



FiBL

Forschungsinstitut für biologischen Landbau
Institut de recherche de l'agriculture biologique
Research Institute of Organic Agriculture
Istituto di ricerche dell'agricoltura biologica
Instituto de investigaciones para la agricultura orgánica

Entwicklung eines Methodologie-Tools für CO₂-Zertifikate im Rahmen einer bench- markbasierten N-Reduktion in der Schweizer Landwirtschaft

Schlussbericht zum Vorprojekt

Adrian Müller^{*}, Matthias Meier^{*}, Patrick Horka⁺, Florian Heeb⁺

^{*} FiBL und ⁺SouthPoleCarbon Asset Management

Kontakt: adrian.mueller@fibl.org

Endversion 8. April 2014 – Web-Version

EXCELLENCE FOR SUSTAINABILITY

Das FiBL hat Standorte in der Schweiz, Deutschland und Österreich
FiBL offices located in Switzerland, Germany and Austria
FiBL est basé en Suisse, Allemagne et Autriche

FiBL Schweiz / Suisse
Ackerstrasse 113, Postf. 219
5070 Frick, Schweiz
Tel. +41 (0)62 865 72 72
info.suisse@fibl.org, www.fibl.org

Inhalt

1	Vorbemerkung	3
2	Einführung	3
3	Bestehende Methodologien zur Reduktion bodenbürtiger Lachgasemissionen aus der Landwirtschaft	5
3.1	Clean Development Mechanism CDM	5
3.2	Joint Implementation	5
3.3	Verified Carbon Standard VCS	6
3.4	American Carbon Registry ACR	6
3.5	Climate Action Reserve CAR	7
3.6	US-EPA Climate Leaders	7
3.7	Alberta Offset System (Kanada)	7
3.8	Carbon Farming Initiative CFI (Australien)	8
3.9	Emissionshandel in der EU, Kalifornien, Neuseeland und China	8
3.10	IPCC Guidelines	8
3.11	Fazit	8
4	Berechnungstool	9
5	Datenbedarf	11
6	Abschätzung des Reduktionspotenzials	13
7	Additionalität	15
8	Akzeptanz	18
9	Empfehlungen	18
10	Literatur	19

1 Vorbemerkung

Im folgenden Bericht wird eine erste Analyse verschiedener Bausteine sowie eine gesamthafte Beurteilung des Potenzials einer benchmarkbasierten Methodologie unternommen, um bodenbürtige Lachgasemissionen aus der Landwirtschaft zu reduzieren und daraus CO₂-Zertifikate für die Kompensation unter den Aktivitäten der Stiftung KLIK zu generieren. Der Fokus in diesem Bericht liegt auf einem neuen Berechnungstool für bodenbürtige Lachgasemissionen auf der Ebene von Landwirtschaftsbetrieben als grundlegender Baustein für entsprechende Offset-Methodologien.

Dies ist der Abschlussbericht einer Vorstudie zu dieser Thematik, der bei positiver Beurteilung des Potenzials dieses Zugangs eine vertiefte Hauptstudie und Umsetzungsphase für eine solche Methodologieentwicklung gefolgt wäre. Da das Potenzial in Relation zum Aufwand aber als gering beurteilt wird und institutionelle Unsicherheiten bei der Validierung und Zulassung eines solchen Ansatzes gross sind, und entsprechende Zeitverzögerungen erwartet werden, wird davon abgesehen, diesen im Rahmen der Aktivitäten der Stiftung KLIK bis 2020 weiter zu verfolgen. Die Notwendigkeit und Wichtigkeit des hier im Folgenden vorgeschlagenen und diskutierten Berechnungstools wird aber von allen Seiten anerkannt und es würde begrüsst werden, wenn dieses dennoch weiterentwickelt werden könnte (idealerweise in enger Zusammenarbeit mit BLW und BAFU) und längerfristig auch bei Emissionsreduktionsberechnungen zum Einsatz gelangen würde.

Wir stellen hier das Fazit dieser Vorstudie gleich an den Beginn, nämlich, dass der untersuchte Methodenansatz „Benchmarking“ für die Reduktion bodenbürtiger Lachgasemissionen eigentlich nicht zielführend ist, da das grösste Potenzial bei den Betrieben mit eher ineffizienter N-Nutzung liegt und bei den N-effizienten Betrieben, die die Zielgruppe eines klassischen Benchmark-Ansatzes wären, Leakage aufgrund von Ertragseinbussen ein Problem sein wird. Es gibt aber keine prinzipiellen technischen Gründe oder solche, die mit mangelnder Datenverfügbarkeit zusammenhängen, die gegen eine benchmarkbasierte Methodologie sprechen würden. In jedem Fall macht die Entwicklung eines solchen Berechnungstools Sinn, da es eine gute Grundlage für sämtliche Methodologien im Bereich bodenbürtiger Lachgasemissionen liefern würde. In allfälligen Methodologien, die darauf basieren, müssten dann Fragen der Additionalität und Anwendbarkeit jeweils gesondert behandelt werden. Der Additionalitätsnachweis über die Erfüllung eines Benchmarks betreffend der N-Nutzungseffizienz könnte dabei in gewissen Situationen weiterhin vorgeschlagen werden, nämlich dann, wenn der administrative Aufwand sehr tief gehalten werden könnte, sodass auch bei geringen Emissionsreduktionen ein Gewinn anfallen würde. Um grössere Emissionsreduktionen zu realisieren, müsste aber hauptsächlich ein anderer als der Benchmarkansatz angewendet werden.

2 Einführung

Ausgangspunkt für diese Studie sind der aktuelle Stickstoffüberschuss in der Schweiz, der durchschnittlich etwa 90 kg N/ha beträgt und somit ein im Prinzip bedeutendes Reduktionspotenzial ausweist (BLW, 2013; Heldstab *et al.*, 2013; Jan *et al.*, 2013).

Das hier vorgestellte Berechnungstool ist genauer als zur Zeit erhältliche Tools, da es die spezifischen Aspekte organischer Dünger (Mist, Kompost, etc.) und die unterschiedliche Verfügbarkeit von Stickstoff im Boden berücksichtigt (durch Differenzierung zwischen den aus dem Bodenpool mineralisierten und den im Bodenpool immobilisierten Stickstoff-Anteilen; für die Rele-

vanz solcher Differenzierung siehe z.B. (Blagodatsky and Smith, 2012; Sebilo *et al.*, 2013)). So kann das Tool z.B. Unterschiede zwischen verschiedenen Düngerarten, den Einfluss der Fütterung und der Verdünnung durch die Standort-spezifischen Niederschläge auf den N-Gehalt in den Hofdüngern und den N-Zyklus im Boden in der Modellierung berücksichtigen. Über diese Modellierung der betriebsspezifischen N-Flüsse lassen sich dann verschiedene Landwirtschaftsbetriebe genauer differenzieren als mit dem Standard IPCC-Zugang und der Verwendung von Norm-N-Gehalten im Hofdünger, wie in Klimabilanzen sonst üblich. Zudem berücksichtigt das Modell/Tool die N-Deposition und den Einfluss einer starken Bodenbearbeitung auf die N-Mineralisierung aus dem Boden-Pool (z.B. im Kartoffel- oder Zuckerrübenanbau). Andererseits ist das Tool so formuliert, dass sich der Datenbedarf in einem für Offset-Methodologien umsetzbaren Rahmen bewegt, was z.B. bei Verwendung des kombinierten Bodenkohlenstoff-Stickstoff-Lachgas-Modells DNDC, welches unter anderem tägliche Wetterdaten und eine Vielzahl von Bodenparametern benötigt, nicht gegeben wäre (DNDC, 2009).

Die ursprüngliche Idee war, dass das hier vorgestellte Tool vor allem als Grundlage für eine benchmarkbasierte Emissionsreduktionsmethodologie dienen soll. Dafür würden dann betriebstyps- und standortspezifische Benchmark-Lachgasemissionen identifiziert werden, welche als Bezugspunkt für die Berechnung von CO₂-Zertifikaten aus entsprechenden Minderungsanstrengungen dienen. Betriebe, die bezüglich bodenbürtiger Lachgasemissionen schon relativ gut dastehen, würden dann die Möglichkeit erhalten, für die Differenz zwischen ihren Emissionen (anhand des hier vorgestellten Tools berechnet) und dem passenden betriebstyps- und standortspezifischen Benchmark CO₂-Zertifikate zu generieren. Betriebe, die schon heute unter diesem Benchmark arbeiten, würden dennoch die volle Differenz der Reduktionen zum Benchmark erhalten. Dies würde es erlauben, ein bis zu einem gewissen Grad optimales Management in der Vergangenheit zu belohnen, bei gleichzeitig intakten Anreizen, weitere Verbesserungen vorzunehmen. Dabei wäre ein solches Vorgehen durchaus mit gewissen Ansätzen, Additionalität nachzuweisen, kompatibel (z.B. der Performance Methode, s. Kapitel 6).

