



Modell zur Beurteilung der Nitrat- auswaschung 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

Version 2.0; Juni 2014

Autoren

Walter Richner, Hans-Rudolf Oberholzer, Ruth Freiermuth
Knuchel, Olivier Huguenin, Sandra Ott, Thomas Nemecek
und Ulrich Walther

Impressum

Herausgeber:	Agroscope Reckenholzstrasse 191 8046 Zürich www.agroscope.ch
Layout:	Thomas Nemecek, Agroscope
Titelbild:	Agroscope (Gabriela Brändle, Urs Zihlmann), LANAT (Andreas Chervet)
Preis:	Kostenlos, (nur elektronisch erhältlich, Download: www.agroscope.ch > Publikationen > Reihen)
Copyright:	2014 Agroscope
ISSN:	2296-729X
ISBN:	978-3-905667-90-5

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	3
Vorwort	4
Zusammenfassung	5
1 Aufgabe und Ziel	7
2 Modellansatz	7
2.1 Grundsätze	7
2.2 Inhalt des Modells	7
2.3 Grenzen des Modells	8
3 Berücksichtigte Einflussfaktoren	8
3.1 Produktionszonen	8
3.2 N-Mineralisierung aus der organischen Bodensubstanz	9
3.3 Mineralstickstoffzufuhr durch Dünger	9
4 Nicht explizit berücksichtigte Faktoren	9
5 Berechnungsgrundlagen für Acker-, Futter- und Gemüsebau	10
5.1 Schätzung der monatlichen Nitratbildung im Boden durch Mineralisierung	10
5.2 Korrekturen der monatlichen Nitratbildung	11
5.2.1 Bodenbearbeitung	11
5.2.2 Ton- und Humusgehalt des Bodens	14
5.2.3 Hofdüngereinsatz / Viehbesatz	14
5.2.4 Fruchtfolge / Vorkultur	14
5.2.5 Dauergrünland	15
5.3 Stickstoffentzug verschiedener Kulturen	15
5.3.1 Ackerkulturen und Wiesen/Weiden	15
5.3.2 Gemüse	17
5.4 Potenzielle Auswaschung des mit Düngern zugeführten mineralischen Stickstoffs	18
5.4.1 Korrektur der potenziellen Auswaschung des mit Düngern zugeführten mineralischen Stickstoffs in Abhängigkeit von der pflanzennutzbaren Gründigkeit des Bodens	18
5.5 Zusammenfassende Perioden	21
6 Berechnung der Nitratauswaschung	22
6.1 Berechnung der Nitratauswaschung im Acker-, Futter- und Gemüsebau	22
6.2 Berechnung der Nitratauswaschung im Obstbau	22
6.3 Standardwerte für den Pflanzenbau	23
7 Stickstoffauswaschung aus den Ausscheidungen von weidenden Tieren	23
7.1 Wiederkäuer	23
7.1.1 Modellannahmen und -grenzen	23
7.1.2 Abkürzungen	23
7.1.3 N-Anfall auf der Weide im Form von Kot und Harn	24
7.1.4 Schätzung der Nitratauswaschung aus den Kot- und Harnstellen	24
7.2 Schweineweide	25
8 Literatur	25
Anhang 1: Stickstoffmineralisierung aus der organischen Bodensubstanz	A1
Anhang 2: Korrekturfaktoren der Mineralisierung	A18
Anhang 3: Schweineweide	A27
Anhang 4: Verfügbare Kulturen im Excel-Tool SALCA-NO ₃	A29

Vorwort

In verschiedenen Projekten konnte die Anwendbarkeit von SALCA-NO₃ für die Ökobilanzierung gezeigt werden (Nemecek et al., 2006). Für neue Fragestellungen mussten aber eine grosse Zahl zusätzlicher Kulturen, z.B. Gemüsearten, in das Modell integriert werden. Ferner war es angezeigt, vom Potenzialansatz hin zu einer Abschätzung der wahrscheinlichen Nitratauswaschung zu gehen. Diese beiden Ziele wurden mit der vorliegenden Version für die Modellierung der Stickstoffaufnahme und der Mineralisierung von organischer Bodensubstanz erreicht. Bezüglich der Stickstoffverluste aus Düngern basiert das Modell weiterhin auf Expertenwissen.

Das vorliegende Modell erlaubt im Gegensatz zur alten Version die Unterscheidung der schweizerischen Tal-, Hügel- und Bergregionen und ist somit in einem klimatisch breiteren Kontext anwendbar. Neu hinzugekommen ist auch die Modellierung der Freilandhaltung von Schweinen. Ausserdem deckt das Modell nun eine breitere Palette von Kulturen einschliesslich Gemüse ab.

Unser Dank geht an Herrn Dr. Boy Feil (Agro-ProjektManagement), welcher uns bei der Entwicklung der Stickstoffaufnahmefunktionen basierend auf dem N-Simulationsmodell STICS unterstützt hat. Den Herren O. Schmid, P. Mäder und A. Berner vom Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL) danken wir für ihre Anregungen zur Methodenentwicklung.

Zusammenfassung

Das vorliegende Modell dient zur Abschätzung der Nitratauswaschung ins Grundwasser. Es berechnet die wahrscheinliche Nitratauswaschung und ist daher für den relativen Vergleich verschiedener Anbauvarianten geeignet, jedoch naturgemäss weniger für die Berechnung absoluter Nitratauswaschungsmengen. Das Modell wurde für durchlässige und stauwasser geprägte mineralische Böden mit einem Humusgehalt von weniger als 15 % im Ackerbaugebiet der Schweiz und in angrenzenden Regionen entwickelt. Dabei werden die Produktionszonen Tal, Hügel und Berg unterschieden, welche u. a. aufgrund ihrer unterschiedlichen Niederschlagsmengen die Nitratauswaschung beeinflussen.

Die ausgewaschene Menge an Nitratstickstoff berechnet sich einerseits aus der monatlichen Differenz des Angebots an mineralisiertem Stickstoff aus der organischen Substanz des Bodens (Netto-N-Mineralisierung) und der N-Aufnahme durch die Pflanzen und andererseits aus dem ausgewaschenen Anteil des mineralischen Stickstoffs in Düngern, die zu ungünstigen Zeitpunkten ausgebracht worden sind. Die wahrscheinliche Nitratauswaschung während einer Kulturperiode berechnet sich aus der Summe der Monatswerte im Bilanzzeitraum, beginnend einen Monat nach der Ernte der Vorkultur bis zum Zeitpunkt der Ernte der betrachteten Kultur. Dadurch lassen sich auch Fruchtfolgen mit Zwischenkulturen sehr gut modellieren.

Während des intensiven Wachstums der Kulturen ist der Wasserverbrauch der Kulturen gleich oder größer als die Niederschlagsmenge. In dieser Zeit fällt kein Sickerwasser unterhalb des Wurzelraums an; dadurch ist auch kein Nitratauswaschungsrisiko gegeben. Bei verschiedenen Kulturen ist die Ausbringung von Düngern aus technischen Gründen nur während der Zeit kurz vor dem intensiven Wachstum möglich (z. B. Mais). Deswegen ist es erforderlich, die monatlichen Werte der Nitratbildung einerseits und der N-Aufnahme der Pflanzen andererseits für mehrere Monate zusammenzufassen.

Die folgenden, zusätzlichen Einflussfaktoren werden bei der Berechnung der Netto-N-Mineralisierung berücksichtigt:

- Tongehalt des Bodens (0-20 cm) als Einflussfaktor auf das Sauerstoffangebot für die Mikroorganismen (reduzierter Porenanteil bei erhöhtem Tongehalt),
- Humusgehalt des Bodens (0-20 cm) als „Reservoir“ von organisch gebundenem Stickstoff,
- Zufuhr organischer Substanz durch Hofdünger als Einflussfaktor für das Angebot an Kohlenstoff und organisch gebundenem Stickstoff. Als einfacher Parameter für den Anfall von Hofdüngern dient der Viehbesatz, ausgedrückt in Düngergrossvieheinheiten (DGVE),
- Intensität der Bodenbearbeitung: Mineralisierungsschub durch intensive Durchmischung und erhöhtes Sauerstoffangebot infolge der Bodenbearbeitung, abhängig vom Zeitpunkt (Temperatur) der Bodenbearbeitung,
- Fruchtfolge: Bei Umbruch von Wiesen, Brachen, Körnerleguminosen und winterharten Gründüngungen sowie bei Einarbeitung von Zuckerrübenkraut erfolgt ein Zuschlag zum berechneten Wert der N-Mineralisierung.

Ausgehend von Norm-Erträgen und -N-Entzügen der Kulturen (Flisch et al., 2009) werden mit Hilfe der mit dem N-Simulationsprogramm STICS abgeleiteten Stickstoffaufnahmefunktionen monatliche N-Entzüge in Abhängigkeit von den effektiven Erträgen und den Temperatursummen seit der Saat berechnet. Die Temperatursumme wird durch Aufsummierung der mittleren Tagestemperaturen über dem für das Wachstum notwendigen, kulturartspezifischen Schwellenwert (z.B. 5 °C) erhalten.

Für den Gemüsebau wird ein linearer Verlauf der N-Aufnahme ab Beginn des intensiven Wachstums bis zur Ernte als Annäherung an den zeitlichen Verlauf der N-Aufnahme dieser Arten verwendet. Die zugrunde liegenden Normerträge und -entzüge wurden dem „Gemüsehandbuch 2008“ (VSGP, 2007) und den „Gartenbaulichen Berichten, Heft 4“ (Fink, 2007) entnommen.

Auf Viehweiden findet aufgrund von lokal hohen Stickstoffkonzentrationen eine erhöhte Nitratauswaschung statt. Zu deren Abschätzung wird vom gesamten auf der Weide ausgeschiedenen Stickstoff in Abhängigkeit von der Weidedauer und dem Viehbesatz in Düngergrossvieheinheiten ausgegangen. Aus Literaturwerten geht hervor, dass die Nitratverluste bei Kot 13 % und bei Urin 22 %

des total ausgeschiedenen Stickstoffs betragen. Für die Auswaschungsraten während unterschiedlicher Weideperioden werden monatliche Werte von 43 % (November-Januar), 38 % (Februar-März und Oktober) und 28 % (April-September) der löslichen Stickstofffraktion ($N_{\text{lös}}$) der Ausscheidungen angenommen. Für die Freilandhaltung von Schweinen kommt ein separates Modell zum Einsatz, welches die wahrscheinliche Nitratauswaschung in Abhängigkeit von der Besatzdichte schätzt. Dabei wird der Hüttenbereich, welcher stärker durch Ausscheidungen belastet ist, vom Hauptbereich, wo die Tiere weiden, unterschieden.

1 Aufgabe und Ziel

Stickstoffsimulationsmodelle (Nsim, Minerva, N-Expert, Candy usw.) sind für den Einsatz in der Ökobilanzierung zu komplex. Für Ökobilanzen von Kulturen, Fruchtfolgen, Betriebszweigen oder Betrieben ist daher ein einfaches Modell zur vergleichenden Beurteilung der Nitratauswaschungsgefährdung zu entwickeln. Das Modell soll parzellenspezifisch die wichtigsten Einflussfaktoren des Standortes und der Bewirtschaftung berücksichtigen. Mit Hilfe des Modells soll die Nitratauswaschung abgeschätzt und beurteilt werden können.

2 Modellansatz

2.1 Grundsätze

Das Modell

- basiert konzeptionell auf wissenschaftlich erhärteten Zusammenhängen; siehe dazu die in der Literaturliste aufgeführten Publikationen von U. Walther und H.-R. Oberholzer. Die quantitativen Angaben basieren grösstenteils auf Expertenwissen und können in diesen Fällen nicht durch entsprechende wissenschaftliche Untersuchungen bzw. Publikationen belegt werden,
- ist einfach und von Fachleuten schnell nachvollziehbar,
- enthält sowohl statische als auch dynamische Parameter (vgl. Kapitel 3),
- basiert auf einer monatlichen Auflösung, um die Dynamik verschiedener Parameter im Verlaufe des Jahres darzustellen,
- eignet sich für den relativen Vergleich verschiedener Varianten (Standort, Fruchtfolge, Bewirtschaftung),
- und wurde für normal durchlässige bis leicht stau- und grundwasserbeeinflusste mineralische Böden mit einem Humusgehalt <15 % entwickelt und ist in allen drei Produktionsregionen (Tal-; Hügel- und Bergregion, vgl. Tabelle 1) anwendbar.

2.2 Inhalt des Modells

Das Modell geht von der Annahme aus, dass der aus der organischen Substanz des Bodens mineralisierte Stickstoff (N-Mineralisierung aus der organischen Substanz des Bodens) innerhalb einer bestimmten Zeit entweder von den Pflanzen aufgenommen (N-Aufnahme durch die Pflanzen) oder ausgewaschen (Nitratauswaschung) wird.

Eine Mineralstickstoffzufuhr durch Düngung zu ungünstigen Zeitpunkten (fehlende oder geringe Stickstoffaufnahme durch Pflanzenbestände) führt ebenfalls zu einer potenziellen Nitratauswaschung (Abbildung 1).

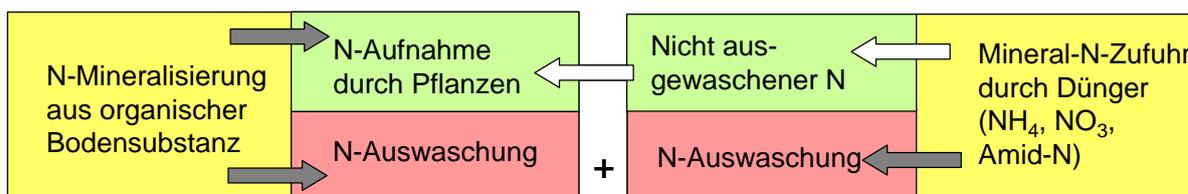


Abbildung 1: Schematische Darstellung des Modellansatzes (graue Pfeile stellen N-Flüsse dar, die im Modell berechnet werden, und weiße Pfeile sind N-Flüsse, die im Modell nicht quantifiziert werden).

Die Nitratauswaschung ergibt sich einerseits aus der Differenz des Angebotes an mineralisiertem Stickstoff aus der organischen Substanz des Bodens und der N-Aufnahme durch die Pflanzen während den definierten Zeitabschnitten und andererseits aus der Auswaschung von mineralischem Stickstoff, der durch Düngung ausgebracht wurde (Abbildung 1). Da Nitrat in tiefgründigen Böden weniger rasch ausgewaschen wird als in flachgründigen, wird die physiologische Gründigkeit des Bodens als Einflussfaktor für die Auswaschungsgefährdung des mit Düngern zugeführten mineralischen Stickstoffs berücksichtigt.

Die im Modell berücksichtigten Faktoren, welche die N-Mineralisierung aus der organischen Substanz des Bodens beeinflussen, sind in Kapitel 3.2 beschrieben. Nicht berücksichtigte Faktoren sind in Kapitel 4 aufgeführt.

2.3 Grenzen des Modells

Das Modell erlaubt nicht, tatsächliche Werte der Nitratauswaschung für eine bestimmte Kultursituation zu berechnen, sondern ermöglicht für die Ökobilanzierung den Vergleich von verschiedenen Fruchtfolgen bzw. Teilen davon in Abhängigkeit von Bodeneigenschaften und Bewirtschaftung (z. B. N-Düngung, Bodenbearbeitung).

Für das Modell gelten weitere Einschränkungen:

- Es wurde zur relativen Beurteilung verschiedener Fruchtfolgen entwickelt. Es eignet sich nur eingeschränkt – unter Berücksichtigung der gesamten Periode von der Ernte der Vorkultur bis zur Ernte der betrachteten Frucht – zur Beurteilung einzelner Kulturen.
- Es eignet sich nicht für Böden mit einem Humusgehalt über 15 % und für Böden mit wechselndem Grundwasserstand.

Das Modell SALCA-NO₃ berechnet wahrscheinliche Werte der Nitratauswaschung. Die effektive Nitratauswaschung ist aber sehr stark von der Witterung, von im Modell nicht berücksichtigten Bodeneigenschaften (z. B. Bodentyp, Bodenart) und zusätzlichen, kaum erfassbaren Bewirtschaftungsfaktoren abhängig. Zudem ist der Einfluss dieser verschiedenen Faktoren bei unterschiedlicher Kombination in der Regel nicht additiv. Die Nitratauswaschung schwankt daher in weiten Grenzen.

3 Berücksichtigte Einflussfaktoren

3.1 Produktionszonen

Die Produktionszonen sind eine geographische Unterteilung, welche das unterschiedliche Klima, insbesondere die Temperatur, der Schweiz teilweise berücksichtigen soll. Die Unterteilung erfolgt in die Regionen Tal, Hügel und Berg, wie sie auch für die Auswertung der Buchhaltungsdaten vorgenommen wird (Bundesamt für Landwirtschaft, 2009). Für weitere Details siehe Anhang 1, Kapitel 4.

Tabelle 1: Zuteilung der Zonen zu den Produktionsregionen

Region	Dazugehörige Zonen (Definiert nach dem Produktionskataster; Bundesamt für Landwirtschaft, 2002)
Tal	Ackerbauzone und Übergangzone
Hügel	Hügelzone und Bergzone I
Berg	Bergzone II bis IV

3.2 N-Mineralisierung aus der organischen Bodensubstanz

Verschiedene Faktoren beeinflussen die Stickstoffmineralisierung aus der organischen Bodensubstanz. Aufgrund allgemein bekannter Zusammenhänge zwischen der mikrobiellen Aktivität des Bodens mit den hauptsächlichsten Einflussfaktoren Kohlenstoffangebot, Sauerstoffangebot und Temperatur und der N-Mineralisierung im Boden (siehe Arbeiten in der Literaturliste) wurden folgende einfach zu erhebende Einflussfaktoren als relevant festgelegt:

- Bodenbearbeitungsintensität als Einflussfaktor für das Sauerstoffangebot;
- Bodenbearbeitungszeitpunkt (Monat) als Einflussfaktor für die Temperatur;
- Tongehalt des Bodens (0-20 cm) als Einflussfaktor für das Sauerstoffangebot;
- Humusgehalt des Bodens (0-20 cm) als Einflussfaktor für das Kohlenstoffangebot;
- Zufuhr organischer Substanz durch die Hofdünger als Einflussfaktor für das Kohlenstoffangebot. Als einfaches Mass für die anfallende Menge an Hofdüngern dient der Viehbesatz, ausgedrückt in Düngergrossvieheinheiten;
- Fruchtfolge: Umbruch von Wiesen, Gründüngung und Körnerleguminosen als Einflussfaktoren für das Kohlenstoffangebot und das Angebot an leicht abbaubarem organischem Stickstoff.

3.3 Mineralstickstoffzufuhr durch Dünger

Zur Berechnung der Zufuhr an mineralischem Stickstoff sind folgende Angaben erforderlich:

- Art, Menge und Ausbringungsmonat der Hof- und Recyclingdünger. Als Gehalte dieser Dünger an mineralischem Stickstoff werden die Normwerte aus 'Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau 2009' (Flisch et al., 2009) verwendet.
- Menge und Ausbringzeitpunkt von Mineraldüngerstickstoff (N_{\min} -Gehalte in Mineral- und organischen Düngern).

4 Nicht explizit berücksichtigte Faktoren

Witterung. Die Witterung beeinflusst mehrere Faktoren, die sich auf die Nitratauswaschung auswirken. Unterschiede im Wasserangebot und der Temperatur beeinflussen einerseits das Pflanzenwachstum und damit die N-Aufnahme, andererseits aber auch die Mineralisation im Boden. Zusätzlich hängt auch die Sickerwassermenge von der Witterung ab.

