

# Ammoniak aus Rindviehställen: Entwicklung der Emissionen für die Schweiz

Sabine Schrade und Margret Keck,

Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, 8356 Ettenhausen

Auskünfte: Sabine Schrade, E-Mail: sabine.schrade@art.admin.ch, Tel. +41 52 368 33 33



Für die häufigste Situation der Laufstallhaltung von Milchvieh in der Schweiz mit Liegeboxenlaufstall mit planbefestigten Laufflächen und Laufhof wurden  $\text{NH}_3$ -Emissionsfaktoren basierend auf Praxismessungen und einer breiten Datengrundlage modelliert.

(Foto: ART)

## Einleitung

### Ausgangslage und Ziel

Die Emissionen von Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) der Schweiz im Jahr 2007 stammten nach Modellrechnungen zu etwa 94 % aus der Landwirtschaft und davon wiederum rund 34 % aus der Stallhaltung von Nutztieren. Rindvieh macht mit 79 % den grössten Teil der  $\text{NH}_3$ -Emissionen aus (Achermann *et al.* 2009). Bisher fehlten  $\text{NH}_3$ -Emissionsfaktoren für in der Schweiz verbreitete Stallssysteme mit Laufhof. Ziel dieser Untersuchung war es,  $\text{NH}_3$ -Emissionsfaktoren für die häufigste Situation der Laufstallhaltung von

Milchvieh in der Schweiz mit freigelüftetem Liegeboxenlaufstall, planbefestigten Laufflächen und Laufhof am Rand (Schrade *et al.* 2011) zu bestimmen und weiter den zeitlichen Verlauf der  $\text{NH}_3$ -Emissionen aus den Rindviehställen von 1990 bis 2008 mit Extrapolation bis 2020 aufzuzeigen.

### Emissionsfaktoren

Die Emissionen werden für das Inventar aus Aktivitätsdaten und Emissionsfaktoren berechnet (Döhler *et al.* 2002; EEA 2009). Aktivitätsdaten beschreiben die Verbreitung oder Häufigkeit eines Systems wie beispielsweise die Tierzahl in einem Stallsystem pro Zeiteinheit (Menzi *et al.* 2008). Ein Emissionsfaktor bildet eine Emission für eine bestimmte Kategorie beziehungsweise ein System (z. B. Produktions-, Haltungssystem) repräsentativ über das Jahr ab (VDI 2011). Bei Emissionen aus der Nutztierhaltung erfolgt die Einteilung in Kategorien beispielsweise nach Tierkategorie, Fütterung, Hofdüngerart, Stallsystem oder deren Kombinationen (Hutchings *et al.* 2001; Döhler *et al.* 2002; EEA 2007; Menzi *et al.* 2008). Der Detaillierungsgrad der einzelnen Kategorien sollte analog zu deren Bedeutung gewählt werden. Mangels systematischer Datengrundlage wurden Emissionsfaktoren bisher häufig als Konventionenwerte aus einzelnen Messungen, Literaturdaten, Plausibilitätsbetrachtungen und praktischem Erfahrungsschatz bestimmt (VDI 2011).

Zur Modellierung von aussagekräftigen Emissionsfaktoren sind belastbare und detaillierte Emissionswerte und eine umfassende Datengrundlage von relevanten Einflussgrössen mit hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung nötig.

## Material und Methoden

Die Berechnung zur Entwicklung der  $\text{NH}_3$ -Emissionen für die Jahre 1990, 1995, 2000 und 2005 sowie eine Extrapolation bis zum Jahr 2020 erfolgte anhand von  $\text{NH}_3$ -Emissionsfaktoren, den Tierzahlen und der Verbreitung von Stallssystemen. Dazu wurden Emissionsfaktoren für den Laufstall mit Laufhof basierend auf einer breiten Datengrundlage modelliert sowie Emissionsfaktoren für den Anbindestall aus der Literatur abgeleitet.

