

SALCA-Emissionsmodelle: Anwendung in Österreich

Maria Bystricky^{1*} und Thomas Nemecek¹

Zusammenfassung

Die Ökobilanzen der FarmLife-Betriebe wurden mit Hilfe von Emissionsmodellen aus SALCA (Swiss Agricultural Life Cycle Assessment) erstellt. Berechnet wurden die potenziellen Phosphor-, Nitrat- und Schwermetallausträge aus den Acker- und Grünlandflächen sowie Emissionen von Ammoniak, Lachgas, Stickoxiden und Methan aus der Tierhaltung bzw. der Hofdüngerlagerung und -ausbringung. Dieser Beitrag beschreibt die allgemeine Funktionsweise der Emissionsmodelle sowie Anpassungen der Modelle, die aufgrund anderer Gegebenheiten und Datenverfügbarkeit in Österreich notwendig waren. Anpassungen wurden vorgenommen, wenn folgende Kriterien zutrafen:

- Wenn Regionen mit Klima- und Bodenbedingungen vorhanden waren, die durch die SALCA-Modelle nicht abgedeckt waren.
- Wenn spezifische Daten oder Know-How in Österreich vorhanden waren, die die Verhältnisse zutreffender beschrieben und eine bessere Akzeptanz aufwiesen als die Schweizer Daten.
- Wenn von SALCA benötigte Eingangsdaten nicht vorhanden waren, sodass die Modelle entsprechend dem Datenangebot angepasst werden mussten.
- Zusätzlich wurden Modelle im Zuge der allgemeinen Weiterentwicklung der SALCA-Methode angepasst.

Schlagwörter: Ökobilanzmethode, Modellanpassung, Feldemissionen, Emissionen aus der Tierhaltung

Summary

Life Cycle Assessment of the project farms was done using emission models from SALCA (Swiss Agricultural Life Cycle Assessment). We calculated potential phosphorus, nitrate, and heavy metal emissions from cropland and grassland as well as ammonia, nitrogen oxides, and methane emissions from animal husbandry and manure storage and application. This article describes the general functioning of the models and the model adaptations that were necessary due to other circumstances and data availability in Austria. The models were adapted if one of the following criteria applied:

- If there were regions with climate and soil conditions that were not covered by the SALCA models.
- If specific data or know-how existed in Austria that described circumstances more accurately and offered greater acceptability than the Swiss data.
- If input data required by SALCA were not available, necessitating adaptations of the models according to data availability.
- In addition, models were adapted in the course of the continued development of the SALCA method.

Keywords: Life cycle assessment method, model adaptation, field emissions, emissions from animal husbandry

Einleitung

Ökobilanzmethode in FarmLife

Die Ökobilanzmethode SALCA (Swiss Agricultural Life Cycle Assessment, Gaillard und Nemecek 2009) berechnet unter anderem die Emissionen, die direkt auf den Parzellen und durch die Tierhaltung eines Betriebes entstehen. Damit liefert sie Daten für die Sachbilanz, die im weiteren Verlauf der Ökobilanzierung in die Wirkungsabschätzung einfließen (s. Baumgartner *et al.* 2015). Für das Projekt FarmLife wurden die einzelnen SALCA-Module zur Emissionsberechnung auf ihre Eignung für die Anwendung in Österreich hin untersucht und wo notwendig spezifisch an österreichische Gegebenheiten angepasst.

Das auf diese Weise neu entwickelte Tool FarmLife-LCA benötigt für eine differenzierte Auswertung Daten aus allen Betriebszweigen der untersuchten Betriebe und von allen Acker- und Grünlandschlägen. Mit Hilfe der angepassten Emissionsmodelle aus SALCA-Farm berechnet FarmLife-LCA daraus die folgenden direkten Feld- und Tieremissionen: Potenzielle Phosphor-, Nitrat- und Schwermetallausträge aus den Acker- und Grünlandflächen sowie Emissionen von Ammoniak, Lachgas, Stickoxiden und Methan aus der Tierhaltung bzw. der Hofdüngerlagerung und -ausbringung. Diese Emissionen tragen nach der Wirkungsabschätzung zu den Umweltwirkungen Treibhauspotenzial, Versauerungspotenzial, aquatisches und terrestrisches Eutrophierungspotenzial, Ökotoxizitäts- und Humantoxizitätspotenzial bei. Im Abschlussbericht von FarmLife (Herndl *et al.* im Druck) sind alle Emissionsmodelle und Anpassungen genauer beschrieben.

¹ Agroscope, Institut für Nachhaltigkeitswissenschaften INH, Reckenholzstraße 191, CH-8046 ZÜRICH

* Ansprechpartner: Dipl.-Agr.Biol. Maria Bystricky, maria.bystricky@agroscope.admin.ch

Anpassung der Emissionsmodelle für Österreich

Das Ziel der Modellanpassung war es, die Emissionsmodelle aus SALCA dort an österreichische Gegebenheiten und Datenverfügbarkeit anzupassen, wo diese anders waren als in der Schweiz. Die Anwendbarkeit und Aussagekraft sollte gleich bleiben wie bisher. Das heißt, die benötigten Inputdaten sollten in etwa ähnlich bleiben, und es sollten dieselben Emissionen berechnet werden. Anpassungen der Modelle wurden nach folgenden Kriterien vorgenommen:

- Wenn Regionen mit Klima- und Bodenbedingungen vorhanden waren, die relevant für das Projekt waren, die aber durch die SALCA-Modelle nicht abgedeckt waren (z.B. pannonischer Klimaraum): Extrapolation bei den betroffenen Emissionsmodellen.
- Wenn spezifische Daten, Berechnungsgrundlagen oder Know-How in Österreich vorhanden waren, die die Verhältnisse zutreffender beschrieben und eine bessere Akzeptanz aufwiesen als die Schweizer Daten: z.B. Informationen aus österreichischen Bodenkarten.
- Wenn Informationen oder Daten nicht vorhanden waren, die für die SALCA-Modelle benötigt werden, sodass die Modelle entsprechend dem Datenangebot angepasst werden mussten. Z.B. ist die Parametrisierung in den SALCA-Modellen teilweise von der Lage der Betriebe in der schweizerischen Tal-, Hügel- oder Bergzone abhängig. Diese Einteilung gibt es in Österreich nicht, sodass eine andere Lösung gefunden werden musste.
- Zusätzlich wurden Modelle im Zuge der allgemeinen Weiterentwicklung der SALCA-Methode angepasst (Tieremissionen).

Phosphoreintrag in Gewässer

Generelle Vorgehensweise

SALCA modelliert den Phosphoreintrag in Gewässer über vier Eintragspfade (Prasuhn 2006): An Bodenpartikel gebundener Phosphor wird durch Bodenerosion in Oberflächengewässer eingetragen, gelöstes Phosphat gelangt über Oberflächenabschwemmung bzw. durch Drainageverluste in Oberflächengewässer, oder es gelangt durch Auswaschung ins Grundwasser. Die Emissionen hängen von folgenden Faktoren ab: Bodeneigenschaften, Drainage, Phosphordüngemenge, Hangform und Entfernung zu einem Gewässer, Höhe der Bodenerosion und Gehalt pflanzenverfügbaren Phosphors im Oberboden.

Phosphoreintrag in Oberflächengewässer durch Bodenerosion

Der Phosphoreintrag in Oberflächengewässer durch Bodenerosion wird nach der folgenden Formel berechnet (Prasuhn 2006):

$$\text{P-Austrag [kg P/ha]} = \text{Bodenabtrag [kg Boden/ha]} \times \text{Faktor Eintrag in Gewässer} \times \text{P-Gehalt Oberboden [kg P/kg Boden]} \times \text{Faktor P-Anreicherung im Oberboden}$$

Die in SALCA verwendeten Faktoren für den Anteil erodierten Bodenmaterials, der in Gewässer gelangt (je nach Entfernung der Parzelle vom Gewässer zwischen 0,05 und 0,25), und für die Anreicherung von Phosphor im Oberboden (1,86) wurden auch in FarmLife verwendet.