Parallel zu dieser Arbeit entwickelt AgroCleantech Ansätze zur Lachgasreduktion, welche auf der Anwendung von verschiedenen Praktiken (z.B. Schleppschläuchen, Schleppschuh oder Nitrifikationshemmern) und entsprechenden Default-Werten für Emissionsfaktoren beruhen. Diese praxisbasierten Ansätze erlauben eher grobe Quantifizierungen, dafür mit minimalem Aufwand. Diese Ansätze zur Berechnung der Reduktion bodenbürtiger Lachgasemissionen sollen primär von durchschnittlichen Betrieben oder solchen mit eher hohen Lachgasemissionen pro Hektare oder kg Produktion genutzt werden. Für Betriebe, die bezüglich bodenbürtiger Lachgasemissionen schon relativ effizient sind, sollte dann der oben beschriebene genauere und flexiblere Benchmark-Ansatz zur Anwendung gelangen.

Ein solches detailliertes Berechnungstool für Stickstoffflüsse und Lachgasemissionen wie im Folgenden vorgestellt ist aber über den Bereich der Klimagasreduktionsberechnungen hinaus von Relevanz, da es auch in Bilanzierungen in anderen Kontexten wie der Stickstoff-Eutrophierung oder für Ammoniakemissionen verwendet werden kann.

Der vorliegende Bericht zur Vorstudie ist wie folgt gegliedert: Kapitel 3 enthält eine kurze Übersicht bestehender Offset-Methodologien zur Reduktion bodenbürtiger Lachgasemissionen aus der Landwirtschaft. Kapitel 4 stellt das Berechnungstool dar und Kapitel 5 diskutiert kurz den damit verbundenen Datenbedarf. Kapitel 6 gibt eine erste grobe Abschätzung des Reduktionspotenzials, das mit einem solchen benchmarkbasierten Ansatz realisiert werden könnte. Kapitel 7 und 8 befassen sich mit Additionalität und Akzeptanz und Kapitel 9 enthält Empfehlungen für das weitere Vorgehen.

3 Bestehende Methodologien zur Reduktion bodenbürtiger Lachgasemissionen aus der Landwirtschaft

In diesem Kapitel wird eine kurze Übersicht über bestehende Methodologien und Tools zur Reduktion bodenbürtiger Lachgasemissionen in der Landwirtschaft gegeben.

3.1 Clean Development Mechanism CDM

Im CDM gibe es zwei Methodologien mit Bezug zu bodenbürtigen Lachgasemissionen, AMS-III.A „Offsetting of synthetic nitrogen fertilizers by inoculant application in legumes-grass rotations on acidic soils on existing cropland“, und AMS-III.BF „Reduction of N₂O emissions from use of Nitrogen Use Efficient (NUE) seeds that require less fertilizer application“ (CDM, 2014), sowie ein Berechnungstool (CDM, 2007a). Die erste Methodologie betrachtet nur die Herstellungsemissionen synthetischer Dünger, deren Anwendung und also auch Herstellungsemissionen wegen verbesserter N-Fixierung in der Projektaktivität reduziert werden können. Die Projektemissionen umfassen dabei die Herstellungsemissionen des Bakteriensubstrates das verwendet wird, um die N-Fixierung der Leguminosen zu erhöhen. Bodenbürtige Emissionen spielen dabei also trotz dem Fokus auf Düngung keine Rolle. Die zweite Methodologie betrachtet die reduzierten N₂O-Emissionen aufgrund reduzierter Düngergaben durch Erhöhung der N-Effizienz. Die Berechnungen der Emissionen können dabei entweder auf den Default-Werten der IPCC 2006 Guidelines oder auf detaillierten Berechnungen mit dem DNDC-Modell abgestellt werden. Das DNDC-Modell hat dabei einen ungleich grösseren Datenbedarf, wobei für die täglichen Wetterdaten Werte der nächstgelegenen Wetterstation verwendet werden können. Es gibt zur Zeit keine Projekt, die diese Methodologien anwenden, was auf Schwierigkeiten bei der Umsetzung hindeutet, welche entweder bei den Anwendungsbedingungen liegen (AMS-III.A schreibt z.B. dieselbe Fruchtfolge für die ganze Projektlaufzeit vor), oder beim Datenbedarf, oder bei den erzielten Emissionsreduktionen, welche am Ende die Profitabilität des Projekts wesentlich mitbestimmen (die erste Methodologie ist seit 2008, die zweite seit Ende 2012 akzeptiert). Das Berechnungstool stellt lediglich auf den IPCC 2006 Guidelines (IPCC, 2006) ab und verwendet die dortigen Emissionsfaktoren und die totalen N-Inputs.

Additionalität wird in diesen Methodologien gemäss CDM Tools und Guidelines behandelt (vgl. Kapitel 6 unten).

3.2 Joint Implementation

Unter der Joint Implementation gibt es ein paar Landwirtschaftsprojekte, von denen jedoch nur zwei potentiell für diese Arbeit interessant sind, da sie bodenbürtige Lachgasemissionen betreffen. Das eine ist das akzeptierte Projekt „Programme de réduction des émissions de N₂O dues à la dénitrification des sols agricoles“ in Frankreich (UNFCCC, 2013b), welches eine Erhöhung des Leguminosenanteils in den Fruchtfolgen anstrebt und dafür die Mineraldüngergaben reduzieren will. Emissionsreduktionen resultieren aus der Verwendung unterschiedlicher Emissionsfaktoren für Leguminosen und Mineraldünger, da letztere höhere Denitrifikationsraten aufweisen. Wie genau diese Emissionfaktoren bestimmt werden ist in der Methodologie nicht festgelegt, es kann aber z.B. auf wissenschaftliche Publikationen verwiesen werden. Im PDD zum

einen existierenden Projekt werden regional differenzierte Emissionsfaktoren angegeben. Das andere ist das noch nicht akzeptierte Projekt „Mitigation of agricultural emissions with partial change of nitrogen fertilizer utilization and cultivations change“ (UNFCCC, 2013a), zu welchem nur Dokumentationen in ungarisch vorliegen. Aufgrund dieser scheint es aber, dass mit einem IPCC 2006 Tier 1 Ansatz gerechnet wird.

3.3 Verified Carbon Standard VCS

Unter dem VCS gibt es zwei relevante Methodologien und ein Berechnungsmodul. Die erste Methodologie „Adoption of Sustainable Agricultural Land Management SALM“ basiert auf IPCC 2006 Default-Werten für bodenbürtige Lachgasemissionen (VCS, 2011). Die zweite Methodologie „Quantifying N₂O Emissions Reductions in Agricultural Crops through Nitrogen Fertilizer Rate Reduction“ (VCS, 2013b) ist für Projekte in den USA anwendbar, welche die N-Düngung durch Anwendung verschiedener optimaler Managementpraktiken optimieren. Dabei werden entweder Tier 1 IPCC 2006 Default Emissionsfaktoren verwendet oder Tier 2 Faktoren, welche aufgrund von N₂O-Messungen bei verschiedenen Düngergaben in Michigan erhoben wurden. In beiden Fällen werden die Emissionsfaktoren auf die totalen N-Inputs angewendet. In der ersten Methodologie wird Additionalität mit dem „Combined tool to identify the baseline scenario and demonstrate the additionality in A/R CDM project activities“ nachgewiesen (vgl. Kapitel 6 unten). In der zweiten Methodologie wird Additionalität durch die „Performance Methode“ festgestellt. Dabei müssen die Projekte einen Benchmark, der den N-Düngergaben im BAU und den damit einhergehenden N₂O-Emissionen entspricht unterschreiten, das heisst tiefere Emissionen pro ha als BAU haben. Diese BAU-Düngergaben entsprechen dabei den allgemeinen Düngepraktiken, wie sie z.B. in den Empfehlungen aufgrund von Ertragszielen erfasst sind. Alle Projekte, die also besser als der BAU sind gelten somit als additional. Weitere Details der zweiten Methodologie sind in (Millar *et al.*, 2010) und (Diamant, 2013) beschrieben, und auf dieser Grundlage wurde wie beim VCS auch eine Methodologie bei der American Carbon Registry ACR entwickelt (ACR, 2013a) sowie das Nitrogen Management Project Protocol für die Climate Action Reserve (CAR, 2013) (s. unten).

Das VCS Modul „Estimation of Emissions from Non-CO₂ GHGs from Soils“ (VCS, 2013a) diskutiert drei mögliche Berechnungsmethoden zur Abschätzung von bodenbürtigen CH₄ und N₂O Emissionen. Einerseits die Tier 1 default values der IPCC 2006 Guidelines, andererseits eine reduzierte und die volle DNDC-Modellierung mit dem entsprechend grösseren Datenbedarf. Dabei ist insbesondere wichtig, dass wenn mehr als 50% der Emissionsreduktionen aus der Reduktion der bodenbürtigen Emissionen stammen, eine Kalibrierung des DNDC-Modells über einen Jahreslauf mit Daten aus der Projektregion, die also in den meisten Fällen eigens dafür erhoben werden müssen, erfolgen soll, was also mit entsprechend hohem Aufwand einhergeht.