### Emissionsfaktoren Liegeboxenlaufstall mit Laufhof

Grundlage zur Modellierung der  $\text{NH}_3$ -Emissionsfaktoren für freigelüftete Liegeboxenlaufställe mit planbefestigten Laufflächen und am Rand angeordnetem Laufhof waren systematische Messungen mit der Tracer-Ratio-Methode auf sechs Milchviehbetrieben (Schrade *et al.* 2012). Als signifikante Einflussgrößen auf die  $\text{NH}_3$ -Emission resultierten in einem linearen Gemischte-Effekte-Modell die Aussen-temperatur ( $F_{1,1053} = 100,7836$ ;  $p < 0,001$ ), die Windgeschwindigkeit im Stall ( $F_{1,1053} = 99,4947$ ;  $p < 0,001$ ) und der Harnstoffgehalt der Tankmilch ( $F_{1,5} = 6,9097$ ;  $p = 0,046$ ) (Schrade *et al.* 2012). Ausgehend von diesem statistischen Modell erfolgte die Ableitung der Emissionsfaktoren anhand einer Punktschätzung mit gebootstrapteten Varianzkomponenten. Datengrundlage für diese modellbasierte Kalkulation sind als Indikator für die Stickstoffausscheidung Milchwahstoffdaten aus den Milchkontrolldaten des Braunvieh-, Fleckvieh- und Holsteinzuchtverbands über fünf Jahre hinweg differenziert nach Tal- und Berggebiet (Abb. 1). Weiter basiert die modellbasierte Kalkulation auf Lufttemperaturen von 43 Wetterstationen in zwei Höhenlagen (Talgebiet, Berggebiet) vom Bundesamt für Meteorologie und Klimatologie MeteSchweiz.

Um die hohe zeitliche Auflösung der Emissionsdaten des statistischen Modells abzubilden, lagen der Modellierung Stundenmittelwerte jeweils als Tagesgänge pro Kalenderwoche über die Jahre 2004 bis 2008 zugrunde. Mit dieser detaillierten Datengrundlage der Milchwahstoffgehalte und Temperaturen konnten über fünf Jahre hinweg typische Verläufe abgebildet werden. Um den Effekt der Windgeschwindigkeit im Stall aufzuzeigen, >

### Zusammenfassung

Zur Berechnung der Emissionen von Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) aus der Rindviehhaltung für die Jahre 1990 bis 2020 dienten jährliche Tierzahlen, die Verbreitung von Stallsystemen und  $\text{NH}_3$ -Emissionsfaktoren. Emissionsfaktoren für den Laufstall mit Laufhof wurden anhand einer modellbasierten Kalkulation basierend auf Emissionsmessungen von sechs Milchviehställen, Milchwahstoffgehalten, Temperaturen sowie typischen Windgeschwindigkeiten berechnet. Die modellierten  $\text{NH}_3$ -Emissionsfaktoren variierten von 22 bis 25 g pro Grossvieheinheit (GV) und Tag (d). Für die Anbindehaltung wurde ein  $\text{NH}_3$ -Emissionsfaktor von  $16,4 \text{ g GV}^{-1} \text{ d}^{-1}$  aus Literaturdaten abgeleitet. Von 1990 bis 2000 waren die  $\text{NH}_3$ -Emissionen zunächst leicht rückläufig, während sie im Jahr 2005 bereits wieder zugenommen hatten. Bei einer Stagnation der Tierzahlen auf dem Niveau von 2008 werden für das Jahr 2020 um 4 bis 12 % höhere  $\text{NH}_3$ -Emissionen als im Jahr 1990 erwartet. Grund dafür ist die stärkere Verbreitung von Laufställen mit grösseren verschmutzten Flächen.