Die Berechnung der Bodenerosion ist in SALCA spezifisch auf Erosionsregionen in der Schweiz bezogen und daher nicht in Österreich anwendbar. Stattdessen stellte das Bundesamt für Wasserwirtschaft für FarmLife Daten aus einer flächendeckenden Berechnung der Erosionsgefährdung im 50 m-Raster zur Verfügung. Auf dieser Grundlage wurde der flächenhafte Bodenabtrag durch Wasser für die FarmLife-Betriebe gemäß der Vorgehensweise in Strauss (2007) bestimmt. Diese orientiert sich an der Universal Soil Loss Equation (Wischmeier und Smith 1978) und berechnet die Bodenerosion nach der Formel $A = K \times R \times S \times L \times C \times P$, wobei gilt: A = langjähriger durchschnittlicher Bodenabtrag [$t \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$]; K = Bodenfaktor [$t \text{ h ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ N}^{-1}$]; R = Niederschlagsfaktor [N h^{-1}]; S = Hangneigungsfaktor; L = Hanglängenfaktor; C = Bodenbedeckungsfaktor; P = Bodenschutzfaktor. Verfügbar war für FarmLife das Bodenerosionsrisiko ohne den Bodenbedeckungsfaktor C . Dieser bezeichnet das Bodenerosionsrisiko in Prozent des Schwarzbracheabtrags und wurde für die untersuchten Betriebe anhand der Fruchtartenverteilung im Erhebungsjahr 2013 individuell nach der in Strauss (2007) beschriebenen Vorgehensweise berechnet, um so das spezifische Bodenerosionsrisiko zu ermitteln.

Zusätzlich zum flächenhaften berücksichtigt SALCA den linienhaften Bodenabtrag. Dieser wird anhand der Anzahl, Tiefe, Breite und Häufigkeit von Erosionsrinnen auf den einzelnen Schlägen abgeschätzt. Die Vorgehensweise wurde in FarmLife unverändert aus Oberholzer *et al.* (2006) übernommen.

Für den Phosphorgehalt im Oberboden konnten statt des SALCA-Defaultwertes von 950 mg P/kg Boden Ergebnisse aus der Studie Zessner *et al.* (2011) verwendet werden, die den Gesamt-Phosphorgehalt für verschiedene Landnutzungsformen ermittelten. Dort sind die folgenden Phosphorgehalte von Oberböden angegeben:

- Ackerland: 778 mg P/kg TS
- Wechselland: 718 mg P/kg TS
- Grünland: 684 mg P/kg TS
- Weide intensiv: 878 mg P/kg TS
- Weide extensiv: 666 mg P/kg TS
- Alm: 684 mg P/kg TS
- Intensivobstbau: 803 mg P/kg TS
- Weinbau: 1003 mg P/kg TS

Phosphorauswaschung und Phosphorabschwemmung

Generelle Vorgehensweise

Für verschiedene Landnutzungsformen enthält SALCA je einen Ausgangswert für die Auswaschung bzw. für die Oberflächenabschwemmung von Phosphor, der auf Literaturangaben basiert. Diese werden mit Korrekturfaktoren

verrechnet. Die Auswaschung von Phosphor ins Grundwasser und die Abschwemmung in Oberflächengewässer werden folgendermaßen berechnet:

$$\text{P-Auswaschung [kg P/ha]} = \text{P-Ausgangswert}_{\text{Nutzung}} \text{ [kg P/ha]} \times \text{Bodenfaktor}_{\text{Risikoklasse}} \times \text{P-Düngungsfaktor} \times \text{P-Testzahlfaktor}_{\text{Gehaltsklasse}}$$

$$\text{P-Abschwemmung [kg P/ha]} = \text{P-Ausgangswert}_{\text{Nutzung}} \text{ [kg P/ha]} \times \text{Bodenfaktor}_{\text{Risikoklasse}} \times \text{Hangneigungsfaktor} \times \text{Hangformfaktor} \times \text{Hanglängenfaktor} \times \text{Fremdwasserzuflussfaktor} \times \text{Hangwasserzuflussfaktor} \times \text{Faktor Distanz zum Einleiter} \times \text{P-Düngungsfaktor} \times \text{P-Testzahlfaktor}_{\text{Gehaltsklasse}}$$

Die Ausgangswerte für Auswaschung und Abschwemmung sowie die Bodenfaktoren wurden für Österreich angepasst und werden nachfolgend genauer beschrieben. Die übrigen Korrekturfaktoren blieben in FarmLife gleich wie in SALCA:

- Der Düngungsfaktor korrigiert die Phosphorauswaschung bei Gülledüngung um bis zu 20 % nach oben. Die Phosphorabschwemmung erhöht sich bei Gülledüngung um bis zu 70 %, bei Mistdüngung um bis zu 40 %, und bei Mineraldüngung um bis zu 20 %, je nach Düngemenge.
- Topographie: Beträgt die Hangneigung unter 3 %, wird davon ausgegangen, dass keine Oberflächenabschwemmung stattfindet; über 3 % Hangneigung gilt der P-Ausgangswert für die Abschwemmung (korrigiert durch die übrigen Korrekturfaktoren). Die Hangform kann zu erhöhten oder verringerten Oberflächenabflüssen führen und korrigiert die Phosphorabschwemmung um 5 % nach unten bzw. bis hin zu 30 % nach oben.
- Wasserzu- und abfluss: Je größer die Fließstrecke ist, die Wasser zurücklegt bevor es die beobachtete Parzelle erreicht, desto größer ist das Phosphor-Abschwemmungsrisiko (Korrekturfaktoren -5 % bis +20 %). Ebenso können der konzentrierte Zufluss von Wasser von außerhalb auf die Parzelle sowie austretendes Hangwasser auf der Parzelle das Abschwemmungsrisiko erhöhen (zusammen bis zu 20 %). Die Distanz einer Parzelle zum Einleiter beschreibt die Wahrscheinlichkeit, dass abgeschwemmter Phosphor auch tatsächlich in einem Gewässer ankommt. Zwischen <3 m und >100 m Distanz wird die Abschwemmung um +20 % bis -50 % korrigiert.
- Der Testzahlfaktor kommt zur Anwendung, wenn Informationen zur Versorgung mit pflanzenverfügbarem Phos-

phor vorliegen. Sowohl die Auswaschung als auch die Abschwemmung werden je nach Phosphor-Gehaltsklasse zwischen -20 % und +40 % korrigiert.

P-Ausgangswert und Bodenfaktor für Auswaschung und Abschwemmung

SALCA ordnet jeder Landnutzungskategorie einen einheitlichen Wert für die durchschnittlich ausgewaschene bzw. abgeschwemmte Menge an Phosphor zu. Es wurde davon ausgegangen, dass in Österreich aufgrund ähnlicher klimatischer Gegebenheiten und ähnlicher Bewirtschaftung größtenteils dieselben Werte verwendet werden können wie in der Schweiz. Im Hauptproduktionsgebiet „nordöstliches Flach- und Hügelland“ (AWI 2009) in Nordost-Österreich, das zum pannonischen Klimaraum gehört, liegen allerdings die Jahresniederschläge mit unter 750 mm deutlich tiefer als im übrigen Landesgebiet (ZAMG 2014), was zu geringerer Auswaschung und Abschwemmung führen sollte. Dazu kommt, dass als Bodentyp dort tiefgründige Schwarzerdeböden vorherrschen (BFW 2013), sodass dort mit weniger Sickerwasserbildung und folglich mit weniger Phosphorauswaschung zu rechnen ist. Für FarmLife standen Ergebnisse von Zessner *et al.* (2011) über Phosphorfrachten im Grundwasser sowie über den Oberflächenabfluss auf Ebene kleinräumig unterteilter Flusseinzugsgebiete zur Verfügung. Um neue P-Ausgangswerte für das nordöstliche Flach- und Hügelland zu berechnen, wurde das Verhältnis der P-Auswaschungs- bzw. Abschwemmungsmenge in den Einzugsgebieten, die im nordöstlichen Flach- und Hügelland liegen, zum Landesdurchschnitt ermittelt und die P-Ausgangswerte aus SALCA mit diesen Faktoren multipliziert. *Tabelle 1* zeigt die P-Ausgangswerte aus SALCA-Phosphor sowie die neu berechneten Werte für das nordöstliche Flach- und Hügelland.