3.4 American Carbon Registry ACR

Das ACR verfügt über zwei relevante Methodologien, „Methodology for Quantifying Nitrous Oxide (N₂O) Emissions Reductions through Reduced Use of Nitrogen Fertilizer on Agricultural Crops“ (ACR, 2013a) und „N₂O Emissions Reductions through Changes in Fertilizer Management“ (ACR, 2013b). Die erste Methodologie ist identisch mit der VCS Methodologie „Quantifying N₂O Emissions Reductions in Agricultural Crops through Nitrogen Fertilizer Rate Reduction“ (VCS, 2013b) und wurde weiter oben diskutiert. Die zweite Methodologie basiert auf dem

DNDC-Modell und geht dabei ähnlich vor, wie die CDM AMS-III.BF Methodologie (s. oben) oder das oben beschriebene VCS-Modul. Additionalität wird dabei nach den ACR Vorgaben adressiert („three-pronged ACR additionality test“, vgl. Kapitel 6).

3.5 Climate Action Reserve CAR

Die CAR hat ein „Nitrogen Management Project Protocol“ für die Landwirtschaft entwickelt (CAR, 2013), welches als Anleitung für die Quantifizierung, Monitoring und Verifizierung von Emissionsreduktionen aufgrund verbesserter N-Nutzung dient. Zurzeit ist das Protokoll nur in einigen Staaten der USA und für Mais anwendbar. Die CAR möchte die Art möglicher Projekte unter diesem Protokoll erhöhen, jedoch besteht ein Mangel an Felddaten zu N₂O-Emissionen für verschiedenen Regionen, Kulturen und Management-Praktiken. Insbesondere fehlen Daten aus kontrollierten Vergleichsversuchen z.B. für verschiedene Management-Praktiken, welche es erlauben würden, daraus abgeleitete Default-Werte für Emissionsreduktionen bei Managementänderungen zu verwenden. Das Protokoll hilft dann auch, die wichtigsten Datenlücken zu identifizieren und stellt Richtlinien, wie solche Feldversuche aufgestellt sein müssten und wie ein standardisiertes Monitoring entwickelt werden könnte zur Verfügung. Die Berechnungen der Emissionsreduktionen werden wie in der VCS Methodologie „Quantifying N₂O Emissions Reductions in Agricultural Crops through Nitrogen Fertilizer Rate Reduction“ (VCS, 2013b) durchgeführt (vgl. oben). Additionalität von Projekten wird in diesem CAR Protokoll über einen Performance Standard erhoben, welcher einen Benchmark für die N-Nutzungseffizienz setzt und alle Projekte mit höherer Effizienz als dieser Benchmark als additional erklärt (vgl. auch Kapitel 6).

3.6 US-EPA Climate Leaders

Die US Environmental Protection Agency hat Emissionsfaktoren zusammengestellt und schlägt für bodenbürtige N₂O-Emissionen einen Faktor von 0.0117 kg N₂O-N/ kg N input vor (Kapitel 14 in (US-EPA, 2014)).

3.7 Alberta Offset System (Kanada)

Für das Offset System der Provinz Alberta, Kanada, gibt es zwei Methodologien, die bodenbürtige N₂O-Emissionen aus der Landwirtschaft betreffen. Die eine befasst sich mit den Minderungseffekten von Conservation Agriculture und insbesondere no-till Praktiken (Government of Alberta, 2012), die andere basiert auf den 4 Düngeprinzipien „4R“ des precision farming: „Right Source at the Right Rate, the Right Time and the Right Place“ (Government of Alberta, 2010). In der ersten Methodologie werden Default-Emissionsfaktoren für verschiedenen Tillage regimes (Full, reduced oder no-till), resp. für Wechsel zwischen diesen Praktiken angegeben. Dies liefert dann die mit solchen Management-Wechseln erzielten Emissionsreduktionen pro Hektare. Dabei wird das Düngenniveau nicht berücksichtigt und dafür wird auf die zweite Methodologie verwiesen. In der zweiten Methodologie werden die N₂O-Emissionen auf Basis der N-Inputs und Emissionsfaktoren gerechnet, wobei bei Anwendung der 4R-Prinzipien ein zusätzlicher Faktor multipliziert wird, was de facto der Wahl tieferer Emissionsfaktoren entspricht, resp. einer pauschalen Berücksichtigung reduzierter N-Inputs aufgrund der 4R-Prinzipien ohne dabei aber auf reale Messungen der Emissionsfaktoren oder Düngemengen zurückzugreifen. Es wer-

den dabei zwei Niveaus der Umsetzung (intermediate und advanced) unterschieden, mit 15% resp. 25% tieferen Emissionen. Additionalität ist bei der ersten Methodologie in einem technischen Dokument genauer diskutiert (welches in der Methodologie referiert wird aber nicht auffindbar ist), während sie in der zweiten Methodologie kein Thema ist.

3.8 Carbon Farming Initiative CFI (Australien)

Die Carbon Farming Initiative in Australien (Australien Government, 2014) kennt bis jetzt keine akzeptierten N₂O-Reduktionsmethodologien für bodenbürtige Emissionen aus der Landwirtschaft. Es gibt einzig eine nicht akzeptierte Methodologie „Avoided nitrous oxide emissions through application of manufactured organic based agricultural additives and conditioners“ (Australien Government, 2012), welche aufgrund von Unklarheiten und mangelnder methodischer Details abgelehnt worden war.

3.9 Emissionshandel in der EU, Kalifornien, Neuseeland und China

Der Vollständigkeit halber wurden auch die Emissionshandelssysteme der EU, von Kalifornien, Neuseeland und China berücksichtigt. Zur Zeit sind in keinem dieser Systeme bodenbürtige Lachgasemissionen ein Thema (EU, 2013; Cal/EPA, 2014; Environomist, 2014; NZ ETS, 2014).

3.10 IPCC Guidelines

Kapitel 11 (N₂O Emissions from Managed Soils, and CO₂ Emissions from Lime and Urea Application) in Band 4 (Agriculture, Forestry and Other Land Use) der 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories (IPCC, 2006) beinhaltet die für Offset-Methodologien vorgeschlagenen Berechnungsgrundlagen, insbesondere die Referenz für die Emissionsfaktoren der direkten N₂O-Emissionen von 1% der applizierten Stickstoffmenge, resp. für die indirekten Emissionen.

3.11 Fazit

Die existierenden Methodologien basieren im Wesentlichen auf zum Teil differenzierten Emissionsfaktoren, die jeweils auf die gesamten N-Inputs angewendet werden, oder auf einer detaillierten Modellierung mit dem DNDC-Modell. Der erste Zugang wird der Stickstoffdynamik im Boden und insbesondere bei Verwendung organischer Dünger nicht gerecht (vgl. Kapitel 3 unten), während der zweite einen tendenziell grossen Datenbedarf mit entsprechenden Kosten und Aufwand aufweist. So erfordert das DNDC-Modell die Eingabe von Temperatur- und Niederschlagsdaten in mindestens monatlicher Auflösung sowie von zahlreichen Bodenparametern wie Tongehalt, Soil-Organic-Matter-Gehalt, Boden pH und Bodendichten der verschiedenen Bodenschichten, zu denen von jeder Parzelle eines Betriebs entsprechende Messwerte vorliegen müssten.

Diese zu einfachen oder zu komplexen Herangehensweisen sind der Grund, weshalb wir davon abraten, die Mechanik bestehender Methodologien zu übernehmen. Wir empfehlen stattdessen, das hier vorgestellte Berechnungstool (s. das nachfolgende Kapitel 3) als Grundlage solcher Methodologien zu verwenden, da es einen Mittelweg zwischen diesen beiden Zugängen be-

schreitet, indem es analog zum DNDC-Modell die N-Mineralisierungs- und Immobilisierungsprozesse im Boden berücksichtigt, im Gegensatz zum DNDC-Modell aber auf die Berücksichtigung der standortspezifischen Bodeneigenschaften verzichtet. Das hier vorgeschlagene Berechnungstool erlaubt wie das DNDC-Modell eine detaillierte Abbildung der Stickstoffdynamik, kommt aber mit einem weit geringeren Datenbedarf aus.

Es ist auch aufschlussreich, dass unter den oben diskutierten Protokollen bis jetzt nur zwei Projekte registriert sind. Das eine ist das „Kenya Agriculture Carbon Project (Project ID 1225)“ unter der VCS-Methodologie SALM (VCS, 2011). Dieses Projekt wird mit grosser finanzieller Unterstützung der Weltbank realisiert und kann deshalb nicht als Fallstudie für die Machbarkeit solcher landwirtschaftlicher Offset-Projekte dienen. Da SALM auch sehr einfache berechnungen für Lachgasemissionen zugrunde legt, ist es nicht von besonderem Interesse für konkrete Projektumsetzungen in der Schweiz. Das andere ist das ACR-Projekt „Nitrous Oxide Reduction in Corn (Project ID ACR171)“, welches die Methodologie (ACR, 2013b) verwendet. Zu diesem Projekt liegen bislang keine weiteren Informationen vor, doch wäre es aufgrund der verwendeten Methodologie (basiert auf dem DNDC-Modell) im Prinzip von Interesse für geplante Umsetzungen in der Schweiz, mehr darüber zu erfahren.

