

## Émissions provenant des animaux

## Réduction des émissions d'ammoniac au pâturage

Christof Ammann<sup>1</sup>, Karl Voglmeier<sup>1</sup>, Andreas Münger<sup>2</sup> et Daniel Bretscher<sup>1</sup><sup>1</sup>Agroscope, 8046 Zurich, Suisse<sup>2</sup>Agroscope, 1725 Posieux, Suisse

Renseignements: Christof Ammann, e-mail: christof.ammann@agroscope.admin.ch



Les émissions d'ammoniac provenant des excréments d'animaux ont été mesurées tout au long d'une saison de pâture. (Photo: Karl Voglmeier, Agroscope)

## Introduction

Les émissions d'ammoniac ( $\text{NH}_3$ ) proviennent en grande partie de l'agriculture. En Suisse, elles émanent principalement de la détention de vaches laitières à l'étable ainsi que du stockage et de l'épandage du lisier. Lorsqu'il est rejeté dans des écosystèmes quasi naturels (eaux, forêt), le  $\text{NH}_3$  émis entraîne l'eutrophisation et l'acidification (Sutton *et al.* 2011). L'ammoniac participe également à la formation de particules de poussières fines dans l'atmosphère, qui peuvent avoir des effets sur la santé. Les émissions de  $\text{NH}_3$  générées par l'agriculture suisse sont calculées à l'aide du modèle de simulation Agrammon

(Kupper *et al.* 2018). Pour les différents processus, on utilise des facteurs d'émission moyens (FE) qui décrivent les émissions comme une fraction de la quantité d'azote soluble (Kupper 2018).

Une mesure possible pour réduire les émissions de  $\text{NH}_3$  est d'optimiser l'alimentation des vaches afin de minimiser au maximum l'excrétion d'azote (N) dans l'urine et les fèces. Ce faisant – et dans le cadre d'un apport conforme aux besoins – le rapport entre la teneur en matière azotée et la teneur en énergie de la ration est réduit. Une autre possibilité de réduire les émissions de  $\text{NH}_3$  est la

pâturage intégrale (UNECE 2014). Sur les pâturages, l'urine, principale source de  $\text{NH}_3$  (Petersen *et al.* 1998), s'infiltrerait rapidement dans le sol et la zone exposée à l'air est relativement petite. De plus, fèces et urine sont rarement mélangées, ce qui réduit la formation et la libération de  $\text{NH}_3$ . Selon le FE utilisé dans Agrammon, les excréments sur les pâturages produisent jusqu'à huit fois moins d'émissions de  $\text{NH}_3$  que les excréments à l'étable combinés avec le stockage et l'épandage ultérieur du lisier. Cependant, le FE pour le pâturage renferme encore de grandes incertitudes, car il se base sur quelques études expérimentales caractérisées par une grande variation (5–26 % de l'urine excrétée; p. ex. Jarvis *et al.* 1989; Busink 1992; Laubach *et al.* 2012, 2013b) et qui utilisent des techniques de mesure en partie sujettes aux erreurs. Depuis quelques années, on dispose du miniDOAS, un nouvel instrument de mesure du  $\text{NH}_3$  adapté par Agroscope (Sintermann *et al.* 2016) et qui convient bien aux mesures en continu sur le terrain avec une grande précision (Bell *et al.* 2017). À l'aide de cet instrument, une combinaison des deux mesures de réduction susmentionnées (type d'alimentation et de détention) a fait l'objet d'un essai.