Der Bodenfaktor bezeichnet das Auswaschungs- bzw. Abschwemmungsrisiko abhängig von Bodenart, Bodentyp und Wasserhaushalt und wurde mit österreichischen Bodendaten neu bestimmt. Generell werden die Parzellen über ein Berechnungsschema einer von fünf Risikoklassen zugeteilt, bei denen die Phosphorauswaschung jeweils um 5 % nach unten oder bis zu 15 % nach oben korrigiert wird; die Phosphorabschwemmung wird in ihren Risikoklassen um bis zu 20 % nach unten oder oben korrigiert. Die Berechnungsschemata benötigen Informationen zum Bodentyp, zum Wasserhaus-

Tabelle 1: P-Ausgangswert in kg P/ha in Abhängigkeit von der Landnutzung zur Bestimmung der Auswaschungsverluste. n.v.: Kein Wert vorhanden. Quellen: ¹⁾Prasuhn (2006); ²⁾berechnet mit Werten aus Zessner *et al.* (2011).

Landnutzungskategorie	P-Ausgangswert Auswaschung ¹⁾	P-Ausgangswert Auswaschung nordöstliches Flach- und Hügelland ²⁾	P-Ausgangswert Abschwemmung ¹⁾	P-Ausgangswert Abschwemmung nordöstliches Flach- und Hügelland ²⁾
Ackerland	0,07	0,031	0,175	0,028
Kunstwiese	n.v.	n.v.	0,25	0,04
Dauerwiesen	0,06	0,026	0,25	0,04
Weiden	0,06	0,026	0,25	0,04
Weiden / Wiesen extensiv	n.v.	n.v.	0,15	0,024
Alm	0,055	0,024	0,25	0,04
Gartenbau	0,07	0,031	0,175	0,028
Obstbau	0,06	0,026	0,25	0,04
Weinbau	0,07	0,031	0,175	0,028

halt sowie zur Körnung im Ober- und Unterboden. In SALCA werden die Böden nach einem speziellen System in „Wasserhaushaltsgruppen“ eingeteilt, das sich nicht auf die verfügbare Klassifizierung der Böden in Österreich nach BFW (2013) übertragen ließ. Die Bodentypen wurden daher durch Herrn Günther Aust (Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft, BFW) gemäß ihren Bodeneigenschaften und anhand der Verteilung der pflanzennutzbaren Gründigkeit neu den Wasserhaushaltsgruppen des schweizerischen Systems zugeordnet. Auch die Bodenarten waren in der österreichischen Bodenkartierung anders eingeteilt als in SALCA-Phosphor und mussten entsprechend übersetzt werden. Anhand der so ermittelten Zuordnung zu den Wasserhaushaltsgruppen konnten die Auswaschungs- und Abschwemmungsrisikoklassen der Parzellen ermittelt werden.

Phosphoreintrag in Oberflächengewässer durch Drainage

SALCA-Phosphor (Prasuhn 2006) berechnet die Phosphorverluste auf Parzellen mit Drainage, indem die Phosphorauswaschung mit dem Faktor 6 multipliziert wird.

Nitratauswaschung ins Grundwasser

Nitratauswaschung bei Ackerkulturen und Gemüse

Generelle Vorgehensweise

SALCA-Nitrat (Richner *et al.* 2014) berechnet für Ackerkulturen und Gemüse eine Stickstoffbilanz auf Schlagebene in Monatsschritten. Der Stickstoffüberschuss wird als potenziell auswaschungsgefährdet betrachtet. Als Stickstoff-Inputs in das System werden die Stickstoffmineralisierung aus der organischen Bodensubstanz und die Zufuhr von mineralisiertem Stickstoff (NH_4 , NO_3 , Amid-N) durch die Düngung berücksichtigt, abzüglich der gasförmigen Stickstoffemissionen aus der Düngerausbringung. Die potenzielle Stickstoffauswaschung ergibt sich aus der Differenz zwischen N-Input und N-Entzug durch die Pflanzen. Nach der Vorgehensweise von SALCA wird der potenzielle Nitrataustrag in FarmLife nach folgender Formel berechnet:

$$\text{Nitrataustrag}_{\text{Kultur a}} = \sum_{x=1}^{12} (\text{N-Mineralisierung}_{\text{Monat x}} \times \text{Korrekturfaktoren-N-Aufnahme}_{\text{Monat x, Kultur a}} + \text{N-Zufuhr mineralische Düngung}_{\text{Monat x}} \times \text{Anteil ausgewaschener N}_{\text{Monat x, Kultur a}} \times \text{Korrekturfaktor Gründigkeit}) \times \text{Korrekturfaktor Winterniederschlag} \times \text{Korrekturfaktor Sickerwasserbildung}$$

Anpassungen im Modell gab es bei der Ermittlung der N-Mineralisierung für die Betriebe. Der Korrekturfaktor Sickerwasserbildung wurde außerdem für FarmLife der Berechnung neu hinzugefügt. Beides wird nachfolgend noch genauer beschrieben. Die übrigen Berechnungsparameter werden gleich ermittelt wie in SALCA:

- Korrekturfaktoren für die monatliche Stickstoffmineralisierung:

- Intensive Bodenbearbeitung steigert die Mineralisierung um bis zu 100 %; Abweichungen von mittleren Ton- und Humusgehalten des Bodens führen zu Korrekturen zwischen -30 % und +40 %.
- Eine Abweichung vom Standard-Viehbesatz von 1 DGVE/ha (entspricht 110 kg N/ha aus Hofdüngern) führt zu einer Korrektur der N-Mineralisierung um 10 % pro DGVE.
- Der Umbruch von Wiesen und Brachen bzw. die Einarbeitung der Ernterückstände von Körnerleguminosen, Gründüngungskulturen und Zuckerrüben führen zu einer Steigerung der N-Mineralisierung um 14 bis 43 % während einiger Monate.
- Die Mineralisierung auf Dauergrünland beträgt je nach Intensität nur 45 bis 83 % der Mineralisierung auf Ackerland.
- Die Stickstoffaufnahme der Pflanzen stammt aus der Schweizer Düngungsnorm (Flisch *et al.* 2009 für Ackerkulturen, Spring *et al.* 2003 für Weinbau); die dort hinterlegten Stickstoffgehalte des Erntegutes passen auch für Österreich.
- Die Stickstoffzufuhr durch Düngung wurde direkt auf den FarmLife-Betrieben erhoben.
- Anteil ausgewaschener Stickstoff je nach Monat und Kultur: Je nach Düngezeitpunkt kann eine Kultur aufgrund ihres Wachstumsstadiums den gedüngten Stickstoff nicht vollständig aufnehmen, sodass je nach Monat und Kultur unterschiedliche Anteile des gedüngten Stickstoffs verloren gehen.
- Korrekturfaktor pflanzennutzbare Gründigkeit: Bei flachgründigen Böden steigt die Gefahr für Stickstoffauswaschung um bis zu 35 %.
- Korrekturfaktor Winterniederschlag: SALCA geht davon aus, dass unter durchschnittlichen klimatischen Bedingungen der Schweiz das Bodenwasser im Winterhalbjahr mehrmals ausgetauscht wird und dass somit der Stickstoff, der am Ende der Vegetationsperiode noch im Boden vorhanden ist, mit großer Wahrscheinlichkeit vollständig ausgewaschen wird. In Regionen mit tieferen Winterniederschlägen kann es vorkommen, dass nicht ausreichend Sickerwasser gebildet wird, um den überschüssigen Stickstoff vollständig auszuwaschen. Der Korrekturfaktor „Winterniederschlag“ wird berechnet, indem die Niederschlagsmenge von Oktober bis März zu der durchschnittlichen Niederschlagsmenge dieser Monate in Zürich-Reckenholz (433 mm) ins Verhältnis gesetzt wird.