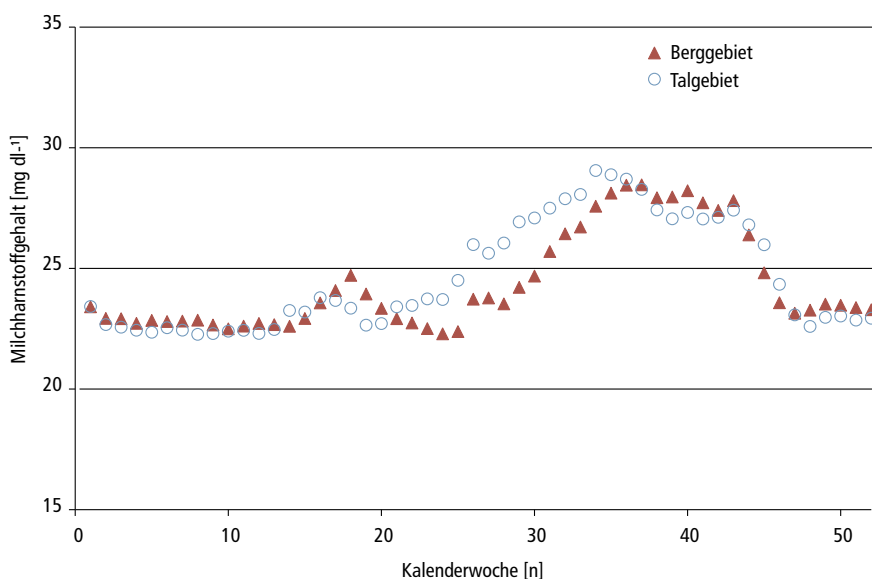


Abb. 1 | Verlauf der Harnstoffgehalte [ $\text{mg dl}^{-1}$ ] als Mittelwerte pro Kalenderwoche berechnet aus Einzelkuh-werten aggregiert nach Region (Berg- und Talgebiet) als Grundlage für die modellbasierte Kalkulation der  $\text{NH}_3$ -Emissionsfaktoren.

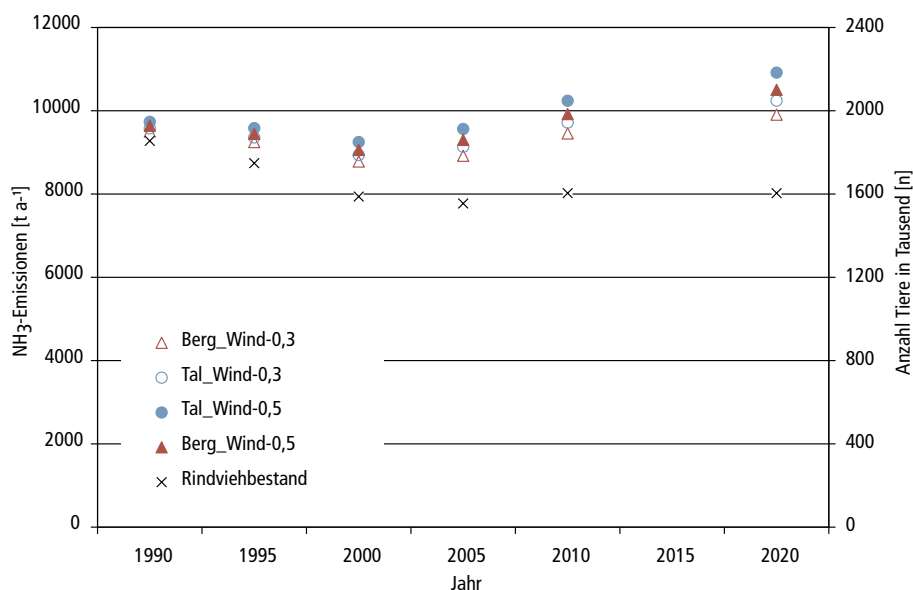


Abb. 2 | Entwicklung des Rindviehbestandes [n] und der  $\text{NH}_3$ -Emissionen [ $\text{t a}^{-1}$ ] aus der Rindviehhaltung der Schweiz von 1990 bis 2020.

wurden zwei Windgeschwindigkeiten  $0,3 \text{ m s}^{-1}$  (Wind-0,3) und  $0,5 \text{ m s}^{-1}$  (Wind-0,5) von den eigenen Messungen und von Literaturdaten abgeleitet. Die Modellierung ist bei Schrade *et al.* (2012) detailliert beschrieben.