Sickerwassermenge. Die Nitratauswaschung wird grundsätzlich entscheidend durch die Sickerwassermenge (Austauschhäufigkeit des Bodenwassers) bestimmt. Unter den durchschnittlichen klimatischen Bedingungen des weitaus grössten Teils des schweizerischen Ackerbaugebietes mit 800-1200 mm Jahresniederschlag und 300-500 mm Niederschlag während des Winterhalbjahres (Tabelle 2) wird das Wasser der durchwurzelten Bodenschicht während der Wintermonate an praktisch allen Standorten mindestens zweimal, meistens jedoch drei- bis viermal ausgetauscht. Dies hat zur Folge, dass das bei Vegetationsende im Boden vorhandene und eventuell auch während der Wintermonate gebildete Nitrat während dieser Zeit mit sehr grosser Wahrscheinlichkeit ausgewaschen wird.

Tabelle 2: Mittlere monatliche Niederschlagsmengen (mm) einiger Standorte des schweizerischen Ackerbaugebiets. Quelle: Normalwerte für die Standardperiode 1961 – 1990 (Bundesamt für Meteorologie und Klimatologie, 2004)

Ort	Jan.	Febr.	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.	Dez.	Jan.-Dez.	April - Sept.	Okt. - März	Okt. – März (in% von Jan. - Dez.)
Schaffhausen	65	64	59	66	77	97	88	98	62	63	73	71	883	488	395	45
Reckenholz	69	69	68	82	100	117	105	120	86	68	83	76	1043	610	433	42
Basel-Binningen	51	49	51	64	84	87	79	87	62	51	59	54	778	463	315	41
Bern-Liebefeld	66	58	70	84	108	121	104	113	84	73	81	67	1029	614	415	40
Payerne	57	53	60	62	84	92	83	93	70	64	69	59	846	484	362	43
Changins	83	83	80	62	78	83	67	75	78	76	92	96	953	443	510	54
Sion *)	53	57	48	36	41	52	48	55	38	50	86	71	635	270	365	58
Locarno-Monti **)	73	72	104	164	194	167	165	185	191	158	135	61	1669	1066	603	36

*) Rhonetal, **) südlich der Alpen (Tessin)

5 Berechnungsgrundlagen für Acker-, Futter- und Gemüsebau

5.1 Schätzung der monatlichen Nitratbildung im Boden durch Mineralisierung

Die Schätzung der monatlichen Nitratbildung durch Mineralisierung von organischer Bodensubstanz beruht auf zwei Aspekten. Einerseits wurden für die Festlegung der absoluten Höhe der Mineralisierung mehrere Versuche ausgewertet und mittels Bilanzmethode (**N-Mineralisierung = (N_{min Herbst} – N_{min Frühjahr}) + N-Entzug Kultur – N-Düngung**) die jährliche Mineralisierung für das Talgebiet bestimmt (genaues Vorgehen siehe Anhang 1, Kapitel 3). Die Aufteilung der jährlichen Mineralisierung erfolgte mit Hilfe der Verlaufskurven verschiedener Stickstoff-Simulationsmodellen (siehe Anhang 1, Kapitel 2).

Mittels des von Riedo et al. (1998) verwendeten Modells konnte daraus auch die Mineralisierung für die Berg- und die Hügelregion bestimmt werden (siehe Abbildung 2, sowie für weitere Details Anhang 1, Kapitel 4). In Tabelle 3 ist die monatliche Mineralisierung für die einzelnen Produktionsregionen dargestellt.

Tabelle 3: Wahrscheinliche mikrobielle Nitratbildung pro Monat in einem Boden mit einem Humusgehalt von 2 % und einem Tongehalt von 15 % (0 - 20 cm) bei regelmässigem Hofdüngereinsatz (Viehbesatz: 1 DGVE ha⁻¹) ohne intensive Bodenbearbeitung.

Nitratbildung pro Monat (kg N ha ⁻¹) ohne intensive Bodenbearbeitung im laufenden Monat													
Gebiet	Jan.	Febr.	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.	Dez.	Jan.- Dez.
Tal	0	0	6	9	12	15	17	21	23	12	6	0	120
Hügel	0	0	3	8	12	17	18	18	21	11	6	0	110
Berg	0	0	2	3	11	19	16	15	17	8	1	0	92

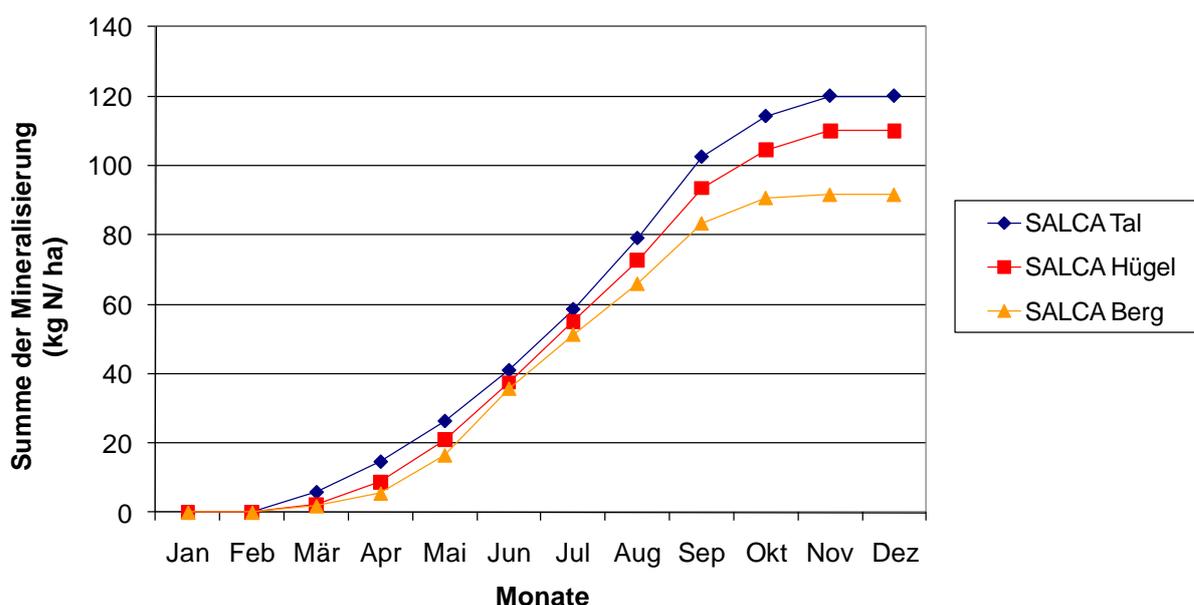


Abbildung 2: Verlauf der N-Mineralisierung in den einzelnen Produktionsregionen (Summenkurve in kg N/ha)

5.2 Korrekturen der monatlichen Nitratbildung

Die Korrekturen der monatlichen Nitratbildung durch N-Mineralisierung aufgrund der in Kapitel 3 genannten Faktoren sind in der nachstehend beschriebenen Reihenfolge vorzunehmen. Für die Herleitung der Korrekturfaktoren siehe Anhang 2.

5.2.1 Bodenbearbeitung

Eine intensive Bodenbearbeitung fördert kurzfristig die Stickstoffmineralisierung aus der organischen Substanz des Bodens. Die Zunahme ist nicht linear; sie lehnt sich an den allgemeinen Verlauf der mikrobiologischen Aktivität eines Bodens während der Vegetationsperiode (Walther und Jäggi, 1993) in Abhängigkeit von der Bodentemperatur und dem Wassergehalt unter schweizerischen Klimabedingungen an.

Die Zunahme der N-Mineralisierung in den einzelnen Monaten mit intensiver Bodenbearbeitung sowie die Definition der Intensität der Bodenbearbeitung sind in Tabelle 4 respektive Tabelle 5 aufgelistet. Die Angaben gelten für einen Boden mit einem Tongehalt von 15 % und einem Humusgehalt von 2 % und können auch als 66% der jeweiligen monatlichen Mineralisation berechnet werden.

Tabelle 4: Zunahme der mikrobiellen Nitratbildung eines Bodens mit einem Humusgehalt von 2 % und einem Tongehalt von 15 % (0 - 20 cm) während eines Monats infolge einer oder mehrmaliger intensiver Bodenbearbeitung (vgl. Tabelle 1).

	Zunahme der Nitratbildung während eines Monats mit intensiver Bodenbearbeitung (kg N/ha) für die entsprechende Produktionsregion											
	Jan.	Feb.	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dez.
Tal	0	0	4	6	8	10	12	17	15	8	4	0
Hügel	0	0	2	4	8	11	12	12	14	7	4	0
Berg	0	0	1	2	7	13	15	10	11	5	1	0

Tabelle 5: Definition der Bodenbearbeitungsintensität in Abhängigkeit des eingesetzten Gerätes

Bezeichnung und nähere Umschreibung der Maschine (gemäss Ammann, 2005, ergänzt)	Intensität der Bodenbearbeitung 1 = 2 =
Grundbodenbearbeitung	
Pflug	2
Grubber	1
Parapflug mit Scheibensechen	1
Spatenmaschine	2
Untergrundlockerer, Drainagepflug	1
Saatbettbereitung: Gezogene Geräte	
Scheibenegge	1
Spatenrollegge	1
Zinkenegge	1
Federzinkenegge mit Krümmler	1
Garegge	1
Saatbettbereitung: Zapfwellengeräte	
Rüttelegge	2
Bodenfräse	2
Bodenfräse mit Stabkrümmler	2
Kreislegge mit Stabkrümmler	2
Zinkenrotor mit Bodenantrieb	1
Zinkenrotor mit Packerwalze	1
Saat/ Pflanzung	
Säen	1
Kartoffellegen	1
Pflanzen von Gemüse	1
Bäume, Büsche pflanzen	1
Packer / Walzen	
Rauwalze	1
Walzen	1
Glattwalze	1
Frontpacker	1
Furchenpacker	1
Kulturmassnahmen	
Hacken und Häufeln, Kartoffeln	1
Hackstriegel	1
Ernte	
Vollernter Kartoffeln	2
Vollernter Rüben	2
Steinsammler / Steinbrecher	
Steinbrecher	2
Steinsammler	2
Weitere Arbeiten	
Boden separieren	2

5.2.2 Ton- und Humusgehalt des Bodens

Mit zunehmendem Tongehalt nimmt das Porenvolumen der Böden und damit das Sauerstoffangebot für die Mikroorganismen in der Regel ab. Zudem erwärmen sich schwerere Böden im Frühjahr langsamer als leichtere. Andererseits haben schwerere Böden meistens einen höheren Gehalt an organischem Kohlenstoff (Humus), welcher sich in bestimmten Grenzen nicht proportional auf die N-Mineralisierung auswirkt. Die Korrekturen durch diese Faktoren werden ausgehend von der N-Mineralisierung eines definierten Bodens (Tabelle 3) gemäss Tabelle 6 berücksichtigt. Dazu werden der Tongehalt und der Humusgehalt des Bodens in je vier Klassen eingeteilt.

Tabelle 6: Korrektur der N-Mineralisierung in Abhängigkeit des Ton- und Humusgehaltes des Bodens (Herleitung der Korrekturwerte in Anhang 2, Kapitel 2).

		Humusgehalt (%)			
		<3	3-5	5-8	8-15
Tongehalt (%)	0 - 20	0	+ 10 %	+ 20 %	+ 40 %
	20 - 30	- 10 %	- 5 %	+ 5 %	+ 25 %
	30 - 40	- 20 %	- 20 %	- 10 %	+ 5 %
	>40	- 30 %	- 30 %	- 25%	- 15 %

5.2.3 Hofdüngereinsatz / Viehbesatz

Mit dem regelmässigen Einsatz von Hofdüngern wird dem Boden auch stickstoffhaltige organische Substanz zugeführt, welche mittel- und langfristig mineralisiert wird und damit die Möglichkeit zur N-Mineralisierung eines Bodens nachhaltig erhöht. Als einfaches Kriterium für die Hofdüngerezufuhr wird der Tierbesatz in DGVE verwendet.

Basierend auf den Angaben in Tabelle 40 aus Flisch et al. (2009) und N_{min}-Werten aus Bayern (Hege, 2006, Raschbacher und Offenberger, 2006) wurde eine Korrektur der N-Mineralisierung bei regelmässigem Einsatz von Hofdüngern abgeleitet (siehe Anhang 2, Kapitel 3). Pro DGVE ha⁻¹ Abweichung von 1 DGVE ha⁻¹ sind die monatlichen N-Mineralisierungswerte um 10 % linear zu reduzieren bzw. zu erhöhen.

5.2.4 Fruchtfolge / Vorkultur

Der Umbruch von Wiesen sowie die Einarbeitung von Gründüngungskulturen und Ernterückständen führt dem Boden zusätzliches organisches Material zu. Dadurch mineralisieren die Mikroorganismen mehr Stickstoff, was durch einen Korrekturfaktor für die monatliche Mineralisierung berücksichtigt wird. In den auf den Umbruch bzw. die Einarbeitung folgenden ein bis acht Monaten (Wiesen), ein bis sechs Monaten (Körnerleguminosen) bzw. ein bis vier Monaten (winterharte Gründüngungen und Zuckerrübenkraut) wird die monatliche Mineralisierung um die in Tabelle 7 angegebenen Prozentanteile erhöht.

Tabelle 7: Korrektur der N-Mineralisierung (in %) aufgrund des Umbruchs von Wiesen und Brachen und der Einarbeitung der Ernterückstände von Körnerleguminosen, Gründüngungskulturen und Zuckerrüben.

Kultur / Ernterückstände	Monate nach dem Umbruch bzw. der Einarbeitung ¹⁾							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Umbruch von Naturwiesen, dreijährigen und älteren Kunstwiesen <i>ohne</i> intensive Bodenbearbeitung	28	28	28	28	28	28	28	28
Umbruch ein- und zweijähriger Kunstwiesen oder Brachen	14	14	14	14	14	14	14	14
Körnerleguminosen (Hauptkulturen und Gründüngungen)	21	21	21	21	21	21		
Winterharte Gründüngungen ²⁾ (keine Leguminosen)	21	21	21	21				
Zuckerrübenkraut (eingearbeitet)	43	43	43	43				

¹⁾ Dabei werden nur Monate mit N-Mineralisierungswerten grösser als Null (in Tabelle 3) berücksichtigt. Das heisst, wenn z. B. in den acht Monaten nach Umbruch einer Naturwiese drei Wintermonate lang keine Mineralisierung stattfindet, wird die Korrektur bei den elf auf den Umbruch folgenden Monaten vorgenommen (inklusive dieser drei Monate mit fehlender Mineralisierung).

²⁾ Im Falle der abfrierenden Gründüngungskulturen wird keine Netto-N-Nachlieferung für Folgekulturen angenommen.

5.2.5 Dauergrünland

Die wahrscheinliche N-Mineralisierung (vgl. Tabelle 3) ist abgeleitet für Ackerflächen mit regelmässigen Bodenbearbeitungsmassnahmen. Es ist anzunehmen, dass die N-Mineralisierung bei fehlender Bodenbearbeitung im Dauergrünland geringer ist. Zusätzlich kommt extensives Dauergrünland normalerweise auf Standorten vor, die wegen Einschränkungen der Gründigkeit, der Klimabedingungen oder der Bodenart keine intensivere Bewirtschaftung zulassen. Diese Eigenschaften führen meistens auch zu einer reduzierten N-Mineralisierung. Dies wird im Modell berücksichtigt, indem die N-Mineralisierung für Dauergrünland um den Faktor 1.2 für intensives, 1.72 für mittelintensives und 2.24 für extensives Dauergrünland reduziert wird.

5.3 Stickstoffentzug verschiedener Kulturen

5.3.1 Ackerkulturen und Wiesen/Weiden

Damit die Stickstoffaufnahme zu bestimmten Terminen dargestellt werden kann, muss neben dem N-Gehalt der Pflanzen zur Zeit der Ernte der Verlauf der N-Aufnahme bekannt sein. Grundsätzlich folgt der Verlauf der N-Aufnahme dem Verlauf der Neubildung von Biomasse. Einige Wochen nach der Etablierung der Bestände (Saat, Pflanzung) ist der Umfang der Neubildung von Biomasse - in absoluten Einheiten gesehen - noch gering, er steigt aber nach einiger Zeit stark an. Später macht sich die Konkurrenz zwischen den Pflanzen um Licht immer stärker bemerkbar, so dass eine weitere Steigerung der N-Aufnahmeraten nicht mehr möglich ist. Gegen Ende des Wachstumszyklus beginnen die Blätter abzusterben, weil in ihnen enthaltene Stoffe (z.B. Aminosäuren) in die reproduktiven Organe (Körner, Knollen) umgelagert werden; in dieser Phase ist die Biomasseproduktion relativ gering. Die Kulturarten unterscheiden sich hinsichtlich des zeitlichen Verlaufs der N-Aufnahme, da sie unterschiedliche Wachstumsmuster aufweisen und zu verschiedenen Zeiten gesät werden und somit während ihrer Vegetation unterschiedlichen Verläufen von Temperatur, Niederschlägen und Einstrahlung ausgesetzt sind. Jedoch wird die Aufnahme von N nicht nur von der Nachfrage gesteuert, sondern auch vom Angebot. Dieses wird u. a. von der Höhe und Verteilung der N-Düngung sowie vom Umfang der Mineralisierung der organischen Substanz des

Bodens bestimmt. Diese Faktoren beeinflussen sowohl das Angebot als auch die Nachfrage nach Stickstoff.

Der Verlauf der N-Aufnahme wurde mit dem Modell STICS (Brisson et al., 2007) errechnet. Bei den sommerannualen Kulturen begannen alle Simulationen am 1.1.; es wurde davon ausgegangen, dass der Boden zu diesem Zeitpunkt bis zur Feldkapazität mit Wasser gefüllt ist und dass der N_{min}-Vorrat in den Bodenschichten 0-30, 30-60 und 60-100 cm Tiefe jeweils 20 kg N beträgt. Ferner wurde angenommen, dass eine abgefrorene Zwischenfrucht mit 25 dt/ha TS und einem C/N-Verhältnis von 15 (siehe GRUDAF) kurz vor der Saat eingepflügt wird.

Im Falle von winterannualen Kulturen begann die Simulation mit dem Datum der Grundbodenbearbeitung. Es wurden Nitrat-N-Gehalte von 40, 20 und 10 kg N/ha in den oben erwähnten Schichten angenommen; als Wassergehalt des Bodens wurde das Mittel von Feldkapazität und Permanentem Welkepunkt gewählt. Durch Änderung von möglichst wenigen Parametern im Modell, z.B. organischer N, Verfügbarkeit von Wasser und Schnelligkeit des Wurzelwachstums, wurde erreicht, dass das Ergebnis der Simulationen möglichst wenig von den Norm-Erträgen und Norm-N-Aufnahmen abweicht. Solche Norm-N-Aufnahme-Kurven wurden für Gras, Erbsen, Gerste, Kartoffeln, Mais, Raps, Soja, Sonnenblume, Weizen und Zuckerrüben als Leitarten hergeleitet. Alle weiteren Kulturen, welche mit dem Modell SALCA-NO₃ beschrieben werden, wurden diesen Leitarten zugeordnet oder Kombinationen aus diesen (Anhang 4).

Damit die Zuordnung zu den Leitarten möglich ist, wurden die Aufnahmekurven auf eine Temperaturskala übersetzt. Dazu wurden die Einheiten auf der thermischen Skala (GDD = growing degree days) wie folgt berechnet: Alle täglichen Minimal- und Maximaltemperaturen unter dem Schwellenwert (z.B. 5 °C) im Klimadatensatz für das Schweizerische Talgebiet wurden auf den Schwellenwert gesetzt. Anschliessend wurden die so modifizierten Minimal- und Maximaltemperaturen eines jeden Tages aufaddiert und durch 2 geteilt, dann wurde die Basistemperatur, d.h. die minimale Temperatur, welche für das Pflanzenwachstum notwendig ist, abgezogen. Die Summe der GDD wurde durch Aufsummierung der so errechneten mittleren Tagestemperaturen erhalten. Die Temperaturbasis ist artspezifisch. Es wurden Basistemperaturen von 0 °C (Wiese), 5 °C (Winterweizen, Sommerweizen, Sommergerste, Raps), 7.5 °C (Kartoffeln, Sonnenblumen) und 10 °C (Mais) benutzt.