Stickstoffmineralisierung

Den Ausgangspunkt der Berechnung bildet in SALCA die monatliche Stickstoffmineralisierungsrate. Diese wurde dort für die Schweizerische Tal-, Hügel- und Bergzone ermittelt (Abbildung 1). Die Aufteilung in diese Zonen ist spezifisch für die Schweiz und hängt nicht nur von klimatischen und topographischen Faktoren ab, sondern auch von der Verkehrslage (BLW 2013). Österreichische Betriebe können diesen Regionen nicht ohne weiteres zugeordnet werden. Richner *et al.* (2014) analysierten die klimatischen Bedingungen in

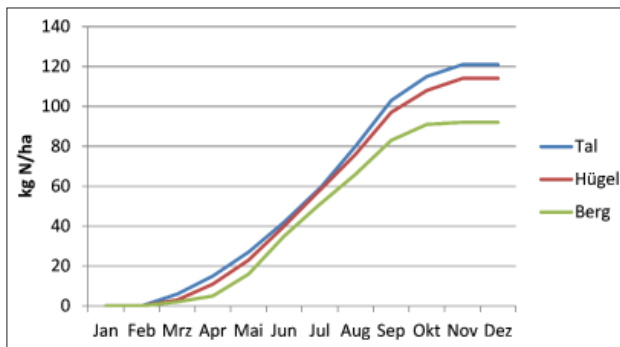


Abbildung 1: Verlauf der monatlichen Stickstoffmineralisierung im Tal-, Hügel- und Berggebiet, verwendet in SALCA resp. in FarmLife. Quelle: Richner *et al.* (2014).

den drei Zonen innerhalb der Schweiz und fanden, dass die Jahrestemperatur ein wichtigeres Unterscheidungskriterium darstellt als die Niederschläge. Die Jahresmitteltemperatur beträgt für die Talzone 10,1 °C, für die Hügelzone 9,3 °C und für die Bergzone 5,4 °C. Die FarmLife-Betriebe wurden anhand der Jahresmitteltemperatur der nächstgelegenen passenden Klimastation einer der Zonen zugeordnet.

Korrekturfaktor Sickerwasserbildung

Der Korrekturfaktor „Sickerwasserbildung“ dient der Extrapolation von SALCA-Nitrat auf das nordöstliche Flach- und Hügelland, das im pannonischen Klimaraum liegt und in dem die Jahresniederschläge deutlich tiefer sind als in der Schweiz. Mit CANDY (UFZ 2011) wurde berechnet, dass dort in manchen Jahren kein Sickerwasser gebildet wird. Überschüssiger Stickstoff wird dann nicht ausgewaschen, sondern er bleibt im Boden und kann im Folgejahr von der Vegetation aufgenommen werden. Im Abschlussbericht des Projektes FarmLife (Herndl *et al.* im Druck) ist die Berechnung dieses Korrekturfaktors genauer beschrieben. Er beträgt 0,375 nach dem Anteil von Jahren mit Sickerwasserbildung und gilt für Betriebe, die im nordöstlichen Flach- und Hügelland liegen.

Nitratauswaschung aus den Ausscheidungen von Weidetieren

Für weidendes Rindvieh wurden folgende Emissionsfaktoren gemäß SALCA-Nitrat (Richner *et al.* 2014) angenommen: 37 % des anfallenden Ammonium-N (TAN) im Harn und 22 % im Kot werden ausgewaschen, wobei 60 % des N im Harn ausgeschieden werden, was eine Emissionsrate von 28 % ergibt. Diese Werte gelten von April bis September. Von Februar bis März und im Oktober wird die Emissionsrate um 10 %, von November bis Januar um 15 % erhöht. Für die übrigen Wiederkäuer wurde von einem durchschnittlichen Emissionsfaktor von 34 % des anfallenden TAN über das ganze Jahr ausgegangen. Bei Schweineweiden wurde zwischen dem Hüttenbereich und der übrigen Fläche (Hauptbereich) unterschieden. Im Hüttenbereich ist die Wühltätigkeit der Schweine sehr intensiv, was zu einem deutlich höheren Auswaschungsrisiko führt (Stauffer *et al.* 1999); der Flächenanteil des Hüttenbereichs ist 20 %. Der Hauptbereich zeichnet sich durch ein geringeres Auswaschungsrisiko aus.

In FarmLife wurde ein durchschnittlicher Emissionsfaktor von 50 % des anfallenden TAN auf der Schweineweide verwendet. Für Geflügel wurde der gleiche Faktor verwendet wie für Schweine.

Schwermetallemissionen

SALCA modelliert den Eintrag von Schwermetallen in das Grundwasser, in Oberflächengewässer und in den Boden. Die Berechnung der Schwermetallemissionen (Freiermuth 2006) basiert auf einer Input-Output-Bilanz des Gesamtbetriebes. Berücksichtigt werden Cadmium, Kupfer, Zink, Blei, Nickel, Chrom und Quecksilber. Die Schwermetallbilanz benötigt folgende Eingangsdaten:

- Schwermetallgehalt von mineralischen und organischen Düngemitteln
- Schwermetallgehalt der ausgebrachten Pflanzenschutzmittel
- Schwermetallgehalt der zugekauften Futtermittel
- Schwermetallgehalt von Hilfsstoffen der Tierproduktion
- Schwermetallgehalt der pflanzlichen und tierischen Produkte des Betriebes
- Menge Schwermetallaustrag durch Sickerwasser
- Schwermetallgehalte im Boden für Ackerland, Dauergrünland und Intensivkulturen
- Mittlerer Bodenabtrag
- Atmosphärische Schwermetalldeposition.

Für Österreich standen Daten aus Erhebungen zum Schwermetallgehalt im Boden und zur Schwermetalldeposition zur Verfügung. Die Bodengehalte waren aus dem Umweltkontrollbericht (Umweltbundesamt 2004) verfügbar und basieren auf Bodenzustandsinventuren der österreichischen Bundesländer. Allerdings gab es diese nicht für alle Schwermetalle und nur für die Landnutzungsformen „Dauerwiese“ und „Ackerland“, nicht für Spezialkulturen. Für die fehlenden Werte wurden die Werte aus Freiermuth (2006) beibehalten. Die Schwermetalldepositionswerte für Österreich stammen aus Zechmeister *et al.* (2009). Alle übrigen Faktoren und Gehalte beruhen zu einem großen Teil auf internationalen Datengrundlagen und blieben daher gleich wie in SALCA.

Der Schwermetallaustrag ins Grundwasser wird als sehr gering eingestuft, sodass feste Austragsmengen für die einzelnen Schwermetalle als ausreichend genau betrachtet werden. Der Austrag über Bodenerosion in Oberflächengewässer wird ermittelt über die Konzentration der Schwermetalle im Boden und die Höhe der Bodenerosion. Letztere wird wie beim Phosphoraustrag ermittelt und analog mit einem Faktor für den Anteil erodierten Bodenmaterials, der in ein Gewässer gelangt, und mit einem Faktor für die Anreicherung von Schwermetallen im Oberboden verrechnet. Der Schwermetalleintrag in den Boden wird nach Freiermuth (2006) als Differenz zwischen dem Eintrag, dem Entzug durch die Pflanzen und den Austrägen über Erosion und Auswaschung berechnet. Alle Schwermetallausträge werden mit einem Allokationsfaktor multipliziert, der aus den gesamten Schwermetallemissionen den Anteil abtrennt, der der Landwirtschaft und nicht der Schwermetalldeposition geschuldet ist.

