ausscheidungen von Pferden und anderen Equiden sowie Kleinwiederkäuern (Menzi et al., 1997) resultiert eine Emissionsrate von 12.5 % TAN ($0.050 / 0.400 = 0.125$)</p>
78	<p>Die gewählte Emissionsrate für Laufställe mit Produktion von Vollgülle wurde wie folgt hergeleitet:</p> <p>Ausgegangen wurde vom Wert gemäss UNECE (2007) von 11 kg NH_3 pro Kuh und Jahr (entspricht 8.8 kg $\text{NH}_3\text{-N}$ pro Kuh und Jahr), was rund 8 % der Ausscheidungen einer Milchkuh entspricht. Um der raufutterbetonten Fütterung in der Schweiz Rechnung zu tragen, wurde der Wert auf 10 % aufgerundet. Der Wert gemäss UNECE (2007) basiert hauptsächlich auf den Untersuchungen von 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 der Emissionsrate um 10 % auf 11 % N_{tot} erfolgte. Bei einem Gehalt an $N_{\text{lös}}$ von 60 % N_{tot} in den Ausscheidungen von Rindern (Menzi et al., 1997) resultiert eine Emissionsrate von 18.3 % TAN ($0.110 / 0.600 = 0.183$)².</p> <p>Schrade et al. (2012) berechneten Emissionsfaktoren von 22-25 g NH_3 pro GV und Tag bzw. 28.9-32.6 g NH_3 pro Kuh und Tag. Umgerechnet entspricht dies 12.6-14.2 % TAN (7.6-8.5 % N_{excr}; bei einer Kuh mit 650 kg Lebendgewicht, 115 kg N_{excr} pro Jahr und Anteil $N_{\text{lös}}$ von 60 %). Wenn man berücksichtigt, dass in diesen Zahlen die Emissionen aus dem Laufhof inbegriffen sind, liegen diese Emissionsfaktoren um 25-30 % tiefer als der im Modell Agrammon verwendete Wert.</p>

¹ Englisch: Total Ammoniacal Nitrogen: $\text{NH}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$

² 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

Ziff.	Erläuterungen
	<p>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) Emissionsraten ableiten, welche ähnlich hoch sind wie Werte für Laufställe mit Produktion von Vollgülle (vgl. Ziff. 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 die gleiche Emissionsrate von 18.3 % TAN gewählt.</p>
79	<p>Die gewählte Emissionsrate basiert auf der Annahme, dass die verschmutzte Fläche von Anbindeställen um einen Faktor von 2 bis 3 (2.75) niedriger ist als in Laufställen (Ziff. 78)³. Darauf basierend wurde eine Emissionsrate von 4 % N_{excr} gewählt. Bei einem Gehalt an $N_{\text{lös}}$ von 60 % N_{tot} in den Ausscheidungen von Rindern resultiert eine Emissionsrate von 6.7 % TAN ($0.040 / 0.600 = 0.067$). Ähnlich wie bei den Laufställen wurde somit ein höherer Wert verwendet als derjenige gemäss UNECE (2007): Emission von 4.4 kg NH_3 pro Kuh und Jahr, was einer Emissionsrate von 3.2 % N_{excr} (bzw. 5.3 % TAN) entspricht (bei einer Kuh mit 650 kg Lebendgewicht, 115 kg N_{excr} pro Jahr und Anteil $N_{\text{lös}}$ von 60 %). Dies erscheint als gerechtfertigt, da davon auszugehen ist, dass die Abmessungen in Schweizer Ställen tendenziell grösser sind im Vergleich zu andern Ländern, was eine Vergrösserung der emittierenden Oberfläche zur Folge hat. Aus 4 Studien leiteten Schrade et al. (2012) einen Emissionsfaktor von 16.4 g NH_3 pro GV und Tag ab. Umgerechnet entspricht dies 8.0 kg NH_3 pro Kuh und Jahr bzw. 8.0 % TAN (5.7 % N_{excr}; bei einer Kuh mit 650 kg Lebendgewicht, 115 kg N_{excr} pro Jahr und Anteil $N_{\text{lös}}$ von 60 %).</p> <p>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 die gleiche Emissionsrate von 6.7 % TAN gewählt.</p>
80	<p>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 $\text{NH}_3\text{-N}$ pro Kuh und Tag. Wird ein Gehalt an $N_{\text{lös}}$ von 60 % N_{tot} in den Ausscheidungen von Rindern und eine ausgeschiedene Menge von 115 kg N_{tot} pro Kuh und Jahr angenommen, resultiert eine Emissionsrate von 8 bis 19 % TAN. Emissionsraten für Masttiere lagen in einem ähnlichen Bereich.</p> <p>Aufgrund dieser Datenlage wurde für Laufställe mit Tiefstreu/Tretmist die gleiche Emissionsrate 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).</p>
81	<p>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 führt, 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</p>

³ Vgl. auch die Angaben zu NH_3 -Emissionen von Monteny, Erismann (1998): Laufställe: 20-45 g pro Kuh und Tag; Anbindeställe: 5-27 g pro Kuh und Tag.

Ziff.	Erläuterungen
	wird eine Erhöhung der Emission von 5 % eingerechnet bis max. 50 % zusätzlich vorhandene Fläche bzw. nicht belegte Stallplätze ² . Bei Anbindeställen erhöht sich die verschmutzbare Fläche nicht oder kaum, wenn freie Stallplätze vorhanden sind, weshalb für dieses Stallsystem keine Korrektur erfolgt.
82	Die gewählte Emissionsrate von 17 % N_{tot} für konventionelle Stallsysteme basiert auf der Studie von Keck (1997). Bei einem Gehalt an $N_{lös}$ von 70 % N_{tot} in den Ausscheidungen von Schweinen (Menzi et al., 1997) resultiert eine Emissionsrate von 24.3 % TAN ($0.170 / 0.700 = 0.243$) ² .
83	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 der Emissionsrate gegenüber konventionellen Systemen von 24.3 % auf 48.6 % TAN angenommen ² (vgl. Ziff. 82). Die gewählten Emissionsraten von 24.3 % TAN bzw. 48.6 % TAN liegen im Bereich von verschiedenen andern Studien (Aarnink, Elzing, 1998; Berry et al., 2005; Groenestein et al., 2007; Ivanova-Peneva et al., 2006, 2008).
84	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 einer Emissionsrate von 37 % TAN bzw. 32 % TAN entsprechen (Annahme: Ausscheidung von 13 kg N_{tot} pro Jahr für Mastschweine und 20 kg N_{tot} pro Jahr für Galtsauen bei einem Gehalt an $N_{lös}$ 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 die gleiche Emissionsrate wie für Labelställe (48.6 % TAN) gewählt.
85	UNECE (2007) gibt umgerechnet eine Emission von 0.26 kg NH_3 -N pro Tierplatz und Jahr an. Webb et al. (2012) fanden eine mittlere Emissionen pro Tierplatz von umgerechnet rund 0.28 kg NH_3 -N pro Legehennen 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 $N_{lös}$ von 60 % N_{tot} in den Ausscheidungen von Legehennen und einer Ausscheidung von 0.8 kg N_{tot} pro Legehennen und Jahr resultiert basierend auf den Daten nach UNECE (2007) und Webb et al. (2012) umgerechnet eine Emissionsrate von rund 50 bis 60 % TAN. Aufgrund dieser Datenlage wurde für Legehennenställe mit Bodenhaltung eine Emissionsrate von 50 % TAN gewählt. Für Systeme mit Kotgrube wurde die gleiche Emissionsrate angenommen.
86	Systeme mit Kotbandentmistung weisen wesentlich niedrigere Emissionsraten auf als Bodenhaltung oder Systeme mit Kotgrube (vgl. Groot Koerkamp, 1994; Nicholson et al., 2004). Die Emissionsrate wurde auf 25 % TAN/UAN festgelegt (50 % der Emissionsrate von Bodenhaltung oder Systemen mit Kotgrube). Die gewählte Emissionsrate ist vergleichbar mit derjenigen eines ähnlichen Systems der Niederlande (Kategorie: BWL 2004.09.V1 ⁴).
86a	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. 60-70 % (UNECE, 2007) ist Voraussetzung zur Unterbindung der Bildung von