Verschiedene Wachstumsfaktoren, wie z.B. die N-Verfügbarkeit, die Einstrahlung oder die Wasserverfügbarkeit beeinflussen die Erträge und können dazu führen, dass die N-Aufnahme von der Norm abweicht. Das Modell geht davon aus, dass Abweichungen von N-Entzug und Ertrag nicht proportional zueinander sind, d.h. die mit STICS durchgeführten Simulationen bestätigen, dass im Mittel der Arten der Faktor bei etwa 0.8 liegt, d.h. einer Ertragsveränderung von 1 % steht eine Veränderung der N-Aufnahme von 0.8 % gegenüber. Ferner wird berücksichtigt, dass im Laufe der Vegetationsperiode die prozentuale Differenz zum Norm-Verfahren zunimmt. Im Modell ist daher ein Korrekturfaktor eingebaut, welcher variabel ist und sich danach bemisst, wie viel Prozent der finalen N-Aufnahme bereits aufgenommen wurde. Bei 50 % der finalen N-Aufnahme beträgt der Korrekturfaktor 0.5, bei 75% der finalen N-Aufnahme 0.75 usw. Der Korrekturfaktor steigt also mit zunehmender N-Aufnahme und kann Werte zwischen 0 (Saat) und 1 (Reife) annehmen. Bei etablierten Wiesen/Weiden wird aber ein über die gesamte Vegetationszeit konstanter Faktor von 1 angenommen.

Die N-Aufnahme in Monatsschritten wird wie folgt berechnet:

1. Schritt: Ermittlung des Saattages und des Tages der physiologischen Reife. Diese sei hier als der Zeitpunkt definiert, an welchem keine weitere Aufnahme von N mehr erfolgt. Dieser Zeitpunkt tritt bei den meisten Arten etwa 2-3 Wochen vor der Erntereife ein, bei der Zuckerrübe meist Mitte November. Im Tool ist eine Dauer von 14 Tagen für die Zeit zwischen physiologischer und Erntereife eingestellt.

2. Schritt: Errechnung der GDD-Summe (bei unterschiedlichen Basistemperaturen) von der Saat bis zur (geschätzten) physiologischen Reife mit Hilfe von Tabellen, die für das Tal-, Hügel- und Berggebiet gelten.

3. Schritt: Errechnung der GDD-Summe von der Saat bis zum Stichtag (in Monatsschritten).

4. Schritt: Errechnung der relativen GDD-Summe am Stichtag in Prozent ($\text{Summe GDD}_{\text{Stichtag}} / \text{Summe GDD}_{\text{physiologische Reife}} * 100$)

5. Schritt: Die relative N-Aufnahme wird aufgrund der kulturspezifischen Abhängigkeit der N-Aufnahme von der relativen GDD-Summe ermittelt.

6. Schritt: Umwandlung der relativen N-Aufnahmen in absolute N-Aufnahmen unter Norm-Bedingungen. Dazu wird die in Schritt 5 errechnete relative N-Aufnahme mit der Norm-N-Aufnahme verknüpft. Die Norm-N-Aufnahmen werden aus den GRUDAF-Entzügen errechnet, plus 10% Zuschlag für den in Ernteresten und Wurzeln enthaltenen N.

7. Schritt: Schätzung der N-Aufnahme bei abweichenden Erträgen. Die in Schritt 6 gefundene absolute N-Aufnahme bei Norm-Bedingungen an einem bestimmten Tag wird mit Faktoren multipliziert, die von der Ertragsdifferenz und der relativen N-Aufnahme im Norm-Verfahren abhängig sind. Das Resultat ist die geschätzte N-Aufnahme am Stichtag.

5.3.2 Gemüse

Die botanische Vielfalt bei Gemüse ist sehr hoch, was eine spezifische Abschätzung der monatlichen Stickstoffaufnahme für alle vom Modell abgedeckten Gemüsearten schwierig macht. Den meisten Gemüsearten ist gemeinsam, dass sie vor Eintreten der Alterung des Blattapparats geerntet werden (siehe Abbildung 3). Häufig erfolgt die Ernte vor Eintreten der Blüte (Beispiel: Kopfsalat), mitunter wird die Blüte geerntet (Blumenkohl) und in einigen Fällen die jungen, grünen Samen (Erbsen). Somit lässt sich bei diesen Gemüsearten der Verlauf der N-Aufnahme grob in zwei Phasen einteilen:

- die Jugendphase, in der wenig N aufgenommen wird;
- die Phase der hohen N-Aufnahmeraten

Abbildung 3 zeigt schematisch den typischen Verlauf der N-Aufnahme von Gemüsepflanzen und macht deutlich, dass Gemüse in der Regel gegen Ende der Phase mit den hohen N-Aufnahmeraten, d.h. vor Beginn der Reifephase, geerntet wird. Die Graphik lässt ferner erkennen, dass die N-Aufnahme in dieser Periode fast linear verläuft, d.h. über einen längeren Zeitraum verändert sich die tägliche N-Aufnahme kaum. Dies ist natürlich eine idealisierte Aufnahmekurve. Unter den Bedingungen einer „Normwitterung“, in der extreme Witterungsverhältnisse durch Mittelwertbildung eliminiert werden, kann jedoch davon ausgegangen werden, dass die (Norm-)N-Aufnahmekurve in einem weiten Bereich fast linear verläuft.

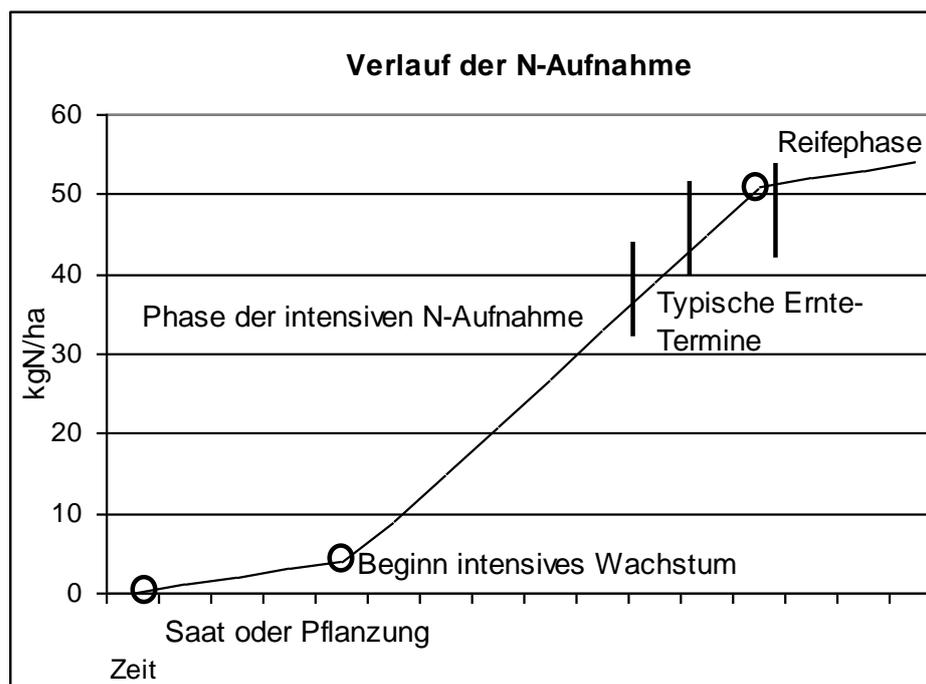


Abbildung 3: Schematischer Verlauf der N-Aufnahme bei Gemüse

Die vorausgesetzte Linearität der N-Aufnahmekurve während der Phase der intensiven N-Aufnahme (vgl. Abbildung 3) nutzen wir, um die gesamte N-Aufnahme von Gemüse auf verschiedene Monate zu verteilen. Dabei nehmen wir an, dass die Aufnahme während der Anwachszeit bis zum Beginn des intensiven Wachstums vernachlässigt werden kann. Erst zu Beginn des Massenwachstums der Pflanzen werden nennenswerte N-Mengen aufgenommen. Da die N-Akkumulation in der Folgezeit bis zur Ernte linear verläuft, kann die gesamte N-Menge, die bei der Ernte in den Pflanzen gefunden wird, durch die Zahl der Tage zwischen Beginn der intensiven N-Aufnahme und der Ernte geteilt werden. Man erhält als Ergebnis die ungefähre tägliche N-Aufnahme für diese Periode.

Für die Bestimmung der Dauer bis zum Einsetzen des intensiven Wachstums, des Normertrags sowie der Norm-Stickstoffaufnahme sind verschiedene Quellen herangezogen worden (Fink, 2007, Vogel, 1996, VSGP, 2007, Wonnenberger und Keller, 2004). Die Grössen wurden im Berechnungstool SALCA-NO₃.xls für 93 Gemüsesorten hinterlegt. Für Gemüse, die nicht in dieser Liste vorkommen, wird ein Standardwert des Nitratverlusts von 89 kg N/ha angenommen (Prasuhn und Mohni, 2003).

5.4 Potenzielle Auswaschung des mit Düngern zugeführten mineralischen Stickstoffs

Bei der Ausbringung von mineralischem Stickstoff ausserhalb der empfohlenen Perioden für die N-Düngung besteht im Ackerbau eine potenzielle Gefahr der Nitratauswaschung. Weil aus der Literatur aber keine quantitativen Zusammenhänge hergeleitet werden konnten, beruhen die Angaben zur Nitratauswaschung in Tabelle 9 auf Expertenwissen. Um dieser Kenntnislücke Rechnung zu tragen sprechen wir hier nur von der potenziellen Auswaschungsgefahr. Wenn vor der Saat einer Kultur eine Zwischenkultur oder eine Kunstwiese angebaut wird, werden für das Auswaschungsrisiko in der Periode vor der Saat der Hauptkultur die entsprechenden monatlichen Auswaschungsrisikowerte der vorangehenden Zwischenkultur oder Kunstwiese (gemäss Tabelle 9) herangezogen. Nebst dem Zeitpunkt und der Menge der Applikation von mineralischem Stickstoff mit Düngern ist auch die Gründigkeit des Bodens als Mass für die Verlagerungsgeschwindigkeit des Nitrates zu berücksichtigen.

5.4.1 Korrektur der potenziellen Auswaschung des mit Düngern zugeführten mineralischen Stickstoffs in Abhängigkeit von der pflanzennutzbaren Gründigkeit des Bodens

Die Angaben in Tabelle 9 gelten für tiefgründige Böden mit einer pflanzennutzbaren Gründigkeit von 100 cm oder mehr. Für weniger tiefgründige Böden ist die basierend auf Tabelle 9 berechnete potenzielle Auswaschung des mit Düngern zugeführten mineralischen Stickstoffs gemäss den Angaben in Tabelle 8 zu korrigieren:

Tabelle 8: Korrektur der potenziellen Auswaschung des mit Düngern zugeführten mineralischen Stickstoffs in Abhängigkeit von der pflanzennutzbaren Gründigkeit des Bodens.

Pflanzennutzbare Gründigkeit (cm)	Korrektur (%)
> 100	0
91-100	+5
81-90	+10
71-80	+15
61-70	+20
51-60	+25
41-50	+30
≤ 40	+35

Beispiel: Ausbringung von 30 m³ ha⁻¹ Gülle (1,3 kg NH₄-N m⁻³) im Februar zu Sommerweizen:

- Nitratauswaschungspotenzial auf Boden mit 105 cm pflanzennutzbaren Gründigkeit: 50 % von 30 x 1,3 = 19,5 kg N ha⁻¹

- Nitratauswaschungspotenzial auf Boden mit 75 cm pflanzennutzbarer Gründigkeit: 50 % von $30 \times 1,3 = 19,5 \text{ kg N ha}^{-1}$ + 15 % von $19,5 = 2,9 \text{ kg N ha}^{-1}$; d.h. gesamthaft ergibt sich ein Auswaschungspotenzial von $19,5 + 2,9 = 22,4 \text{ kg N ha}^{-1}$

Tabelle 9: Schätzung der potenziellen Auswaschungsgefahr des mineralischen Stickstoffs in applizierten Düngern (inkl. NH₄-N aus Hof- und Recyclingdünger) in Abhängigkeit des Ausbringzeitpunktes und der Kultur. Die Werte gelten für gedüngte N-Mengen im Rahmen der Empfehlungen der GRUDAF (Flisch et al., 2009).

Monat	Potenzielle Auswaschungsgefahr für mineralische N-Gaben (inkl. NH ₄ -N aus Hof- und Recyclingdünger) in % der gedüngten N-Menge												
	Wintergetreide		Sommergetreide	Kartoffeln	Rüben	Mais, Soja	Winterackerbohnen		Sommerackerbohnen, Sommererbsen	Sonnenblumen	Winterraps, Winterharte Gründüngung		Karotten
	Ansaatjahr	Erntejahr	Erntejahr	Erntejahr	Erntejahr	Erntejahr	Ansaatjahr	Erntejahr	Ansaatjahr	Erntejahr	Ansaatjahr	Erntejahr	Erntejahr
Januar	100	50	100	100	100	100	100	80	100	100	100	20	100
Februar	100	30	50	100	100	100	100	30	100	100	100	10	100
März	100	10	30	50	50	100	100	10	50	50	100	0	100
April	100	0	10	30	30	80	100	0	30	30	100	0	100
Mai	100	0	0	0	0	70	100	0	0	0	100	0	80
Juni	100	0	0	0	0	0	100	0	0	0	100	0	70
Juli	100	-	0	0	0	0	100	0	0	0	100	-	0
August	100	-	-	0	0	0	100	-	-	0	80	-	0
September	90	-	-	0	0	0	80	-	-	-	0	-	-
Oktober	90	-	-	-	-	-	80	-	-	-	0	-	-
November	90	-	-	-	-	-	80	-	-	-	20	-	-
Dezember	90	-	-	-	-	-	80	-	-	-	20	-	-

5.5 Zusammenfassende Perioden

Während des intensiven Wachstums der Kulturen ist der Wasserverbrauch der Kulturen gleich oder grösser als die Niederschlagsmenge. Während dieser Zeit fällt kein Sickerwasser an; dadurch wird auch kein Nitrat ausgewaschen. Bei verschiedenen Kulturen ist die Ausbringung von Düngern aus technischen Gründen nur in der Zeit kurz vor dem intensiven Wachstum möglich (z.B. Mais). Aus diesen Gründen ist es erforderlich, während des intensiven Wachstums der Kulturen die monatlichen Werte der Nitratbildung, der N-Aufnahme der Pflanzen und der mineralischen N-Zufuhr durch Dünger für mehrere Monate zusammenzufassen (Tabelle 10 und Tabelle 11). Die aus diesen Parametern resultierende Nitratauswaschung ist für die zusammengefassten Perioden gesamthaft (und nicht in monatlicher Auflösung) zu berechnen

Tabelle 10: Talgebiet: Zusammenfassung mehrerer Monate (grau markiert) für die Nitratbildung, N-Aufnahme der Pflanzen, mineralische N-Zufuhr durch Dünger und Nitratauswaschung bei verschiedenen Kulturen beziehungsweise Gruppen von Kulturen.

Kultur / Gruppe von Kulturen	Monat											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Wintergetreide												
Sommergetreide												
Mais, Soja												
Winterraps, überwinternde Gründüngung												
Kartoffeln												
Rüben												
Winterackerbohnen												
Sommereiwisserbsen, -ackerbohnen												
Sonnenblumen												
Karotten												
Einschneidekabis												
Nicht winterharte Gründüngung												
Wiesen im Ansaatjahr (Saat im April)												
Wiesen im Ansaatjahr (Saat im Mai)												
Intensive und mittelintensive Wiesen, Kunstwiese (Saat August)												
Wenig intensive und extensive Wiese												
Intensive und mittelintensive Wiesen, Kunstwiese												

Tabelle 11: Hügel- und Berggebiet: Zusammenfassung mehrerer Monate (grau markiert) für die Nitratbildung, N-Aufnahme der Pflanzen, mineralische N-Zufuhr durch Dünger und Nitratauswaschung bei verschiedenen Kulturen beziehungsweise Gruppen von Kulturen.

Kultur / Gruppe von Kulturen	Monat											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Wintergetreide												
Sommergetreide												
Mais, Soja												
Winterraps, überwinterte Gründüngung												
Kartoffeln												
Rüben												
Winterackerbohnen												
Sommereiwisserbsen, -ackerbohnen												
Sonnenblumen												
Karotten												
Einschneidekabis												
Nicht winterharte Gründüngung												
Wiesen im Ansaatjahr (Saat im April)												
Wiesen im Ansaatjahr (Saat im Mai)												
Intensive und mittelintensive Wiesen, Kunstwiese (Saat August)												
Wenig intensive und extensive Wiese												
Intensive und mittelintensive Wiesen, Kunstwiese												

6 Berechnung der Nitratauswaschung

6.1 Berechnung der Nitratauswaschung im Acker-, Futter- und Gemüsebau

Die Nitratauswaschung pro Monat beziehungsweise pro Periode zusammenfassender Monate ergibt sich als Summe

- der Differenz zwischen der natürlichen mikrobiellen Nitratbildung des Bodens (unter Beachtung der entsprechenden Korrekturfaktoren) und der Stickstoffaufnahme durch die Kultur während des Monats bzw. der Periode,
- der Nitratauswaschung durch die Zufuhr von mineralischem Stickstoff durch Dünger und
- der Nitratauswaschung durch die Ausscheidungen von Weidetieren, sofern vorhanden

Das Modell arbeitet in Monatsschritten und erlaubt so eine gute Abbildung von Fruchtfolgen. Die Nitratauswaschung wird nicht während eines Kalenderjahres bestimmt, sondern von der Ernte der Vorkultur bis zur Ernte der Hauptkultur. Eine Ausnahme bilden die mehrjährigen Kunstwiesen, bei welchen in den Hauptnutzungsjahren die einzelnen Kalenderjahre bilanziert werden. Die Nitratauswaschung während einer Fruchtfolge ergibt sich als Summe aus den pro Monat beziehungsweise pro kulturspezifischer Periode berechneten Werten.

6.2 Berechnung der Nitratauswaschung im Obstbau

Mangels wissenschaftlicher Quellen, welche die Nitratverluste im Obstbau dokumentieren, wurde ein einfacher Bilanzansatz gewählt. Die Auswaschung berechnet sich demnach als Input aus Mineralisierung plus Düngung minus Entzug durch die Bäume.

Der Entzug setzt sich aus dem Bedarf der Bäume und dem Bedarf der Äpfel zusammen. Der Bedarf der Bäume wird für die ersten 4 Jahre unterschieden, d.h. bei der Eingabe werden die ersten vier Jahre einer Apfelplantage unterschieden. Alle weiteren Jahre sind gleich wie Jahr 4. Falls diese Bilanz negativ ist, wird die Auswaschung auf 0 gesetzt.

Wenn die Datenlage ungenügend ist, wird der Default-Wert für Obstbau aus MODIFFUS (vgl. Kapitel 6.3) verwendet.

6.3 Standardwerte für den Pflanzenbau

Damit das Modell in möglichst allen Situationen angewendet werden kann, wurden verschiedene Standardwerte definiert. Wird auf einem Betrieb eine Ackerkultur angebaut, welche nicht in der Kulturliste des Modells enthalten ist, so wird für die Nitratauswaschung der Standardwert von 29, 16 resp. 8 kg N/ha für die Produktionsregionen Tal, Hügel respektive Berg angewendet. Diese Werte wurden dem Modell MODIFFUS entnommen. Weitere Informationen zum Modell sind im Internet verfügbar [Zugriff Aug. 2010]:

<http://www.agroscope.admin.ch/gewaesserschutz-stoffhaushalt/04047/04055/index.html?lang=de>

Mangels Kenntnissen der N-Aufnahmefunktion wurde für Rebbau ebenfalls der Wert aus MODIFFUS von 30 kg N/ha als Standardwert eingesetzt. Für Gemüsearten, die in der Kulturliste nicht enthalten sind, gilt der Standardwert von 89 kg N/ha und für Obstbau 13 kg N/ha

7 Stickstoffauswaschung aus den Ausscheidungen von weidenden Tieren

Weiden zeichnen sich durch eine sehr ungleichmässige Verteilung der Stickstoffkonzentration im Boden aus, verursacht durch die räumlich heterogenen Ausscheidungen der Tiere. Die Nitratauswaschung kann daher unter intensiv genutzten Weiden hoch sein (Scholefield et al., 1991). Zwei Modellergänzungen für die Abschätzung der Nitratauswaschung unter Weiden erlauben eine Quantifizierung dieser Verluste.