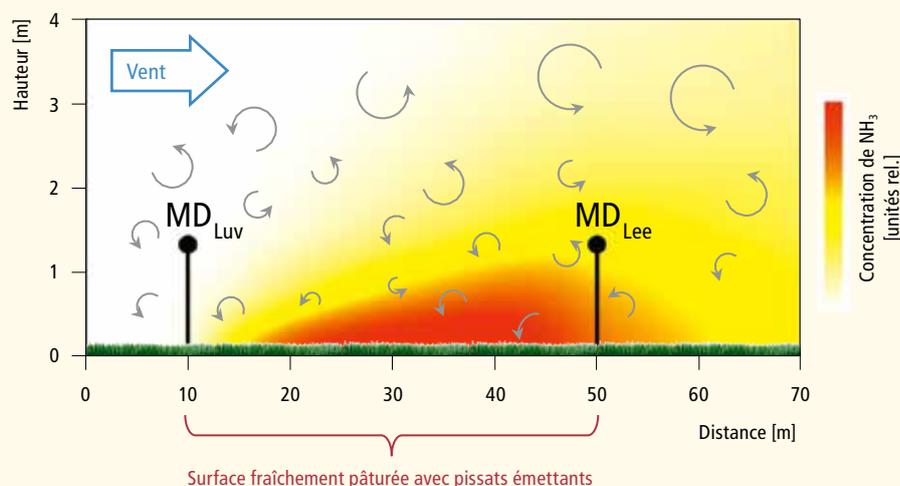
## Matériel et méthodes

L'essai a été réalisé sur le site Agroscope de Posieux (FR) en 2016. Deux troupeaux comparables de 12 vaches laitières des races Holstein / Red Holstein ont été détenus en parallèle de la mi-mars à la fin octobre dans deux dispositifs de pâturage tournant distincts avec 11 parcelles chacun. Le couvert végétal des pâturages – appelé ci-après herbe pâturée – se composait en moyenne saisonnière de 78 % de graminées, de 15 % de légumineuses (espèces de trèfle) et de 7 % d'autres plantes. Dans le premier système (G), les vaches se sont nourries exclusivement d'herbe pâturée, tandis que dans le second système (M), elles ont reçu en plus de l'ensilage de maïs (environ 25 % de la ration totale). Les surfaces de pâturage ont été adaptées en conséquence (G: 2,51 ha, M: 1,88 ha) pour permettre un régime de rotation synchronisé. Pour la traite, les vaches étaient amenées dans leur étable deux fois par jour pendant environ deux heures, où elles recevaient également l'ensilage de maïs. Tant que les températures extérieures et l'offre d'herbe le permettaient, le temps de pâturage était d'environ 20 heures par jour. Avec une absorption d'énergie similaire, les vaches du système M ont ainsi consommé moins de matière azotée (MA), ce qui a entraîné une diminution de l'excès d'azote et, en fin de compte, une réduction des apports d'azote dans le sol par le biais des excréments.

## Résumé

Quelle est l'influence d'un complément de la ration à teneur réduite en protéines sur les émissions d'ammoniac de vaches laitières au pâturage? Pour répondre à cette question, les émissions d'ammoniac de vaches laitières détenues selon deux systèmes d'alimentation sur la base de la pâturage ont été mesurées et comparées entre mai et octobre. Dans le premier système (G), les vaches se sont nourries exclusivement d'herbe pâturée, tandis que dans le second système (M), 25 % d'ensilage de maïs ont été intégrés dans leur ration. Un rapport protéines/énergie réduit dans la ration a donc été obtenu dans le système M, avec une diminution d'environ 19 % de la quantité d'azote excrétée. Les pâturages tournants intensifs ont permis d'étudier la dynamique temporelle des émissions d'ammoniac. On a observé une augmentation continue pendant les phases de pâturage, et une diminution exponentielle relativement rapide des émissions après la sortie des animaux. Dans l'ensemble, les émissions n'ont montré qu'une faible variation saisonnière, mais des valeurs significativement inférieures (–40 %) ont été relevées pour le système M comparé au système G. Les résultats confirment d'une part la validité du facteur d'émission utilisé dans l'Inventaire suisse des émissions d'ammoniac et montrent d'autre part qu'une alimentation des vaches laitières à teneur réduite en protéines peut également contribuer à réduire les émissions d'ammoniac.

Dès le début du mois de mai, les concentrations de  $\text{NH}_3$  ont été relevées avec deux instruments miniDOAS (Sintermann *et al.* 2016) par système de pâturage. Ces appareils déterminent les concentrations par spectroscopie d'absorption optique différentielle et les mesurent sur un trajet à l'air d'environ 30 m de long. L'un des instruments miniDOAS (MD) a été placé au côté du vent et l'autre au côté sous le vent d'une parcelle pâturée (fig. 1); l'augmentation de la concentration d'ammoniac résultant des émissions a pu être déterminée sous le vent. Afin de dériver un taux d'émission à partir des différences de concentration mesurées (et d'autres mesures météorologiques), un modèle de dispersion à calcul rétrospectif (*backward Lagrangian Stochastic model*, Häni *et al.*



**Figure 1** | Représentation schématique de la propagation du  $\text{NH}_3$  sur une surface fraîchement pâturée et du dispositif de mesure des émissions de  $\text{NH}_3$  tel qu'il a été utilisé en parallèle dans les deux systèmes de pâturage. Les deux instruments de mesure Mini DOAS (MD) ont été placés à une hauteur de 1,2 m au côté du vent (Luv) sous le vent et au côté sous le vent (Lee) de la parcelle.

2018) a été utilisé. Les détails du dispositif de mesure et du calcul des émissions sont décrits dans Voglmeier *et al.* (2018).