⁴ Vgl.: http://wetten.overheid.nl/BWBR0013629/geldigheidsdatum_28-01-2011; Systembeschreibung: <http://www.infomil.nl/onderwerpen/klimaat-lucht/ammoniak/regeling-ammoniak/stalbeschrijvingen/map-staltypen/alle-bwl-nummers-rij>

Ziff.	Erläuterungen
	<p>Ammoniak.</p> <p>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 Systems Käfighaltung mit Kotband und von 0.032 kg NH₃-N pro Tierplatz und Jahr für das System Käfighaltung mit Kotband und Trocknung an. In UNECE (2007) sind ebenfalls Werte vorhanden, allerdings nur für Käfigbatterien. Die emissionsmindernde Wirkung der Kotbandtrocknung ist aus diesem Dokument schwer abzuleiten.</p> <p>Das zuständige Ministerium der Niederlande (Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment⁵) legt Emissionsfaktoren für die Berechnung von Ammoniakemissionen aus Ställen in einem Regelwerk fest (Regeling ammoniak en veehouderij)⁶. Für die folgenden Stallsysteme sind folgende Emissionsraten aufgeführt:</p> <ul style="list-style-type: none"> – Voliersystem 1: Besatzdichte von max. 10 Tieren / m²; Flächenanteil von Kotrosten mit darunter liegendem Kotband von mind. 50 %. Das Entmistungsintervall des Kotbands beträgt mind. 1 Mal pro Woche. Kotroste befinden sich auf mindestens 2 Etagen: 90 g NH₃ pro Tierplatz und Jahr. – Voliersystem 2: wie oben aber mit Besatzdichte von max. 9 Tieren / m²; Flächenanteil von Kotrosten mit darunter liegendem Kotband von 55-60 % mit Kotbandbelüftung (0.7 m³ pro Stunde und Tierplatz): 37 g NH₃ pro Tierplatz und Jahr. <p>Das Voliersystem 2 mit Kotbandtrocknung emittiert 58 % weniger im Vergleich zum Stall ohne Kotbandtrocknung.</p> <p>Für das niederländische Emissionsmodell MAMBO gelten folgende Emissionsraten (% des ausgeschiedenen N_{tot}):</p> <ul style="list-style-type: none"> – „Traditional aviary“: entspricht einem Voliersystem ohne Kotbandbelüftung: 12.4 – „Aviary low emission“: entspricht einem Voliersystem mit Kotbandbelüftung: 4.5 <p>Dies entspricht einer Emissionsreduktion von 64 %.</p> <p>Auf der Grundlage dieser Informationen wurde eine Reduktion der Emission von 60 % im Vergleich zu Systemen ohne Kotbandtrocknung hergeleitet.</p>
87	Die Emissionsrate von 20 % TAN/UAN basiert auf Reidy et al. (2009) und entspricht einer mittleren Emissionsrate der in Europa verwendeten Modelle. Der gewählte Wert liegt im Bereich der Daten von Webb et al. (2012): 24 % TAN und von UNECE (2007): 18 % TAN.
85 bis 87	Die Emissionsraten abgeleitet nach UNECE (2007) und Webb et al. (2012) basieren auf Messungen von Ställen ohne Aussenklimabereich. In der Schweiz weisen jedoch die meisten Ställe einen solchen auf. Dabei stellt sich die Frage, ob ein Aussenklimabereich die Emissionen eines Stalls wesentlich beeinflusst, und eine Korrektur der Emissionsraten erforderlich ist. Basierend auf den Untersuchungen von Gebhardt-Henrich, Fröhlich (2011) lässt sich die durchschnittliche Aufenthaltsdauer einer Legehenne 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

⁵ <http://www.infomil.nl/>

⁶ http://wetten.overheid.nl/BWBR0013629/geldigheidsdatum_23-06-2010

Ziff.	Erläuterungen
	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 Emissionsraten aus der Literatur ohne Korrektur zu übernehmen.
88	<p>Anbindeställe für Pferde und übrige Equiden sind gemäss Tierschutzgesetzgebung ab 2013 verboten (vgl. auch Knubben et al., 2008), weshalb nur die Emissionsrate für Freilaufställe angewendet wird. Da für Pferde und übrige Equiden keine Untersuchungen, verfügbar sind, welche die Herleitung einer Emissionsrate ermöglichen, wurde die Emissionsrate von Rindvieh übernommen. Bei einem Gehalt an $N_{\text{lös}}$ von 40 % N_{tot} in den Ausscheidungen von Pferden und anderen Equiden resultiert eine Emissionsrate von 27.5 % TAN ($0.110 / 0.400 = 0.275$).</p> <p>Gülleproduktion bei diesen Tierkategorien kommt nicht vor oder ist vernachlässigbar gering. So sind für Ställe von Pferden und anderen Equiden gemäss Gewässerschutzgesetzgebung keine Güllelager erforderlich. Deshalb wird im Modell ausschliesslich die Produktion von Mist berücksichtigt.</p>
89	<p>Da für Kleinwiederkäuer keine Untersuchungen verfügbar sind, welche die Herleitung einer Emissionsrate ermöglichen, wurde die Emissionsrate von Rindvieh übernommen. Bei einem Gehalt an $N_{\text{lös}}$ von 40 % N_{tot} in den Ausscheidungen von Kleinwiederkäuern resultiert eine Emissionsrate von 27.5 % TAN ($0.110 / 0.400 = 0.275$).</p> <p>Gülleproduktion kann bei Ziegen vorkommen. Die Bedeutung wird aber als gering eingeschätzt, weshalb im Modell ausschliesslich Produktion von Mist berücksichtigt wird. 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.</p>
90	<p>Untersuchungen bei Gemischen von Kot und Harn mit Mengen, wie sie in einem Laufhof anfallen⁷, führten im Mittel zu Ammoniakemissionen von 40 % (Bereich: 15-80 %) des Stickstoffs (Kaufmann, Keck, 1997). Dies entspricht einer Emission von 67 % TAN (Bereich: 25-133 % TAN). 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.</p>
91 bis 98	<p>Grundsätzlich hat das Vorhandensein eines Laufhofes einen grossen Einfluss auf die Ammoniakverflüchtigung, da ein grosser Teil des im Laufhof ausgeschiedenen $N_{\text{lös}}$ 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.</p> <p>Die Häufigkeit der Laufhofnutzung durch die Tiere korreliert stark mit dem Anfall von Exkrementen im Laufhof (Kaufmann, Keck, 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</p>