### Emissionsfaktor Anbindestall

Für den Anbindestall ist der  $\text{NH}_3$ -Emissionsfaktor aus der Literatur von vier Untersuchungen abgeleitet. Die Messungen von Amon *et al.* (1999), Groot Koerkamp und Uenk (1997) sowie Gustafsson *et al.* (2001) decken weitestgehend die jahreszeitliche Variation ab, während bei Groenestein (1993) Messungen zu sehr warmen Bedingungen fehlen. Die Emissionsdaten variieren zwischen  $5 \text{ g GV}^{-1}\text{d}^{-1}$  (Amon *et al.* 1999) und  $26 \text{ g GV}^{-1}\text{d}^{-1}$  (Gustafsson *et al.* 2001). Als Emissionsfaktor wurde der Median über die Ergebnisse der einzelnen Autoren festgelegt. Aufgrund der ungenügenden Dokumentation in der Literatur ist keine Differenzierung nach der Stickstoff-Versorgung der Tiere, Höhenlage und Luftgeschwindigkeit im Stall analog zu den Emissionsfaktoren für den Laufstall möglich.

### Entwicklung des Rindviehbestandes

Der Gesamtrindviehbestand war von 1990 bis 2004 rückläufig und stieg von 2005 bis 2008 wieder an und bewegte sich in den Folgejahren auf dem Niveau von 2008 (Schweizerischer Bauernverband 1991–2011; Abb. 2). Für die Berechnung der Emissionen für die Jahre 2010 und 2020 wurde eine Stagnation der Tierzahlen auf dem Niveau von 2008 angenommen.

### Entwicklung der Stallsysteme

Die bisherige und zukünftige Verbreitung der Stallsysteme für die einzelnen Rindviehkategorien differenziert nach Anbinde- und Laufstall ist bei Schrade *et al.* (2011) basierend auf Statistiken vom Schweizerischen Bauernverband, der Beteiligung bei den Ethoprogrammen sowie einer eigens durchgeführten Expertenschätzung dargestellt. In der Milchviehhaltung dominieren bisher noch Anbindeställe. Der Trend geht jedoch bei allen Rindviehkategorien hin zu Laufställen. Während 1990 der Anteil der Milchkühe in Laufställen bei nur 10 % lag, wurden 2010 rund 40 % der Milchkühe in Laufställen gehalten. Nach den statistischen Erhebungen ist keine detaillierte Differenzierung der Haltungssysteme beispielsweise nach Ausführung von Lauf- und Liegeflächen, Flächenangebot, Anordnung der Funktionsbereiche, zeitlicher Nutzung von Laufhöfen, Art und Häufigkeit der Entmistung verfügbar.

### Emissionsberechnung

Zur Berechnung der Emissionen über die einzelnen Jahre wurde zunächst die Anzahl Tiere pro Kategorie differenziert nach Laufstall und Anbindestall berechnet. Weil für die Tierkategorien Jungvieh zur Zucht und Nutzung, Ammen- und Mutterkühe sowie Tiere zur Grossviehmast und Mastkälber keine detaillierten Daten zu den Emissionen vorliegen, wurde für jedes Kalenderjahr ein Mischwert über alle Rindviehkategorien (GV-Mischwert) gebildet. Pro Stallsystem wurden die Tierzahlen aller Rindviehkategorien addiert und anschliessend mit dem

**Tab. 1** | NH<sub>3</sub>-Emissionen [g GV<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>] im Anbindestall für Milchvieh nach Autoren sowie der Median dieser Daten

Quelle	NH <sub>3</sub> -Emission [g GV <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> ]	Erhebungsumfang; Bestimmung Luftvolumenstrom	Stalltemperatur [°C] (Arithm. Mittel, Minimum–Maximum)
Amon <i>et al.</i> 1999 (AT)	5,0	5 x Flüssigmistsystem (je 6–15 d) 4 x Festmistsystem (je 7–11 d); Messventilator	4 Jahreszeiten
Groenestein 1993 (NL)	13,3	2 Messungen: Winter, Frühjahr; Messventilator	16,9 (15,4–19,2)
Groot Koerkamp u. Uenk 1997 (NL)	19,5	Messungen im Sommer u. Winter je 4 x 24 h; CO <sub>2</sub> -Bilanzierung	14,6 (9–19)
Gustafsson <i>et al.</i> 2001 (SE)	26,4	Messungen über 10 Monate; Messventilator	16,9 (14,9–19,3)
<b>Median</b>	<b>16,4</b>	–	–