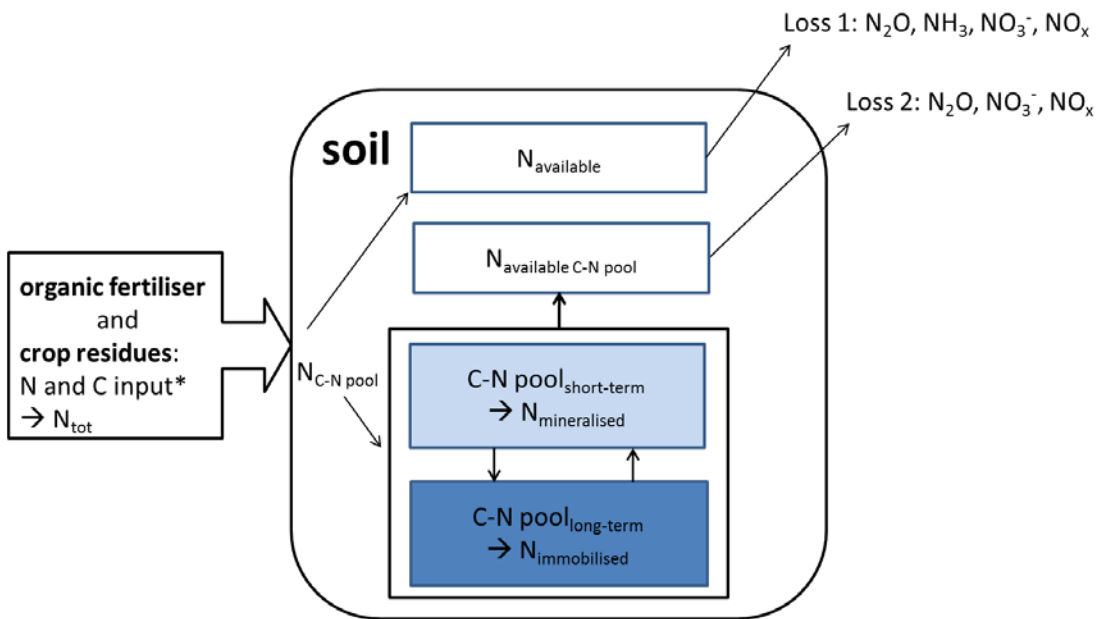
4 Berechnungstool

Da wichtige Teile des Berechnungstools noch nicht anderweitig publiziert sind, präsentieren wir in der Web-Version des Berichtes nur eine sehr verkürzte Darstellung. Details können bei Herrn Matthias Meier, matthias.meier@fibl.org, nachgefragt werden.

Im Gegensatz zum IPCC-Modell (IPCC, 2006), welches oft zur Berechnung von bodenbürtigen Lachgasemissionen aus der Landwirtschaft beigezogen wird, betrachtet das hier beschriebene Tool den Boden nicht als Blackbox sondern erlaubt die betriebsspezifische Abschätzung der N-Flüsse in und aus dem Boden. Sowohl die N-Mineralisierung als auch die N-Immobilisierung aus bzw. in den Kohlenstoff-Stickstoff-Pool (C-N-Pool) werden in der Berechnung berücksichtigt. Damit trägt das Tool insbesondere der Wirkungsweise organischer Dünger (Mist und Gülle, Kompost, Ernterückstände, Gründüngung) Rechnung, in welchen ein grosser Anteil des Stickstoffs organisch gebunden vorliegt und erst über den mikrobiellen Umbau im Boden in pflanzenverfügbare Stickstoffverbindungen umgewandelt wird (Gutser *et al.*, 2005). Bei Verwendung hoher Anteile organischer Dünger (wie z.B. im Biolandbau, in dem nur organische Dünger ausgebracht werden), wird über den Dünger praktisch nie die von der Pflanze benötigte Menge an direkt verfügbarem Stickstoff auf das Feld gebracht. Der zusätzlich für das Pflanzenwachstum benötigte Stickstoff wird über den C-N-Pool im Boden nachgeliefert, welcher seinerseits über die organischen Düngergaben, Ernterückstände, Stickstoff-Fixierung und Stickstoffdeposition aus der Atmosphäre wieder aufgefüllt wird. Die Rolle des C-N-Pools für die bodenbürtigen Lachgasemissionen und für die korrekte Abbildung der Düngertypen ist nicht nur bei der IPCC sondern auch in den bestehenden Methodologien, welche nicht das DNDC-Modell verwenden nicht gebührend berücksichtigt (vgl. Kapitel 2 oben).

Die Berechnung der Lachgasemissionen verwendet dabei dieselben Emissionsfaktoren wie bei IPCC (2006). Im Gegensatz zu dem IPCC-Modell, bei dem die Lachgasemissionen vom totalen N-Input berechnet werden, differenziert das hier beschriebene Tool zwischen den Lachgasemissionen aus dem direkt pflanzenverfügbaren Stickstoff aus der Düngung und dem kurz- und mittelfristig verfügbaren Stickstoff aus dem C-N-Pool des Bodens (Meier *et al.*, 2012). In Böden, in denen aufgrund ihrer Bewirtschaftung organische Bodensubstanz aufgebaut wird, wird mit dem Kohlenstoff auch Stickstoff (C-N-Verbindungen) eingelagert. Dabei wird Kohlen-

stoff und Stickstoff in unterschiedlich stabilen Verbindungen im C-N-Pool des Bodens eingebaut. Unter stabilen C-N-Verbindungen sind in dem hier vorgeschlagenen Berechnungstool Verbindungen gemeint, die mindestens 100 (und bis zu 1'000) Jahre im Boden bestand haben. Stickstoff und Kohlenstoff, der über mindestens diese Zeitspanne aus der Atmosphäre entfernt wird, hat eine klimamindernde Wirkung (Favoino and Hogg, 2008). Das Berechnungstool differenziert deshalb zwischen zwei C-N-Boden-Pools, einerseits für die labilen, andererseits für die stabilen C-N-Verbindungen und berücksichtigt in der Berechnung der Lachgasemissionen die N-Mineralisierung und die N-Immobilisierung aus bzw. in diese Pools (Abb. 1).



*as $N_{\text{available}}$ (NH_4^+ and NO_3^-) and C-N compounds

Abb. 1. Modell zur Berechnung der bodenbürtigen Lachgasemissionen nach Meier *et al.* (2012).

Im Gegensatz zu unserem Vorschlag sieht die Lachgasberechnung nach IPCC die Reduktion von Lachgasemissionen durch langfristige Stickstoff-Immobilisierung im Boden nicht vor (d.h. über kurz oder lang wird angenommen, dass der gesamte Stickstoff-Input als Basis für die Bildung von Lachgas zur Verfügung steht). Diesbezüglich besteht in den IPCC Guidelines aber eine Inkonsistenz, denn der umgekehrte Weg der Stickstoff-Mineralisierung bei Verlust organischer Bodensubstanz in Folge von Landnutzungsänderung oder verändertem Management wird in den Guidelines berücksichtigt. Des Weiteren erlaubt die Differenzierung von Stickstoff-Immobilisierung und -Mineralisierung im Boden in dem hier vorgeschlagenen Berechnungstool auch realistischere Abschätzungen der ausgewaschenen Stickstoffmengen und damit eine genauere Abschätzung der indirekten Lachgasemissionen.

5 Datenbedarf

Die folgende Tabelle 1 stellt die für das Berechnungstool notwendigen Daten und deren Quellen zusammen.

Betriebs-spezifische Daten	Quelle	Bemerkungen
Fruchtfolge Ackerland inkl. ausgebrachte Saatgut-mengen und Erträge	Betriebsleiter	
Grünlandflächen nach Qualitäten und Nutzung inkl. Erträge (Haupt- und Nebenprodukte)	Betriebsleiter	
Eingesetzte Düngermengen pro Kultur / Grünland-fläche	Betriebsleiter	
Zugekaufte Mengen an Hofdünger	Betriebsleiter	
Verkaufte Mengen an Hofdünger	Betriebsleiter	
Tierbestand: Anzahl Tiere pro Tierkategorie	Betriebsleiter	
Als Einstreu pro Jahr eingesetzte Strohmenge	Betriebsleiter	Relevant für die Berechnung der anfallenden Mist-mengen (Variable ZM)
Jährliche Futtermenge nach Tierkategorie	Betriebsleiter	
Stall- / Aufstallungssystem	Betriebsleiter	
Anzahl Weidetage pro Tierkategorie und Jahr	Betriebsleiter	
Anzahl Weidestunden pro Weidetag pro Tierkatego-rie	Betriebsleiter	
Menge produzierter tierischer Produkte nach Tierka-tegorie (Milch, Fleisch, Eier)	Betriebsleiter	
Art der in die Güllegrube eingeleiteten Abwasser	Betriebslei-ter/GRUDAF	
Dachfläche Stallungen	Betriebslei-ter/Google Earth	Nur einmal zu Pro-jektbeginn erheben
Laufhöffläche	Betriebsleiter Google Earth	Nur einmal zu Pro-jektbeginn erheben
Stickstoff-Deposition	BAFU	http://www.bafu.ad-min.ch/luft/luftbelas-tung/schadstoffkart-en/stickstoff-depositi-on/index.html?lang=de
Ernterückstände	IPCC + weite-re Literatur-quellen	
Jährliche Niederschlagsmenge	Meteo Schweiz	
Rohproteingehalt und APD in Futterkomponenten	Futtermitteldatenbank	http://www.feed-alp.admin.ch/
Menge Hofdünger und Hofdüngerverteilung nach	GRUDAF	