⁷ Eine qualitative Beurteilung der Laufhofflächen zeigte, dass verschiedene Bereiche unterschiedlich stark verschmutzt waren (Eingangsbereich stärker verschmutzt, weiter entfernt liegende Bereiche weniger stark verschmutzt; Kaufmann, Keck, 1997).

Ziff.	Erläuterungen
	<p>vorhanden ist.</p> <p>Die Tiere sind im Laufhof eher aktiver als im Stall. Dies führt tendenziell zu einem überproportionalen Anteil der Ausscheidungen im Laufhof im Verhältnis zur Aufenthaltsdauer der Tiere. Die Schätzung des Anteils der Ausscheidungen im Laufhof basiert auf Kaufmann et al. (1997), welche einen Anfall von rund 5 % bzw. 7 % des gesamten Kot- bzw. Harnanfalls im Laufhof beobachtet haben. Im Laufhof, der in dieser Studie untersucht wurde, erfolgte keine Verabreichung von Futter.</p> <p>Für das Modell wurden folgende Annahmen betreffend der Nutzung von Laufhöfen für Laufställe getroffen:</p> <p>1. Fütterung im Stall, Aufenthaltsdauer im Laufhof 1-2 h/Tag Die Fütterung erfolgt ausschliesslich im Stall, die angenommene Aufenthaltsdauer im Laufhof beträgt 1 bis 2 Stunden pro Tag (4-8 % der Zeit). 10 % der Ausscheidungen fallen im Laufhof an. Dies gilt für diejenigen Tage, an welchen der Laufhof genutzt wird. Die angenommene Zahl liegt etwas höher als die Werte von Kaufmann et al. (1997). Damit wird berücksichtigt, dass es Situationen geben kann, bei welchen ein höherer Anteil der Ausscheidungen im Laufhof anfällt.</p> <p>2. Fütterung (Grundfutter) teilweise im Laufhof, Aufenthaltsdauer im Laufhof 3-4 h/Tag 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.</p> <p>3. Fütterung (Grundfutter) ganz im Laufhof, Aufenthaltsdauer im Laufhof >10 h/Tag 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.</p> <p>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.</p> <p>Generell wird unterstellt, dass die Emissionsraten im Stall unverändert bleiben unabhängig vom Vorhandenseins eines Laufhof und dessen Nutzung.</p> <p>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 in den Laufstall integriert ist.</p>
99	<p>Analog zum Rindvieh wurde die Emissionsrate für die Ausscheidungen von Geflügelkot im Freilandauslauf auf 70 % des ausgeschiedenen TAN festgelegt. Im Vergleich dazu schlagen Misselbrook et al. (2006) eine Emissionsrate in gleicher Höhe von derjenigen der Ausbringung vor (63 % TAN)⁸. 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 einer Emissionsrate 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, die Emissionsrate für Legehennen von 70 % des ausgeschiedenen TAN beizubehalten.</p> <p>Bei Nutzung des Freilandauslaufs bleiben die Stallemissionen konstant, da die emittierende</p>

⁸ Aufgrund neuerer Daten wird jedoch für das Modell Agrammon eine niedrigere Emissionsrate für die Ausbringung von Mist oder Kot von Legehennen angenommen (vgl. Ziff. 118, 119).

Ziff.	Erläuterungen		
	Fläche im Stall nicht verändert wird. Deshalb erfolgt für die Stallemissionen keine Korrektur bei Vorhandensein eines Freilandauslaufs.		
100	Im Modell Agrammon werden 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).		
101	Da für Junghennen keine Untersuchungen verfügbar sind, welche die Herleitung einer Emissionsrate ermöglichen, wurde der Wert von den Legehennen übernommen.		
102	Im Modell Agrammon werden 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).		
103	<p>Für Pferde und übrige Equiden sind keine Untersuchungen zu Ammoniakemissionen von Laufhöfen verfügbar. Die Emissionsrate 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). 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.</p> <p>Aufgrund dieser Gegebenheiten wurde für Pferde und übrige Equiden eine Emissionsrate 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.</p>		
104	Die Emissionsrate von 6 g N/m ² /Tag basiert auf den unten aufgeführten Studien. Sie gilt für offene Behälter, welche keine Schwimmschicht aufweisen. Für die Festlegung der Emissionsraten wurden die Werte der Studie von Misselbrook et al. (2005) und von De Bode (1990) verwendet.		
	gNm ² /Tag	Bemerkungen	
De Bode (1990)	4.3	Pilotanlage	Mittelwerte Messwerte Sommer und Winter
	6.9	Praxisbed.	Messung offener Güllesilo auf landw. Betrieb
Sommer et al. (1993)	3.5-5.2	Pilotanlage	
Külling et al. (2003)	3.9-5.3	Labor	Gülle von Milchkühen; Fütterung mit Gras bzw. Heu mit hohem und niedrigem Proteingehalt
Misselbrook et al. (2005)	1.7-8.6	Pilotanlage	Teilweise Bildung einer Schwimmschicht
105	Die Emissionsrate basiert auf den Resultaten des EAGER Workshops vom 23.-24. Januar 2008 in Winterthur (vgl. Anhang 1). Sie entspricht einem mittleren Wert der Studien von England, Deutschland, Schweden, Dänemark und Österreich.		
106	Die Emissionsrate von 8 g N/m ² /Tag basiert auf den unten aufgeführten Studien. Sie gilt für offene Behälter, welche keine Schwimmschicht aufweisen. Die im Vergleich zu Rindviehgülle höhere Emissionsrate von Schweinegülle ist auf ihren höheren Anteil N _{lös} (Flisch et al., 2009) zurückzuführen.		
	gNm ² /Tag	Bemerkungen	
De Bode (1990)	7.9	Pilotanlage	Mittelwerte Messwerte Sommer und Winter
	12.9	Praxisbed.	Messung offener Güllesilo auf landw. Betrieb