GV-Mischwert und dem Emissionsfaktor des jeweiligen Stallsystems bezogen auf 365 Tage multipliziert. Dabei sind jeweils die vier Varianten zur Laufstallhaltung Tal\_Wind-0,3, Tal\_Wind-0,5, Berg\_Wind-0,3 und Berg\_Wind-0,5 berücksichtigt.

## Resultate und Diskussion

### Emissionsfaktoren

Die Datengrundlage zur Ableitung des Emissionsfaktors für das Stallsystem Liegeboxenlaufstall mit planbefestigten Laufflächen und Laufhof am Rand ist mit systematischen Messungen auf sechs Praxisbetrieben zu unterschiedlichen Jahreszeiten sowie den detailliert verfügbaren Milchnitrogengehalten und Temperaturdaten breit abgestützt. Die NH<sub>3</sub>-Emissionsfaktoren bilden damit regionale Unterschiede des Klimas und des Fütterungsniveaus ab und spiegeln den Einfluss der Windgeschwindigkeit wider. In Tabelle 2 sind die NH<sub>3</sub>-Emissionsfaktoren als arithmetischer Mittelwert und 95%-Konfidenzintervall angegeben. Über alle Varianten hinweg variiert der mittlere NH<sub>3</sub>-Emissionsfaktor für die Milchviehhaltung im Liegeboxenlaufstall mit freier Lüftung, planbefestigten Laufflächen und Laufhof am Rand von 21,8 g bis 24,5 g GV<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> beziehungsweise von 28,9 bis 32,6 g Tier<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>. Bezugsgrösse ist jeweils eine Grossvieheinheit mit 500 kg Lebendmasse beziehungsweise ein Tier mit 650 kg Lebendmasse. Der NH<sub>3</sub>-Emissionsfaktor für das Talgebiet ist aufgrund der höheren Temperaturen bei gleicher Windgeschwindigkeit grösser als der für das Berggebiet. Innerhalb derselben Höhenzone ist jeweils der Emissionsfaktor basierend auf der höheren Windgeschwindigkeit grösser als der auf Basis der niedrigeren Windgeschwindigkeit. Die Unterschiede zwischen den einzelnen Varianten sind gering. Die modellierten Emissionsfaktoren sind tiefer als der NH<sub>3</sub>-Emissionsfaktor für den Liegeboxenlaufstall in Deutschland mit 40 g Tierplatz<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> (Döhler *et al.* 2002) und für Stall inklusive Laufhof in Portugal mit 86 g GV<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> (Pereira *et al.* 2010).

Mit 16,4 g GV<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> beziehungsweise 21,8 ist der NH<sub>3</sub>-Emissionsfaktor für den Anbindestall etwas höher als der Wert von Döhler *et al.* (2002) mit 13,4 g Tierplatz<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> ▶

Mit 16,4 g GV<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> beziehungsweise 21,8 ist der NH<sub>3</sub>-Emissionsfaktor für den Anbindestall etwas höher als der Wert von Döhler *et al.* (2002) mit 13,4 g Tierplatz<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> ▶

**Tab. 2** | NH<sub>3</sub>-Emissionsfaktoren für die Haltung von Milchvieh im Liegeboxenlaufstall mit freier Lüftung, planbefestigten Laufflächen und Laufhof am Rand aus der modellbasierten Kalkulation für die beiden Standorte Berg- und Talgebiet sowie für die beiden Windgeschwindigkeiten (GV Grossvieheinheit; 1 GV = 500 kg Lebendmasse).