7.1 Wiederkäuer

7.1.1 Modellannahmen und -grenzen

Das in diesem Bericht beschriebene Modell ist konzipiert für die Schätzung der Nitratauswaschung auf Parzellenebene. Die Grenzen der Parzelle stellen deshalb die räumlichen Grenzen des Modells dar. Die Nitratauswaschung eines Jahres wird als die Summe der monatlichen Menge an ausgewaschenem Stickstoff (Zeitschritt = Monat) geschätzt. Die folgenden Annahmen bzw. Vereinfachungen wurden für das Modell zur Beurteilung der N-Auswaschung aus den Ausscheidungen von weidenden Tieren getroffen:

- Die Menge an Stickstoff, die täglich von einem Tier auf der Weide ausgeschieden wird, ist mit der täglichen Weidedauer linear korreliert;
- Ein fixer Anteil des in den Ausscheidungen enthaltenen Stickstoffs ist von Auswaschung gefährdet.

Das Modell hat Gültigkeit für Weiden, bei denen die Besatzdichte nicht höher ist als die Anzahl Tiere, die während der Besatzzeit mit dem wachsenden Gras auf der Weide gefüttert werden können, und bei denen die Topographie der Parzelle und die Weideführung eine nahezu homogene räumliche Verteilung der Ausscheidungen erlaubt.

Bei Schweineweiden werden diese Annahmen wegen der sehr heterogenen Verteilung der Ausscheidungen und der zu einem grossen Teil über Kraftfutter erfolgten Ernährung verletzt. Daher ist die Besatzdichte in der Regel ziemlich hoch und durch die Wühltätigkeit der Schweine wird die Grasnarbe meist zerstört. Aus all diesen Gründen wurde ein separates Modell für Schweine entwickelt (vgl. Kapitel 7.2).

7.1.2 Abkürzungen

Nachfolgend sind die für das Modell verwendeten Abkürzungen beschrieben:

d Anzahl Weidetage, monatlich

d_{DGVE}	Besatzstärke in DGVE x 24 Stunden (DGVE-Tag), monatlich
$DGVE$	Dünger-Grossvieheinheit. Wird hier definiert als ein Tier mit einer jährlichen N-Ausscheidung von 110 kg N (Basis = Milchkuh Ø 6000 kg Jahresmilchleistung). Die Definition entspricht somit nicht Art. 23 der Eidg. Gewässerschutzverordnung (1998) (Jährliche N- Ausscheidung von 105 kg N, auf Basis einer Milchkuh mit 5000 kg Jahresmilchleistung).
h_{Weide}	Durchschnittliche Stundenzahl auf der Weide (in h/Tag)
$N_{lös}$	Wasserlöslicher N in den Ausscheidungen (in kg N)
NAK	N-Auswaschkoeffizient für den von den Tieren auf der Weide ausgeschiedenen Stickstoff (in kg N / d_{DGVE})
NAP_{TAW}	Jährliche Nitratauswaschung aus den Ausscheidungen der Weidetiere

7.1.3 N-Anfall auf der Weide im Form von Kot und Harn

Der N-Anfall auf der Weide hängt von der Anzahl Weidetage pro Jahr, den Weidestunden pro Tag und der Anzahl von geweideten DGVE ab.

Monatlicher N-Anfall auf der Weide = Monatlicher N-Anfall x d_{DGVE}

$$\text{wo } d_{DGVE} = (h_{Weide} \times d \times DGVE) / 24$$

Nach Whitehead (2000) scheidet Rindvieh 8 g N pro kg TS verzehrtes Futter mit dem Kot aus. Für Rindvieh, das ausgeglichen gefüttert wird, kann damit gerechnet werden, dass ca. 40 % des N mit dem Kot und 60 % mit dem Harn ausgeschieden werden.

7.1.4 Schätzung der Nitratauswaschung aus den Kot- und Harnstellen

Es wird angenommen, dass ein fester Anteil des monatlichen N-Anfalls auf der Weide auswaschungsgefährdet ist. Aus der Literatur (Decau et al., 1997; Stout et al., 1997; Scholefield et al., 1991) wurde für die praxisübliche Weideperiode zwischen Mai und Oktober die N-Auswaschungsgefahr für die Harnstellen auf 22 % und für die Kotstellen auf 13 % des totalen N im Harn bzw. Kot festgelegt. Für eine Kot/Harn-Verteilung des N-Anfalls von 40 % Kot-N und 60 % Harn-N und einen Anteil an wasserlöslichem N in den Ausscheidungen ($N_{lös}$) von 60 % (Menzi et al., 1997) entsprechen diese Werte 30 % des $N_{lös}$. Für die Monate Februar, März und Oktober wurde angenommen, dass zusätzliche 10 % des $N_{lös}$ ausgewaschen werden, für die Monate November, Dezember und Januar zusätzliche 15 %. Basierend auf diesen Annahmen wurde ein N-Auswaschkoeffizient (NAK) pro d_{DGVE} für die verschiedenen Monate abgeleitet. Die Werte sind in der folgenden Tabelle angegeben:

Tabelle 12: Monatliche Auswaschung von durch Weidetiere ausgeschiedenem Stickstoff, dargestellt als N-Auswaschkoeffizient (NAK) pro dDGVE.

	NAK (kg N / d _{DGVE})
Januar	0,078
Februar	0,069
März	0,069
April	0,051
Mai	0,051
Juni	0,051
Juli	0,051
August	0,051
September	0,051
Oktober	0,069
November	0,078
Dezember	0,078

Basierend auf den monatlichen N-Auswaschkoeffizienten (Tabelle 12) kann die jährliche Nitratauswaschung aus den Tierausscheidungen auf der Weide (NAPTAW) berechnet werden:

$$NAP_{TAW} = \sum_{i=Jan}^{Dez} (NAK_i \times d_{DGVE,i})$$

7.2 Schweineweide

Eine Weide für Schweine unterscheidet sich in einigen Aspekten von einer Weide für Wiederkäuer. Die Schweine nehmen nur einen kleinen Teil ihrer Nahrung durch Fressen von Gras auf, der Grossteil ihres Bedarfs wird durch Zufütterung von Kraftfutter gedeckt. Dadurch wird eine grosse Menge Stickstoff zugeführt. Weil Schweine bevorzugte Orte für Ausscheidungen haben, variiert die Belastung des Bodens mit Nährstoffen stark. Laut Salomon et al. (2007) werden 43-95% der Nährstoffe auf einem Flächenanteil von 4-24% des Geheges ausgeschieden. Die höchsten Werte treten beim Unterstand und rund 10 m entfernt von den Futterplätzen auf (Eriksen, 2001). Zusätzlich wird durch die Grab- und Wühltätigkeit der Schweine die Grasnarbe zerstört und die Mineralisierung von organischer Bodensubstanz wird stark angeregt, was laut Stauffer et al. (1999) der wesentliche Faktor für ein erhöhte wahrscheinliche Nitratauswaschung ist.

Ausgehend von den Messdaten von Stauffer et al. (1999) (vgl. Anhang 3) wurden je für den Hüttenbereich (stärker mit Ausscheidungen belastet) und den Hauptbereich der Weide zwei exponentielle Funktionen abgeleitet, welche die Auswaschung in Abhängigkeit der Besatzdichte darstellen:

$$\text{Hauptbereich: } y = 1.309 * e^{0.0179*x} \quad r^2 = 0.88$$

$$\text{Hüttenbereich: } y = 3.1 * e^{0.0114*x} \quad r^2 = 0.82$$

[y] = kg NO₃-N/ha/Monat, [x] = Tiere/ha

8 Literatur

Ammann, H., 2005. Maschinenkosten 2006. FAT-Bericht 643. FAT Tänikon, Aadorf. 44 S.

Anken, T., 2003. Pflanzenentwicklung, Stickstoffdynamik und Nitratauswaschung gepflügter und direktgesäter Parzellen; Diss. ETH Zürich, No. 15393. 217 S.

- Brisson, N., Gary, C., Justes, E., Roche, R., Mary, B., Ripoche, D., Zimmer, D., Sierra, J., Bertuzzi, P., Burger, P., Bussière, F., Cabidoche, Y.M., Cellier, P., Debaeke, P., Gaudillère, J.P., Hénault, C., Maraux, F., Seguin, B & Sinoquet, H., 2003. An overview of the crop model STICS. *European Journal of Agronomy* 18, 309–332.
- Bundesamt für Landwirtschaft (BLW), 2002. Die Abgrenzung der landwirtschaftlichen Erschwerniszonen in der Schweiz. Broschüre.
- Bundesamt für Landwirtschaft (BLW), 2009. Agrarbericht. Anhang „Begriffe und Methoden“. Verfügbar im Internet:
http://www.blw.admin.ch/dokumentation/00018/00498/index.html?lang=de&download=NHZLpZeg7t,Inp6I0NTU042I2Z6In1acy4Zn4Z2qZpnO2YUq2Z6gpJCEdIJ9fWym162epYbg2c_JkKbNoKSn6A
-- (Zugriff Oktober 2010)
- Decau, M. L., Delaby, L. & Roche, B., 1997. AzoPât: une description quantifiée des flux annuels d'azote en prairie pâturée par les vaches laitières. II. Les flux du système sol-plante. *Fourrages* 151, 313-330.
- Dreyman, S., Loges, R. & Taube, F., 2003. Einfluss der Kleeergrasnutzung auf die N-Versorgung und Ertragsleistung marktfähiger Folgefrüchte unter Berücksichtigung einer variierten organischen Düngung. In: Freyer, B. (Ed.), Beiträge zur 7. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau "Ökologischer Landbau der Zukunft", Universität für Bodenkultur Wien, 24. - 26. Februar 2003, 89-92.
- Eriksen, J., 2001. Implications of grazing by sows for nitrate leaching from grassland and the succeeding cereal crop. *Grass and Forage Science* 56, 317-322.
- Fink, M. (Hrsg.), 2007. Gartenbauliche Berichte. Heft 4. 2. Auflage. Grossbeeren/Erfurt. 266 S.
- Flisch, R., Sinaj, S., Charles, R. & Richner, W., 2009. GRUDAF 2009 - Grundlagen für die Düngung im Acker und Futterbau. *Agrarforschung* 16 (2), 1-97
- Hausherr, R., 2007. Variability in soil chemical and crop yield traits in differently tilled small cereal fields. Diss. ETH Zürich, No. 16791. 126 S.
- Hege, U., 2006. Den Schieber etwas zumachen – N_{min} bei Wintergetreide und Wintererbsen. Bayerisches Landwirtschaftliches Wochenblatt. Verfügbar im Internet [URL: http://www.lfl.bayern.de/iab/duengung/mineralisch/06071/linkurl_0_22.pdf; Zugriff Aug. 2010]
- ITADA, 1999. Stickstoffdynamik auf organisch gedüngten Maisflächen. Abschlussbericht zum Projekt A 1.1 (1996 – 1999). ITADA, Colmar. 59 S.
- Lehmann, J., Briner, U. & Rosenberg, E., 1991. Zwischenkulturen - was können sie und was können sie nicht? *Landwirtschaft Schweiz* 4 (4), 151-158.
- Menzi, H., Frick, R. & Kaufmann, R., 1997. Ammoniak-Emissionen in der Schweiz: Ausmass und technische Beurteilung des Reduktionspotentials. Schriftenreihe der FAL 26. 107 S. plus Anhang.
- Nemecek, T., Huguenin-Elie, O., Dubois, D. & Gaillard, G., 2006. Ökobilanzierung von Anbausystemen im Schweizerischen Acker- und Futterbau. Schriftenreihe der FAL 58. 156 S. + 1 CD-ROM.
- Oberholzer, B., 2000. Beurteilung des N-Haushaltsmodell NSIM 2.01. Interner Bericht. FAL Reckenholz, Zürich.
- Oberholzer, B., Poser, K., Dill, A. & Herzog, F., 2001. Stickstoffsimulationsmodelle im Vergleich. Interner Bericht. FAL Reckenholz, Zürich.
- Prasuhn, V. & Mohni, P., 2003. GIS-gestützte Abschätzung der Phosphor- und Stickstoff-Einträge aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Bern. Interner Bericht. FAL Reckenholz, Zürich. 195 S.
- Raschbacher, S. & Offenberger, K., 2006. Stickstoffdüngung von Rüben und Sommergetreide. Beitrag zum Bayerischen Landwirtschaftlichen Wochenblatt. 5 S. Verfügbar im Internet [URL: http://www.lfl.bayern.de/iab/duengung/mineralisch/06071/linkurl_0_17.pdf; Zugriff Aug. 2010].
- Richner, W., Oberholzer, H.-R., Freiermuth, R., Huguenin, O. & Walther, U., 2006. Modell zur Beurteilung des Nitratauswaschungspotenzials in Ökobilanzen – SALCA-Nitrat. Interner Bericht. Agroscope FAL Reckenholz. 25 S.
- Riedo, M., Grub, A., Rosset, M., & Fuhrer, J., 1998. A pasture simulation model for dry matter production, and fluxes of carbon, nitrogen, water and energy. *Ecological Modelling* 105, 141-183.
- Rieger, S., 2001 Impacts of tillage systems and crop rotation on crop development, yield and nitrogen efficiency. Diss. ETH Zürich, No. 14124. 138 S.

- Salomon, E., Akerhielm, H., Lindahl, C. & Lindgren, K., 2007. Outdoor pig fattening at two Swedish organic farms – Spatial and temporal load of nutrients and potential environmental impact. *Agriculture Ecosystems & Environment* 121, 407-418.
- Scholefield, D., Lockyer, D. R., Whitehead, D. C. & Tyson, K. C., 1991. A model to predict transformations and losses of nitrogen in UK pastures grazed by beef cattle. *Plant Soil* 132, 165-177.
- Stauffer, W., Menzi, H. & Trachsel, P., 1999. Gefährden Freiland Schweine das Grundwasser? *Agrarforschung* 6 (7), 257-260.
- Stout, W. L., Fales, S. L., Muller, L. D., Schnabel, R. R., Priddy, W. E. & Elwinger, G. F., 1997. Nitrate leaching from cattle urine and feces in northeast USA. *Soil Science Society of America Journal* 61, 1787-1794.
- Vogel, G., 1996. *Handbuch des speziellen Gemüsebaus*. Ulmer Eugen Verlag, Stuttgart. 1128 S.
- VSGP, 2007. *Handbuch Gemüse 2007*. Bern. 320 S.
- Walther, U., 1994. Die Optimierung der Stickstoffdüngung im Ackerbau mit Hilfe der N_{min} -Methode. Unterlagen Weiterbildungskurs 'Die Düngung im Acker- und Futterbau: Grundlagen und Auswirkungen / La fumure des grandes cultures et herbages: Ses bases et ses conséquences', Grangeneuve-Posieux, 28./29.9.1994. Verband der Ingenieur-Agronomen und der Lebensmittel-Ingenieure, Zollikofen. 40 S.
- Walther, U. & Jäggi, W., 1993. Welche Düngewirkung hat Stallmist? *Badische Bauernzeitung* 46, 24-26.
- Whitehead, D. C., 2000. *Nutrient Elements in Grassland Soil Plant-Animal Relationship*. CAB International, Wallingford. 384 S.
- Williams, J. R., Chambers, B. J., Hartley, A. R. & Chalmers, A. G., 2005. Nitrate leaching and residual soil nitrogen supply following outdoor pig farming. *Soil Use and Management* 21, 245-252
- Wonnenberger, C. und Keller F., 2004. *Gemüsebau*. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart. 384 S.

Die Literaturliste enthält neben den im vorangehenden Text zitierten Arbeiten auch solche, deren Ergebnisse in das Modell eingeflossen sind und die nicht explizit im Text erwähnt sind:

- Bundesamt für Landwirtschaft (BLW), 2002. *Landwirtschaftliche Zonengrenzen der Schweiz*, Karte M. 1:300'000.
- Bundesamt für Meteorologie und Klimatologie (MeteoSchweiz), 2004. *Annalen 2003*. MeteoSchweiz, Zürich.
- Gewässerschutzverordnung (GSchV) vom 28. Oktober 1998 (Stand am 18. November 2003). SR 814.201. EDMZ, Bern.
- Jäggi, W. & Oberholzer, H. R., 1993. Einfluss von Temperatur, Feuchtigkeit und N_{min} -Gehalt auf die Stickstoffmineralisierung im Boden. *Bulletin der Bodenkundlichen Gesellschaft der Schweiz (BGS)* 17, 27-30.
- Jäggi, W. & Walther, U., 1987. Einfluss unterschiedlicher Aufbereitungsverfahren auf den Stickstoffgehalt der Gülle und seine Ertragswirkung im Modellversuch. *Mitteilungen für die Schweizerische Landwirtschaft* 35, 81-92.
- Nievergelt, J., 2002. Nitrat und Fruchtfolgen 20 Jahre lang beobachtet. *Agrarforschung* 9(1), 28-33.
- Oberholzer, H. R. & Olf, H.-W., 1994. Bestimmung leicht löslicher N-Fraktionen im Boden: Einfluss von Extraktionsbedingungen, Bodenvorbereitung und Wurzelzusatz. *VDLUFA-Schriftenreihe* 38, Kongressband 1994, 777-780.
- Oberholzer, H. R., 1990. Beurteilung des Stickstoff-Mobilisierungspotentials des Bodens mit Hilfe verschiedener Extraktionsverfahren. *Die Grüne* 4/1990, 15-18.
- Oberholzer, H. R., 1990. Zusammenhang zwischen verschiedenen N_{mob} -Bestimmungen des Bodens und dem N-Düngebedarf von Mais. *Die Grüne* 4/1990, 19-22.

- Oberholzer, H. R. & Walther, U., 1993. N-Fractionen des Bodens - ihre agronomische und ökologische Bedeutung. Bulletin der Bodenkundlichen Gesellschaft der Schweiz (BGS) 17, 53-56.
- Oberholzer, H. R., Walther, U. & Jäggi, W., 1990. Zusammenhang zwischen verschiedenen N_{mob}-Bestimmungen des Bodens und dem N-Düngebedarf von Mais. Grüne 4, 19-22.
- Walther, U., 1981. Möglichkeiten und Empfehlungen zur Verhinderung von Nährstoffverlusten aus düngungs- und anbautechnischer Sicht. Mitteilungen für die Schweizerische Landwirtschaft 29, 225-234.
- Walther, U., 1983. Einfluss des Mineralstickstoffgehaltes des Bodens und der Düngung auf den Ertrag und die Ertragsstruktur von Winterweizen. Mitteilungen für die Schweizerische Landwirtschaft 31, 102-112.
- Walther, U., 1990. Ertrag und Qualität von Kartoffeln in Abhängigkeit des N_{min}-Gehaltes des Bodens sowie des Zeitpunktes und der Höhe der Stickstoffdüngung. 1. N_{min}-Gehalte des Bodens und Ertrag. Landwirtschaft Schweiz 3, 323-330.
- Walther, U., 1994. Die Optimierung der Stickstoffdüngung im Ackerbau mit Hilfe der N_{min}-Methode. Unterlagen Weiterbildungskurs 'Die Düngung im Acker- und Futterbau: Grundlagen und Auswirkungen / La fumure des grandes cultures et herbages: Ses bases et ses conséquences', Grangeneuve-Posieux, 28./29.9.1994. Verband der Ingenieur-Agronomen und der Lebensmittel-Ingenieure, Zollikofen. 40 S.
- Walther, U., 1995. Optimale Stickstoffdüngung zu Mais mit der N_{min}-Methode. Agrarforschung 2, 273-275.
- Walther, U., 1995. Stickstoffdüngung zu Mais - zur Saat oder später? Agrarforschung 2, 129-132.
- Walther, U. & Jäggi, F., 1992. Stickstoffdüngung von Mais: N_{min}-Gehalte des Bodens vor, während und nach dem Anbau. Landwirtschaft Schweiz 5, 79-85.
- Walther, U., Jäggi, F. & Waldburger, M., 1995. Vier Maisanbauverfahren 1990 bis 1993. N_{min}-Gehalte des Bodens. Agrarforschung 2, 365-368.
- Walther, U., Ryser, J. P. & Flisch, R., 2001. Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau. Agrarforschung 8(6), 1-80
- Walther, U., Schubiger, F. X., & Jäggi, F., 1996. N-Aufnahme durch Kartoffeln und N_{min}-Gehalte des Bodens. Agrarforschung 3, 61-64.
- Walther, U., Weisskopf, P. & Jäggi, F., 1998. Schätzung der optimalen N-Düngung zu Wintergetreide? Agrarforschung 5, 185-188.
- Walther, U., 2001. Mineralstickstoffgehalte des Bodens bei integrierter und biologischer Bewirtschaftung. Schriftenreihe der FAL 36, 24-27.
- Weisskopf, P., Zihlmann, U. & Oberholzer, H. R., 1995. Verlauf des Stickstoffgehaltes in zwei Ackerböden. Agrarforschung 2, 45-48.