Tierkategorie		
Rauhfutterbedarf bei Rindern	Deckungsbeitragskatalog	

Tab. 1: Daten und deren Quellen für das Modell

In der Tabelle grau hinterlegte Daten könnten, falls die Erlaubnis, diese einzusehen vorliegt, direkt aus dem Agrarinformationssystem AGIS¹, aus dem Internetprogramm zur Verwaltung von Hofdünger- und Recyclingdüngerverschiebungen (HODUFLU)², der Suisse Bilanz³ und der Tierverkehrsdatenbank (TDV → Tierzahlen)⁴ entnommen werden. Dies würde den Erhebungsaufwand auf dem Betrieb auf ein Minimum (ca. ½ h) reduzieren. Sonst würde der Erhebungsaufwand für diese Daten rund 2 Stunden pro Betrieb betragen. Diese Erhebungen müssten teilweise jährlich stattfinden, oder, je nach Produktionsstruktur evtl. auch nur alle paar Jahre, da jährliche Schwankungen z.B. bei Tierverkäufen grosse Effekte haben können, man aber an den mittleren Emissionsreduktionen interessiert ist, welche dem durchschnittlichen Tierbestand entsprechen. Dieser mittlere Bestand ist im Schnitt über einige Jahre beobachtbar. Idealerweise würde die Datenerfassung wohl im Vierjahresrhythmus der Agrarpolitik organisiert werden, da grössere Veränderungen des Umfelds jeweils mit diesem Rhythmus auftreten (z.B. in den Direktzahlungen, etc.). Teilweise würden die Daten auch nur bei Projektbeginn und bei grundlegenden Änderungen im Produktionssystem erhoben werden müssen, da sich z.B. Laufhof- oder Dachflächen nur bei grösseren Veränderungen ändern. Dies müsste in einem allfälligen Hauptprojekt jedoch detailliert spezifiziert werden.

Ein allfälliger Benchmark würde über die N-Nutzungseffizienz und die dafür nötigen Daten abgeleitet werden. Die Grundlage dazu wären die gesamten N-Inputs in Relation zu den N-Outputs bzw. zum Proteinoutput. Dazu werden Daten zu den Erträgen und Düngermengen benötigt, welche ja, wie oben dargelegt, vorliegen. Im Prinzip müssten also Daten wie aus der nachstehenden Abb. 1, aber nicht nur auf eine Kultur bezogen, sondern auf sämtliche bewirtschafteten Kulturlandflächen eines Betriebes verwendet werden.

Welchen Prozentsatz an Effizienz dann als Benchmark festgelegt wird kann dabei nicht alleine aufgrund technischer Überlegungen bestimmt werden und hat dann auch eine politische Dimension. Man könnte z.B. für einen Betrieb ausgehend von seiner Fruchtfolge und seinen Grünlandflächen ableiten, wie er in Bezug zur Normdüngung und den Standarderträgen aus der GRUDAF abschneidet, das heisst, wo er also bezüglich der beiden Achsen in Abb. 1 zu liegen käme (Beispiel Winterweizen – wie gesagt, man müsste sämtliche Produktion auf dem gesamten betrieb erfassen). Der Betrieb würde dann aufgrund seiner tatsächlichen Inputs und Output als effizient (oben links) oder ineffizient (unten rechts) eingeteilt werden können, wobei der Benchmark durch die Standardempfehlungen der GRUDAF gegeben wäre.

¹ <http://www.blw.admin.ch/themen/00006/00232/index.html?lang=de>

² <http://www.blw.admin.ch/themen/00530/01772/index.html?lang=de>

³ <http://www.blw.admin.ch/themen/00006/00049/01163/index.html?lang=de>

⁴ <http://www.blw.admin.ch/themen/00530/00532/index.html?lang=de>

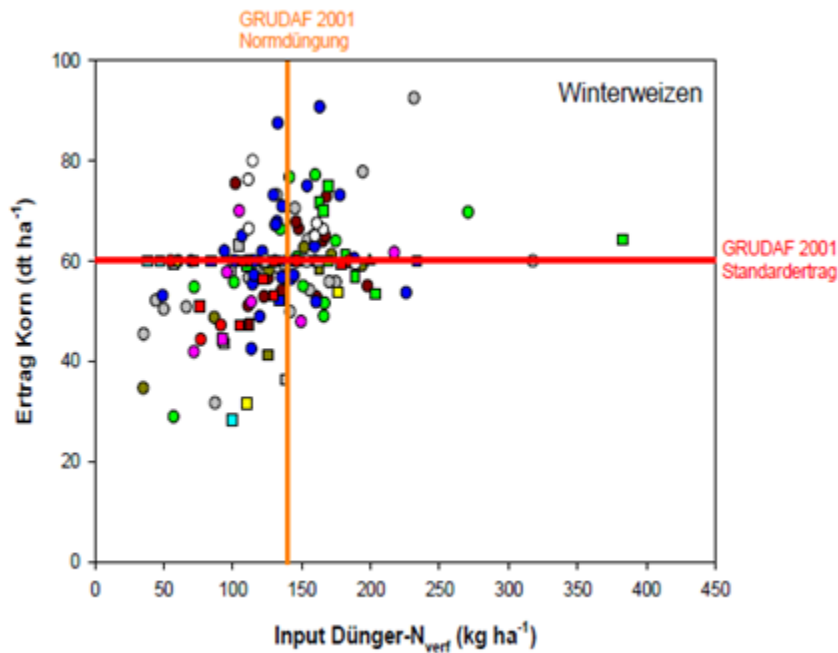


Abbildung 1: Beispiel einer Input-Output-Grafik zur Identifikation N-effizienter Betriebe.

6 Abschätzung des Reduktionspotenzials

Eine aktuelle Studie beziffert den durchschnittlichen Stickstoffüberschuss auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche der Schweiz mit 88 kg N/ha (Jan et al., 2013). Eine vertiefte Analyse ergab bezüglich Stickstoffüberschuss auf Betriebsebene eine hohe Variabilität sowohl zwischen verschiedenen Betriebstypen und Regionen (Inter-Schicht) als auch innerhalb ähnlicher Betriebe und innerhalb derselben Region (Intra-Schicht Variabilität). Allerdings ist die Intra-Schicht Variabilität des Stickstoff-Überschusses grösser als dessen Inter-Schicht Variabilität.

Der Faktor auf Betriebsebene, der den Überschuss erhöhte, war eine

- Produktionsausrichtung Tierhaltung (insbesondere Veredelung)

Faktoren auf Betriebsebene, die den Überschuss reduzieren, waren:

- Bergregion
- Überdurchschnittliche Betriebsgrösse (LN)
- Biolandbau
- Hoher Spezialisierungsgrad
- Produktionsausrichtung Pflanzenbau

Aus der Korrelationsanalyse ging hervor, dass ein hoher Stickstoff-Überschuss eng mit einer hohen Stickstoffintensität und einer tiefen Stickstoffnutzungseffizienz verbunden ist. Obwohl auf sämtlichen Schichten der untersuchten Betriebe eine hohe Stickstoff-Ineffizienz vorkam, also sowohl bei Betrieben mit hohem als auch mit tiefem Stickstoff-Überschuss, deckten die Regressionsmodelle einen stark negativen Zusammenhang zwischen Stickstoff-Intensität und Stickstoff-Effizienz auf. Dies bedeutet, dass eine hohe Stickstoff-Intensität tendenziell mit einer deut-

lich höheren Stickstoff-Ineffizienz verbunden und ein Abbau des Stickstoff-Überschusses zu einer Erhöhung der Stickstoff-Effizienz führen würde. Neben der Reduktion der Stickstoff-Intensität lässt sich die Stickstoff-Effizienz auch über optimierte Bewirtschaftungsmassnahmen (N-Management) verbessern (Bosshard and Richner, 2013).

Eine hohe Stickstoff-Ineffizienz wurde insbesondere auf kombinierten Betrieben festgestellt, die einen hohen Hofdüngereinsatz mit einem hohen Mineraldüngereinsatz kombinieren. Des Weiteren wurde das Reduktionspotenzial beim Verzicht auf Mineraldünger und/oder der Reduktion der Intensität der Tierproduktion (geringerer Tierbesatz) identifiziert (Jan et al., 2013).

Grundsätzlich führt eine Reduktion des Stickstoff-Überschusses allerdings auch zu einer Abnahme der landwirtschaftlichen Rohleistung pro ha. Die Effekte sind jedoch unterschiedlich stark, sodass bei hoher Stickstoff-Ineffizienz eine Reduktion der Stickstoffgaben nur zu einem Bruchteil an Reduktion in der Produktion führt. Dieser Zusammenhang würde in einem allfälligen Hauptprojekt detaillierter herausgearbeitet werden müssen, um die Leakage und Akzeptanz (vgl. unten) einer solchen Methodologie detailliert zu beurteilen.