Ziff.	Erläuterungen
	Sommer et al. (1993) 3.9-4.6 Pilotanlage
107	Die Emissionsrate basiert auf den Resultaten des EAGER Workshops vom 23.-24. Januar 2008 in Winterthur (vgl. Anhang 1). Sie entspricht einem mittleren Wert der Studien von England, Deutschland und Dänemark.
108	Die Emissionsrate basiert auf den Resultaten des EAGER Workshops vom 23.-24. Januar 2008 in Winterthur (vgl. Anhang 1). Sie liegt im Bereich der Daten von England. Werte sind nur für Legehennen verfügbar. Für Junghennen und anderes Geflügel wurden die Werte der Legehennen übernommen.
109	Die Emissionsrate basiert auf den Resultaten des EAGER Workshops vom 23.-24. Januar 2008 in Winterthur (vgl. Anhang 1; Daten von Frankreich). Für Junghennen wurden die Werte der Legehennen übernommen.
110	Es wurde die Emissionsrate übernommen, welche im Modell NARSES angewendet wird (vgl. Reidy et al., 2009). Für Masttruten sind keine Untersuchungen verfügbar, welche die Herleitung einer Emissionsrate ermöglichen. Für diese Tierkategorie wurde der Wert der Mastpoulets übernommen.
111	Für Pferde und übrige Equiden sowie Kleinwiederkäuer sind keine Untersuchungen verfügbar, welche die Herleitung einer Emissionsrate ermöglichen. Für diese Tierkategorien wurde der Wert von Rindvieh übernommen.
112 113	Die Werte zur Netto-Mineralisierung von N _{org} zu TAN in Gülle sowie zur Netto-Immobilisierung von TAN im Mist wurden vom deutschen Modell GAS-EM übernommen (Dämmgen et al., 2006), welche diese wie folgt begründen: Für die Umwandlungen von N bei der Lagerung von Mist wird angenommen, dass 40 % des TAN immobilisiert werden, sofern ausreichend Einstreu vorhanden ist. Dies stimmt mit Kirchmann und Witter (1989) überein (vgl. auch Webb und Misselbrook, 2004). Es ist davon auszugehen, dass unter schweizerischen Produktionsbedingungen in der Rindviehhaltung und in der Schweinehaltung bei Tiefstreuung in der Regel genügend Einstreu vorhanden ist, so dass eine Netto-Immobilisierung von TAN im Mist von 40 % generell angenommen werden kann. Poulsen et al. (2006) (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. 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 Geflügel nicht immobilisiert wird (verwendete Einstreumaterialien 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.
114	Die Emissionsrate von Rindviehgülle basiert auf dem Modell von Katz (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/m ³ (Vollgülle Rinder, Verdünnung 1:1 gemäss Flisch et al., 2009); Ausbringungsmenge: 30 m ³ /ha. Berechnete Emissionsrate: 50.6 % TAN. Die Emissionsrate 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

Ziff.	Erläuterungen
	Gülle: 1.6 kg/m ³ , Verdünnung 1:1 gemäss Flisch et al., 2009; Ausbringungsmenge: 30 m ³ /ha) resultiert eine Emissionsrate von 44.2 % TAN (Mittelwert Boden feucht, Boden trocken).
115	Die gewählte Emissionsrate wurde von Webb et al. (2012) übernommen (Datenbasis und Herleitung in Webb et al. (2012) beschrieben). Emissionsraten von Rindermist, die in anderen Emissionsmodellen verwendet werden (Reidy et al., 2009), liegen in einem ähnlichen Bereich.
116	Die Emissionsrate 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/m ³ (Verdünnung 1:1, d.h. 2.5 % TS gemäss Flisch et al., 2009); ohne Korrekturen für emissionsmindernde Ausbringung, ohne Einarbeitung nach Ausbringung; Ausbringungsmenge: 30 m ³ /ha; mikrometeorologische Messung. Die Emissionsrate beträgt auf dieser Basis 30.3 % TAN (Mittelwert Boden feucht, Boden trocken). Bei gleichen Annahmen, jedoch einer reduzierten Ausbringungsmenge von 20 m ³ /ha (aufgrund des im Vergleich zu Rindergülle höheren TAN-Gehalts) und bei einem TS-Gehalt von 3 % (höherer Strohanteil bei Labelsystemen) beträgt die Emissionsrate 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/m ³ ; Verdünnung 1:1, d.h. 2.5 % TS gemäss Flisch et al., 2009, bzw. TS Gehalts von 3 % wegen höherem Strohanteil bei Labelsystemen) eine Emissionsrate von 32.9 % bzw. 36.2 % TAN (je Mittelwert Boden feucht, Boden trocken).
117	Die gewählte Emissionsrate wurde von Webb et al. (2012) übernommen (Datenbasis und Herleitung in Webb et al. (2012) beschrieben).
118 bis 120	Die gewählte Emissionsrate wurde von Webb et al. (2012) übernommen (Datenbasis und Herleitung 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 die gleiche Emissionsrate gewählt. Für Junghennen und anderes Geflügel sind keine Untersuchungen verfügbar, welche die Herleitung einer Emissionsrate ermöglichen. Es wurden die Emissionsraten von Legehennen bzw. Mastpoulets übernommen.
121	Für Pferde und übrige Equiden sowie für Kleinwiederkäuer sind keine Untersuchungen verfügbar, welche die Herleitung einer Emissionsrate ermöglichen. Es wurde die Emissionsrate von Rindvieh übernommen. Eine Reduktion auf 70 % erfolgte aufgrund des in der Regel hohen Gehalts an Stroh, welcher tendenziell eine Reduktion der Emissionsrate bewirkt.
122	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, unvergärten 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 und Weiland, 2005). Möller et al. (2008) fanden in Laborversuchen eine