Anhang 1: Stickstoffmineralisierung aus der organischen Bodensubstanz

Sandra Ott und Hansrudolf Oberholzer

1 Einleitung

Die Mineralisierung aus der organischen Bodensubstanz ist ein wichtiger Teil des N-Kreislaufs. Durch die Mineralisierung wird eine erhebliche Menge mineralischen Stickstoffs in die Bodenlösung abgegeben, welche ausgewaschen werden kann, wenn sie nicht von den Pflanzen aufgenommen wird.

Zur Bestimmung der Stickstoff-Mineralisierung gibt es verschiedenen Möglichkeiten:

- Bestimmen der N-Mineralisierung im Labor oder Feld: Die Stickstoff-Mineralisierung lässt sich nicht ohne erhebliche Beeinflussung der wichtigsten Einflussfaktoren im Feld messen. Zur Bestimmung werden im Feld intakte Bodenkerne oder Mischproben entnommen und im Labor unter definierten Bedingungen oder im Feld unter realen Bedingungen inkubiert. Dabei wird der mineralische Stickstoff vor der Inkubation und danach gemessen. Daraus kann die Mineralisierungsrate berechnet werden. Dabei ist es nicht möglich, die reale Bodenfeuchtigkeit einzustellen, da sowohl der Wasserentzug durch die Pflanzen fehlt wie auch die Zugabe von Wasser durch Regen vermieden werden muss, um Auswaschung von Nitrat zu verhindern. Weitere Fehler, die nicht verhindert werden können sind bedingt durch das Abschneiden der Wurzeln, was die Zufuhr von Wurzelexsudaten stoppt und die abgeschnittenen Wurzeln in der Bodenprobe können mineralisiert werden.
- Messen des Stickstoffgehaltes im Boden und in den Pflanzen zu bestimmten Zeitpunkten im Feld und Berechnen der Mineralisierung. Dabei ist zu beachten, dass das Ergebnis dieser Berechnungen immer eine Netto-N-Mineralisierung darstellt, da Verluste bzw. Ausnützungskoeffizienten der zugeführten N-Dünger in den meisten Fällen nicht erfasst werden können.

Da die Bestimmung der Mineralisierung recht aufwendig ist, gibt es in der Literatur nur wenige Zahlen zur Mineralisierung von Stickstoff. Es fehlen insbesondere auch Werte in monatlicher Auflösung, welche das Modell SALCA Nitrat benötigt.

Für die Erneuerung von SALCA-NO₃ wurden deshalb grundsätzlich Daten der zweiten Vorgehensweise gewählt. Mit dieser Methode kann die Mineralisierung unter Feldbedingungen erfasst und der Einfluss von Pflanzen, Düngung und Witterung berücksichtigt werden. Verschiedene Faktoren bleiben aber auch bei dieser Methode unberücksichtigt.

Für die Bestimmung der monatlichen Mineralisierung eines Jahres wurde in zwei Schritten vorgegangen. Zuerst wurde der zeitliche Verlauf festgelegt, anschliessend der absolute Wert. Dabei wurde davon ausgegangen, dass der Verlauf nicht von der Höhe der mineralisierten Stickstoffmenge abhängig ist.

2 Zeitlicher Verlauf der Stickstoffmineralisierung

Für den Verlauf der N-Mineralisierung konnten in der Literatur keine geeigneten Daten gefunden werden.

Zur Simulation von N-Aufnahme durch die Pflanzen, der Nitrat auswaschung oder des N-Gehaltes im Boden brauchen alle Stickstoffkreislauf-Modelle Module um den Verlauf der N-Mineralisierung im Boden zu berechnen. Die Verläufe der berechneten N-Mineralisierung von verschiedenen Modellen

unter verschiedenen Kulturen und Situationen (Boden/ Klima) wurden verwendet um einen wahrscheinlichen Verlauf der N-Mineralisierung unter Bedingungen des schweizerischen Mittellandes zu ermitteln.

Tabelle 1: Verwendete Mineralisierungskurven der Stickstoffmodelle

Kultur/ Modell	Den Simulationen zugrunde liegende Versuche	Anzahl Kurven	Quelle
Kartoffeln/ Nsim	1990: Oberstammheim, Riedholz, Wetzikon 1991: Eschenbach, Gränichen, Langenthal, Wetzikon 1992: Gränichen, Reckenholz, Langenthal	11	Oberholzer (2000)
Mais/ Nsim	1993: Ballwil, Worben 1994: Gränichen, Cham, Affoltern 1995: Reiden, Wetzikon	7	Oberholzer (2000)
Gerste/ Nsim	1990: Oensingen, Reckenholz 1991: Oensingen, Reckenholz 1992: Reckenholz, Schöngrün	6	Oberholzer (2000)
Zwischenfrüchte/ Nsim	Kulturen: Brache, Bodenbearbeitung ohne Kultur, Phacelia, Wickhafer, Örettich, SM 210, Rübsen Standorte: Reckenholz (1993, 1994, 1995); Ellighausen (1994, 1995)	29	Oberholzer (2000)
Mais und Kartoffeln/ Candy und Minerva	Kartoffeln: Oberstammheim (1990); Eschenbach (1991); Reckenholz (1992) Mais: Worben (1993), Ins (1994), Reiden (1994), Cham (1994) je einmal analysiert mit Candy und einmal mit Minerva	14	Oberholzer et al. (2001)
Extensive und Intensive Kunstwiese/ Wiesensimulationsmodell (Kyoto-Wiese)	2 Intensitäten, 3 Jahre Standort Oensingen	6	Riedo et al. (1998)
SALCA-NO3 2006		1	Richner et al. (2006)

Die Verläufe der Kurven aus den verschiedenen Modellen sind sich alle recht ähnlich und stimmen auch gut mit dem bisher für SALCA-NO3 verwendeten Mineralisierungsverlauf überein (siehe Abbildung 1). Nur die Kurven von Nsim für Kartoffeln und Mais fallen aus dem Rahmen. Die

Mineralisierung wird hier von Mai bis Juli überschätzt. Dies stimmt auch mit den Beobachtungen von Oberholzer et al. (2001) überein, welche feststellten, dass die N_{min}-Gehalte im Boden in den ersten 1½ bis 3 Monaten nach der Saat bei Mais und Kartoffeln unterschiedlich stark überschätzt werden. Aus diesem Grund werden die zwei Kurven Mais/ Nsim und Kartoffeln/ Nsim für die Bestimmung des Mineralisierungsverlaufs nicht mehr berücksichtigt.

Weil die analysierten Kurven praktisch identisch sind mit dem Verlauf in der Version 2006 des Modells SALCA-NO₃, kann angenommen werden, dass die relativen Werte aus Richner et al. (2006) für die monatliche Stickstoffmineralisierung korrekt sind und weiter verwendet werden können.

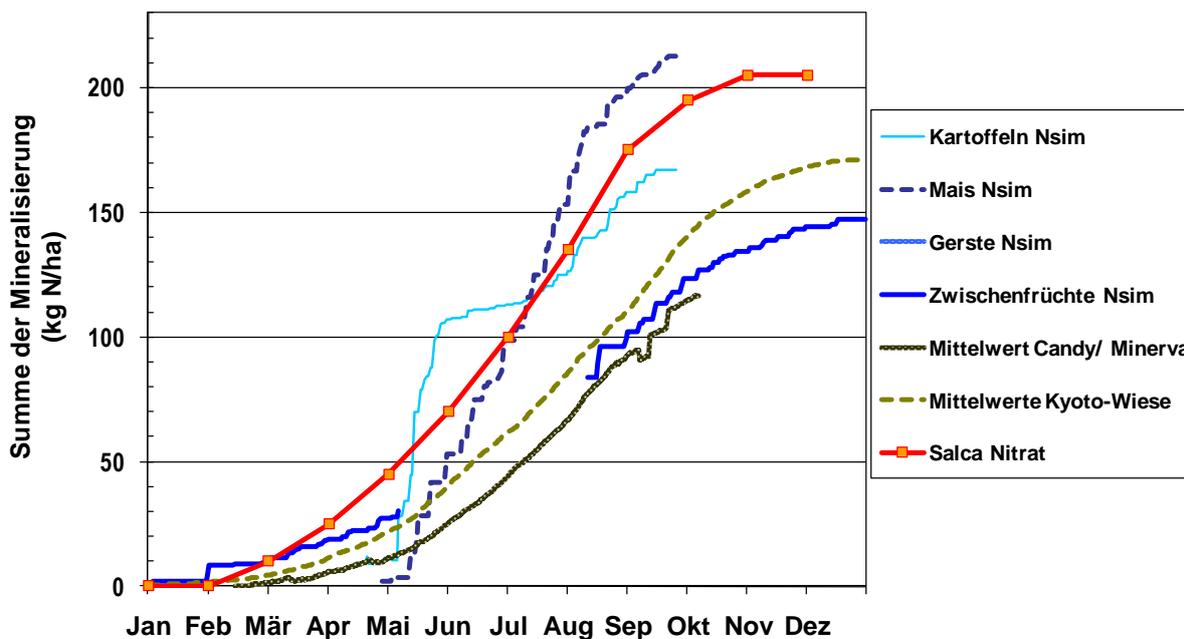
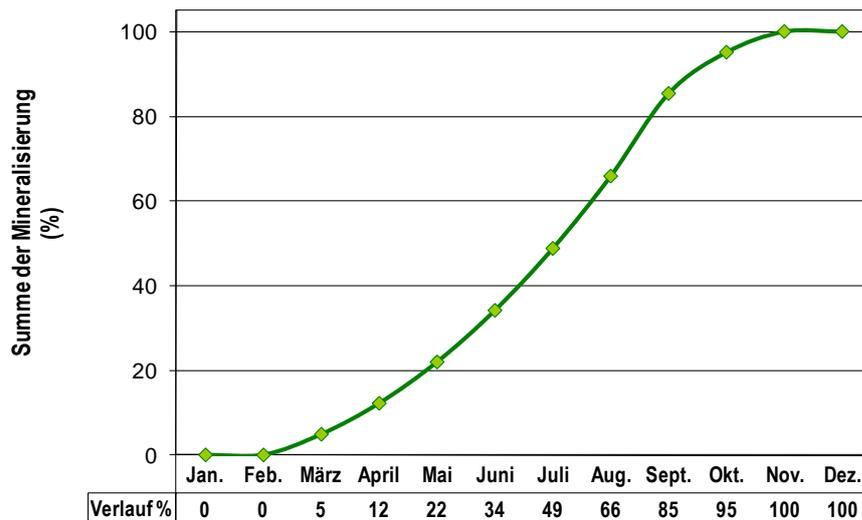


Abbildung 1: Mineralisierungsverlauf verschiedener Modelle

Tabelle 2: Summe der Mineralisierung in kg N/ha

	Kartoffeln Nsim	Mais Nsim	Gerste	Zwischenfrüchte	Mittelwert Candy/Minerva Kartoffeln und Mais	Mittelwerte Kyoto wiese	SALCA- NO ₃
			Beginn bei 0				
Januar	0.0	0.0	0.0	6.0	0.0	1.6	0.0
Februar	0.0	0.0	11.6	9.6	1.6	4.2	0.0
März	0.0	0.0	0.0	18.3	5.6	11.0	10.0
April	11.4	1.8	0.0	27.5	11.1	21.5	25.0
Mai	107.2	52.9	0.0	0.0	24.9	39.4	45.0
Juni	112.8	98.6	0.0	0.0	44.0	61.4	70.0
Juli	125.0	153.1	0.0	0.0	66.4	85.0	100.0
August	158.0	196.9	0.0	99.3	92.3	109.8	135.0
September	0.0	0.0	123.3	123.6	114.6	139.6	175.0
Oktober	0.0	0.0	147.1	134.3	0.0	157.9	195.0
November	0.0	0.0	158.4	144.0	0.0	167.9	205.0
Dezember	0.0	0.0	166.6	147.2	0.0	171.5	205.0

Abbildung 2 zeigt den abgeleiteten Verlauf der Mineralisierung. Diese Mineralisierung gilt nur fürs Talgebiet, da sämtliche Modelle bisher nur für diese Region verwendet wurden.

Abbildung 2: Gewählter Verlauf der Mineralisierung für SALCA-NO₃ (Summenkurve in %)

3 Absoluter Wert der N-Mineralisierung

3.1 Einleitung

In der Literatur konnten keine Schätzwerte für die jährliche Mineralisierung gefunden werden. Dies hängt sicher auch damit zusammen, dass die N-Mineralisierung keine feste Eigenschaft eines Bodens wie z.B. der Tongehalt ist. Sie hängt neben den Bodeneigenschaften (Tongehalt, Humusgehalt) auch sehr stark von der Witterung ab.

In einigen Versuchen wurde aber der Stickstoffentzug von Pflanzen gemessen. Zusammen mit den Werten für N_{\min} im Frühjahr und im Herbst und der Stickstoffdüngung kann die Mineralisierung mit folgender Bilanzgleichung abgeschätzt werden:

$$\text{N-Mineralisierung} = \text{N-Entzug Kultur} - \text{N-Düngung} + (\text{N}_{\min} \text{ Herbst} - \text{N}_{\min} \text{ Frühjahr})$$

Mit dieser Methode wird die Netto-Mineralisierung berechnet, da die Assimilation nicht speziell berechnet oder gemessen wird. Dies ist aber auch gar nicht nötig, da es nur interessiert wie viel mehr (oder weniger) mineralischer Stickstoff aus der Bodensubstanz im Bodenwasser verfügbar ist.

Die Faktoren Auswaschung, Ausgasung und N-Deposition werden bei der oben beschriebenen Bilanz nicht berücksichtigt. Ausgasung und N-Deposition sind entgegengesetzte Prozesse, die sich gegenseitig mehr oder weniger aufheben können. Sie wurden in den meisten Daten, die Grundlage für die Abschätzungen bildeten nicht explizit erfasst und können auch mit dem SALCA-NO₃-Modell nicht erfasst werden. Die Auswaschung kann besonders im Winter, zu einem bedeutenden Teil des Stickstoffkreislaufs werden. Deshalb wird die Bilanz hier nicht über ein Jahr gerechnet, sondern nur von Frühling bis zur Ernte der Kultur. Während dieser Zeit ist die Auswaschung eher klein, denn sobald die Kultur in die starke Wachstumsphase kommt wird der Stickstoff und auch das Wasser fast vollständig von der Kultur aufgebraucht.

Die N-Mineralisierung von gedüngten Parzellen wird mit der verwendeten Berechnungsmethode unterschätzt. In der Berechnung der Mineralisierung wird von einer 100%igen Verwertung des Düngerstickstoffs durch die Pflanze ausgegangen. In Realität ist dies aber kaum der Fall. Deshalb ist die N-Menge in der Pflanze aus dem Dünger in Wirklichkeit kleiner als hier angenommen wird, die Differenz stammt auch noch aus dem Boden, was aber in der Berechnung nicht berücksichtigt wird.

3.2 Verwendete Daten und Vorgehen

Tabelle 3: Verwendete Daten für die Schätzung des Werts der absoluten Mineralisierung

Nr.	Versuch	Düngung	N _{min} Frühling (Probenahme)	N _{min} Herbst (Probenahme)	Geschätzte Parameter	Periode	Quelle
1	Düngungsversuche Kartoffeln ART Reckenholz	40-106kg N	ja (2-3 Wochen vor Saat)	ja (Ernte)		Mitte April bis Ende August	Oberholzer (2000)
2	Düngungsversuche Mais ART Reckenholz	tlw. organisch (Berechnung nach GRUDAF) 0-150kg N	ja (Saat)	ja (Ernte)		Mai bis September	Oberholzer (2000)
3	Winterweizen nach Klee	35kg	ja (Vegetationsbeginn)	ja (Ernte)	Entzug Stroh (N-Korn/N-Stroh nach GRUDAF)	März bis Juli	Dreymann (2003)
4	Mais ITADA	126-194	ja (Frühjahr)	ja (Ernte)		April bis September	ITADA (1999)
5	Winterweizen Rieger	0-Düngung	ja (Vegetationsbeginn)	nein (geschätzt: 20 kg N/ha)		März bis August	Rieger (2001)
6	Winterweizen Hausherr	0-Düngung	ja	ja		Mitte April bis Ende August	Hausherr (2007)
7	Mais Walther	0-Düngung	ja (Saat)	nein (geschätzt: 20 kg N/ha)	Ertrag Stängel berechnet mit HI, N-Gehalt bekannt	Mai bis Oktober	Walther (1994)
8	Winterweizen Walther	0-Düngung	nein	nein	N-Gehalte generell für Arina Keine spezifischen N-Gehalte pro Parzelle	März bis Juli	Walther (1994)
9	Gründüngung Lehmann	25kg	nein	nein		August bis Mitte Oktober	Lehmann (1991)

Die Versuche wurden, mit Ausnahme von ITADA (1999) (Elsass) und Dreyman (2003) (Norddeutschland), alle im Schweizer Mittelland durchgeführt. Für die Daten von Lehmann (1991) und den Winterweizen von Walther (1994) waren keine N_{\min} Werte vorhanden. Hier erfolgte die Abschätzung alleine auf Grunde des Entzugs und der Düngung. Von Hausherr (2007) konnten direkt die berechneten Mineralisierungswerte übernommen werden.