Im Folgenden wird ausgehend von dem in der Studie von Jan et al. (2013) berechneten Stickstoff-Überschuss für das Reduktionspotenzial der N₂O-Emissionen ein Best Case- und ein Worst Case-Szenario berechnet. Das Best Case-Szenario geht davon aus, dass der durch Mineraldüngereinsatz bedingte Überschuss in der Höhe von 35 kg N/ha komplett eingespart wird. Das Worst Case-Szenario geht von einer Reduktion des Stickstoff-Überschusses von lediglich 10% aus. Diese Grössenordnung wurde in einer Studie errechnet, die die Möglichkeiten und Grenzen zur Vermeidung umweltrelevanter Stickstoff-Verluste bis zum Jahr 2020 auf der Stufe der landwirtschaftlichen Produktion untersuchte (Peter, 2010), wobei auch wirtschaftliche Aspekte berücksichtigt wurden. Allerdings erfolgte die Berechnung unter den existierenden finanziellen Anreizen im Rahmen des Ressourcenprogramms der Agrarpolitik AP2011 und nicht unter den Anreizen der zurzeit aktuellen Agrarpolitik AP2014-2017. Diese 10% Reduktion beziehen sich also auf den Anteil des N-Überschusses, den man recht unproblematisch vermeiden zu können annimmt.

Eckwerte für die Potenzialabschätzung:

- Berechnung nach (IPCC, 2006): direkte Emissionen: $\text{kg N}_2\text{O} = \text{kg N} \cdot 44/28 \cdot 0.01$
- Durchschnittlicher Stickstoff-Überschuss: 88 kg N/ha
- Davon Stickstoff aus Mineraldünger: 35 kg N/ha
- Landwirtschaftliche Nutzfläche (2012): 1'051'063 ha
- Anzahl Betriebe 2012 (2012): 56'575
- Durchschnittlich Betriebsgrösse (2012): 22 ha

Best-Case:

Einsparung Mineraldünger-Überschuss	35 kg N/ha*a ⁻¹
Einsparung tot. bezogen auf LN	36'787'205 kg N/a
N ₂ O direkt	578'085 kg N ₂ O/a
N ₂ O indirekt (durchschnittlich 20% der Gesamtemissionen [direkte + indirekte N ₂ O-Emissionen] ⁵)	144'521 kg N ₂ O/a

⁵ Abgeleitet aus eigenen am FiBL durchgeführten Lachgasmodellierungen zu verschiedenen Ackerkulturen aus dem Fricker Langzeitversuch.

N ₂ O tot.	722'606 kg N ₂ O/a
Einsparung in CO₂-eq.	215'337 t CO₂-eq./a
Einsparung pro Betrieb	3.80 t CO ₂ -eq./a

Worst-Case:

Einsparung 10% des N-Überschusses	9 kg N/ha*a ⁻¹
Einsparung tot. bezogen auf LN	9'249'354 kg N/a

N ₂ O direkt	145'347 kg N ₂ O/a
N ₂ O indirekt (durchschnittlich 20% der Gesamtemissionen [direkte + indirekte N ₂ O-Emissionen] ¹)	36'337 kg N ₂ O/a

N ₂ O tot.	181'684 kg N ₂ O/a
Einsparung in CO₂-eq.	54'142 t CO₂-eq./a
Einsparung pro Betrieb	0.96 t CO ₂ -eq./a

Diese Berechnung basiert auf Einsparungen beim durchschnittlichen Stickstoffüberschuss bezogen auf die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche der Schweiz. Der Benchmark-Ansatz würde jedoch von den eher N-effizienten Betrieben genutzt werden sollen (z.B. den effizientesten 50%, also etwa 28'000 Betriebe) und käme deshalb nur auf ca. 50% der LN mit einem durchschnittlichen Überschuss von 40 kg N/ha/a (davon etwa 19 kg N/ha/a Mineraldünger) zur Anwendung. Wie oben gerechnet (also Reduktion der Mineraldünger, resp. 10% der Überschüsse auf diesen effizienteren Betrieben) gäbe das ein Potenzial von etwa einem Viertel der obigen Rechnung, also **58'000 t CO₂-eq./a**, resp. **12'000 t CO₂-eq./a** für den Best-, resp. Worst-Case (die diesen sehr groben Rechnungen zugrundeliegenden Zahlen sind aus (Jan *et al.*, 2013) abgeleitet). Die Einsparungen pro Betrieb sind dabei nicht sehr hoch – bei der Gesamtrechnung betragen sie etwa 1 resp. 4t CO₂-eq./a und Betrieb, bei den 50% effizienteren Betrieben 0.5 resp. 2t CO₂-eq./a und Betrieb.

Hierbei ist anzumerken, dass der Benchmark-Ansatz, d.h. die Einschränkung der Anwendbarkeit des Tools auf die effizientesten Betriebe, in der Landwirtschaft eigentlich keinen Sinn macht. Der Benchmark-Ansatz macht Sinn für Industriekontexte, bei denen schon eher energieeffiziente Anlagen noch besser werden, was jeweils ohne Ertragseinbusse möglich ist. Bei den bodenbürtigen Lachgasemissionen ist es aber gerade so, dass die Ertragseinbussen bei Emissionsreduktionen von ineffizienten Betrieben viel kleiner sind als bei der Reduktion auf schon eher effizienten Betrieben. Deshalb wollte dieses Tool eigentlich für alle Betriebe und insbesondere für die eher ineffizienten als für die effizienten angewendet werden. Es bietet sich dann an, das Tool einfach als Berechnungsgrundlage zu verwenden, aber von der Umsetzung eines Benchmark-Ansatzes abzusehen, da dieser bei eher ineffizienten Betrieben natürlich keinen Sinn macht.

7 Additionalität

Ein wichtiges Kriterium bei CO₂-Projekten ist der Nachweis der Additionalität. Im einfachsten Fall lässt sich nachweisen, dass ein Projekt ohne zusätzliche Einnahmen durch den Verkauf von CO₂-Zertifikate / Bescheinigungen nicht durchgeführt wird. In komplexeren Systemen las-

sen sich die Kosten und Erträge eines Projektes nur schwer in einen realitätsgetreuen Zusammenhang bringen. Zum Beispiel wird, um den Ernteertrag sicher zu stellen, ein Überfluss an Dünger angebracht, welcher im Verhältnis zum Ernteertrag relativ billig ist. Obwohl finanziell attraktiv, wird ein Bauer ohne finanzielle Anreize und Unterstützung im Monitoring keine Düngerreduktion vornehmen.

Eine weitere Möglichkeit, ist die Formulierung der Additionalität über die Identifikation spezifischer Hemmnisse für die Projekte, wie z.B. Ertragseinbussen oder die Anwendung innovativer Bewirtschaftungsmethoden, für welche keine Erfahrungswerte vorliegen, und gegenüber welchen eine gewisse Skepsis vorliegt, so dass sie ohne zusätzliche Unterstützung nicht angewendet werden. Für Schweizer Klimaschutzprojekte müssen Hemmnisse jedoch monetarisiert und in einer Finanzanalyse berücksichtigt werden (BAFU, 2013), Abschnitt 5.4). Die oben erwähnte finanzielle Additionalität kann dabei auch als eine Art Hemmnis formuliert werden (s. unten).

Eine dritte Möglichkeit ist Additionalität „per Definition“, wie z.B. in der Performance Methode und einer „Positive List“ umgesetzt. In der Performance Methode gelten alle Projekte, die einen Benchmark unterschreiten als additional. In diesem Fall wären es alle Projekte, die eine Stickstoffnutzungseffizienz aufweisen, die höher als ein festgelegter Performance Benchmark liegen, welcher dem „Business As Usual“ (BAU) entspricht. Bei einer „Positive List“ werden Kategorien an Projekten gelistet, welche per Definition als additional gelten. Dieser Zugang wird z.B. im CDM für Mikroprojekte angewendet, welche fast alle per Definition als additional gelten (CDM, 2013), sowie auch für Kleinprojekte, die unter gewissen Bedingungen (z.B. bestimmte Typen erneuerbarer Energien) immer additional sind (CDM, 2005).