Ziff.	Erläuterungen
	<p>Zunahme des TAN bei der Vergärung von Rindergülle von 19 % (Temp.: 37°C, Verweildauer 25-30 Tage, Volumen des Gärreaktors: 1 m³; n= 19).</p> <p>Basierend auf diesen Grundlagen wurde ein um 20 % höherer TAN Gehalt von Gärgülle gegenüber der frischen, unvergärten Gülle angenommen. Die Berechnung mit dem Modell von Katz (Menzi et al., 1998) ergibt so eine Emissionsrate von 52.9 % TAN (gerundet auf 53 %), wenn im Übrigen die gleichen Inputparameter wie in Ziff. 114 eingesetzt werden.</p> <p>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 vergärter Rindergülle wurde von Amon et al. (2006) und Moeller und Stinner (2009) beobachtet. Dies wurde mit dem erhöhten Ammonium Gehalt und dem Anstieg des pH-Werts der Gärgülle begründet.</p>
123	<p>Van der Weerden und Jarvis (1997) bestimmten Emissionsraten von 23 % des als Harnstoff ausgebrachten N auf Grasland und 11.8 % auf Ackerland. Daraus wurde eine mittlere Emissionsrate von 15 % der ausgebrachten N-Menge abgeleitet. Dieser Wert stimmt mit den Daten von Asman (1992) und ECETOC (2004) überein, welche von Menzi et al. (1997a) übernommen wurden.</p>
124	<p>Van der Weerden und Jarvis (1997) bestimmten Emissionsraten von 1.6 % des als Ammoniumnitrat ausgebrachten N auf Grasland und 0.8 % auf Ackerland. Daraus wurde eine mittlere Emissionsrate von 2 % der ausgebrachten N-Menge abgeleitet. Diese Werte stimmen mit den Daten von Asman (1992) und ECETOC (2004) überein, welche von Menzi et al. (1997a) übernommen wurden.</p>
125	<p>Für Kompost und festes Gärgut von gewerblich-industriellen Anlagen wurde eine Emissionsrate von 80 % TAN wie für Mist von Rindvieh und von Schweinen angenommen. Der Gehalt von N_{lös} beträgt 0.3 kg pro t Frischsubstanz (Flisch et al., 2009).</p>
126	<p>Für flüssiges Gärgut von gewerblich-industriellen Anlagen wurde eine Emissionsrate von 60 % TAN angenommen. Die Annahme basiert auf der Emissionsrate von Rindviehgülle (50 % TAN). Aufgrund der thermophilen Vergärung wurde eine Erhöhung der Emissionsrate um 20 % auf 60 % unterstellt. Der Gehalt von N_{lös} beträgt 2 kg pro t Frischsubstanz (Flisch et al., 2009).</p> <p>Heute kann man davon ausgehen, dass flüssiges Gärgut von gewerblich-industriellen Anlagen mittels Schleppl Schlauch ausgebracht wird (mündl. Mitteilung K. Schleiss). Unter Anrechnung einer Emissionsreduktion von 30 % resultiert eine Emissionsrate von 42 %.</p>
127	<p>Schjoerring und Mattsson (2001) fanden in ihren Versuchen mit Hafer, Weizen, Raps und Erbsen Netto Verluste von < 1 bis 5 kg NH₃-N / ha LN und Jahr. Diese sind auf Prozesse in der Pflanzendecke zurückzuführen. Daraus wurde eine mittlere Emissionsrate von 2 kg NH₃-N / ha LN und Jahr abgeleitet.</p>
128 bis 129	<p>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 115 kg N pro Jahr gemäss Ziff. 1 basiert auf einer jährlichen Milchleistung von 6500 kg. Eine höhere Milchleistung geht mit einem erhöhten Futtermittelverzehr einher, was die N-Ausscheidung erhöht und vice versa. Je 1000 kg geringere Leistung ist mit 10 % niedrigeren, je 1000 kg Mehrleistung mit 2 % höheren Werten zu rechnen (Flisch et al., 2009). Die prozentuale Zunahme der N-Ausscheidung bei Mehrleistung ist deshalb niedriger als die Abnahme bei einer geringeren Leistung, weil eine Leistung im hohen Bereich eine Optimierung der Proteinversorgung erfordert, was allfällige Proteinüberschüsse vermindert.</p>

Ziff.	Erläuterungen
130 bis 137	Eine übermässige Proteinversorgung führt zu einer Erhöhung der N-Ausscheidung und damit zu einer Zunahme der Ammoniakemissionen. Die aufgeführten Futtermittel führen entweder zu einer Erhöhung oder einer Verminderung der N-Ausscheidung, was mit positiven oder negativen Korrekturfaktoren abgebildet ist. Die Korrekturfaktoren basieren auf Bilanzrechnungen.
138 bis 139	Die prozentuale Veränderung der N-Ausscheidung bei Fütterung von Kraftfutter basiert auf einer Modellrechnung mit verschiedenen Kraftfuttermengen für Sommer und Winterfütterung sowie dem Energiegehalt entsprechender Grundfuttermengen: Sommerfütterung: $y = 1.0331 - 0.0331x$ (Basismenge Kraftfutter: 1 kg pro Milchkuh und Tag) Winterfütterung: $y = 1.0368 - 0.0184x$ (Basismenge Kraftfutter: 2 kg pro Milchkuh und Tag) y: Änderung der Ausscheidung in % der Basismenge; x: Menge Kraftfutter in kg pro Milchkuh und Tag (Berechnung der Ausscheidung von N_{tot} pro Milchkuh basierend auf einer Regression mit Verabreichung von 0,3, 1, 2, 3, 4 und 6 kg Menge Kraftfutter (Gerste) in kg pro Milchkuh und Tag unter Berücksichtigung der Grundfuttermengenverdrängung gemäss Energiegehalt und der relativen Differenz von Grund- und Kraftfutter).
140 bis 143	Die Rohprotein Gehalte von Standardfutter wurden von Flisch et al. (2009) übernommen. Diese liegen im Bereich der Resultate der Umfrage zur Abschätzung der Ammoniakverluste von 2007 und der Daten von Bracher, Spring (2009).
158 bis 162	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 Futteraufnahme verläuft, welcher die Grundlage bildet für den Futterverzehr 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 2 dokumentiert.
163 bis 171	Die emissionsmindernden Massnahmen (Kategorie 1) nach UNECE (2007) sind gut erforschte, als praktikabel anerkannte Techniken, für deren emissionsmindernde Wirkung zumindest auf experimenteller Ebene quantitative Daten vorliegen. Mit den aufgeführten Massnahmen wird eine Verminderung der Emissionen angestrebt durch eine Verringerung der verschmutzten Fläche, Entfernung der Exkremate von den Stallflächen, rasches Überführen von Gülle in Lagerbehälter oder Vermeidung bzw. Verminderung einer Vermischung von Kot und Harn.
172 bis 173	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 95 % erreicht werden. 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. Mit gut gebauten Biowäschern kann eine Minderungswirkung von 70 % erreicht werden (UNECE, 2007). Die Wäscher gehören zu den emissionsmindernden Massnahmen der Kategorie 1.
174 bis 175	Trockene Exkremate 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 Tränkenippel 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 Tränkenippeln und Wasserbehältern. Die Unterschiede waren allerdings statistisch nicht signifikant.
176	Mittels häufigem Entfernen des Kots aus dem Stall durch den Betrieb der Kotbänder lässt