Tabelle 4: Daten für die Berechnung der Mineralisierung für die Periode von Mitte April bis Ende August in kg N/h, Düngungsversuche ART Reckenholz, Kartoffeln

	N_{\min} Frühling	N_{\min} Herbst	Entzug	Düngung	Geschätzte Min.
Wetzikon 90	85.5	66.75	110.6	100	-8.15
Riedholz 90	137.25	97.5	195.31	84	71.56
Oberstammheim 90	120	136.75	219.07	106	129.82
Langenthal 91	108.75	124.5	97.69	70	43.44
Gränichen 91	134.5	108.25	96.72	80	-9.53
Eschenbach 91	103.25	62.25	146.97	40	65.97
Wetzikon 91	85.75	70.25	123.15	95	12.65
Langenthal 92	62.75	75.25	142.65	82	73.15
Gränichen 92	87.25	61	172.92	100	46.67
Eschenbach 92	39	105.5	154.41	54	166.91
Reckenholz 92	78	38	199.52	50	109.52

Tabelle 5: Daten für die Berechnung der Mineralisierung für die Periode von Mai bis September in kg N/ha, Düngungsversuche ART Reckenholz, Mais

	N_{\min} Frühling	N_{\min} Herbst	Entzug	Düngung	Geschätzte Min.
Ballwil 93	50	67	196	0	213.00
Worben 93	97	133	254	149.25	140.75
Affoltern 1994	110	42	167	123.5	-24.50
Cham 1994	72	34	200	120	42.00
Gränichen 1994	63	65	201	140	63.00
Ins 1994			156	153.5	2.50
Langenthal 1994		Fehlt	231	118	113.00
Reiden 1994			247	76.25	170.75
Reiden 1995	61	164	204	93	214
Wetzikon 1995	63	37	144	90	28

Tabelle 6: Daten für die Berechnung der Mineralisierung für die Periode von März bis Juli in kg N/ha aus Dreyman (2003), Winterweizen nach Klee gras

(Vorkultur)	N_{\min} Frühling	N_{\min} Herbst	Entzug	Düngung	Geschätzte Min.
Schnittnutzung	36.57	49.4	100.07	35	77.90
Mischnutzung	35.44	57.78	105.53	35	92.87
Gründüngung	42.82	53.98	107.84	35	84.00

Tabelle 7: Daten für die Berechnung der Mineralisierung für die Periode von April bis September in kg N/ha aus ITADA (1999), Untersuchungen bei Mais

	N _{min} Frühling	N _{min} Herbst	Entzug	Düngung	Geschätzte Min.
DS_1996	11	30	155	194	-20
RS_1996	21	20	149	194	-46
PF_1996	61	22	152	126	-13
PH_1996	85	20	144	126	-47
DS_1997	5	17	211	150	73
RS_1997	4	13	205	150	64
PF_1997	4	12	211	150	69
PH_1997	55	16	226	137	50
DS_1998	6	33	147	151	23
RS_1998	4	31	147	151	23
PF_1998	4	18	150	151	13
PH_1998	33	23	155	151	-6

Tabelle 8: Daten für die Berechnung der Mineralisierung für die Periode von März bis August in kg N/ha aus Rieger (2001), Winterweizenversuch

	N _{min} Frühling	N _{min} Herbst	Entzug	Düngung	Geschätzte Min.
Gerste_Z_CT_1996	53.5	20	113	0	79.5
Gerste_Z_MT_1996	65.8	20	100	0	54.2
Gerste_Z_NT_1996	57.8	20	118	0	80.2
Weizen_S_CT_1997	42.4	20	83	0	60.6
Weizen_S_MT_1997	44.5	20	82	0	57.5
Weizen_S_NT_1997	51	20	90	0	59
Mais_Z_CT_1997	26.3	20	82	0	75.7
Mais_Z_MT_1997	30.4	20	96	0	85.6
Mais_Z_NT_1997	46.2	20	86	0	59.8
Raps_Z_CT_1997	38.7	20	103	0	84.3
Raps_Z_MT_1997	52	20	97	0	65
Raps_Z_NT_1997	22.2	20	96	0	93.8
Mais_S_CT_1998	40.4	20	97	0	76.6
Mais_S_MT_1998	37.3	20	98	0	80.7
Mais_S_NT_1998	41.4	20	81	0	59.6
Raps_S_CT_1998	56.6	20	137	0	100.4
Raps_S_MT_1998	47.1	20	152	0	124.9
Raps_S_NT_1998	49	20	111	0	82
Mais_Z_CT_1998	24.2	20	49	0	44.8
Mais_Z_MT_1998	40	20	69	0	49
Mais_Z_NT_1998	33.7	20	51	0	37.3
Raps_Z_CT_1998	38.5	20	94	0	75.5
Raps_Z_MT_1998	51.1	20	77	0	45.9
Raps_Z_NT_1998	44.9	20	73	0	48.1

Tabelle 9: Daten für die Berechnung der Mineralisierung für die Periode von Mitte April bis Ende August in kg N/ha aus Hausherr (2007), Versuch Bodenbearbeitung in Winterweizen

	N_{\min} Frühling	N_{\min} Herbst	Entzug	Düngung	Mineralisierung
1999 CT				0	118.19
2000 CT				0	116.00
1999 NT				0	94.38
2000 NT				0	118.83

Tabelle 10: Daten für die Berechnung der Mineralisierung für die Periode von Mai bis Oktober in kg N/ha aus Walther (1994), Maisversuche

		N_{\min} Frühling	N_{\min} Herbst	Entzug	Düngung	Mineralisierung
1985	Habstetten	24	20	57.47	0	53.47
1985	Wichtrach	53	20	115.68	0	82.68
1985	Bätterkinden	39	20	67.11	0	48.11
1985	Oensingen	39	20	124.76	0	105.76
1985	Cadenazzo	85	20	187.24	0	122.24
1985	Ellighausen	58	20	171.48	0	133.48
1986	Habstetten	22	20	88.24	0	86.24
1986	Bätterkinden	68	20	107.89	0	59.89
1986	Oensingen	47	20	151.83	0	124.83
1986	Cadenazzo	40	20	168.14	0	148.14
1986	Reckenholz	40	20	135.70	0	115.70
1986	Ellighausen	40	20	132.36	0	112.36
1987	Schüpfen	-	-	71.00	0	71.00
1987	Habstetten	-	-	106.41	0	106.41
1987	Wichtrach	-	-	164.07	0	164.07
1987	Bätterkinden	-	-	101.59	0	101.59
1987	Oensingen	-	-	109.93	0	109.93
1987	Cadenazzo	-	-	97.88	0	97.88
1987	Reckenholz	-	-	101.78	0	101.78
1987	Ellighausen	-	-	101.41	0	101.41
1988	Schüpfen	59	20	93.06	0	54.06
1988	Habstetten	32	20	150.16	0	138.16
1988	Wichtrach	93	20	178.71	0	105.71
1988	Bätterkinden	20	20	91.58	0	91.58
1988	Oensingen	50	20	146.27	0	116.27
1988	Cadenazzo	54	20	93.25	0	59.25
1988	Reckenholz	36	20	160.54	0	144.54
1989	Schüpfen	28	20	66.00	0	58.00
1989	Habstetten	48	20	181.68	0	153.68
1989	Bätterkinden	67	20	121.43	0	74.43
1989	Oensingen	73	20	145.53	0	92.53
1989	Cadenazzo	41	20	187.79	0	166.79
1989	Reckenholz	83	20	223.39	0	160.39
1989	Ellighausen	108	20	191.87	0	103.87

Tabelle 11: Daten für die Berechnung der Mineralisierung für die Periode von März bis Juli in kg N/ha aus Walther (1994), Winterweizenversuche

	N _{min} Frühling	N _{min} Herbst	Entzug	Düngung	Mineralisierung
200 F 1983			71.70	0	71.70
200 F 1984			132.02	0	132.02
200 F 1985			116.35	0	116.35
200 M 1983			63.11	0	63.11
200 M 1984			125.79	0	125.79
200 M 1985			107.98	0	107.98
200 S 1983			56.89	0	56.89
200 S 1984			119.78	0	119.78
200 S 1985			111.20	0	111.20
375 F 1983			71.48	0	71.48
375 F 1984			144.04	0	144.04
375 F 1985			114.20	0	114.20
375 M 1983			58.17	0	58.17
375 M 1984			136.96	0	136.96
375 M 1985			121.07	0	121.07
375 S 1983			57.10	0	57.10
375 S 1984			126.44	0	126.44
375 S 1985			110.98	0	110.98
550 F 1983			74.70	0	74.70
550 F 1984			147.91	0	147.91
550 F 1985			122.36	0	122.36
550 M 1983			69.77	0	69.77
550 M 1984			140.18	0	140.18
550 M 1985			115.06	0	115.06
550 S 1983			65.69	0	65.69
550 S 1984			135.45	0	135.45
550 S 1985			111.41	0	111.41

Tabelle 12: Daten für die Berechnung der Mineralisierung für die Periode von August bis Mitte Oktober in kg N/ha aus Lehmann (1991), Zwischenkulturen

	N _{min} Frühling	N _{min} Herbst	Entzug	Düngung	Geschätzte Min.
Markstammkohl			94	25	69.00
Grünschnittmais			104	25	79.00
Sorghum			105	25	80.00
Futtermais			89	25	64.00
Sommerrüben			88	25	63.00
Chinakohlrüben			189	25	164.00
Sonnenblumen			135	25	110.00
Sareptasenf			111	25	86.00
Phacelia			89	25	64
Serradella			77	25	52
Buchweizen			71	25	46
Spinat			10	25	-15
Ölrettich a			107	25	82
Ölrettich b			112	25	87
Gelbsenf			113	25	88
Spörgel			65	25	40
Malve			98	25	73

Die Mineralisierung wurde für die betrachtete Periode (siehe Tabelle 3 sowie Beschriftungen der Tabelle 4 bis Tabelle 12) berechnet. Die Formel lautet: N-Mineralisierung = N-Entzug Kultur – N-Düngung + (N_{min} Herbst- N_{min} Frühjahr). Nicht vorhandene Parameter mussten geschätzt werden (siehe Tabelle 3; Spalte „Geschätzte Parameter“).

Von jedem Datensatz wurde einzeln der Median, Maximum, Minimum, 1. und 3. Quartil bestimmt (siehe Tabelle 13).

Die Daten wurden anschliessend mithilfe des in Kapitel 2 bestimmten Verlaufs auf ein ganzes Jahr hochgerechnet. Einerseits erfolgte die Umrechnung damit sie miteinander verglichen werden können und andererseits benötigt das Modell jährliche Werte.

Die Umrechnung erfolgte folgendermassen: Als erstes wurde bestimmt welche Periode ein entsprechender Datensatz abdeckt. Da der Verlauf der Mineralisierung schon bestimmt wurde, konnte anschliessend ausgerechnet werden wie viel Prozent in der bestimmten Periode mineralisiert wurden. Daraus konnte die Mineralisierung für das ganze Jahr abgeleitet werden.

Aus den Medianen der einzelnen Datensätze wurden Mittelwert und Median berechnet. Dabei wurde keine Gewichtung vorgenommen, z.B. wurden Versuche mit oder ohne Düngung genau gleich gewichtet, obwohl bei Versuchen mit Düngung von einer grösseren Verfälschung ausgegangen werden muss.

3.3 Resultate

Tabelle 13: Resultate der Berechnung der Mineralisierung in kg N/ha für die untersuchte Periode

	Kartoffeln Nsim n=11	Mais Nsim n=10	WW nach Klee n=3	Mais ITADA n=12	WW Rieger n=24	WW Hausherr n=4*12	Mais Walther n=34	WW Walther n=27	Gründüngung n=17
Median	65.97	88.00	84.00	18.00	70.25	117.10	104.79	114.20	73.00
3. Quartil	91.34	163.25	88.43	53.50	81.03	118.35	124.18	126.12	86.00
Maximum	166.91	214.00	92.87	73.00	124.90	118.83	166.79	147.91	164.00
Minimum	-9.53	-24.50	77.90	-47.00	37.30	94.38	48.11	56.89	-15.00
1. Quartil	28.05	31.50	80.95	-14.75	56.68	110.60	83.57	71.59	63.00
Periode (in Tagen) (für Zeitraum siehe Tabelle 3)	140	150	210	180	150	135	180	210	80
Hochgerechnet auf ein ganzes Jahr									
Median	115	120	172	22	144	253	126	234	166

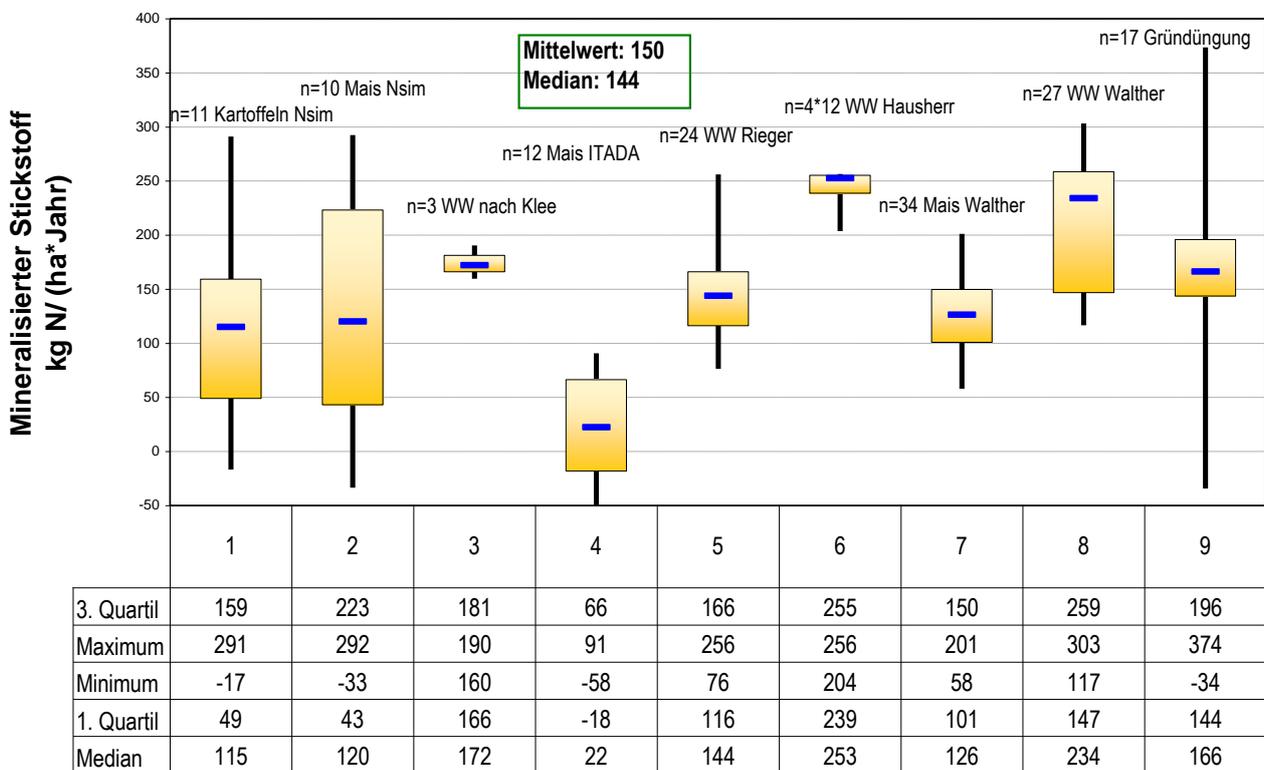


Abbildung 3: Jährlich mineralisierter Stickstoff (kg N/ha*Jahr) aus verschiedenen Versuchen

Abbildung 3 zeigt die Mineralisierung aus den verschiedenen Datensätzen. Als effektiver Wert für die jährliche Mineralisierung wird der Median aller Datensätze verwendet, er beträgt 144 kg N/ ha*Jahr.

3.3.1 Anpassung der Grundmineralisierung

Für die Berechnung der Mineralisierung wurden Daten verwendet, die von verschiedenen Böden mit unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensität stammen. Die daraus abgeleitete jährliche Mineralisierung wird auf 144 kg N/ha geschätzt. Für das Modell wird die Grundmineralisation gebraucht, die einen Boden mit 2% Humus und weniger als 20 % Ton zutrifft. Um eine Überkorrektur zu vermeiden, wird das Niveau der

jährlichen Grundmineralisierung im Talgebiet von 144 auf 120 kg N / ha reduziert. Für die Hügel- und Bergregion werden die Daten entsprechend ebenfalls angepasst von 130 auf 110 bzw. von 110 auf 91,7 kg N / ha. Die für die einzelnen Monate berechneten Werte sind in Tab. 16 zusammengestellt.

Tabelle 14: Wahrscheinliche mikrobielle Nitratbildung pro Monat in einem Boden mit einem Humusgehalt von 2 % und einem Tongehalt von 15 % (0 - 20 cm) bei regelmässigem Hofdüngereinsatz (Viehbesatz: 1 DGVE ha⁻¹) ohne intensive Bodenbearbeitung.

Nitratbildung pro Monat (kg N ha ⁻¹) ohne intensive Bodenbearbeitung im laufenden Monat													
Gebiet	Jan	Febr	Mär	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov	Dez	Jan.-Dez.
Tal	0	0	5.8	9.1	11.6	14.9	17.4	20.7	23.2	11.6	5.8	0	120
Hügel	0	0	2.5	6.7	11.7	16.7	17.5	17.5	20.8	10.8	5.8	0	110
Berg	0	0	1.7	3.3	10.8	19.2	15.8	15.0	17.5	7.5	0.8	0	91.7

3.4 Diskussion

Tabelle 15: Sensitivität von Median und Mittelwert (kg N/ha*Jahr)

	Mittelwert	Median
Verwendete Berechnungsart (alle Daten ungewichtet, N _{min} Herbst 20 kg N/ha)	150.4	144.0
ohne kleinsten Wert	166.4	155.1
ohne grössten Wert	137.6	135.2
alle Werte; N _{min} Herbst 0 kg N/ha	144.1	120.3
alle Werte; N _{min} Herbst 20 kg N/ha	150.4	144.0

Der so bestimmte Wert für die jährliche Stickstoffmineralisierung aus der Bodensubstanz kann nicht als allgemein gültig angesehen werden. Denn es spielt eine sehr grosse Rolle welche Daten verwendet wurden (siehe Tabelle 15). Die jährliche N-Mineralisierung ist auch kein Durchschnittswert für alle in der Schweiz vorkommenden Böden, sondern eher ein wahrscheinlicher, realistischer Wert.

Für Rieger (2001) und Walther (1994) bei Winterweizen sind zwar die Frühjahrs N_{min} Werte bekannt, nicht aber die N_{min}-Werte am Ende der Periode im Herbst. In diesem Fall musste eine Annahme getroffen werden. Im Herbst ist der mineralische Stickstoff im Boden durch die Pflanzen meist weitgehend aufgebraucht, alles können die Pflanzen dem Boden aber nicht entziehen. Häufige Werte liegen um ungefähr 20 kg N/ha (Annahme). Die Höhe dieser geschätzten Herbst N_{min} Werte hat einen grossen Einfluss auf den Median aller Datensätze. Eine Annahme von z.B. 0 kg N_{min} im Herbst würde die Mineralisierung im Median auf 120 kg N/ha*Jahr verringern.

Die Mineralisierung im Versuch von ITADA (1999) liegt in allen Fällen deutlich unter den 120 kg N/ha. In diesem Versuch wurden sehr hohe Stickstoff-Düngermengen eingesetzt zwischen 126 und 194 kg N/ha. Besonders bei so hohen Düngergaben ist die Ausnutzung des gedüngten Stickstoffs niemals 100%. Vielmehr nimmt sie ab einem gewissen Punkt mit der Zunahme der Düngermenge ab. Eine tiefe Ausnutzung des Düngerstickstoffs führt aber dazu, dass die berechnete Mineralisierung geringer und damit die effektive Mineralisierung unterschätzt wird. In einigen Fällen wird sie in diesem Fall sogar negativ. Einen ähnlichen Effekt auf die berechnete Mineralisierung haben auch allenfalls in den Versuchen vorgekommene N-Auswaschungen aus der Mineralisierung der Bodensubstanz. Weiter können auch der Einfluss des Jahres und des Ortes der Untersuchung (die Studie stammt aus dem Elsass) zu Unterschieden führen.

Für die Berechnung des Medians wurden keine Gewichtungen vorgenommen, obwohl man annehmen könnte, dass die Werte aus 0-Düngungsversuchen weniger Fehler aufweisen, als solche aus Versuchen mit Düngung. Auch könnten die Maisversuche stärker gewichtet werden als solche mit Weizen, da Mais eine längere Periode des Jahres abdeckt und der Winterweizen vorher schon Stickstoff aufgenommen hat.

Zwischen den Versuchen, aber auch innerhalb gibt es eine sehr grosse Variabilität der Daten. Dies ist einerseits auf den Einfluss des Bodens zurückzuführen, da für die Unterschiedlichen Ton- und Humusgehalte keine Korrektur vorgenommen werden konnte. Andererseits verfälscht die Düngung teilweise die Ergebnisse (siehe z.B. ITADA, 1999). Die Variabilität innerhalb der Versuche kommt aber besonders aus dem Jahreseinfluss zustande, eine von Jahr zu Jahr unterschiedliche Witterung führt nämlich auch zu einer unterschiedlichen Mineralisierung.