Die in Kapitel 2 betrachteten Offset-Institutionen bieten verschiedenen Möglichkeiten zur Additionalität an. Ein umfassender Überblick und eine kritisch Diskussion verschiedener von den gängigen Standards verwendeter Additionalitätskriterien findet sich in (Janzen *et al.*, 2012). Der CDM bietet detaillierte Anleitungen zur Beurteilung der Additionalität, welche die Hemmnisse als Kernpunkte berücksichtigt, sowie auch ob das Projekt das „erste seiner Art“ ist (dann ist es fast immer additional) oder nicht (CDM, 2007b; VCS, 2012), sowie die oben erwähnten Anleitungen für Klein- und Kleinstprojekte. Bei den Hemmnissen werden verschiedene Arten unterschieden, wie a) Investitionshemmnisse (wenn ein Projekt mit mehr Emissionen finanziell besser gestellt wäre); b) Finanzierungshemmnisse (wenn ein Projekt ohne den Erträgen aus den CO₂-Zertifikaten Schwierigkeiten hat, seine Finanzierung zu sichern); c) Technologiehemmnis (wenn ein technologisch weniger weit entwickeltes Projekt mit höheren Emissionen weniger Businessrisiken aufweist); d) Hemmnisse aufgrund gängiger Praxis (wenn die gängige Praxis, Regulierungen oder Politikvorgaben zu einem Projekt mit höheren Emissionen geführt hätten). Für Forstprojekte spielen Hemmnisse eine besonders grosse Rolle, und werden noch detaillierter und breiter diskutiert als für nicht-Forstprojekte im CDM (CDM, 2007b). So werden dort auch Hemmnisse aufgrund ungünstiger ökologischer Bedingungen oder unklarer Besitzverhältnisse erwähnt. Der Additionalitätsnachweis im VCS ist eng an den CDM-Guidelines für Additionalität in Forstprojekten angelehnt und weitgehend deckungsgleich (VCS, 2012). Der Additionalitätsnachweis in der ACR bietet zwei Optionen (ACR, 2014). Einerseits kann a) eine Hemmnisanalyse ähnlich wie im CDM oder VCS durchgeführt werden, mit der zusätzlichen Auflage, dass b) das Projekt besser ist als die aktuellen Gesetze und Regulierungen sowie c) die gängige Praxis („three-pronged additionality test“). Andererseits kann eine Performance Methode angewendet werden, die verlangt, dass das Projekt a) besser ist als die aktuellen Gesetze und Regulierungen, sowie b) besser ist als ein akzeptierter Performance Standard. Das Ziel hinter der von ACR gewählten Additionalität ist es, Projekte zu fördern, die besser sind als der Durchschnitt. Dabei können also auch Projekte gefördert werden, die schon umgesetzt worden sind und des-

halb nach anderen Kriterien nicht mehr additionell sind. Anhand des Kriteriums, dass alle Projekte, die besser als der Durchschnitt sind als additionell gelten würden, sind sie es jedoch.

Die Additionalität für die Reduktion bodenbürtiger Lachgasemissionen liesse sich also z.B. über technologische Hemmnisse oder Hemmnisse gängiger Praxis argumentieren. So scheint die Suisse-Bilanz, die in zahlreichen Punkten auf Selbstdeklaration beruht und bei der der Landwirt dazu geneigt ist, die Bilanz für seine Zwecke zu optimieren, zum Stickstoffüberschuss und den entsprechenden Emissionen beizutragen (Bosshard *et al.*, 2012). So wie die Suisse-Bilanz funktioniert, wirkt sie also als ein administratives Instrument, das Überschüsse fördert. Damit könnte man z.B. für ein Hemmniss zur Umsetzung effizienterer Stickstoffgaben argumentieren. Das ist zwar kein hartes Hemmnis, diese zu reduzieren, aber es unterstützt solche Reduktionen in keiner Weise.

Eine andere und bevorzugte Möglichkeit wäre es, über einen Performance Standard zu argumentieren, was sich insbesondere für die benchmarkbasierte Methodologie anbieten würde. Eine beim Regulator registrierter Performance Standard kann die Risiken für weitere Projekte drastisch senken, da der Additionalitätsnachweis für Projektentwickler oft eine grosse Herausforderung darstellt, welcher auch von Projekteingaben abschrecken kann. Mit einem solchen Standard wäre der Additionalitätsnachweis jeweils ohne weiteren Aufwand möglich, da alle Projekte, die den Standard erfüllen, per Definition als additionell gelten würden. Sowohl Hemmnisse, wie auch in Performance Standard müssten jedoch frühzeitig mit dem BAFU diskutiert werden, da die Vorgaben für Projekte zur Emissionsminderung im Inland solchen Zugängen eher kritisch begegnen (BAFU, 2013). Falls von der Umsetzung einer Benchmark-Methodologie abgesehen wird (vgl. oben) und das Tool auch für ineffiziente Betriebe zu Anwendung kommt, müsste die Additionalität über Hemmnisse nachgewiesen werden, da ein Performance-Standard da keinen Sinn machen würde.

Mit diesen Zugängen liessen sich auch Fälle, in denen eine Ertragsminderung als Hemmnis identifiziert wird abdecken. Ein besonderer Aspekt dabei ist dann Leakage, das heisst die Tatsache, dass bei Ertragseinbussen, die entsprechende Produktion anderswo mit entsprechenden Emissionen anfällt. Dies kann z.B. durch eine der Ertragseinbusse entsprechende Verminderung der anrechenbaren Emissionsreduktionen berücksichtigt werden. Wie schon erwähnt, sind diese Ertragseinbussen in der Tendenz bei ineffizienten Betrieben kleiner als bei effizienten. Leakage wird in den Standards wie CDM, VCS, etc. explizit diskutiert, was eine gute Grundlage für die Behandlung von Leakage in der hier vorgeschlagenen Methodologie bildet. Leakage würde aber erst im Rahmen eines allfälligen Hauptprojektes detailliert behandelt werden.

Wir betonen, dass die genaue Ausgestaltung der Additionalitätskriterien den Umfang dieser Vorstudie übersteigt. Hier wollen wir lediglich aufzeigen, dass andere Zugänge als der relativ einfache Performance-Ansatz nötig sein könnten, da der Benchmark-Ansatz für N₂O aus der Landwirtschaft nicht geeignet scheint, da er nur einen geringen Teil des möglichen Reduktionspotenzials nutzen würde und dass man bei solchen Alternativen zwar auf Bestehendem aufbauen kann, ein konkreterer Vorschlag aber unbedingt frühzeitig mit dem BAFU diskutiert werden müsste, da wir darin eine wichtiges Kriterium für die Akzeptanz einer solchen Methodologie sehen. Es könnte sich aber auch herausstellen, dass die Additionalität das grössere Problem ist als Leakage; ein Benchmarkansatz könnte dann erlauben, mit geringstem administrativen Aufwand Emissionsreduktionen zu zertifizieren, was dann auch bei schon effizienten Betrieben und deshalb relativ geringem Reduktionspotenzial lohnenswert sein könnte. In einer solchen Nische könnte der Benchmarkansatz durchaus Sinn machen, da die Additionalität damit gut geregelt wäre.

8 Akzeptanz

Im Rahmen dieser Vorstudie wurde bei einem Teil der wichtigsten Stakeholder kurz deren Beurteilung einer solchen Methodologie und des zugrundeliegenden Berechnungstools abgefragt. Dies umfasste den Austausch mit dem BAFU, BLW und der ART sowie Bauernvertretern und Beratern.

Es zeigte sich, dass das vorgeschlagene Berechnungstool grundsätzlich mit dem Inventar und den beim BAFU diesbezüglich verfolgten Ansätzen kompatibel wäre.

Des Weiteren wird ein solches Tool für die Quantifizierung der Emissionsverminderungen im Prinzip als relevanter Teil eines Projekts zur Emissionsverminderung angesehen. Belastbare Aussagen zur Eignung für Kompensationsprojekte können aber erst gemacht werden, wenn alle relevanten Informationen in Form einer detaillierten Projektbeschreibung oder mindestens einer umfassenden Projektskizze vorliegen.

Es wird weiter hervorgehoben, dass wie bei allen Projekten, bei denen biologische Prozesse eine Rolle spielen, insbesondere im Zusammenhang mit Permanenz, Monitoring und Leakage grosse Herausforderungen bestehen, welche für eine vertiefte Beurteilung unbedingt detailliert diskutiert werden müssten.

Es wird aber generell positiv gesehen, wenn sich jemand der Thematik der Emissionsreduktionen durch optimierte Stickstoffdüngung annimmt. Dies einerseits wegen der Klimarelevanz, andererseits aber auch, da es aus verschiedenen anderen Gründen positive Auswirkungen hätte, wenn die N-Überschüsse verringert würden (Eutrophierung, Biodiversität, etc.).

Eine allfällige Ertragsreduktion wäre jedoch ein grosses Hindernis für die Umsetzung solcher Projekte. Dies insbesondere für schon relativ stickstoffeffiziente Betriebe, wie z.B. biologisch bewirtschaftende Betriebe, bei denen bei kleinem Reduktionspotenzial grössere Ertragsreduktion zu erwarten wäre. In einem solchen Umfeld scheint die Akzeptanz einer solchen Methodologie klein. Andererseits würde es begrüsst werden, wenn effizient wirtschaftende Betriebe im Rahmen eines Benchmark-Ansatzes dafür belohnt werden könnten.

9 Empfehlungen

Folgende Empfehlungen werden aus dem vorliegenden Bericht abgeleitet.

Die Entwicklung des Berechnungstool sollte abgeschlossen und das Tool sollte validiert und kalibriert werden. Weiter sollte beim BAFU beantragt werden, dass es als methodologischer Baustein für Emissionsreduktionsmethodologien angewendet werden kann. Gegeben der potentiell geringe zusätzliche Datenbedarf könnte dieses Tool die Grundlage für gut umsetzbare Methodologien bieten, bei denen Aufwand und Ertrag in einem sinnvollen Verhältnis liegen. Bei dieser Entwicklung sollten das BAFU und das BLW eng eingebunden werden. Ein potentiell wichtiger Aspekt ist dabei, dass das Tool nicht nur als Grundlage für CO₂-Zertifikate, sondern auch für Berechnungen, die Reduktionen der Stickstoffüberschüsse aufgrund anderer Ziele (Eutrophierung, Biodiversität, etc.) zugrunde liegen verwendet werden kann.