Ziff.	Erläuterungen
bis 179	sich eine starke Reduktion der Emissionen erzielen. Nicholson et al. (2004) beobachteten weniger als 50 % der Emissionen bei täglicher Entmistung im Vergleich zu einer Häufigkeit der Entmistung von 2 Mal pro Woche. Fabbri et al. (2007) und Koerkamp et al. (1995) kamen zu ähnlichen Resultaten. In der Schweiz sind die Entmistungsintervalle deutlich weniger hoch: nur 42 % der Betriebe mit Kotbandentmistung weisen ein Entmistungsintervall von mehr als 4 Mal pro Monat auf. Deshalb kamen empirische Annahmen hinsichtlich Wirksamkeit der Entmistung zur Anwendung, welche die Resultate der verfügbaren Studien berücksichtigten. Es wurde davon ausgegangen, dass die Wirkung dieser Massnahme in der Praxis geringer ist, da die Kotbänder in Praxisbetrieben weniger sauber sind als unter Versuchsbedingungen.
180 bis 181	Aufgrund der höheren Staubbelastung in Geflügelställen kann der Wirkungsgrad eines Systems zur Abluftreinigung im Vergleich zum Einsatz in Schweineställen abnehmen. 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 und Ogink, 2005). Die Eliminationsraten waren bei Geflügelbetrieben nur wenig niedriger verglichen mit Schweineproduktionsbetrieben. Es wurden deshalb die Zahlen zur Abluftreinigung von Schweineställen gemäss UNECE (2007) auch für Geflügelställe übernommen (vgl. Ziff. 172, 173).
182	Zu den befestigten Oberflächen zählen betonierte oder asphaltierte Beläge. Obwohl wasserdurchlässig 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.
184	Der Korrekturfaktor basiert auf einer Modellierung nach Monteny (2000; vgl. Anhang 3). 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 Boden ⁹ (Die aus dem Güllelager unter der perforierten Fläche resultierenden Emissionen sind im Korrekturfaktor für die Emissionsrate 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

⁹ 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 Betrieben beträgt der durchschnittliche Anteil der in Behältern mit perforierter Abdeckung gelagerten Gülle 73 %, 85 % bzw. 79 % für Betriebe mit Milchkühen, Mutterkühen bzw. Masttieren.

Ziff.	Erläuterungen
	niedriger.
185	Die Annahme basiert auf den berechneten Ammoniakemissionen auf der Weide und im Laufhof. Beispiel: innerhalb von 4 h werden von einer Milchkuh rund 32 g TAN ausgeschieden unter der Annahme, dass die Ausscheidungen gleichmässig im Laufe eines Tages erfolgen. Davon werden auf der Weide 2.6 g NH ₃ -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 26 g NH ₃ -N. Daraus folgt eine Reduktion der Emission um 90 %.
186-189	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; Kroodsmas 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 basieren auf dem Mittelwert sämtlicher Messwerte von Gilhespy et al. (2006) (Interpolation auf 2.5h, 8.5h, 17h und 23h für die Weidedauer <5h, 5-<12h, 12-<22h und ≥22 h pro Tag).
191	Der Korrekturfaktor nach UNECE (2007) beträgt 20 %. Es wird davon ausgegangen, dass aufgrund der Bauweise die Abdeckungen in der Schweiz dichter sind als in den meisten andern Ländern, weshalb ein höherer Korrekturfaktor von 10 % gewählt wurde.
192	Es wird angenommen, dass die emissionsmindernde Wirkung nur knapp die Hälfte von derjenigen einer festen Abdeckung ausmacht, da durch die Perforation der Luftaustausch erhöht wird.
193	Begründung für die Abweichung vom Korrekturfaktor nach UNECE (2007), welcher 20 % beträgt: Die gross dimensionierten Lüftungsöffnungen, die bei einem Folienzelt aus Sicherheitsgründen notwendig sind, schmälern das Emissionsminderungspotenzial des Zeltdachs (Van Caenegem, 2008). Werte aus der Literatur zur Emissionsreduktion von Folienzelten sind wie folgt: Schweinegülle: 6 % im Sommer und -84 % im Winter (De Bode, 1990) Rindergülle: 16 % im Sommer und 29 % im Winter (De Bode, 1990) Schweinegülle: 0.5 % im Zeitraum zwischen Mai und November (Hörnig et al., 1999)
194	Begründung für die Abweichung vom Korrekturfaktor nach UNECE (2007), welcher -60 % beträgt: Heute werden Folien als gleichwertig gegenüber festen Abdeckungen betrachtet. ²
195	Eine natürliche Schwimmschicht auf der Gülleoberfläche eines Lagerbehälters 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 Rührens 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 wie ein Mistlager.
202 a-c	Als Abdeckung gilt eine feste Abdeckung, im Sinne eines geschlossenen Behälters oder eine andere Abdeckung wie z.B. eine Folie.
204	Ein Gehalt von 1.15 kg TAN / m ³ entspricht dem Wert von Rindervollgülle gemäss Flisch et al. (2009) bei einer Verdünnung von 1:1.
205	Das Sättigungsdefizit wurde gemäss Menzi et al. (1998) berechnet basierend auf der durchschnittlichen Temperatur von März bis November: 12°C (Daten SMA Station Bern)