Les données de mesure ont été soumises à un contrôle de qualité rigoureux. Certaines données ont dû être rejetées pour diverses raisons: (i) défaillance ou mauvais fonctionnement des instruments de mesure, (ii) directions du vent inappropriées avec des influences perturbatrices des bâtiments d'exploitation voisins, (iii) vitesses du vent très faibles, surtout la nuit, qui n'ont pas permis un calcul fiable des émissions. Il en est résulté des lacunes considérables dans les séries de mesures (environ 40 à 50% des données à la demi-heure), qu'il a fallu combler pour calculer des émissions entières de  $\text{NH}_3$ . Des lacunes plus courtes (<3 h) ont été comblées par simple interpolation linéaire. Pour les lacunes plus longues, une courbe d'évolution moyenne (voir les résultats) a été adaptée séparément pour le jour et la nuit aux données disponibles. Dans certains cas, des lacunes de données trop importantes n'ont pas permis un calcul judicieux de l'ensemble des émissions d'une rotation correspondante. En fin de compte, les valeurs d'émission ont pu être déterminées pour quatre rotations dans le système G et pour cinq dans le système M. D'éventuelles émissions de  $\text{NH}_3$  en relation avec l'épandage d'engrais minéraux n'ont pas été prises en compte dans la présente étude. Les engrais de ferme n'ont pas été épandus pendant la période d'observation.

Les émissions de  $\text{NH}_3$  mesurées sur les parcelles de pâture sont des valeurs qui se rapportent à la surface. Afin

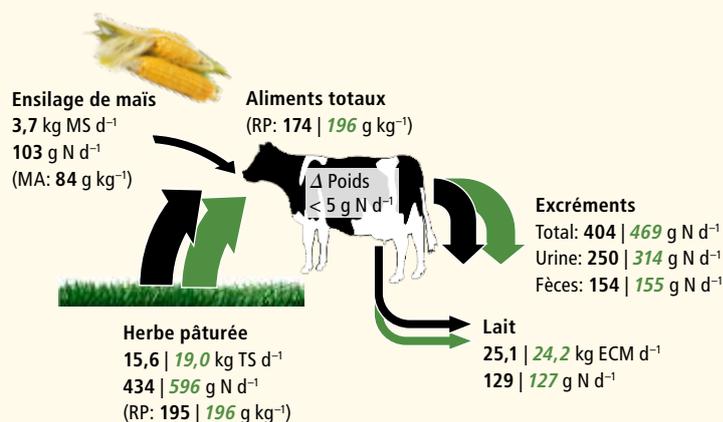
de pouvoir les comparer avec celles d'autres études et avec des valeurs d'inventaire, elles ont été additionnées sur une période de rotation et mises en relation avec la quantité d'azote urinaire excrétée. Le FE (= pourcentage de perte de N par le biais d'émission de  $\text{NH}_3$ ) a pu ensuite en être dérivé. Il n'a pas été possible de déterminer directement la quantité d'azote excrétée par les animaux dans des conditions réelles au pâturage. Afin d'obtenir tout de même un FE, la charge d'azote dans les excréments (répartis entre l'urine et les fèces) a été estimée à partir du bilan énergétique et azoté des vaches (voir Bracher *et al.* 2011; Bretscher *et al.* 2017). Les paramètres nécessaires relatifs aux animaux, tels que le rendement laitier, la teneur en protéines du lait et le poids de chaque vache, ont été relevés quotidiennement, tandis que les paramètres relatifs à l'alimentation (en particulier la teneur en MA =  $6,25 \times$  teneur en N) ont été mesurés à huit reprises entre avril et septembre. Entre-deux, l'interpolation linéaire a été utilisée pour obtenir des taux d'excrétion quotidiens.

## Résultats et discussion

### Bilan azoté des vaches au pâturage

Entre mai et octobre 2016, sept rotations de pâture complètes ont pu être effectuées de façon synchronisée dans les deux systèmes testés G et M avec une alimentation différente. Les données et les caractéristiques des rotations sont indiquées dans le tableau 1. La rotation 4 a été supprimée en raison de valeurs de mesure manquantes

ou trop lacunaires dans les deux systèmes. Comme la principale source d'émissions de  $\text{NH}_3$  au pâturage est l'urine excrétée, celle-ci a été dérivée du bilan azoté des vaches. Les valeurs moyennes correspondantes à l'ensemble de la saison de pâture et à l'effet de la variante d'alimentation sont illustrées dans la figure 2. Alors que la teneur en MA de l'herbe pâturée était assez similaire dans les deux systèmes de pâture, la distribution – dans le système M – de l'ensilage de maïs qui contient moins de MA a entraîné une consommation plus faible d'herbe pâturée et une ingestion plus faible de 11 % de MA dans la ration totale. Comme la production laitière des deux troupeaux était également très similaire et que le changement de poids des vaches était négligeable, la différence dans les quantités de N ingérées se retrouve pratiquement inchangée dans les excréments. La différence est toutefois imputable à l'urine uniquement, alors qu'il n'y a pratiquement pas de différence dans les fèces. Il en résulte une réduction très nette de la quantité d'azote urinaire dans le système M d'environ 20 %.