Dabei sollte für CO₂-Zertifikate aber kein Benchmark-Ansatz verfolgt werden, da das Reduktionspotenzial bei den ineffizienten Betrieben grösser ist und da insbesondere bei den eher ineffizienten Betrieben allfällige Emissionsreduktionen aufgrund reduzierter Stickstoffinputs mit keinen oder geringeren Ertragseinbussen verbunden sind als bei effizienten Betrieben.

Wir betonen damit, dass das Reduktionspotenzial für nicht-effiziente Betriebe viel grösser ist und dass bei diesen vor allem die Leakage viel kleiner ausfallen wird. Deshalb gelangen wir zum Vorschlag, dass ein Berechnungstool wie vorgeschlagen Sinn macht, um sowohl die Referenz- wie die Projektemissionen zu berechnen und Leakage prozentual zu berücksichtigen, während aber der Benchmarkzugang mit Fokus auf die effizienten Betriebe in unseren Augen nicht sehr geeignet ist, um wirklich etwas zu erreichen, resp. eine grössere Menge an Zertifikaten zu generieren.

Das Berechnungstool könnte also bei allen Methodologien für bodenbürtige N₂O-Emissionen zu Anwendung gelangen, nicht nur für einen benchmarkbasierten Ansatz. Wegen dem geringen Datenbedarf liefert es mit wenig Aufwand auch in praktik-basierten Methodologien genauere Werte als Default-Werte.

Wegen der geringen Einsparungen pro Hektare bietet es sich an, insbesondere zu untersuchen, wie das Tool im Rahmen eines Programmes, also eines regionalen oder nationalen und nicht einzelprojekt-basierten methodologischen Ansatzes am besten formuliert und angewendet werden könnte.

10 Literatur

ACR, 2013a. Methodology for Quantifying Nitrous Oxide (N₂O) Emissions Reductions through Reduced Use of Nitrogen Fertilizer on Agricultural Crops. American Carbon Registry, <http://americancarbonregistry.org/carbon-accounting/carbon-accounting/methodology-for-n2o-emission-reductions-through-fertilizer-rate-reduction>.

ACR, 2013b. N₂O Emissions Reductions through Changes in Fertilizer Management. American Carbon Registry, <http://americancarbonregistry.org/carbon-accounting/carbon-accounting/emissions-reductions-through-changes-in-fertilizer-management>.

ACR, 2014. The American Carbon Registry Standard.

Australien Government, 2012. Avoided nitrous oxide emissions through application of manufactured organic based agricultural additives and conditioners. Australian Government, Department of the Environment.

Australien Government, 2014. Carbon Farming Initiative. Australian Government, Department of the Environment.

BAFU, 2013. Projekte zur Emissionsminderung im Inland. Ein Modul der Mitteilung des BAFU als Vollzugsbehörde zur CO₂-Verordnung. Umwelt-Vollzug Nr. 1315. Bundesamt für Umwelt.

Blagodatsky, S., Smith, P., 2012. Soil physics meets soil biology: Towards better mechanistic prediction of greenhouse gas emissions from soil. *Soil Biology & Biochemistry* 47, 87-92.

BLW, 2013. Agrarbericht 2013. Bundesamt für Landwirtschaft (BLW), Bern, p. 328.

Bosshard, C., Richner, W., 2013. Bestimmungsfaktoren des Stickstoff-Überschusses auf Betriebsebene. Teil 2: Analyse auf Kulturebene. Abschlussbericht zuhanden des Bundesamts für Landwirtschaft BLW. . Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Ettenhausen, pp. 1-82.

Bosshard, C., Spiess, E., Richner, W., 2012. Überprüfung der Methode Suisse-Bilanz. Eidgenössisches Volkswirtschaftsdepartement EVD und Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART.

Cal/EPA, 2014. Compliance Offset Program. California Environmental Protection Agency.

CAR, 2013. Nitrogen Management Project Protocol. Climate Action Reserve, <http://www.climateactionreserve.org/how/protocols/nitrogen-management/>.

CDM, 2005. Guidelines on the Demonstration of Additionality of small-scale project activities.

CDM, 2007a. CDM A/R Tool Estimation of direct nitrous oxide emission from nitrogen fertilization (version 01). UNFCCC.

CDM, 2007b. Tool for the Demonstration and Assessment of Additionality in A/R CDM Project Activities”.

CDM, 2013. Guideline - Demonstrating additionality of microscale project activities.

CDM, 2014. Approved SSC Methodologies. UNFCCC.

Diamant, A., 2013. Developing Greenhouse Gas Emissions Offsets by Reducing Nitrous Oxide (N₂O) Emissions in Agricultural Crop Production: Experience Validating a New GHG Emissions Offset Protocol. Michigan State University and Electric Power Research Institute EPRI.

DNDC, 2009. User's Guide for the DNDC Model (Version 9.3). Institute for the Study of Earth, Oceans and Space, University of New Hampshire.

Environomist, 2014. Environomist China Carbon Market Research Report 2014. Environomist Ltd.

EU, 2013. The EU Emissions Trading System (EU ETS), Factsheet

Favoino, E., Hogg, D., 2008. The potential role of compost in reducing greenhouse gases. Waste Management & Research 26, 61-69.

Government of Alberta, 2010. Quantification Protocol for Agricultural Nitrous Oxide Emissions Reductions. Government of Alberta.

Government of Alberta, 2012. Quantification Protocol for Conservation Cropping. Government of Alberta.

Gutser, R., Ebertseder, T., Weber, A., Schraml, M., Schmidhalter, U., 2005. Short-term and residual availability of nitrogen after long-term application of organic fertilizers on arable land. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 168, 439-446.

Heldstab, J., Leppert, F., Biedermann, R., Herren, M., Schwank, O., 2013. Stickstoffflüsse in der Schweiz 2020. Stoffflussanalyse und Entwicklungen. Bundesamt für Umwelt, Bern, p. 107.

IPCC, 2006. 2006 IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories. Volume 4 Agriculture, forestry and other land use. Hayama, Japan.

Jan, P., Calabrese, C., Lips, M., 2013. Bestimmungsfaktoren des Stickstoff-Überschusses auf Betriebsebene. Teil 1: Analyse auf gesamtbetrieblicher Ebene. Abschlussbericht zuhanden des Bundesamts für Landwirtschaft BLW. . Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Ettenhausen, pp. 1-82.

Janzen, R., Baumann, T., Dyer, L., Hardy, P., Reed, D., 2012. Additionality in agricultural offset projects. Climate CHECK corporation and C-AGG.

Meier, M.S., Schader, C., Berner, A., Gattinger, A., 2012. Modelling N₂O emissions from organic fertilisers for LCA inventories. In: Corson, M.S., van der Werf, H.M.G. (Eds.), 8th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector (LCA Food 2012), 1-4 October 2012. INRA, Rennes, France, Sain-Malo, France, pp. 177-182.

Millar, N., Robertson, G.P., Grace, P.R., Gehl, R.J., Hoben, J.P., 2010. Nitrogen fertilizer management for nitrous oxide (N₂O) mitigation in intensive corn (Maize) production: an emissions reduction protocol for US Midwest agriculture. *Mitig Adapt Strateg Glob Change* 15.

NZ ETS, 2014. Agriculture in the Emissions Trading Scheme. Ministry of the Environment, New Zealand.

Peter, S., Lehmann, B. und Valsangiacomo, A., 2010. "Stickstoff 2020" – Möglichkeiten und Einschränkungen zur Vermeidung landwirtschaftlicher Stickstoffemissionen in der Schweiz. Schlussbericht. Untersuchung zuhanden des Bundesamtes für Landwirtschaft. Gruppe Agrar-, Lebensmittel- und Umweltökonomie der ETH Zürich, Zürich, p. 120.

Sebilo, M., Mayer, B., Nicolardot, B., Pinay, G., Mariotti, A., 2013. Long-term fate of nitrate fertilizer in agricultural soils. *Proceedings of the National Academy of Sciences PNAS*.

UNFCCC, 2013a. Mitigation of agricultural emissions with partial change of nitrogen fertilizer utilization and cultivations change.

UNFCCC, 2013b. Programme de réduction des émissions de N₂O dues à la dénitrification des sols agricoles

US-EPA, 2014. Emissions Factors & AP 42, Compilation of Air Pollutant Emission Factors US Environmental Protection Agency US-EPA.

VCS, 2011. Adoption of Sustainable Agricultural Land Management SALM. Verified Carbon Standard VCS.

VCS, 2012. Tool for the Demonstration and Assessment of Additionality in VCS Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOLU) Project Activities.

VCS, 2013a. Estimation of Emissions from Non-CO₂ GHGs from Soils. Verified Carbon Standard VCS.

VCS, 2013b. Quantifying N₂O Emissions Reductions in Agricultural Crops through Nitrogen Fertilizer Rate Reduction ALM. Verified Carbon Standard VCS.