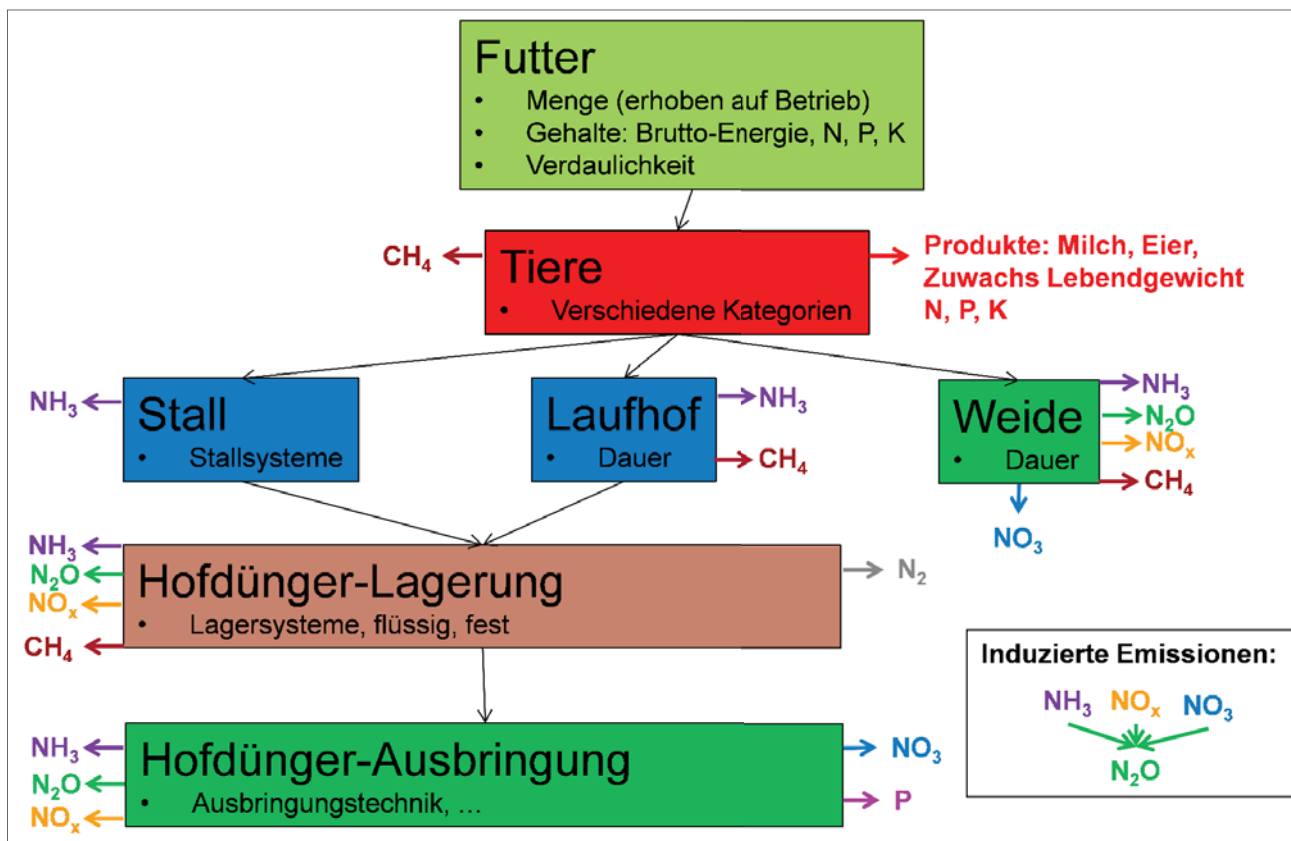


Abbildung 2: Konzept der Emissionsmodellierung in der Tierhaltung im Rahmen von FarmLife.

FarmLife-Tieremissionen

Generelle Vorgehensweise

Für die Ammoniakemissionen verwendete SALCA bisher ein an Schweizer Verhältnisse angepasstes Modell. Bei Lachgas und Methan hingegen wurde bisher schon auf international anerkannte Ansätze (im Wesentlichen IPCC 2006) gesetzt. Im Bereich der tierischen Emissionen gab es einen Bedarf für eine grundlegende Überarbeitung und Flexibilisierung der Emissionsmodellierung. Um eine konsistente Modellierung auf allen Stufen sicherzustellen, wird für Stickstoff, Phosphor und Kali eine Massenfluss-Modellierung durchgeführt (Abbildung 2).

Ammoniakemissionen

Die Ammoniakemissionen wurden neu mit dem Schweizer Modell Agrammon berechnet (HAFL 2013a und 2013b). Agrammon ist ein Tier 3-Modell gemäß EMEP-Methodik (EEA 2013), welches auf Schweizer Verhältnisse angepasst ist. Es basiert u.a. auf dem Modell von Menzi *et al.* (1997) und weiteren Grundlagen. Gemäß den im Rahmen der wissenschaftlichen Begleitgruppe von FarmLife konsultierten Experten wurde das Modell als geeignet für österreichische Verhältnisse angesehen. Einzelne Anpassungen wurden vorgenommen, wo das Agrammon-Modell nicht mit der Massenflussmodellierung vereinbar war bzw. wo es veraltete und wenig detaillierte Emissionsfaktoren verwendete. So stammen die Emissionsfaktoren für die Ausbringung

Tabelle 2: Emissionsfaktoren (EF) für Ammoniak aus der Anwendung von Mineraldüngern (EEA, 2013, 3.D Table 3-2). Bei den Emissionsfaktoren, die sich je nach pH-Wert unterscheiden, wird zwischen den Grenzen von pH 5.5 und 7.3 (aus Hillier *et al.* 2011) linear interpoliert. Quelle: Herndl *et al.* (2015).

Düngertyp	EF a	EF b
	kg NH ₃ -N/kg N Boden pH≤5.5	kg NH ₃ -N/kg N Boden pH>7.3
Ammonium-Sulphat	0,011	0,222
Ammonium-Nitrat	0,030	0,030
Calcium-Ammonium-Nitrat	0,018	0,018
Ammoniak flüssig	0,009	0,009
Harnstoff	0,200	0,200
Harnstoff Ammonium-Nitrat	0,103	0,103
Di-Ammonium-Phosphat	0,093	0,241
Mono-Ammonium-Phosphate	0,093	0,241
Andere Mehrnährstoffdünger	0,030	0,030
Harnstoff Ammonium-Sulphat	0,161	0,161
N Mineraldünger unspezifiziert	0,067	0,067

von Mineraldüngern (Tabelle 2) nicht aus Agrammon, sondern aus den EMEP-Richtlinien 2013 (EEA 2013). Die Emissionsraten bei der Hofdüngerausbringung wurden nach Agrammon berechnet (Tabelle 3). Diese gelten bei Ausbringung mit Prallteller (für Gülle) und bei durchschnittlichen Wetterverhältnissen (4,2 % Sättigungsdefizit, 12 °C, 70 % relative Luftfeuchte, basierend Klimadaten von Bern-Liebefeld).

Tabelle 3: Emissionsfaktoren (EF) für Ammoniak aus der Anwendung von organischen Düngern nach Agrammon (HAFL, 2013a). TAN: Ammonium-N. Quelle: Herndl et al. (2015).

Tierart	Düngertyp	EF kg NH ₃ -N/kg TAN
Rindvieh	Gülle	0,50
Rindvieh	Mist	0,80
Schweine	Gülle	0,35
Schweine	Mist	0,60
Geflügel	Mist/Kot	0,40
Pferde, übr. Equiden, Kleinwiederkäuer	Mist	0,70
Alle	Gärgülle	0,53
	Kompost	0,80

Agrammon bietet eine Reihe von Korrekturfaktoren für die Emissionsfaktoren der Düngerausbringung an, welche in FarmLife berücksichtigt wurden, wie Korrekturfaktoren für die Ausbringungstechnik von Gülle oder für die Einarbeitung von Mist. Dazu kamen Korrekturfaktoren für die klimatischen Verhältnisse (Jahreszeit bzw. Tageszeit der Ausbringung) nach Katz (1996) zum Einsatz. So ergab sich eine Erhöhung des Emissionsfaktors um 3 % bei einer Zunahme des Sättigungsdefizits um 1 % gegenüber durchschnittlichen Verhältnissen in Agrammon bzw. eine entsprechende Abnahme bei kühlerer und feuchterer Witterung. Die Klimadaten der Betriebe wurden von der nächstgelegenen passenden Klimastation verwendet (s. Korrekturfaktor Sickerwasserbildung).

Die Emissionsfaktoren aus Stall, Laufhof, Hofdüngerlager und Weide nach Agrammon finden sich in *Tabelle 4*. Auch hier bietet Agrammon eine Reihe von Korrekturfaktoren für spezifische Situationen. In FarmLife wurden Korrekturfaktoren für Rindviehstall, Schweinestall, Geflügelstall, Laufhof, Güllelager und Mistlager berücksichtigt.

Tabelle 4: Emissionsfaktoren (EF) für Ammoniak aus der Tierhaltung nach Agrammon (HAFL 2013a). Die Emissionsfaktoren beziehen sich auf den TAN-Gehalt (kg NH₃-N/kg TAN). Die Werte für die „übrigen Wiederkäuer“ und die „übrigen Nicht-Wiederkäuer“ sind extrapoliert. Die EF für Güllelager von Rindvieh und Schweinen wurden mit folgenden Parametern berechnet: Verdünnung 1:1,2, Lagerdauer 5 Monate, Lagervolumen 51 m³/Kuh/Jahr bzw. 3,5 m³/Mastschwein/Jahr, 3 m Tiefe des Güllelagers (T. Kupper, HAFL, pers. Mitteilung, 17.12.2013). TAN: Ammonium-N. Quelle: Herndl et al. (2015).