**Figure 2** | Bilan quotidien moyen de l'azote pour les vaches laitières dans les deux systèmes de pâture avec différentes variantes d'alimentation sur l'ensemble de la période d'observation (mai à octobre 2016). La largeur des flèches est approximativement proportionnelle à la quantité d'azote. Les couleurs indiquent les deux systèmes de pâture M (bleu: herbe pâturée + ensilage de maïs) et G (vert/italique: seulement herbe pâturée). MA = matière azotée, ECM = lait corrigé par rapport à sa teneur en énergie, Δ Poids = accumulation de N due au changement de poids.

### Évolution temporelle des émissions de $\text{NH}_3$

Au cours de la période considérée, les flux de  $\text{NH}_3$  ont fortement varié d'un jour à l'autre, avec un maximum entre midi et la fin de l'après-midi. Cette évolution est en étroite corrélation avec les variations quotidiennes des facteurs d'influence météorologiques tels que la température, la vitesse du vent et le rayonnement. Au cours de la journée, ils entraînent un mélange d'air accru et une évaporation plus facile du  $\text{NH}_3$  dissous, ce qui favorise

les émissions (Flechard et Sutton 2013). En général, les émissions nocturnes étaient environ 2,6 fois plus faibles que pendant la journée.

Les émissions de  $\text{NH}_3$  mesurées se situaient pour la plupart entre 0 et  $2,5 \mu\text{g N m}^{-2} \text{s}^{-1}$ . Le maximum absolu des émissions a été observé à la fin de chaque phase de pâture sur les parcelles de mesure et le temps de décroissance consécutif était d'environ 3 à 5 jours (fig. 3). Cette dépendance des émissions par rapport à l'activi-

**Tableau 1** | Caractéristiques et résultats des mesures (valeurs moyennes) pour les différentes rotations de pâture dans les deux systèmes M (ration: herbe pâturée et ensilage de maïs, police normale) et G (ration: seulement herbe pâturée, police en italique).

N° de la rotation Système de pâture	1	2	3	5	6	7
	M   G	M   G	M   G	M   G	M   G	M   G
Date de début	9 mai	26 mai	4 juillet	10 août	4 sept.	26 sept.
Temps de pâture [h]	44,5	46,5	37	29	36,5	55
Température de l'air [°C]	11,9	14,8	18,9	17,8	18,1	14,4
Vitesse du vent [m s <sup>-1</sup> ]	1,3	1,5	1,2	0,9	1,1	1,3
Précipitations [mm]	51	75	61	7	33	10
Matière azotée de l'herbe pâturée [g kg-MS <sup>-1</sup> ]	203	147	178	200	218	200
Matière azotée de l'ensilage de maïs [g kg-MS <sup>-1</sup> ]	91   <i>pd</i>	91   <i>pd</i>	89   <i>pd</i>	80   <i>pd</i>	72   <i>pd</i>	71   <i>pd</i>
Rendement laitier [kg vache <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> ]	26,7   25,3	24,4   23,7	25,0   23,8	23,3   23,3	23,2   20,6	19,2   15,9
Excrétion N urinaire [g vache <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> ]	274   324	135   157	218   269	266   326	295   371	244   317
Apport total N urinaire au pâturage [kg]	6,1   7,2	3,1   3,6	4,0   5,0	3,8   4,7	5,4   6,7	6,7   8,7
Total des émissions de $\text{NH}_3$ [g N-NH <sub>3</sub> ]	332   <i>pd</i>	349   600	357   496	<i>pd</i>   341	277   <i>pd</i>	330   726
FE relatif à l'apport de N urinaire [%]	5,5   <i>pd</i>	11,1   16,4	8,8   10,0	<i>pd</i>   7,2	5,1   <i>pd</i>	4,9   8,3

MS = matière sèche; FE = facteur d'émission; pd = pas disponible.