4 Anpassung der N-Mineralisierung an die drei Produktionsregionen

4.1 Einleitung

Bisher war das Modell SALCA-NO₃ nur für das klassische Ackerbaugebiet und angrenzenden Regionen [Ackerbauzone und erweiterte Übergangszonen gemäss Produktionskataster (Bundesamt für Landwirtschaft, 2002)] der Schweiz anwendbar. Für eine Anwendung in der ganzen Schweiz, müssen die Besonderheiten der unterschiedlichen Regionen, insbesondere das unterschiedliche Klima, berücksichtigt werden.

Für die Auswertung der Buchhaltungsdaten und die regionenspezifische Darstellung werden die Anbauzonen gemäss Produktionskataster (Bundesamt für Landwirtschaft, 2002) zu drei Regionen zusammengefasst (Bundesamt für Landwirtschaft, 2009). Die Talregion umfasst die Ackerbauzone und die Übergangszonen, die Hügelregion wird aus der Hügelzone und der Bergzone I gebildet und die Bergregion umfasst die Bergzonen II bis IV. Die Zonen- und daher auch die Regioneneinteilung beruht aber nicht auf naturwissenschaftlichen Kriterien, wie Bodeneigenschaften oder Klima sondern ist vielmehr durch einen politischen Prozess entstanden. Die Zonen spielen insbesondere bei der Zuteilung der Subventionen eine grosse Rolle. Die Einteilung soll Subventionen für besondere Erschwernisse ermöglichen, sie beruht auf der Oberflächengestaltung, der Verkehrslage sowie der klimatischen Lage (Bundesamt für Landwirtschaft, 2002).

4.2 Vorgehen

Die Einteilung in Produktionsregionen wird nach der Einteilung des Bundesamts für Landwirtschaft vorgenommen, es wird also in die drei Regionen Berg, Hügel und Tal eingeteilt. Dies hat den Vorteil, dass so die Zonenzuteilung einer Parzelle einfach vorgenommen werden kann, da diese Daten in der Regel sowieso erhoben werden. Nachteilig ist, dass den einzelnen Regionen keine bestimmten klimatischen Eigenschaften zugeordnet sind, diese müssen deshalb zuerst ermittelt werden.

Für die Bestimmung des mittleren Klimas der Regionen Tal, Hügel und Berg wird das Wetter aller Stationen, die sich in der entsprechenden Zonen befindenden, vom 1.1.1981 bis 31.12.2003 gemittelt (Einteilung der Stationen gemäss Tabelle 16). Dieses Klima wird auch für die Simulationen des N-Entzugs mit STICS (siehe Bericht Kapitel 5.3) verwendet.

Die Anpassung der Mineralisierung erfolgt durch Simulation mit dem Modell Riedo et al. (1998). Für diese Simulation werden stündliche Daten des Klimas benötigt, die aber für das mittlere Klima nicht vorliegen. Als behelfsmässige Grundlage für die Simulation kann das Wetter von Oensingen verwendet werden, dies entspricht in etwa dem Talklima. Das Wetter von Oensingen wurde für die Jahre 2002 bis 2004 schon für das Modell aufbereitet und stand deshalb zur Verfügung. Für die Klimaregionen Hügel und Berg wird dieses Wetter mit den wichtigsten Unterscheidungsfaktoren für die Regionen korrigiert.

Eine Analyse der mittleren Klimate der drei Regionen ergab, dass die Temperatur den wichtigsten Unterschied darstellt. Zwar unterscheidet sich auch der mittlere Niederschlag zwischen den Regionen (siehe Abbildung 4). Die Verteilung und Häufigkeit der Niederschläge variiert aber innerhalb der Regionen noch viel

mehr, so dass bei einer Berücksichtigung dieses Klimafaktors noch eine feinere Unterteilung nötig geworden wäre. Damit das Modell handhabbar blieb, wurde deshalb darauf verzichtet.

Der Verlauf der Temperatur ist in allen Regionen ziemlich parallel (siehe Abbildung 5). Daher kann der Einfluss der Temperatur einfach dadurch berücksichtigt werden, indem vom Stundenwert von Oensingen (entspricht dem Talgebiet) der Unterschied in der Durchschnittstemperatur abgezogen wird (Unterschiede: Tal-Hügel: 0.8 °C, Tal-Berg 4.7 °C).

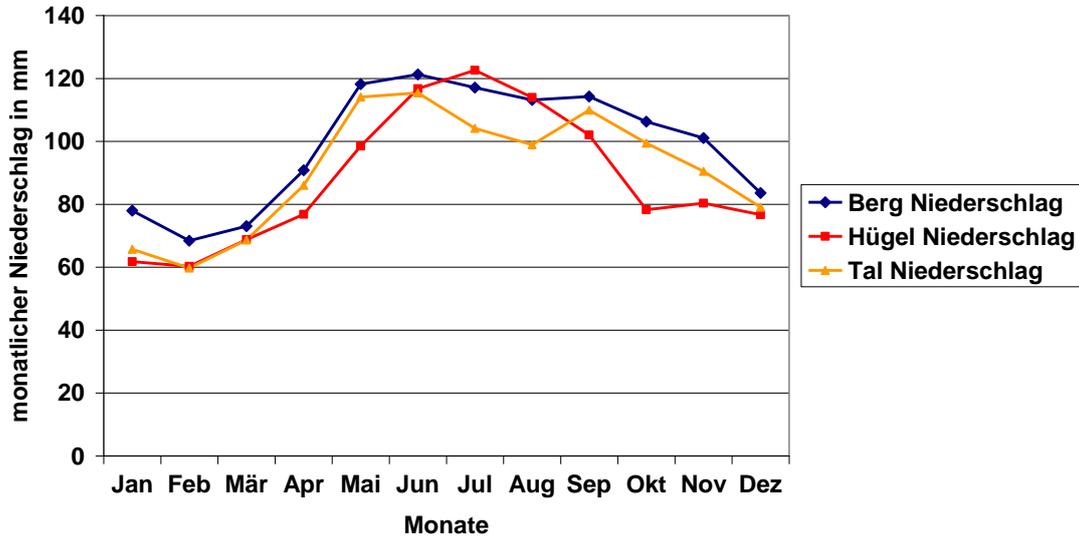


Abbildung 4: Verlauf des durchschnittlichen Niederschlags der Tal-, Hügel- und Bergregion (monatliche Summen in mm)

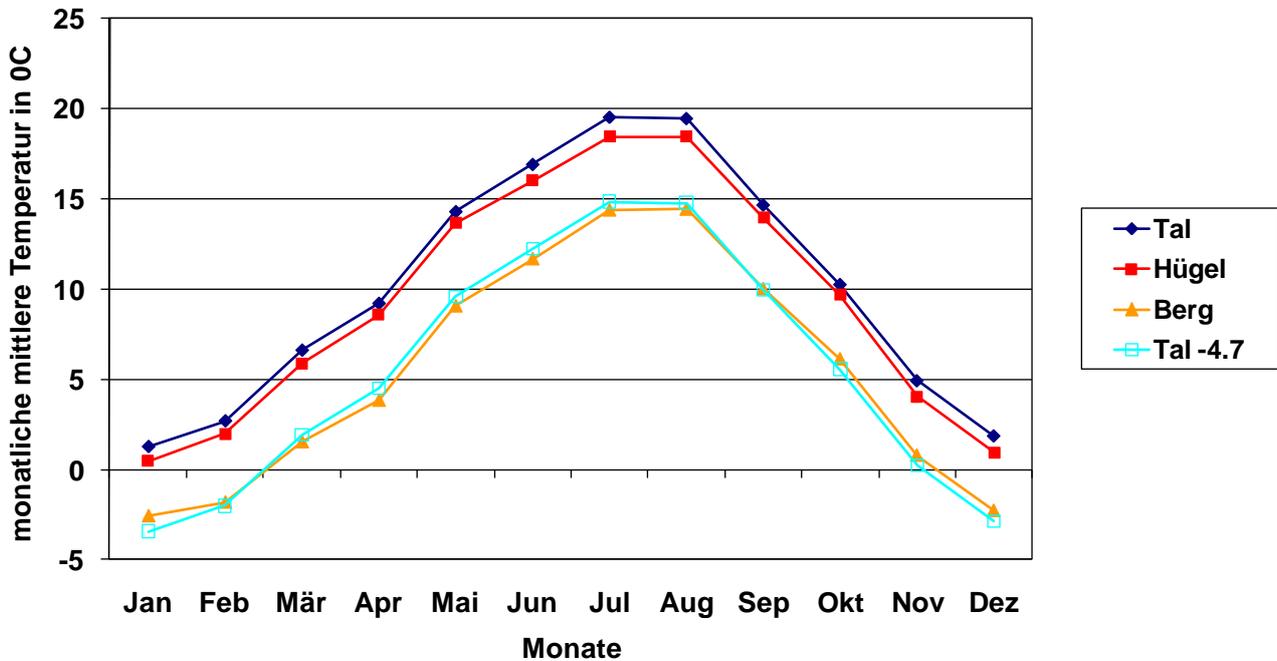


Abbildung 5: Verlauf der durchschnittlichen Temperatur der Tal-, Hügel- und Bergregion und der Talregion reduziert um 4.7 °C (monatliche Mittelwerte, °C)

Tabelle 16: Zuteilung der Meteostationen zu den Regionen Tal, Hügel und Berg (Quelle: MeteoSchweiz)

Stationsnr.	PLZ	Ort	Region
2	1530	Payerne	Tal
4	4923	Wynau	Tal
7	1860	Aigle	Tal
9	2916	Fahy	Tal
17	6900	Lugano	Tal
19	7000	Chur	Tal
21	1951	Sion-Aérodrome	Tal
22	6573	Magadino	Tal
23	2000	Neuchâtel	Tal
24	6855	Stabio	Tal
31	1216	Genève-Cointrin	Tal
32	8302	Kloten	Tal
34	1009	Pully	Tal
40	5034	Buchs-Suhr	Tal
41	6000	Luzern	Tal
43	8200	Schaffhausen	Tal
44	8044	Zürich-SMA	Tal
48	4102	Basel-Binningen	Tal
51	1262	Changins	Tal
53	3097	Bern-Liebefeld	Tal
54	8594	Güttingen	Tal
56	8820	Wädenswil	Tal
57	8356	Tänikon	Tal
58	8046	Zürich-Reckenholz	Tal
59	6600	Locarno Monti	Tal
6	9490	Vaduz	Hügel
14	6460	Altdorf	Hügel
25	3800	Interlaken	Hügel
29	9000	St. Gallen	Hügel
30	8751	Glarus	Hügel
37	3931	Visp	Hügel
39	4497	Rünenberg	Hügel
65	1996	Fey/Nendaz	Hügel
10	3962	Montana	Berg
11	3920	Zermatt	Berg
15	3988	Ulrichen	Berg
16	6776	Piotta	Berg
18	7503	Samedan-St-Moritz	Berg
26	7180	Disentis	Berg
27	7438	Hinterrhein	Berg
28	7270	Davos	Berg
33	6491	Andermatt-Gütsch	Berg
36	3715	Adelboden	Berg
38	2300	Chaux-de-Fonds, La	Berg
42	6390	Engelberg	Berg
49	7742	Robbia/Poschiavo	Berg
50	7550	Scuol	Berg
52	1453	Frétaz, La/Bullet	Berg
63	1983	Evolene-Villaz	Berg
67	6716	Comprovasco/Acqua	Berg
70	1716	Plaffeien	Berg

Aus der Simulation folgt für die einzelnen Regionen ein Verlauf der Mineralisierung und für die absolute Höhe ein Verhältnis zum Talgebiet. Die absolute Mineralisierung der Regionen Hügel und Berg wird anschliessend in diesem Verhältnis an die absolute Mineralisierung des Talgebiets von 144 kg N/ha*Jahr angepasst.

4.3 Resultate

Für die Bestimmung der Mineralisierung in den Regionen Hügel und Berg wurde die durchschnittliche Mineralisierung der Jahre 2002, 2003 und 2004 ausgewertet. Es wurde für jedes Jahr eine Simulation mit einer extensiven und einer intensiven Wiese durchgeführt, davon wurde für ein Jahr der Durchschnitt genommen. Auch für das Talgebiet wurde die Mineralisierung so ausgewertet, der Verlauf stimmt ziemlich gut mit dem Verlauf in SALCA-NO₃ überein.

Für das Hügelgebiet folgt aus diesem Vorgehen eine jährliche Mineralisierung von 110 kg N/ha*Jahr. Im Berggebiet wird entsprechend 91.7 kg N/ha*Jahr mineralisiert. In Abbildung 6 sind die relativen Verläufe der Mineralisierung in % der jährlichen Mineralisierung für die drei Regionen Tal, Hügel und Berg abgebildet.

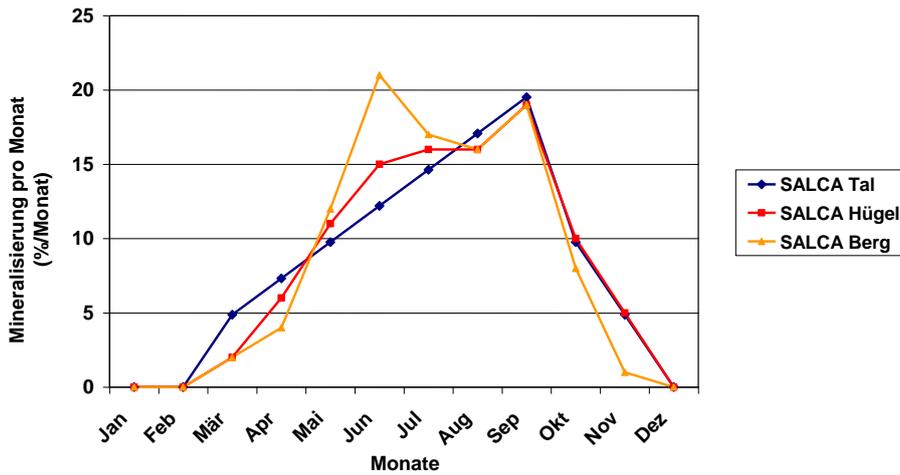


Abbildung 6: Relativer Verlauf der Mineralisierung für die Regionen Tal, Hügel und Berg (% der jährlichen Mineralisierung von 120 kg N/ha (Tal), 1130 kg N/ha (Hügel) und 91.7 kg N/ha (Berg)).

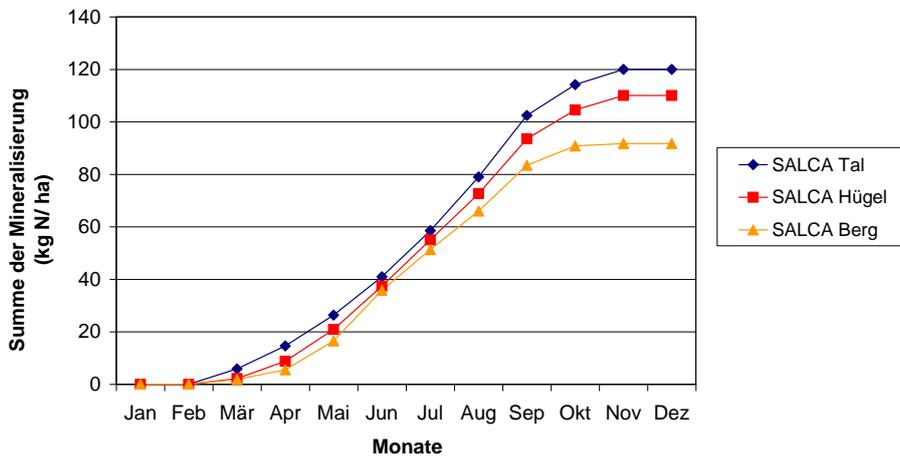


Abbildung 7: Summenkurve des Mineralisierungsverlaufs für die drei Regionen Tal, Hügel und Berg in Kg N/ha

4.4 Diskussion

Das Wetter der Jahre 2002 bis 2004 besteht aus einem sehr trockenen Jahr (2003) und einem vor allem im letzten Drittel zu nassen Jahr (2002). Der Verlauf des Niederschlags und der Temperatur entspricht im Jahr 2004 am ehesten dem langjährigen Schweizer Mittel in der Talregion. Deshalb ist anzunehmen, dass die Mineralisierung im Jahr 2004 auch am ehesten einer mittleren Mineralisierung entsprechen würde. Sowohl zu viel als auch zu wenig Wasser können die Mineralisierung beeinträchtigen, der Durchschnitt der Mineralisierung eines nassen und eines trocken Jahres ergeben nicht zwingend die Mineralisierung eines mittleren Jahres.

Trotzdem wird hier der 3-Jahres-Durchschnitt für die Mineralisierung verwendet, weil der Mineralisierungsverlauf des Jahres 2004 nicht mit dem Verlauf von SALCA-NO₃ übereinstimmt. Der Verlauf des Jahres 2004 weist im Frühjahr einen wesentlich steileren Anstieg und Anfangs Sommer ein Maximum auf, wie sie nachher auch für die Regionen Hügel und Berg (auch im Durchschnitt) zu finden sind. Damit die Kongruenz mit dem Modell bestehen bleibt, wurde deshalb auf den Durchschnitt über drei Jahre ausgewichen. Die Übereinstimmung mit dem Verlauf wurde dabei als wichtiger betrachtet, als die genaue Übereinstimmung der Klimadaten.

Durch diesen Entscheid könnten aber ebenfalls Verfälschungen auftreten. Weitere Simulationen mit genau abgestimmten Klimadaten wären nötig, um zu zeigen ob der steile Anstieg im Frühling und das lokale Maximum auch im Talgebiet auftreten.

Anhang 2: Korrekturfaktoren der Mineralisierung

Sandra Ott und Hansrudolf Oberholzer

1 Bodenbearbeitung

Der Einfluss der Bodenbearbeitung auf die Mineralisierung ist nicht klar erwiesen. Die Literatur lässt keine klare Aussage darüber zu. Manche Fälle zeigen eine Förderung der Mineralisierung, öfters gibt es keine Effekte und in seltenen Fällen führt die Bodenbearbeitung sogar zu einer kleineren Mineralisierung als ohne Bearbeitung.

Tendenziell lässt sich aber eine Förderung der Mineralisierung durch die Bodenbearbeitung feststellen, dies konnte aber noch nicht abschliessend bewiesen werden. Die Experten sind sich aber einig, dass die Bodenbearbeitung auf Grund der dabei im Boden ablaufenden Prozesse die Mineralisierung steigert. Durch die Bearbeitung wird das Bodengefüge zerkleinert und der Boden durchmischt, wodurch die abbaubaren Stoffe für die Mikroorganismen besser zugänglich werden. Der Boden wird auch gelockert und dadurch besser mit Sauerstoff versorgt, dies steigert die Mineralisierung noch weiter (Anken, 2003).

Schon seit langem wird zudem propagiert, dass eine Bodenbearbeitung zum falschen Zeitpunkt die Auswaschungsgefahr erhöht. Da die Bewertung mit Ökobilanzen ein schlechtes Management auch aufzeigen will, sollte daher nicht auf die Korrektur für die Bodenbearbeitung verzichtet werden. Für die Definition der Intensität der Bodenbearbeitung in Abhängigkeit des eingesetzten Gerätes ist Tabelle 5 im Bericht massgebend.

Da die publizierten Versuche keine klare Aussage zulassen bezüglich einer Zunahme der Mineralisierung durch die Bodenbearbeitung, soll an der Korrektur so festgehalten werden wie sie im Modell von Richner et al. (2006) vorgeschlagen wurde. Eine Korrektur wird nur für Geräte gemacht, welche den Boden intensiv bearbeiten (siehe Tabelle 17).