Variante: Region und Windgeschwindigkeit [m s <sup>-1</sup> ]	NH <sub>3</sub> -Emissionsfaktor Arithm. Mittel (95%-Konfidenzintervall)	
	[g Tier <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> ]	[g GV <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> ]
Berg_Wind-0,3	28,9 (16,4; 49,9)	21,8 (12,3; 37,5)
Berg_Wind-0,5	31,1 (17,4; 52,9)	23,4 (13,0; 39,8)
Tal_Wind-0,3	30,1 (16,0; 50,4)	22,7 (12,0; 37,9)
Tal_Wind-0,5	32,6 (17,8; 54,0)	24,5 (13,4; 40,6)

und deutlich tiefer als die Emissionsfaktoren für den Laufstall aus der modellbasierten Kalkulation. Der Emissionsfaktor der European Environment Agency (2007) wurde mit  $24 \text{ g Tier}^{-1} \text{ d}^{-1}$  als Mischwert für Anbinde- und Laufstall kalkuliert und liegt somit geringfügig über dem aus der Literatur abgeleiteten Emissionsfaktor für den Anbindestall jedoch deutlich unter den Emissionsfaktoren aus der modellbasierten Kalkulation.

### Berechnung der $\text{NH}_3$ -Emissionen aus der Stallhaltung

Die Berechnung der  $\text{NH}_3$ -Emissionen stützt sich auf den verfügbaren Daten breit ab und zeigt die Tendenzen der bisherigen und zukünftigen Entwicklung deutlich auf. Sie weist aufgrund der unzureichenden Datengrundlage folgende Unsicherheiten auf:

- Da die Annahmen zur Verbreitung der Stallsysteme auf punktuellen Literaturdaten und Schätzwerten basieren, ist nur eine grobe Differenzierung zwischen Anbinde- und Laufstall möglich.
- $\text{NH}_3$ -Emissionswerte für den Anbindestall aus der Literatur weisen eine sehr grosse Spannbreite auf. Weiter fehlen Daten zu Anbindehaltung mit Laufhofnutzung.
- Bei der Berechnung sind Alpung und Weidehaltung nicht berücksichtigt. Einerseits sind nur für einzelne Jahre Angaben zu Häufigkeit und Dauer von Alpung und Weidehaltung vorhanden und andererseits fehlen Emissionsdaten. Unklar ist, wie sich das Emissionsniveau vom Stall bei Halbtags-, Ganztags- oder Vollweide verändert. Weiter sind die Emissionen zur Hofdüngerlagerung in der Berechnung nicht enthalten.
- Aufgrund fehlender Emissionsfaktoren für Jungvieh zur Zucht und Nutzung, Tiere zur Grossviehmast, Mastkälber sowie Ammen- und Mutterkühe wurden die Emissionswerte von Milchvieh auf alle Kategorien übertragen und ein GV-Mischwert über alle Kategorien angenommen.
- Bei der Annahme, dass die Tierzahlen auf dem Niveau von 2008 stagnieren, sind politische Rahmenbedingungen sowie weitere Einflussgrößen auf die Entwicklung der Tierzahlen nicht berücksichtigt.

Von 1990 bis 2000 zeigen die Emissionen über alle Varianten hinweg eine rückläufige Tendenz. Bei einer Stagnation der Tierzahlen auf dem Niveau von 2008 steigen die Emissionen bis zum Jahr 2020 deutlich an. Dafür ist der höhere Anteil von Tieren in Laufställen mit ausschlaggebend. Während im Jahr 1990 bei den  $\text{NH}_3$ -Emissionen durch die vier Varianten nur geringe Unterschiede resultierten, vergrösserten sich die Unterschiede

im Laufe der Jahre mit zunehmender Bedeutung der Laufstallhaltung. So liegen im Jahr 2020 die  $\text{NH}_3$ -Emissionen der Variante Tal\_Wind-0,3 mit  $10\,900 \text{ t a}^{-1}$  um  $1000 \text{ t a}^{-1}$  höher als die der Variante Berg\_Wind-0,3 mit  $9900 \text{ t a}^{-1}$ . Steigende  $\text{NH}_3$ -Emissionen resultieren bei der Annahme von einem gleichbleibenden Rindviehbestand allein durch Veränderungen bei den Stallsystemen.