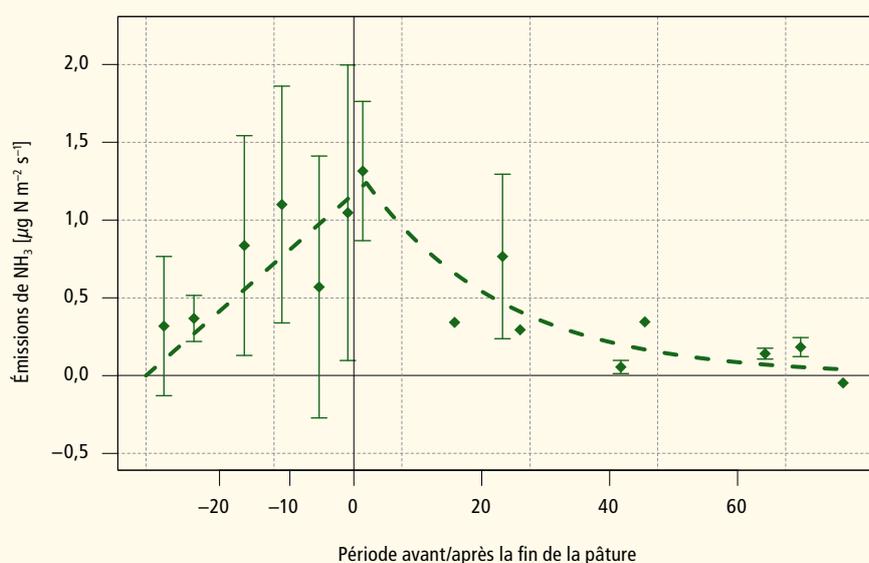
té de pâture a pu être décrite numériquement par une augmentation linéaire pendant la phase de pâture elle-même (que l'on peut expliquer par la multiplication des pissats) et une diminution exponentielle à la fin de la phase de pâture. Près de la moitié des émissions par rotation ont eu lieu pendant la pâture, les conditions météorologiques jouant un rôle majeur dans certains cas. Pendant les périodes pluvieuses, les émissions étaient généralement réduites de manière considérable, mais elles affichaient par la suite des valeurs souvent disproportionnellement élevées. Les mesures disponibles (six rotations) indiquent des valeurs variables liées à la pluie et à la température. Dans le tableau 1, les émissions intégrées par rotation se réfèrent à la surface totale du système de pâture. Le système G présentait généralement les valeurs les plus élevées avec un maximum à la rotation 7, ce qui correspond à l'apport le plus élevé relevé d'azote urinaire, principalement causé par la longue période de pâture dans le cas de cette rotation.

### Émissions de $\text{NH}_3$ des vaches

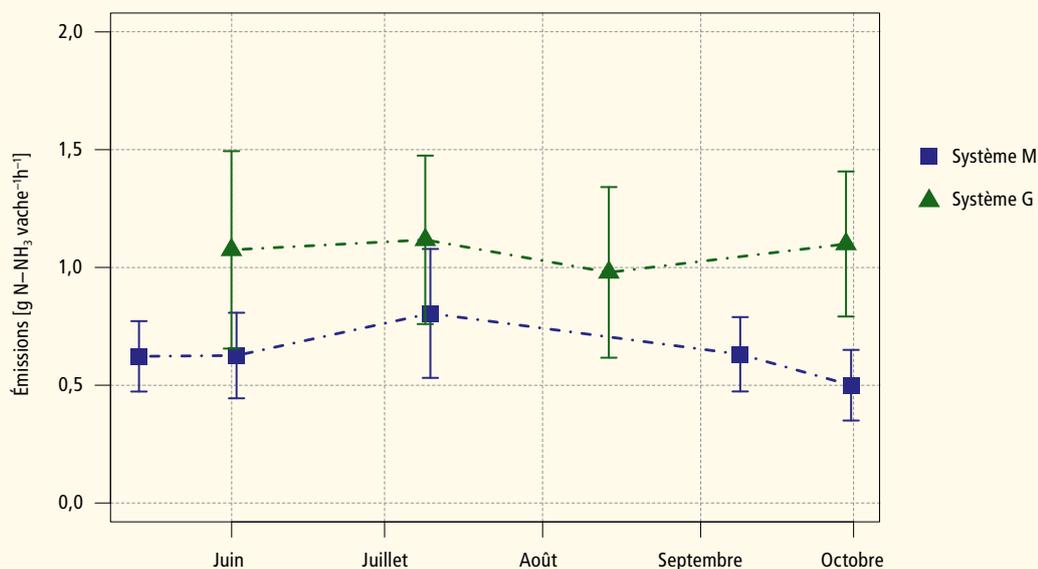
Pour une meilleure comparabilité des différentes rotations, les émissions mesurées de  $\text{NH}_3$  par vache et heure de pâture ont été calculées (fig. 4). Elles étaient de  $1,07 \pm 0,06 \text{ g N- NH}_3 \text{ vache}^{-1} \text{ h}^{-1}$  (valeur moyenne  $\pm$  écart-type) pour le système G, tandis que les émissions pour le système M ont été quantifiées à environ  $0,64 \pm 0,11 \text{ g N- NH}_3 \text{ vache}^{-1} \text{ h}^{-1}$ . Les barres d'erreur de la figure 4

montrent l'erreur absolue totale des valeurs d'émission. Il s'agit principalement d'effets dus aux erreurs systématiques de la modélisation de la propagation et du comblement des lacunes de mesure, qui sont à peu près les mêmes pour les deux systèmes de pâture (Voglmeier et al. 2018) et qui n'ont donc pratiquement aucun effet sur la différence entre les systèmes. Pour l'évaluation de cette différence, seules les erreurs de mesure qui sont indépendantes pour les deux systèmes de pâture sont pertinentes. Ces erreurs étaient en moyenne d'environ  $\pm 0,1 \text{ g N- NH}_3 \text{ vache}^{-1} \text{ h}^{-1}$  et sont nettement inférieures aux erreurs totales de la figure 4. Autrement dit, il s'ensuit une différence significative dans les émissions des deux systèmes de  $0,43 \pm 0,13 \text{ g N- NH}_3 \text{ vache}^{-1} \text{ h}^{-1}$ , ce qui correspond à une réduction relative pour le système M avec alimentation optimisée en N de 40 %.