Ziff.	Erläuterungen
	Liebefeld 1993-2002) und einer relativen Luftfeuchtigkeit von 70%.
206	Berechnung der Emissionen gemäss den Ziffern 114 und 116.
207 bis 210	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 (2007) übernommen.
211	Die Reduktion der Emission hängt mit der niedrigeren Temperatur, Windgeschwindigkeit und Luftfeuchtigkeit am Abend zusammen. 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 %.
212	Für die Kategorie „Gülleausbringung an besonders warmen Tagen: häufig“ wird angenommen, dass die gesamte Güllemenge an Tagen ausgebracht wird, welche die Temperatur des 20 % Perzentils ¹⁰ 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 zur Emissionsrate gemäss Basisszenario (vgl. Ziff. 114) nimmt die Emission gemäss ALFAM Modell (Sogaard et al., 2002) unter diesen Bedingungen um 5 % zu.
213	Für die Kategorie „Gülleausbringung an besonders warmen Tagen: manchmal“ wird angenommen, dass die gesamte Güllemenge an Tagen ausgebracht wird, welche eine Temperatur entsprechend dem Mittelwert ¹⁰ der Monate März bis November aufweist. Die Emissionsrate entspricht demnach dem Basisszenario (vgl. Ziff. 114).
214, 215	Für die Kategorie „Gülleausbringung an besonders warmen Tagen: nie“ wird angenommen, dass die gesamte Güllemenge an Tagen ausgebracht wird, welche maximal eine Temperatur des 80 % Perzentils ¹⁰ aufweisen. Damit liegt die mittlere Temperatur bei der Ausbringung um 2.0 °C unter dem Mittelwert ¹⁰ der Monate März bis November. Im Vergleich zur Emissionsrate 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 angenommen, dass die Reduktion die Hälfte der Kategorie „Gülleausbringung an besonders warmen Tagen: nie“ entspricht.
216	Die Grundlage der Berechnung bildete das Modell von Katz (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/m ³ (Vollgülle Rinder, Verdünnung 1:1 gemäss Flisch et al., 2009); Ausbringungsmenge: 30 m ³ /ha. Damit ergibt sich eine berechnete Emissionsrate von 50.6 % TAN. Bei Verwendung der Durchschnittstemperatur im Sommer von 17.8 °C und unveränderter übriger Inputdaten resultiert eine um 12 % erhöhte Emissionsrate von 56.7 % TAN. Für das Modell Agrammon wurde ein gerundeter Wert von 115 % verwendet.
217	Die Grundlage der Berechnung bildete das Modell von Katz (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:

¹⁰ Bestimmung der Mittelwerte und Perzentile mittels Temperatur Tagesmittelwerten 1988 bis 2008 der SMA Stationen Tänikon, Bern / Zollikofen und Buchs / Aarau

Ziff.	Erläuterungen
	70%; TAN Gehalt Gülle: 1.15 kg/m ³ (Vollgülle Rinder, Verdünnung 1:1 gemäss Flisch et al., 2009); Ausbringungsmenge: 30 m ³ /ha. Damit ergibt sich eine berechnete Emissionsrate von 50.6 % TAN. Bei Verwendung der Durchschnittstemperatur im Frühling/Herbst von 9 °C und unveränderter übriger Inputdaten resultiert eine um 4.8% niedrigere Emissionsrate von 48.1 % TAN. Für das Modell Agrammon wurde ein gerundeter Wert von 95 % verwendet.
218 bis 221	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 (2007) übernommen, welche auf Einarbeitung mittels Pflug basieren.
225 bis 228	Siehe Erläuterungen Ziff. 218 bis 221

3. Referenzen

- 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.
- 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. *Agriculture Ecosystems & Environment* 112(2-3): 153-162.
- Anonym. 2007. Guidance document on control techniques for preventing and abating emissions of ammonia. Geneva, Switzerland: United nations Economic and Social Council.
- Aschwanden Leibundgut, J., Keil, N.M., Wechsler, B. 2009. Laufstallhaltung von Ziegen in kleinen Gruppen – Weniger Aggressionen dank Strukturierung, ART-Bericht 708.
- Asman, W.A.H. 1992. Ammonia emission in Europe: updated emission and emission variations. Rep. 228471008. National Institute of Public Health and Environment Protection, Bilthoven, NL.
- 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.
- 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 Mast Schweinehaltung. Dübendorf: Agroscope FAT Tänikon, Eidg. Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik, CH-8356 Ettenhausen, Empa, Eidg. Materialprüfungs- und Forschungsanstalt, Überlandstrasse 129, CH-8600 Dübendorf.
- Bracher A., Spring P., 2010. Möglichkeiten zur Reduktion der Ammoniakemissionen durch Fütterungsmassnahmen bei Schweinen. Bericht der Vorstudie. SHL Zollikofen, Agroscope Liebefeld-Posieux, Bundesamt für Landwirtschaft, pp. 84.
- Bussink, D.W. 1994. Relationships between ammonia volatilization and nitrogen-fertilizer application rate, intake and excretion of herbage nitrogen by cattle on grazed swards. *Fertilizer Research* 38(2), 111-121.
- Bussink, D.W. 1992. Ammonia volatilization from grassland receiving nitrogen-fertilizer and rotationally grazed by dairy-cattle. *Fertilizer Research* 33(3), 257-265.
- Canh, T.T. 1998. Ammonia emission from excreta of growing-finishing pigs as affected by dietary composition. Dissertation. Wageningen.
- Dämmgen, U., Lüttich, M., Haenel, H.-D., Döhler, H., Eurich-Menden, B., Osterburg, B. 2006. Berechnungen der Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft - Nationaler Emissionsbericht (NIR) 2007 für 2005 - Methoden und Daten (GAS-EM). Federal Agricultural Research Centre (FAL), Institute of Agroecology, Bundesallee 50, 38116 Braunschweig, Germany, 232pp.
- 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. 1990. Odour and ammonia emissions from manure storage. In: Nielsen, V. C., Voorburg, J. H., L'Hermite, P., (eds.). *Livestock Farming*. Elsevier Applied Science. pp 59-66.
- 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