## Schlussfolgerungen

Mit dem beschriebenen Modellierungsansatz konnten  $\text{NH}_3$ -Emissionsfaktoren für den Laufstall mit planbefestigten Laufflächen und Laufhof basierend auf einer breit verfügbaren Datengrundlage mit hoher zeitlicher und räumlicher Auflösung differenziert nach Region bestimmt werden. Wünschenswert sind eine weitere Differenzierung der Emissionsfaktoren nach Laufflächenausführung und die Berücksichtigung von Weidehaltung.

Trotz der Unsicherheiten bei der Berechnung sind klare Tendenzen in der bisherigen und zukünftigen Entwicklung erkennbar. Bei  $\text{NH}_3$  führt eine Abnahme des Rindviehbestandes zwischen 1990 und 2000 nicht zu gleichermassen sinkenden Emissionen. Ursache hierfür ist die Zunahme von Laufställen mit Laufhöfen und grösseren verschmutzten Flächen. In den Jahren 2004 bis 2008 hat der Rindviehbestand wieder leicht zugenommen und stagnierte auf dem Niveau von 2008. Vermehrte Laufstallhaltung lässt eine weitere Erhöhung der  $\text{NH}_3$ -Emissionen erwarten. Der Handlungsbedarf zur Emissionsminderung von  $\text{NH}_3$  ist sichtbar. Dazu sind praxistaugliche baulich-technische und organisatorische  $\text{NH}_3$ -Minderungsmaßnahmen zu entwickeln, zu quantifizieren und in der Praxis umzusetzen. ■

### Dank

Dieses Projekt wurde finanziell vom Bundesamt für Umwelt BAFU unterstützt.



## Riassunto

### Ammoniac dalle stalle per il bestiame bovino: evoluzione delle emissioni in Svizzera

Per calcolare le emissioni di ammoniaca ( $\text{NH}_3$ ) provocate dai sistemi di stabulazione per il bestiame bovino per il periodo 1990–2020 sono stati utilizzati i dati annuali sugli animali, quelli sulla diffusione dei sistemi di stabulazione e i coefficienti di emissione di  $\text{NH}_3$ . Questi ultimi, per sistemi a stabulazione libera con corte, sono stati fissati attraverso un calcolo su modelli basato sulle misurazioni delle emissioni di sei stalle per il bestiame da latte, sui tenori di urea nel latte, sulle temperature e sulla velocità del vento tipica. I calcoli su modelli hanno dato valori variabili da 22 a 25 grammi per unità di bestiame grosso (UBG) e giorno (d). Per i sistemi a stabulazione fissa, dai dati reperiti dalla bibliografia è stato stabilito un coefficiente di emissione di  $\text{NH}_3$  pari a  $16,4 \text{ g UBG}^{-1}\text{d}^{-1}$ . Dal 1990 al 2000 le emissioni di  $\text{NH}_3$  hanno segnato una lieve diminuzione, per poi aumentare nuovamente nel 2005. Con una stagnazione del numero di animali al livello del 2008, per il 2020 ci si attende un aumento delle emissioni di  $\text{NH}_3$  pari al 4–12 per cento rispetto al 1990, riconducibile alla maggiore diffusione dei sistemi a stabulazione libera con superfici sporche più estese.