L'apport total en azote urinaire par rotation a été calculé sur la base des temps de pâture effectifs et des surfaces de pâture (tabl. 1). Le rapport entre émissions et apport d'azote urinaire a donné les valeurs pour le FE exprimé en pourcents par rotation et par système. Avec 7,2 à 16 % pour le système G et 4,9 à 11,1 % pour le système M, elles présentent une variabilité relative nettement supérieure à celle des émissions animales correspondantes (fig. 4). Les valeurs individuelles les plus élevées ont été observées pour la rotation 2 et étaient principalement dues à la faible teneur en azote de l'herbe pâturée pendant cette saison. Le fait que les émissions observées ont à



**Figure 3 |** Évolution moyenne des émissions de  $\text{NH}_3$  (sans valeurs nocturnes) pendant et après les phases de pâture sur les parcelles de mesure (système G). Les points et les barres verticales indiquent les valeurs moyennes et les écarts-types pour des périodes de 6 heures; les lignes en traitillé indiquent la courbe d'évolution ajustée consistant en une augmentation linéaire pendant la pâture et ensuite en une diminution exponentielle.



**Figure 4** | Émissions de NH<sub>3</sub> par vache et par heure de pâturage pour les systèmes de pâturage avec différentes variantes alimentaires (G: seulement herbe pâturée; M: herbe pâturée + 25 % d'ensilage de maïs).

peine varié pourrait indiquer que les teneurs en MA des échantillons d'herbe pâturée récoltés ou la digestibilité calculée de la ration ne sont pas pleinement représentatifs.

Sur l'ensemble de la saison de pâturage, on a relevé des FE moyens de  $8,7 \pm 2,7$  % pour le système G et de  $6,4 \pm 2,0$  % pour le système M, bien que cette différence ne soit pas significative du point de vue statistique. Néanmoins, cela pourrait indiquer une relation non linéaire entre la quantité d'azote urinaire excrétée et les émissions de NH<sub>3</sub> au pâturage, ce qui augmenterait encore l'efficacité d'une stratégie alimentaire optimisée en azote. Une comparaison avec la littérature disponible à ce sujet (5-26 %; Bussink 1992; Jarvis *et al.* 1989; Laubach *et al.* 2012, 2013b) montre que les FE trouvés se situent à l'extrémité inférieure de la plage de valeurs. Cependant, ils sont comparables aux résultats (6–9 %) de la plus récente étude effectuée par Bell *et al.* (2017) et confirment le FE de 8,3 % utilisé dans le modèle suisse Agrammon (Kupper 2018).

#### Représentativité des mesures

Les présents résultats font partie des rares mesures disponibles d'émissions de NH<sub>3</sub> intégrant la dimension spatiale, et relevées sur des pâturages utilisés dans des conditions proches de celles de la pratique. Certes, cela augmente d'une part la représentativité des mesures comparée à l'urine appliquée artificiellement et aux mesures effectuées dans des chambres à petite échelle;

mais d'autre part, seule une détermination indirecte de la quantité d'azote urinaire a été possible. Cela peut compliquer l'interprétation des valeurs d'émission dans certains cas et accroître les incertitudes du FE. Bien que les techniques de surveillance automatique de l'excrétion urinaire au pâturage aient déjà été testées (Misselbrook *et al.* 2016), elles ne peuvent pas (encore) être utilisées à long terme, car elles sont appliquées directement sur l'animal. Or, une analyse régulière de la composition de l'urine se serait avérée un avantage. La distribution spatiale relative des pissats a également dû être estimée indirectement. Toutefois, en raison du régime intensif de rotation, la répartition s'est avérée relativement homogène (Felber *et al.* 2016). En revanche, dans le cas de la pâture continue sur gazon court, de plus grandes inhomogénéités dans la distribution des excréments peuvent apparaître, car les animaux sont souvent au même endroit la nuit ou pour boire, avec pour conséquence une très forte densité d'excréments et aussi un mélange accru d'urine et de fèces (Cowan *et al.* 2015), ce qui conduit généralement à une augmentation des émissions.