Tierart	kg TAN (kg N) ⁻¹	Hofdüngertyp	EF Stall	EF Laufhof	EF Hofdüngerlager	EF Weide
Milchvieh	0,6	flüssig	0,125	0,700	0,250	0,083
Milchvieh	0,6	fest	0,125	0,700	0,300	0,083
Übriges Rindvieh (Mast, Aufzucht, Mutterkuhhaltung)	0,6	flüssig	0,125	0,700	0,250	0,083
Übriges Rindvieh (Mast, Aufzucht, Mutterkuhhaltung)	0,6	fest	0,125	0,700	0,300	0,083
Schafe und Ziegen	0,4	fest	0,275	0,750	0,300	0,125
Übrige Wiederkäuer	0,53	fest	0,175	0,717	0,267	0,097
Mastschweine (8-110 kg)	0,7	flüssig	0,365	0,486	0,200	0,200
Mastschweine (8-110 kg)	0,7	fest	0,365	0,486	0,500	0,200
Muttersauen (und Ferkel bis 8 kg)	0,7	flüssig	0,365	0,486	0,200	0,200
Muttersauen (und Ferkel bis 8 kg)	0,7	fest	0,365	0,486	0,500	0,200
Pferde (und Maultiere, Esel)	0,4	fest	0,275	0,350	0,300	0,125
Legehennen (mit Elterntieren)	0,6	flüssig	0,250	0,700	0,250	0,700
Legehennen (mit Elterntieren)	0,6	fest	0,500	0,700	0,250	0,700
Mastgeflügel (mit Elterntieren)	0,6	fest	0,200	0,700	0,250	0,700
Übriges Geflügel	0,6	fest	0,200	0,700	0,250	0,700
Übrige Nicht-Wiederkäuer	0,6	fest	0,276	0,570	0,242	0,438

Stickoxide und N₂

Stickoxide (NO_x, NO, NO₂) stammen mehrheitlich aus dem Nitrifikationsprozess. Die Bedeutung von Stickoxidemissionen aus der Anwendung von Stickstoffdüngern und aus dem Hofdünger-Management (Hofdüngerlagerung und -ausbringung) ist im Vergleich zu anderen Quellen eher gering. Deshalb genügen relativ einfache Modellansätze:

- Der Emissionsfaktor für die Anwendung von mineralischen und organischen Düngern (inkl. Hofdünger) ist 0,012 kg NO_x-N/kg N_{ausgebracht} (EEA 2013)
- Emissionsfaktor für Hofdünger-Management: 0,00005 kg NO_x-N/kg N in flüssigen Hofdüngern und 0,0047 kg NO_x-N/kg N in festen Hofdüngern (EEA 2013)

Während der Hofdüngerlagerung entstehen auch N₂-Verluste. Diese Emissionen wurden zwar in der Wirkungsabschätzung nicht berücksichtigt, da sie keinerlei direkte Auswirkungen auf die Umwelt haben, für eine vollständige Stickstoffbilanz müssen sie aber doch eingerechnet werden. Die entsprechenden Emissionsfaktoren betragen 0,003 kg N₂/kg TAN für flüssige und 0,3 kg N₂/kg TAN für feste Hofdünger (EEA 2013).

Lachgas

Lachgas entsteht während Nitrifikations- und Denitrifikationsprozessen und ist ein hochwirksames Treibhausgas. Die Lachgasemissionen wurden in SALCA mit Emissionsfaktoren aus IPCC (2006) berechnet. Diese Vorgehensweise blieb in FarmLife grundsätzlich gleich. Anpassungen betrafen hauptsächlich die Abstimmung mit den übrigen Stickstoffemissionen aus der Tierhaltung und im Pflanzenbau: Um mit der Massenfluss-Modellierung konsistent zu sein, wurden die von EEA (2013) aus IPCC (2006) abgeleiteten Lachgas-Emissionsfaktoren für die Tierhaltung verwendet. Das Modell für Lachgasemissionen aus dem Pflanzenbau nach IPCC (2006, Tier 1) lautet folgendermaßen:

Tabelle 5: Emissionsfaktoren für N₂O aus der Tierhaltung (nach EEA, 2013, 3.B Table 3.6). Die Emissionsfaktoren (EF) beziehen sich auf den TAN-Gehalt. NA = nicht relevant für Mist. Die Werte für die übrigen Wiederkäuer und die übrigen Nicht-Wiederkäuer sind mit den Durchschnitts aller Wiederkäuer bzw. Nicht-Wiederkäuer angenähert. HD: Hofdünger; TAN: Ammonium-N. Quelle: Herndl *et al.* (2015).

Tierkategorie	Hofdünger-Typ	N ₂ O – Hofdüngerlagerung			N ₂ O – Weide
		EF			EF
		kg N ₂ O-N (kg TAN zu Beginn HD-Lagerung) ¹			kg N ₂ O-N
		Mit natürlicher Schwimmdecke	Ohne natürliche Schwimmdecke	Güllegrube unter Stall	(kg N _{ausgeschieden}) ¹
Milchkühe	flüssig	0,01	0,00	0,004	0,02
	fest	0,08	NA	NA	0,02
Übriges Rindvieh (Jungvieh, Mastvieh, Mutterkühe)	flüssig	0,01	0,00	0,004	0,02
	fest	0,08	NA	NA	0,02
Schafe (und Ziegen)	fest	0,07	NA	NA	0,01
Übrige Wiederkäuer	fest	0,08	NA	NA	0,02
Mastschweine (8-110 kg)	flüssig	0,01	0,00	0,003	0,02
	fest	0,05	NA	NA	0,02
Muttersauen (und Ferkel bis 8 kg)	flüssig	0,01	0,00	0,003	0,02
	fest	0,05	NA	NA	0,02
Pferde (und Maultiere, Esel)	fest	0,08	NA	NA	0,01
Legehennen (mit Elterntieren)	fest	0,04	NA	NA	0,02
	flüssig	NA	0,00	NA	0,02
Mastgeflügel (mit Elterntieren)	fest	0,03	NA	NA	0,02
Übriges Geflügel	fest	0,03	NA	NA	0,02
Übrige Nicht-Wiederkäuer	fest	0,05	NA	NA	0,02

$$N_2O = 44/28 \times (0,01 (N_{tot} + N_{cr} + 14/17 \times NH_3 + 14/46 \times NO_x) + 0,0075 \times 14/62 \times NO_3)$$

Wobei:

$$N_2O = N_2O\text{-Emission [kg N}_2O \text{ ha}^{-1}]$$

$$N_{tot} = \text{gesamter N in mineralischen und organischen Düngern [kg N ha}^{-1}]$$

$$N_{cr} = \text{gesamter N in Ernterückständen [kg N ha}^{-1}]$$

$$NH_3 = \text{N-Verluste als NH}_3 \text{ [kg NH}_3 \text{ ha}^{-1}]$$

$$NO_x = \text{N-Verluste als NO}_x \text{ [kg NO}_x \text{ ha}^{-1}]$$

$$NO_3 = \text{N-Verluste als NO}_3 \text{ [kg NO}_3 \text{ ha}^{-1}]$$

Die Lachgas-Emissionsfaktoren für Hofdüngerlagerung und Weide (Tabelle 5) stammen aus EEA (2013), abgeleitet aus IPCC (2006). Zusätzlich zu den direkten Emissionen wurden induzierte Lachgasemissionen berechnet. Diese entstehen aus dem Stickstoff, der in Form von NH₃, NO_x und NO₃ emittiert wurde: 1 % des emittierten NH₃-N bzw. NO_x-N bzw. 0,75 % des emittierten NO₃-N werden später in Lachgas umgewandelt (IPCC 2006).