## Literatur

- Achermann B., Bonjour C., Kupper T., Leuenberger C., Menzi H., Nyfeler-Brunner A., Rihm B. & Zaucker F., 2009. Ammoniakemissionen in der Schweiz: Neuberechnung 1990–2007. In: Fachtagung Ammoniak- und Treibhausgasemissionen aus der Landwirtschaft: Inventare und Programme zu deren Minderung, 10. September 2009, Zollikofen, Bern, 70.
- Amon B., Amon T. & Boxberger J., 1999. Emissionen von  $\text{NH}_3$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  und  $\text{CH}_4$  aus der Festmistverfahrens-kette Milchviehanbindehaltung Stall-Lagerung-Ausbringung. Bau, Technik und Umwelt in der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung – Beiträge zur 4. Internationalen Tagung von 9. und 10. März 2003 in München-Weihenstephan, 57–62.
- Döhler H., Eurich-Menden B., Dämmgen U., Osterburg B., Lüttich M., Bergschmidt A., Berg W. & Brunsch R., 2002. BMVEL/UBA-Ammoniak-Emissionsinventar der Deutschen Landwirtschaft und Minderungsszenarien bis zum Jahr 2010. Umweltbundesamt Texte 05/02 B 55050, 192.
- European Environment Agency (EEA), 2007. EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook 2007.
- Groenestein C. M., 1993. Animal-waste management and emission of ammonia from livestock housing systems: field studies. Livestock Environment IV: Fourth International Symposium University of Warwick Coventry, England, 1169–1175.
- Groot Koerkamp P. W. G. & Uenk G. H., 1997. Climatic Conditions and Aerial Pollutants in and Emissions from Commercial Animal Production Systems in the Netherlands. In: Voermans J.A.M. and Monteny G.J.. Ammonia and Odour Emissions From Animal Production Facilities. Proceedings of a International Symposium in Vinkeloord, Netherlands, 139–144.

## Summary

### Ammonia from cattle housing systems: development of emissions in Switzerland

Annual livestock numbers, the distribution of livestock housing systems and  $\text{NH}_3$  emission factors were used to calculate ammonia emissions ( $\text{NH}_3$ ) from cattle farming for the years 1990 to 2020. Emission factors for loose housing with outdoor exercise areas were computed using a model-based calculation based on emission measurements from six dairy housing systems, milk urea levels, temperatures and typical wind speeds. The  $\text{NH}_3$  emission factors modelled varied from 22 to 25 g per livestock unit (LU) per day (d). An  $\text{NH}_3$  emission factor of  $16.4 \text{ g LU}^{-1} \text{ d}^{-1}$  for the tied housing system was derived from literature data. From 1990 to 2000  $\text{NH}_3$  emissions were initially slightly down, whereas they had increased again by 2005. If livestock numbers stagnate at the 2008 level,  $\text{NH}_3$  emissions of 4 to 12 % higher than in 1990 are anticipated for 2020. This is because of the more widespread distribution of loose housing with larger soiled surfaces.

**Key words:** emission factor, ammonia, modeling, dairy cattle, calculation.

- Gustafsson G., Hultgren J. & Jeppsson K.-H., 2001. Ammonia emissions from the cowshed, and animal cleanliness, reproductive performance and health – reference measurements. In: Life Ammonia Feb (5).
- Hutchings N. J., Sommer S. G., Andersen J. M. & Asman W. A. H., 2001. A detailed ammonia emission inventory for Denmark. *Atmospheric Environment* **35**, 1959–1968.
- Menzi H., Kupper T. & Reidy B., 2008. Emissionsinventar für Ammoniak basierend auf einer repräsentativen Umfrage zur landwirtschaftlichen Produktionstechnik. Effiziente Nutzung von Grünland als Ressource für die Milch- und Fleischproduktion, 28.–30. August 2008, Zollikofen, *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Grünland und Futterbau* **9**, 59–62.
- Pereira J., Misselbrook T. H., Chadwick D., Coutinho J. & Trindade H., 2010. Ammonia emissions from naturally ventilated dairy cattle buildings and outdoor concrete yards in Portugal. *Atmospheric Environment* **44**, 3413–3421.
- Schrade S., Keck M., Zeyer K. & Emmenegger L., 2011. Haltungssysteme und Messkonzept für Ammoniakemissionen bei freier Lüftung. *Agrarforschung Schweiz* **2** (4), 170–175.
- 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. *Atmospheric Environment* **47**, 183–194.
- Schweizerischer Bauernverband 1991–2011: Statistische Erhebungen und Schätzungen über Landwirtschaft und Ernährung. Diverse Jahrgänge. Brugg.
- VDI 2011. VDI-Richtlinie 3894 Blatt 1: Emissionen und Immissionen aus Tierhaltungsanlagen – Haltungsverfahren und Emissionen Schweine, Rinder, Geflügel, Pferde. VDI, 1–84.