## Conclusions et perspective

Les mesures des émissions de NH<sub>3</sub> dans deux pâturages tournants avec des vaches laitières ont montré que les excréments au pâturage entraînaient des émissions relativement faibles, qui se rapprochent du facteur d'émission

dans le modèle de simulation Agrammon. Il a également pu être démontré qu'une réduction de la teneur en protéines dans la ration entraîne – pour un rendement laitier comparable – une réduction sensible des émissions de  $\text{NH}_3$  par vache. Pour réduire le rapport élevé entre matière azotée et énergie de l'herbe pâturée, on a ajouté de l'ensilage de maïs à la ration. Cet effet peut également être obtenu par des mélanges modifiés d'herbe pâturée, par exemple par des variétés de graminées à forte teneur en glucides solubles (Misselbrook *et al.* 2013). Cependant, cette teneur peut varier considérablement sur le terrain en fonction des conditions extérieures et il n'existe que peu d'études avec des vaches laitières qui ont en plus partiellement montré des effets négatifs sur le rendement laitier (Staerfl *et al.* 2012). D'autres études dans ce domaine sont donc nécessaires.

#### Bibliographie

- Bell M., Flechard C., Fauvel Y., Häni C., Sintermann J., Jocher M., Menzi H., Hensen A. & Neftel A., 2017. Ammonia emissions from a grazed field estimated by miniDOAS measurements and inverse dispersion modelling. *Atmospheric Measurement Techniques* **10** (5), 1875–1892.
- Bracher A., Schlegel P., Mürner A., Stoll W. & Menzi H., 2011. Möglichkeiten zur Reduktion von Ammoniakemissionen durch Fütterungsmaßnahmen beim Rindvieh (Milchkuh). SHL und Agroscope. Posieux.
- Bretscher D., 2017. Background data for Swiss national greenhouse gas inventory. Agroscope, Zürich-Reckenholz, unpublished.
- Bussink D.W., 1992. Ammonia volatilization from grassland receiving nitrogen fertilizer and rotationally grazed by dairy cattle. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **33** (3), 257–265.
- Cowan N.J., Norman P., Famulari D., Levy P.E., Reay D.S. & Skiba U.M., 2015. Spatial variability and hotspots of soil  $\text{N}_2\text{O}$  fluxes from intensively grazed grassland. *Biogeosciences* **12** (5), 1585–1596.
- Felber R., Mürner A., Neftel A. & Ammann C., 2015. Eddy covariance methane flux measurements over a grazed pasture: effect of cows as moving point sources. *Biogeosciences* **12** (12), 3925–3940.
- Flechard C.R. & Sutton M.A., 2013. Advances in understanding, models and parameterizations of biosphere-atmosphere ammonia exchange. *Biogeosciences* **10**, 5183–5225.
- Häni C., Flechard C., Neftel A., Sintermann J. & Kupper T., 2018. Accounting for Field-Scale Dry Deposition in Backward Lagrangian Stochastic Dispersion Modelling of  $\text{NH}_3$  Emissions. *Atmosphere*, doi:10.20944/preprints201803.0026.v1.
- Jarvis S.C., Hatch D.J. & Roberts D.H., 1989. The effects of grassland management on nitrogen losses from grazed swards through ammonia volatilization; the relationship to excretal N returns from cattle. *Journal of Agricultural Science* **112** (02), 205.
- Kupper T., Bonjour C., Menzi H., Bretscher D. & Zaucker F. 2018. Ammoniakemissionen in der Schweiz: Neuberechnung 1990–2015. Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften, Zollikofen. Accès: <http://www.agrammon.ch/dokumente-zum-download/> [25.10.18].
- Kupper T., 2018. Technische Parameter Modell Agrammon – Tierkategorien, Stickstoffausscheidungen der Tiere, Emissionsraten, Korrekturfaktoren (Version 16.08.2018). Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften, Zollikofen. Accès: [www.agrammon.ch/assets/Downloads/Technische-Parameter-20180925.pdf](http://www.agrammon.ch/assets/Downloads/Technische-Parameter-20180925.pdf) [29.10.18].

Les résultats de cette étude ne représentent pas les émissions totales d'un système de pâture intégrale pour vaches laitières, car les émissions pendant les phases de traite dans les étables (et sur les parcours) n'ont pas été prises en compte. Les émissions dans les étables sont généralement importantes, mais dépendent de divers facteurs de l'exploitation et météorologiques (Schrade et Keck 2012). La pâture à la demi-journée pour les vaches laitières étant très répandue en Suisse, il est nécessaire en particulier d'étudier de manière plus approfondie le système combiné «pâture – étable». ■

#### Remerciements

Cette étude a été financée par le Fonds national suisse (FNS) (projet NICE-GRAS, n° 155964).