Methan

Methanemissionen entstehen hauptsächlich im Zusammenhang mit der Tierhaltung auf dem Hof und der Hofdüngerlagerung. Das Emissionsmodell für Methan basiert wie bei Lachgas auf den Vorgaben von IPCC (2006, Tier 2). Demgemäß wurden die Verdauungsemissionen für alle Tierkategorien außer Milchvieh wie folgt berechnet:

$$EF = GE \times (Y_m/100) \times 365 / 55,65$$

Wobei:

$$EF = \text{CH}_4\text{-Emission [kg CH}_4\text{/Tier/Jahr]}$$

$$GE = \text{Bruttoenergie-Aufnahme (gross energy intake) [MJ/Tier/Tag]}$$

$$Y_m = \text{Methan-Konversionsfaktor [% GE umgewandelt zu CH}_4]$$

$$55,65 \text{ MJ/kg CH}_4 = \text{Energiegehalt von Methan}$$

Die Methankonversionsfaktoren für die Umwandlung von Bruttoenergie im Futter zu Methan wurden für Rindvieh, Schafe und Ziegen aus IPCC (2006) übernommen, für Schweine, Pferde und Geflügel aus BAFU (2013). Die Methanemissionen durch Milchkühe wurden nach dem Modell von Kirchgessner *et al.* (1995) basierend auf der Futteraufnahme, auf dem Anteil des Grundfutters und auf dem Lebendgewicht folgendermaßen berechnet:

$$EF = 0,001 \times (63 + 26 \times CP + 79 \times CF + 10 \times NFE - 212 \times RL)$$

Wobei:

$$EF = \text{CH}_4\text{-Emissionen [kg CH}_4\text{/Tier/Tag]}$$

$$CP = \text{Rohproteinaufnahme (crude protein) [kg/Tier/Tag]}$$

$$CF = \text{Rohfaseraufnahme (crude fibre) [kg/Tier/Tag]}$$

$$NFE = \text{Aufnahme von N-freien Extraktstoffen [kg/Tier/Tag]}$$

$$RL = \text{Rohfettaufnahme (raw lipids) [kg/Tier/Tag]}$$

Die Methanemissionen aus der Hofdüngerlagerung berechneten sich nach IPCC (2006) gemäß folgender Formel:

$$EF_{(T)} = (VS_{(T)} \times 365) \times [B_{0(T)} \times 0,67 \text{ kg/m}^3 \times \sum_{S,k} \frac{MCF_{S,k}}{100} \times MS_{(T,S,k)}]$$

Wobei:

$$EF_{(T)} = \text{jährliche CH}_4\text{-Emissionen pro Tierkategorie T [kg CH}_4\text{/Tier/Jahr]}$$

$$VS_{(T)} = \text{tägliches Anfall an Volatile Solids pro Tierkategorie T [kg Trockenmasse/Tier/Tag]}$$

$$365 = \text{Basis für die Berechnung der jährlichen VS-Produktion [Tage/Jahr]}$$

$B_0(T)$ = maximale Methanbildungskapazität für Hofdünger produziert in Tierkategorie T [$\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{kg}$ anfallende VS]

0,67 = Konversionsfaktor von $\text{m}^3 \text{CH}_4$ zu kg CH_4

MCFS, k = Methan-Konversionsfaktor pro Hofdünger-Managementsystem S in Klimaregion k [%]

MST, S,k = Anteil der Tierkategorie T Hofdünger-Managementsystem S in Klimaregion k [dimensionslos]

Diskussion der Modellanpassungen, Forschungsbedarf und Ausblick

Das Phosphor-Emissionsmodell aus SALCA wurde in seiner grundsätzlichen Vorgehensweise nicht verändert. Somit entsprechen die Änderungen den Vorgaben des Projektes, dass FarmLife dieselbe Anwendbarkeit besitzen sollte wie SALCA in der Schweiz. Die länderspezifischen Parameter bzw. ihre Berechnung konnten mittels der in Österreich verfügbaren Daten ausreichend angepasst werden.

Im Modell SALCA-Nitrat wurden verschiedene Einzel-Änderungen vorgenommen. Die Funktionalität des Modells blieb dieselbe wie in SALCA. Das Modell für die Nitratemissionen könnte in einer kleineren Anpassung dahingehend weiterentwickelt werden, dass die verschiedenen Stickstoffquellen (Dünger und N-Mineralisierung) nicht mehr getrennt betrachtet werden, sondern zusammengelegt und danach erst mit den Stickstoffentzügen verrechnet werden, wie es bei anderen Methoden der N-Bilanzierung üblich ist (Zessner *et al.* 2011, Küstermann *et al.* 2010). Generell gibt es zur Berechnung der potenziellen Nitratemissionen aber auch ganz andere Herangehensweisen. Beispielsweise könnte die Sickerwasserbildung in das Nitratmodell integriert werden. Die tatsächlich ausgewaschene Menge an Nitrat hängt davon ab, wie häufig im Jahr das Bodenwasser ausgetauscht wird, sodass an unterschiedlichen Standorten derselbe Stickstoffüberschuss zu unterschiedlichen Mengen an ausgewaschenem Nitrat führt. Zusätzlich beeinflusst die Nitratkonzentration im Sickerwasser bzw. im Grundwasser oder in Oberflächengewässern auch die Auswirkungen des Nitrats auf Organismen und Ökosysteme. Die tatsächlich ausgewaschene Menge an Nitrat trägt außerdem indirekt zu den Lachgasemissionen bei und beeinflusst somit das Treibhauspotenzial. Aktuell wird die Sickerwasserbildung durch die Korrekturfaktoren Winterniederschlag und Sickerwasserbildung sehr vereinfacht berücksichtigt.

Für ökobilanzielle Vergleiche, die von denselben Standortbedingungen ausgehen (z.B. Bewertung verschiedener Anbaumethoden auf demselben Standort), ist die Berechnung der Stickstoffüberschüsse ohne genauere Berücksichtigung des Sickerwassers ausreichend. Wenn allerdings Produkte oder Anbausysteme aus verschiedenen Regionen verglichen werden, wäre eine Bewertung mit Integration des Sickerwassers präziser. Eine parzellenscharfe Modellierung mit konkreten Boden-, Klima- und Bewirtschaftungsdaten ist für die Zukunft in Betracht zu ziehen. Es gibt verschiedene Modelle, welche den Wasserhaushalt und die Stickstoffdynamik eines Standortes berechnen, wie CANDY (UFZ 2011), SIMWASER (Stenitzer 1988) oder das darauf basierende STOTRASIM (Feichtinger 1998).

Im Modell für die Schwermetallemissionen wurden Parameterwerte für die Schwermetallgehalte im Boden und für die Schwermetalldeposition durch spezifisch österreichische Werte ersetzt. Für die restlichen Parameter waren keine österreichspezifischen Werte zu ermitteln. Für diese werden aber auch in SALCA bislang größtenteils Werte aus internationalen Quellen verwendet (hauptsächlich aus Deutschland und den Niederlanden), welche für Österreich gleichermaßen anwendbar sind. Eine Ausnahme bilden die Hofdünger, für deren Schwermetallgehalte in SALCA Schweizer Werte verwendet werden. Da diese über die Futteraufnahme der Tiere unter anderem mit den Schwermetallgehalten im Boden verknüpft sind, wäre für die Zukunft eine Anpassung für andere Länder zu prüfen.

Bezüglich der Ammoniakemissionen stellen neuere Messungen und Modellierungen die Emissionsfaktoren nach der Gülleausbringung in Frage. Es gibt Hinweise, dass die Emissionen aus Rindergülle etwa um einen Faktor 2 überschätzt sein könnten. Im Projekt FarmLife wurden aber dennoch die offiziellen Emissionsfaktoren aus Agrammon verwendet, da bislang noch keine gesicherten Erkenntnisse publiziert wurden.

Bezüglich der Lachgasemissionen im Pflanzenbau kann als mögliche Weiterentwicklung für die Zukunft eine detailliertere Modellierung auf Ebene einer Tier 2- oder Tier 3-Methodik (IPCC 2006) erfolgen, beispielsweise nach Bouwman *et al.* (2002). Momentan werden die Lachgasemissionen mit Hilfe pauschaler Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Stickstoffdüngung berechnet (Tier 1-Methode). Bouwman *et al.* (2002) beziehen Standortfaktoren wie das Klima, den C_{org} -Gehalt im Boden und die Bodenart, aber auch managementbezogene Parameter in ihre Modellierung von Lachgas-Emissionsfaktoren ein. Die Methanemissionen könnten künftig auch für andere Wiederkäuer ähnlich modelliert werden wie es bereits für die Milchkühe gehandhabt wird, indem die Zusammensetzung des Futters detailliert einbezogen wird. Ramin und Huhtanen (2013) entwickelten hierzu Modelle, die verwendet werden könnten.