- Minderungsszenarien bis zum Jahre 2010. Forschungsbericht 299 42 256/02. Texte 05/02. Umweltbundesamt. Berlin, Germany. pp 307.
- ECETOC (European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals). 1994. Ammonia emissions to air in Western Europe. Technical Report No. 62, 196pp.
- Elwinger, K., Svensson, L. 1996. Effect of dietary protein content, litter and drinker type on ammonia emission from broiler houses. *Journal of Agricultural Engineering Research* 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. *Biosystems Engineering* 97(4): 441-455.
- Flisch, R., Sinaj, S., Charles, R., Richner, W. 2009a. Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau - Kapitel 11-14. *Agrarforschung* 16(2): 50-71.
- Flisch, R., Sinaj, S., Charles, R., Richner, W. 2009b. Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau - Kapitel 3-6. *Agrarforschung* 16(2): 6-31.
- Gebhardt-Henrich, S.G., Fröhlich, E.K.F., 2011. Auslaufnutzung von Legehennen in verschiedenen Herdengrößen in stationären Ställen. *KTBL Schrift* 489, pp 145-153.
- 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. *Biosystems Engineering* 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. *Journal of Agricultural Engineering Research* 59(2): 73-87.
- 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., Speelman, L., Metz, J.H.M., Koerkamp, P. 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.
- 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.
- Hörnig, G., Turk, M., Wanka, U. 1999. Slurry covers to reduce ammonia emission and odour nuisance. *J. Agr. Eng. Res.* 73(2): 151-157.
- 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.
- 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 and Soil* 115(1): 35-41.
- Knubben, J.M., Gyax, L., Stauffacher, M. 2008. Horses in Switzerland: Results of a representative survey of population, housing and use in 2004. *Schweizer Archiv für Tierheilkunde* 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.
- Kroodsma, W., Tveld, J., Scholtens, R., 1993. Ammonia emission and its reduction from cubicle houses by flushing. *Livestock Production Science* 35, 293-302.
- Külling, D.R., Menzi, H., Sutter, F., Lischer, P., Kreuzer, M. 2003. Ammonia, nitrous oxide and methane emissions from differently stored dairy manure derived from grass- and hay-based rations. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 65(1), 13-22.
- Leterme, P., Barre, C., Vertes, F. 2003. The fate of N-15 from dairy cow urine under pasture receiving different rates of N fertiliser. *Agronomie* 23(7): 609-616.
- 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. *Transactions of the Asae* 48(6): 2303-2313.
- Menzi, H, Katz, P.E. 1997. A differentiated approach to calculate ammonia emissions from animal husbandry. In: Voermans, J.A.M. and Monteny, G.J. (Eds): *Ammonia and odour emissions from animal production facilities*, Proc. International Symposium, Vinkeloord, NL, 6-10 October 1997, 35-42.
- 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. *Atmospheric Environment* 32(3), 301-307.
- Menzi, H., Keller, M., Katz, P., Fahrni, M., Neftel, A. 1997b. Ammoniakverluste nach der Anwendung von Mist. *Agrarforschung* 4(8), 328-331.
- Menzi, H., Shariatmadari, H., Meierhans, D., Wiedmer, H. 1997c. Nähr- und Schadstoffbelastung von Geflügelaufläufen. *Agrarforschung* 4(9), 361-364.
- Messner, H. 1988. Düngewirkung anaerob fermentierter und unbehandelter Gülle, Fakultät für Landwirtschaft und Gartenbau der Technischen Universität München.
- Misselbrook, T.H., Pain, B.F., Headon, D.M., 1998. Estimates of ammonia emission from dairy cow collecting yards. *Journal of Agricultural Engineering Research* 71, 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. *Atmospheric Environment* 35(31), 5331-5338.
- 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.
- Möller, 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. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 82(3): 209-232.
- 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). *European Journal of Agronomy* 30(1): 1-16.
- Monteny, G.J. 2000. Modelling of ammonia emissions from dairy cow houses. Thesis Wageningen University.
- Monteny, G.J., Erisman, J.W. 1998. Ammonia emission from dairy cow buildings: A review of measurement techniques, influencing factors and possibilities for reduction. *Neth. J. Agric. Sci.* 46(3-4): 225-247.
- Nicholson, F.A., Chambers, J., Walker, A.W. 2004. Ammonia emissions from

- broiler litter and laying hen manure management systems. *Biosystems Engineering* 89(2): 175-185.
- Phillips, V.R., Bishop, S.J., Price, J.S., You, S. 1998. Summer emissions of ammonia from a slurry-based, UK, dairy cow house. *Bioresour. Technol.* 65(3): 213-219.
- Reidy, B., Webb, J., Misselbrook, T.H., Menzi, H., Luesink, H.H., Hutchings, N.J., Eurich-Menden, B., Doher, H., Dammgen, U. 2009. Comparison of models used for national agricultural ammonia emission inventories in Europe: Litter-based manure systems. *Atmospheric Environment* 43(9): 1632-1640.
- Rieger, C., Weiland, P. 2005. Ergebnisse des Biogas Messprogramms. Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Braunschweig, Germany. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR), Gülzow, Germany.
- Rodhe, L., Karlsson, S. 2002. Ammonia emissions from broiler manure - influence of storage and spreading method. *Biosystems Engineering* 82(4), 455-462.
- Schjoerring, J. K., Mattsson, M. 2001. Quantification of ammonia exchange between agricultural cropland and the atmosphere: measurements over two complete growth cycles of oilseed rape, wheat, barley and pea. *Plant and Soil* 228(1), 105-115.
- Schrade, S., Keck, M. 2012. Ammoniak aus Rindviehställen: Entwicklung der Emissionen für die Schweiz. *Agrarforschung Schweiz* 3(10): 486–491.
- Schrade, S., Keck, M., Zeyer, K., Emmenegger, L. 2011. Ammoniak-Emissionen von Milchviehlaufställen mit Auslauf. Im Winter weniger Verluste. ART Berichte Nr. 745.
- 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. *Atmospheric Environment* 36(20), 3309-3319.
- 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. *Journal of Agricultural Science* 121, 63-71.
- Sommer, S.G., Sogaard, H.T., Moller, H.B., Morsing, S. 2001. Ammonia volatilization from sows on grassland. *Atmospheric Environment* 35(11), 2023-2032.
- 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. *Advan. Agron.* 89: 261-335.
- UNECE. 2007. Guidance document on control techniques for preventing and abating emissions of ammonia. United Nations Economic and Social Council, Geneva, Switzerland (<http://daccessdds.un.org/doc/UNDOC/GEN/G07/237/85/PDF/G0723785.pdf?OpenElement>)
- van Caenegem, L. 2008. Tent-roof ventilation reduces emissions effect in slurry containers. *Agrarforschung* 15(3): 150-155.
- van der Maas, J. 1996. Laufhof für Rindvieh - richtig geplant! CH-8315 Lindau: Landwirtschaftliche Beratungszentrale LBL.
- van der Weerden, T.J., Jarvis, S.C. 1997. Ammonia emission factors for N fertilizers applied to two contrasting grassland soils. *Environmental Pollution* 95(2), 205-211.
- Webb, J., Misselbrook, T.H. 2004. A mass-flow model of ammonia emissions from UK livestock production. *Atmospheric Environment* 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., (eds.). *Agroecology and Strategies for Climate Change*. Heidelberg, Germany: Springer-Verlag GmbH. pp 67-108.

Anhang 1

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

Lageremissionen von Mist

Cattle

		Emissionsrate % 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	% TAN
	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 deduction 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 2

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

Wo ¹	Verzehr ² MJ VES/Tag	LG ³ kg	Verzehr ⁴ MJ VES/Wo	2-Phasenfütterung		3-Phasenfütterung		
				Verzehr Ph 1 MJ VES	Verzehr Ph 2 MJ VES	Verzehr Ph 1 MJ VES	Verzehr Ph 2 MJ VES	Verzehr Ph 3 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
A⁵			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 Liebefeld-Posieux (2004): Tabelle 12, S. 56.

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

⁴ Verzehr pro Mastwoche

⁵ Futteranteil pro Mastphase am Gesamtverzehr über die gesamte Mastdauer

Anhang 3

Verwendete Modellparameter zur Berechnung der Emissionen von perforierten Laufhoböden 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 (m2)	8
Temp	10
pH	9.4
Wind speed	0.15
Pit	
Surface per animal (m2)	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_{soil} excreted (i.e. 48.3 kg NH₃-N/a/animal)