- Laubach J., Taghizadeh-Toosi A., Sherlock, R.R. & Kelliher F.M., 2012. Measuring and modelling ammonia emissions from a regular pattern of cattle urine patches. *Agricultural and Forest Meteorology* **156**, 1–17.
- Laubach J., Taghizadeh-Toosi A., Gibbs S.J., Sherlock R.R. Kelliher F.M. & Grover S.P.P., 2013. Ammonia emissions from cattle urine and dung excreted on pasture. *Biogeosciences* **10** (1), 327–338.
- Misselbrook T., Del Prado A. & Chadwick, D., 2013. Opportunities for Reducing Environmental Emissions from Forage-Based Dairy Farms. *Agricultural and Food Science* **22**, 93–107.
- Misselbrook T., Fleming H., Camp V., Umstatter C., Duthie C.-A., Nicoll L. & Waterhouse T., 2016. Automated monitoring of urination events from grazing cattle. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **230**, 191–198.
- Petersen S.O., Sommer S.G., Aaes O. & Søgaard K., 1998. Ammonia losses from urine and dung of grazing cattle: effect of N intake. *Atmospheric Environment* **32** (3), 295–300.
- Schrade S. & Keck M., 2012. Ammoniac dans les étables de bétail bovin: évolution des émissions en Suisse. *Recherche Agronomique Suisse* **3** (10), 486–491.
- Sintermann J., Dietrich K., Häni C., Bell M., Jocher M. & Neftel A., 2016. A miniDOAS instrument optimised for ammonia field-measurements, *Atmospheric Measurement Techniques* **9**, 2721–2734.
- Staerfl S.M., Amelchanka S.L., Kälber T., Soliva C.R., Kreuzer M., Zeitl J.O., 2012. Effect of feeding dried high-sugar ryegrass ('AberMagic') on methane and urinary nitrogen emissions of primiparous cows. *Livestock Science* **150**, 293–301.
- Sutton M.A., Howard C.M., Erisman J.W., Bealey W.J., Billen G., Bleeker A., Bouwman A.F., Grennfelt P., van Grinsven H. & Grizzetti B., 2011. The challenge to integrate nitrogen science and policies: the European Nitrogen Assessment approach. In: *The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives* (Hrsg. A. Bleeker *et al.*), S. 82–96, Cambridge University Press, Cambridge.
- UNECE, 2014. Guidance Document for Preventing and Abating Ammonia Emissions from Agricultural Sources: Paper ECE/EB.AIR/120. United Nations Economic Commission for Europe (UNECE), Genf.
- Voglmeier K., Jocher M., Häni C. & Ammann C., 2018. Ammonia emission measurements of an intensively grazed pasture. *Biogeosciences* **15**, 4593–4608.

**Riassunto****Riduzione delle emissioni di ammoniaca sui pascoli**

Quale influenza hanno i mangimi a ridotto contenuto proteico sulle emissioni di ammoniaca delle vacche da latte al pascolo? Per rispondere a questa domanda, sono state misurate e confrontate le emissioni di ammoniaca di due sistemi di pascolo con vacche da latte nel periodo tra maggio e ottobre. Nel primo sistema (G) le vacche si sono nutrite esclusivamente di erba da pascolo, mentre nel secondo sistema (M) è stato integrato alla razione 25 % di insilato di mais. Grazie a ciò è stato possibile ridurre nel sistema M il rapporto tra proteine ed energia nella razione e di conseguenza diminuire del 19 % la quantità di azoto emesso. I pascoli a rotazione intensiva hanno permesso di studiare la dinamica delle emissioni di ammoniaca nel tempo. Durante le fasi di pascolo è stato osservato un continuo aumento e poi una diminuzione esponenziale relativamente rapida delle emissioni. Nel complesso, vi è stata solo una piccola variazione stagionale delle emissioni. Tuttavia i valori sono stati significativamente inferiori (-40 %) per il sistema M rispetto al sistema G. I risultati confermano il fattore di emissione per i pascoli applicato nell'inventario svizzero e dimostrano che anche l'alimentazione a ridotto contenuto proteico può contribuire a ridurre le emissioni di ammoniaca.

**Summary****Reduction of ammonia emissions on pasture**

What is the effect of a low-protein feed supplement on the ammonia emissions from dairy cattle on pasture? To answer this question, the ammonia emissions from two pasture-based feeding systems with dairy cattle were measured and compared between May and October. In the first system (G) the cows fed exclusively on pasture grass, whilst in the second system (M) 25 % maize silage was supplemented. This resulted in a reduced ratio of protein to energy in the M ration, and correspondingly the amount of excreted nitrogen decreased by around 19 %. The intensive rotational grazing allowed to investigate the temporal dynamics of ammonia emissions. A steady increase was observed during the grazing periods, followed by a relatively quick exponential drop afterwards. Overall, emissions showed only a weak seasonal variation, but significantly lower values (-40 %) for system M than for system G. The results not only confirm the emission factor for pasture used in the Swiss Inventory, but also show that reduced-protein feed can contribute to a reduction in ammonia emissions.

**Key words:** livestock, grazing, ammonia emissions, emission factor, emission mitigation.