Die Emissionsmodelle wurden gemäß den eingangs genannten Grundsätzen angepasst, sodass die Ökobilanzmethode in Österreich einsetzbar ist. Die Methodik wurde mit Daten von Betrieben eines Erhebungsjahres getestet und funktioniert. Eine allgemeine Weiterentwicklung der Modelle wird jedoch laufend notwendig sein, um Aussagen zu verfeinern und Entwicklungen in der Forschung aufzunehmen.

Literatur

- AWI (2009) Landwirtschaftliche Haupt- und Kleinproduktionsgebiete. Bundesanstalt für Agrarwirtschaft (AWI). <http://www.agraroekonomik.at/index.php?id=produktionsgeb>. Zuletzt abgerufen: 20.03.2014.
- BAFU (2013) Switzerland's Greenhouse Gas Inventory 1990-2011. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern, 486 S. www.bafu.admin.ch/climate. Zuletzt abgerufen: 20.03.2014.
- Baumgartner D.U., Bystricky M. & Nemecek T. (2015) Konzept der einzelbetrieblichen Ökobilanzierung. In Abschlusstagung des Projektes FarmLife, 22.-23.9.2015, Bericht HBLFA Raumberg-Gumpenstein 2015, Irdning-Donnersbachtal, Österreich.
- BFW (2013) Bodenkarte. Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft (BFW). www.bodenkarte.at/. Zuletzt abgerufen: 07.02.2014.

- BLW (2013) Weisungen und Erläuterungen zur Verordnung über den landwirtschaftlichen Produktionskataster und die Ausscheidung von Zonen (Landwirtschaftliche Zonenverordnung; SR 912.1). Bundesamt für Landwirtschaft BLW, Bern, 4 S.
- Bouwman A.F., Boumans L.J.M. & Batjes N.H. (2002) Modeling global annual N₂O and NO emissions from fertilized fields. *Global Biogeochemical Cycles* 16 (4).
- EEA (2013) EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013 - Technical guidance to prepare national emission inventories. European Environment Agency, Luxembourg. www.eea.europa.eu. Zuletzt abgerufen: 20.03.2014.
- Feichtinger F. (1998) STOTRASIM - Ein Modell zur Simulation der Stickstoffdynamik in der ungesättigten Zone eines Ackerstandortes. Wien, 14-41.
- Flißch R., Sinaj S., Charles R. & Richner W. (2009) GRUDAF 2009. Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau. *Agrarforschung* 16 (2), 1-100.
- Freiermuth R. (2006) Modell zur Berechnung der Schwermetallflüsse in der Landwirtschaftlichen Ökobilanz. Agroscope FAL Reckenholz, 42 S.
- HAFL (2013a) Technische Parameter Modell Agrammon. Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften, Zollikofen, 19 S. www.agrammon.ch.
- HAFL (2013b) Dokumentation Technische Parameter Modell Agrammon - Version 20.3.2013. Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften, Zollikofen, 25 S. www.agrammon.ch.
- Herndl M., Baumgartner D.U., Guggenberger T., Bystricky M., Gaillard G., Lansche J., Fasching C., Steinwider A. & Nemecek T. (im Druck) Abschlussbericht FarmLife - Einzelbetriebliche Ökobilanzierung landwirtschaftlicher Betriebe in Österreich. HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Irnding-Donnersbachtal, Österreich und Agroscope, Zürich, Schweiz.
- IPCC (2006) 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4: Agriculture, forestry and other land use. IGES, Kanagawa, Japan.
- Katz P.E. (1996) Ammoniakemissionen nach der Gülleanwendung auf Grünland, ETH, Zürich.
- Kirchgessner M., Windisch W. & Müller H.L. (1995) Nutritional factors for the quantification of methane production. In Ruminant physiology: Digestion, metabolism, growth and reproduction. Proceedings of the Eighth International Symposium on Ruminant Physiology, edited by W. von Engelhardt, S. Leonhard-Marek, G. Breeves und D. Giesecke. Stuttgart: Ferdinand Enke Verlag.
- Küstermann B., Christen O. & Hülsbergen K.-J. (2010) Modelling nitrogen cycles of farming systems as basis of site- and farm-specific nitrogen management. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 135 (1-2), 70-80.
- Menzi H., Frick R. & Kaufmann R. (1997) Ammoniak-Emissionen in der Schweiz: Ausmass und technische Beurteilung des Reduktionspotentials. Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Zürich-Reckenholz, 107 S.
- Oberholzer H.-R., Weisskopf P., Gaillard G., Weiss F. & Freiermuth R. (2006) Methode zur Beurteilung der Wirkungen landwirtschaftlicher Bewirtschaftung auf die Bodenqualität in Ökobilanzen – SALCA-SQ. Agroscope FAL Reckenholz, 98 S.
- Prasuhn V. (2006) Erfassung der PO₄-Austräge für die Ökobilanzierung - SALCA-Phosphor. Agroscope FAL Reckenholz, Zürich, 22 S.
- Ramin M. & Huhtanen P. (2013) Development of equations for predicting methane emissions from ruminants. *Journal of Dairy Science* 96 (4), 2476-2493.
- Richner W., Oberholzer H.-R., Freiermuth Knuchel R., Huguenin O., Ott S., Walther U. & Nemecek T. (2014) Modell zur Beurteilung des Nitratauswaschungspotenzials in Ökobilanzen - SALCA-NO₃. Unter Berücksichtigung der Bewirtschaftung (Fruchtfolge, Bodenbearbeitung, N-Düngung), der mikrobiellen Nitratbildung im Boden, der Stickstoffaufnahme durch die Pflanzen und verschiedener Bodeneigenschaften. Agroscope, Institute for Sustainability Sciences, 60 S.
- Spring J.-L., Ryser J.-P., Schwarz J.-J., Basler P., Bertschinger L. & Häseli A. (2003) Grundlagen für die Düngung von Reben. AMTRA (2003), 24.
- Stauffer W., Menzi H. & Trachsel P. (1999) Gefährden Freiland Schweine das Grundwasser? *Agrarforschung* 6 (7), 257-260.
- Stenitzer E. (1988) SIMWASER - Ein numerisches Modell zur Simulation des Bodenwasserhaushaltes und des Pflanzenertrages eines Standorts. Petzenkirchen, 203 S.
- Strauss P. (2007) Flächenhafter Bodenabtrag durch Wasser. In: Hydrologischer Atlas Österreichs.
- UFZ (2011) CANDY. Helmholtz Zentrum für Umweltforschung UFZ. <http://www.ufz.de/index.php?de=14007>. Zuletzt abgerufen: 07.02.2014.
- Umweltbundesamt (2004) Boden. In: Siebenter Umweltkontrollbericht. Umweltbundesamt, Wien, 303-322.
- Wischmeier W.H. & Smith D.D. (1978) Predicting rainfall erosion losses – a guide to erosion planning. U.S. Department of Agriculture.
- ZAMG (2014) Langjähriges Mittel der Jahresniederschläge in Österreich (Periode 1971-2000). Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG). <http://www.zamg.ac.at/cms/de/klima/informationsportal-klimawandel/daten-download/klimamittel>. Zuletzt abgerufen: 14.02.2014.
- Zechmeister H.G., Hohenwallner D., Hanaus-Illnar A., Roder I. & Riss A. (2009) Schwermetalldepositionen in Österreich, erfasst durch Biomonitoring mit Moosen (Aufsammlung 2005). Umweltbundesamt, Wien, 167 S.
- Zessner M., Kovacs A., Gabriel O., Thaler S., Hochedlinger G., Schilling C. & Windhofer G. (2011) Stoffbilanzmodellierung für Nährstoffe auf Einzugsgebietsebene als Grundlage für Bewirtschaftungspläne und Massnahmenprogramme (STOBIMO-Nährstoffe). Endbericht. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 190 S.