Die meisten durchgeführten Versuche betrachten nur die Auswirkung auf die Mineralisierung durch den Pflug im Vergleich zu minimaler Bodenbearbeitung oder Direktsaat. Für die Bestimmung der Höhe der Korrektur wird deshalb ebenfalls von Richner et al. (2006) ausgegangen. Da es sich dabei aber um Mineralisierungspotenziale handelt, muss die Höhe der Korrektur angepasst werden. Die Summe der monatlichen Korrekturen beträgt insgesamt 66% der jährlichen Mineralisation. Die Verteilung auf die einzelnen Monate ist ähnlich wie die Verteilung der monatlichen N.-Mineralisation, allerdings mit etwas höheren Werten im Herbst. Die Begründung dafür geht vermutlich davon aus, dass im Herbst Erntereste vorliegen, die aber noch nicht in den Boden eingemischt sind, was aber nicht durch Versuchsergebnisse belegt werden kann. Deshalb wird für das Modell neu eine zusätzliche Mineralisierung durch intensive Bodenbearbeitung angenommen, die proportional zur monatlichen Grundmineralisierung ist. Die korrigierten Werte sind in Tabelle 17 dargestellt.

Tabelle 17: Zunahme der mikrobiellen Nitratbildung eines Bodens mit einem Humusgehalt von 2 % und einem Tongehalt von 15 % (0 - 20 cm) während eines Monats infolge einer oder mehrmaliger intensiver Bodenbearbeitung für die Regionen Tal, Hügel und Berg

	Zunahme der Nitratbildung während eines Monats mit intensiver Bodenbearbeitung (kg N/ha) für die entsprechende Region											
	Jan.	Feb.	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dez.
Tal	0	0	4	6	8	10	12	17	15	8	4	0
Hügel	0	0	2	4	8	11	12	12	14	7	4	0
Berg	0	0	1	2	7	13	15	10	11	5	1	0

2 Ton- und Humusgehalt

Zur Bestimmung der Korrektur für den Ton- und den Humusgehalt (Tabelle 18, Tabelle 19) sollten ursprünglich die Daten zur absoluten Mineralisierung mit den entsprechenden Bodendaten korreliert werden. Die Anzahl an für dieses Vorhaben brauchbaren Versuche war zu gering, um den grossen Einfluss anderer Faktoren (z.B. Jahr, Vorgeschichte der Parzelle, Art der Düngung) ausschliessen zu können und die Daten waren zudem oft ungenügend dokumentiert.

Die im Modell SALCA-NO₃ 2006 vorhandenen Korrekturfaktoren werden von Potenzialen auf wahrscheinliche Werte umgerechnet. Das Vorgehen erfolgt analog wie für die Bodenbearbeitung. Die so ermittelten Korrekturfaktoren werden mit den Korrekturen aus Flisch et al. (2009) verglichen und wo nötig angepasst.

Die Werte aus Flisch et al. (2009) können als zuverlässig eingeschätzt werden, da sie auf zahlreichen Versuchen beruhen.

Tabelle 18: Korrekturen für veränderte Ton- und Humusgehalte des Bodens (kg N/ha*Jahr) bei einer Mineralisierung von 144 kg N/ha*Jahr auf Basis von SALCA-NO3 2006

Tongehalt (%)	Humusgehalt (%)	Korrektur des absoluten Wertes der Mineralisierung aufgrund des abweichenden Tongehaltes in kg N/ha*Jahr	Korrektur des absoluten Wertes der Mineralisierung aufgrund des abweichenden Humusgehaltes in kg N/ha*Jahr	Summe der Mineralisierung aufgrund des abweichenden Ton- und Humusgehaltes in kg N/ha*Jahr	Walther et al. (2001) in kg N/ha*Jahr (Tab. 22)
bei einer Mineralisierung von		144	kg N/ ha		
<20	<3	0	0	0	0
<20	3-5	0	12	12	20
<20	5-8	0	24	24	30
<20	8-15	0	48	48	50
20-30	<3	-12	0	-12	0
20-30	3-5	-12	6	-6	10
20-30	5-8	-12	18	6	30
20-30	8-15	-12	42	30	50
30-40	<3	-24	0	-24	0
30-40	3-5	-24	0	-24	0
30-40	5-8	-24	12	-12	20
30-40	8-15	-24	30	6	40
> 40	<3	-36	0	-36	-
> 40	3-5	-36	0	-36	-
> 40	5-8	-36	6	-30	-
> 40	8-15	-36	18	-18	-

Auffallend sind die hohen Korrekturen für den Tongehalt des Modells SALCA-NO3 2006. Neben den direkten Korrekturen wird zudem auch noch versteckt in der Korrektur für den Humusgehalt korrigiert, da bei steigendem Humusgehalt für höhere Tongehalte die Zunahme der Mineralisierung als kleiner angenommen wird.

Die Korrekturen von Walther et al. (2001) sind für den Tongehalt wesentlich tiefer. Die Korrektur für eine Abnahme des Humusgehalts von 1-2% beträgt gleichviel wie für eine Zunahme des Tongehalts um 10%.

Tabelle 19: Korrekturen für Ton und Humusgehalt zur Berechnung und Optimierung, SALCA 2006 und SALCA neu, jeweils in % und umgerechnet auf 120 kg Jahresmineralisation

Ton	Humus	SALCA N _{min} bezogen auf 120 kg N	SALCA (%)	GRUDAF (2001)	SALCA neu %	SALCA neu N _{minber} (bezogen auf 120 kg N)
10	2	0	0	0	0	0
10	4	12	10	20	10	12
10	6.5	24	20	30	20	24
10	10	48	40	50	40	48
22.5	2	-12	-10	0	-10	-12
22.5	4	-6	-5	10	0	0
22.5	6.5	6	5	30	10	12
22.5	10	30	25	50	30	36
35	2	-24	-20	0	-20	-24
35	4	-24	-20	0	-10	-12
35	6.5	-12	-10	20	0	0
35	10	6	5	40	20	24
45	2	-36	-30		-30	-36
45	4	-36	-30		-20	-24
45	6.5	-30	-25		-10	-12
45	10	-18	-15		10	12

Würde im Modell SALCA-NO₃ 2006 nur die Korrektur für den Humusgehalt berücksichtigt, wäre die Korrektur ähnlich wie die totalen Korrekturen von Walther et al. (2001). Deshalb wurden die Korrekturen neu festgelegt, indem der Einfluss des Tongehaltes reduziert wurde. Die neuen Korrekturen sind in den letzten beiden Kolonnen in % bzw. in kg N angegeben. Der Vergleich mit den Werten von GRUDAF 2001 ist in Abbildung 8 dargestellt.

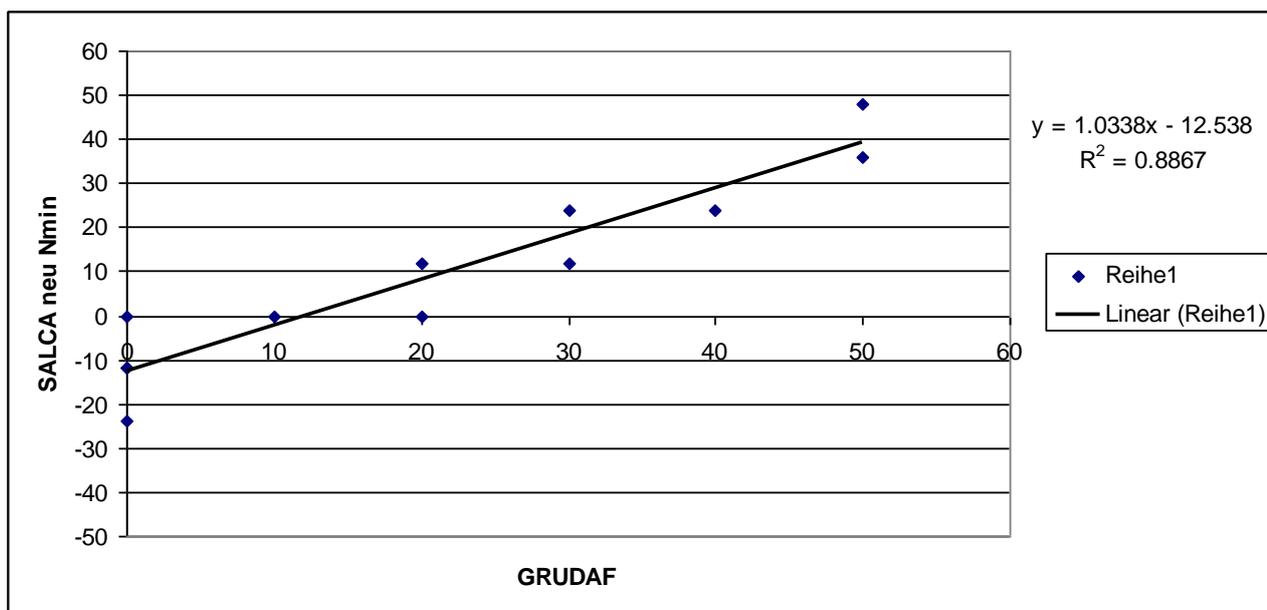


Abbildung 8: Zusammenhang zwischen den Korrekturen der N-Düngung nach GRUDAF und denjenigen der N-Mineralisation in SALCA-NO₃ aufgrund von Ton- und Humusgehalt

3 Hofdüngereinsatz/ Viehbesatz

3.1 Einleitung

Über die Verwendung von Hofdünger wird dem Boden vermehrt stickstoffhaltige organische Substanz zugeführt. Neben der direkten Zufuhr von Stickstoff durch Hofdünger muss deshalb auch die Zufuhr von Stickstoff aus der Mineralisierung dieser organischen Substanz berücksichtigt werden. Als einfaches Kriterium für die Hofdüngierzufuhr wird der Tierbesatz in DGVE verwendet.

3.2 Verwendete Daten

Tabelle 20: Nachwirkung der organischen Dünger im ersten Jahr nach der Anwendung in Abhängigkeit von DGVE/ha gemäss Walther et al. (2001) (GRUDAF) (1 DGVE = 110 kg N/ha*Jahr)

Nachwirkung (in % von N _{tot})	Mistarten
5%	Vollgülle Rindvieh, Gülle kotarm, Pferdemit, Geflügelmist (Mast)
10%	Stapelmist, Laufstallmist, Schaf- und Ziegenmist, Schweinegülle/-mist, Hennenkot/-mist
20%	Mistkompost

Tabelle 21: Nachwirkung bei jährlicher Düngung mit Hofdünger (in % des nach der Lagerung noch vorhandenen Stickstoffs) nach der französischen Düngungsrichtlinie „Calcul de la dose d'azote pour les grandes cultures“

Nachwirkung (in % des nach der Lagerung noch vorhandenen Stickstoffs; Tabelle 22)	Mistarten
60%	Wiederkäuer-, Pferdemit
40 %	Rindergülle, Schweinegülle und Geflügelgülle mit viel TS
25 %	Schweine- und Geflügelgülle mit wenig TS

Tabelle 21 zeigt die zusätzliche Mineralisierung durch jährlichen Einsatz verschiedener Dünger auf, wie sie in den französischen Düngerichtlinien eingesetzt werden. Die Menge wurde auf die Anzahl GVE angepasst. Die in Tabelle 22 dargestellte Menge Stickstoff ist danach pro GVE und Jahr nach der Lagerung noch vorhanden:

Tabelle 22: kg N in den Ausscheidungen einer GVE nach der Lagerung gemäss der französischen Düngungsrichtlinie „Calcul de la dose d'azote pour les grandes cultures“

1 GVE Kuh Mist	82.5
1 GVE Kuh Gülle	72
1 GVE Schwein	76
1 GVE Geflügel	49

Die Korrekturen für den Viehbesatz sind im Folgenden unabhängig von der Grundmineralisierung dargestellt. Sie sind deshalb als relative Korrekturen zu verstehen, dabei führt eine Zunahme um eine DGVE verglichen mit dem Referenzboden zu einer Zunahme der Mineralisierung, eine Abnahme um eine DGVE entsprechend zu gleich viel Reduktion der Mineralisierung. Für das Modell SALCA-NO₃ wird beim Referenzboden ein Viehbesatz von 1 DGVE/ha angenommen.

N Mineralisierung von org. Dünger aus dem Vorjahr

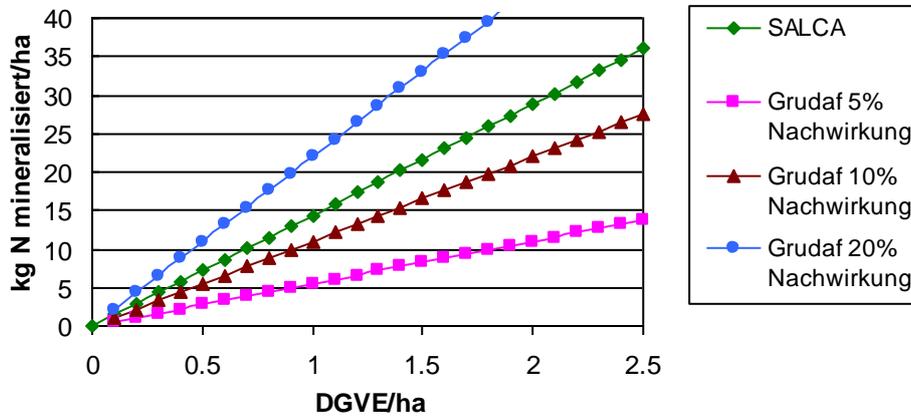


Abbildung 9: Nachwirkung der organischen Dünger im ersten Jahr nach der Anwendung in Abhängigkeit von DGVE/ha gemäss Walther et al. (2001) (GRUDAF) im Vergleich zu SALCA-NO₃ 2006 (1 DGVE = 110 kg N/ha*Jahr)

Zusätzliche N-Mineralisierung

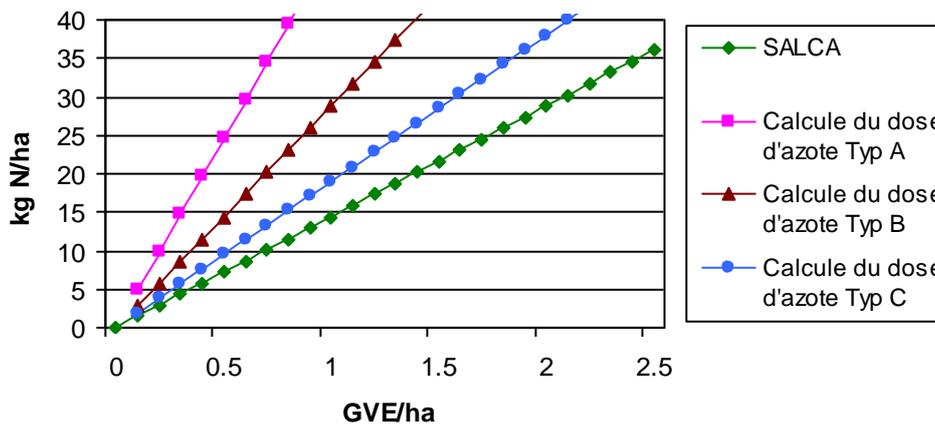


Abbildung 10: Nachwirkung bei jährlicher Düngung mit Hofdünger (in % des nach der Lagerung noch vorhandenen Stickstoffs) nach der französischen Düngungsrichtlinie „Calcule de la dose d'azote pour les grandes cultures“ im Vergleich zu SALCA-NO₃ 2006

Die Daten in Abbildung 11 stammen aus den alljährlichen N_{min}-Untersuchungen (Hege, 2006, Raschbacher, 2006), die jedes Frühjahr in Bayern zur Anpassung der Düngung durchgeführt werden. Dabei wurden im Jahr 2006 rund 700 Weizen- und 270 Wintergerstenparzellen sowie rund 260 Sommergersteflächen beprobt. Die Werte wurden aufgrund des Viehbesatzes zusammengefasst. Dabei wurden folgende Kategorien gebildet: viehlos, 0.1-0.5 GVE/ha, 0.6-1 GVE/ha, 1-1.5 GVE/ha, 1.6-2 GVE/ha.

Für die gemessenen Werte N_{\min} Bayern standen nicht für alle Kulturen Daten für viehlose Betriebe zur Verfügung, in der Folge wurde deshalb die nächst höhere Kategorie als Referenz verwendet. Dies führt dann auch zu den negativen Werten. Da aber nur die Veränderungen, also die Steigung der Kurven interessieren, spielt dies keine Rolle für das Ergebnis.

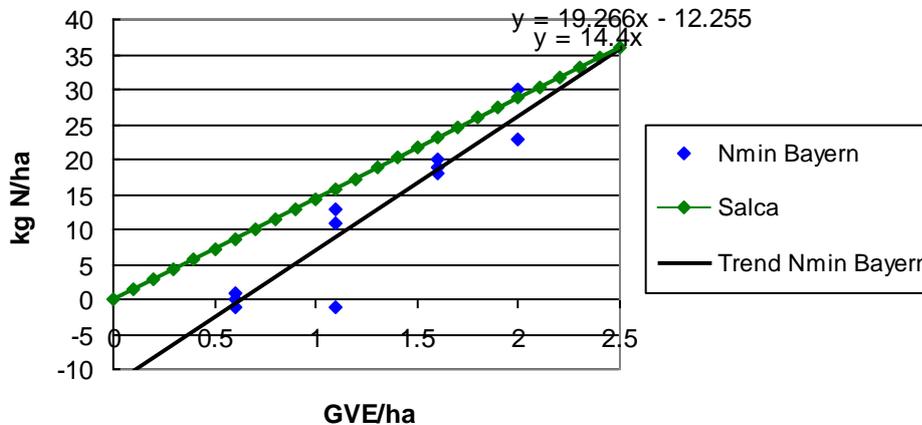


Abbildung 11: N_{\min} Bayern

3.3 Schlussfolgerungen

Die Korrektur wird bei 10% Veränderung der Mineralisierung pro DGVE festgelegt. Die Mineralisierung beruht auf der Annahme von 1 DGVE/ha, das heisst für einen Besatz von 2 DGVE/ha muss die Mineralisierung um 10% nach oben korrigiert werden. Für einen viehlosen Betrieb ist sie entsprechend 10% tiefer.

Durchschnittlicher Hofdünger besteht in der Schweiz mehrheitlich aus Rindviehgülle und Rindviehmist, zusätzlich kommt auch noch Schweine- und Hühnermist dazu. Dies ergäbe nach Walther et al. (2001) eine Nachwirkung zwischen 5 und 10% im ersten Jahr nach der Anwendung. Bei einer Ausscheidung von 110 kg N/ha*Jahr sind dies zwischen 5.5 und 11 kg zusätzliche Mineralisierung im Jahr nach der Anwendung.

Im Modell SALCA-NO₃ soll aber auch die Nachwirkung in den folgenden Jahren berücksichtigt werden. Die Wirkung sollte also leicht über der Nachwirkung nach Walther et al. (2001) liegen. Wird die Korrektur proportional beibehalten wie in SALCA-NO₃ 2006 vorgeschlagen, ergibt dies bei einer Mineralisierung im Talgebiet von 120 kg N/ha*Jahr eine zusätzliche Mineralisierung von 12.0 kg N/ha*Jahr pro zusätzliche DGVE. Damit liegt diese Korrektur unterhalb der in Bayern gemessenen Veränderungen des Frühjahr N_{\min} und leicht über den Werten von Walther et al. (2001).

4 Fruchtfolge/ Vorkultur

4.1 Vorgehen

Die in Richner et al. (2006) für das Modell SALCA-NO₃ 2006 vorgeschlagenen Korrekturen für die Wirkung der Vorkulturen werden mit den Korrekturen in Walther et al. (2001) (Tab. 23) verglichen.

Die Werte in Richner et al. (2006) sind in Prozent der monatlichen Mineralisierung angegeben (siehe Tabelle 6, Richner et al., 2006). Damit sie mit den Werten aus Walther et al. (2001) verglichen werden können, müssen sie für die gesamte massgebliche Periode berechnet werden.

Die Berechnung der zusätzlichen Mineralisierung durch die Vorkulturen erfolgte für verschiedene wahrscheinliche Umbruch- respektive Einarbeitungsmonate (siehe Tabelle 23, Spalten 7 und 8) nach der Beschreibung in Richner et al. (2006) (Tab. 6). Aus der so berechneten Mineralisierung für den Umbruch in verschiedenen Monaten wurde jeweils der Durchschnitt für Frühling und Herbst berechnet.

Dieses Verfahren wurde für das in SALCA-NO₃ 2006 bestimmte Mineralisierungspotenzial von 205 kg N/ha*Jahr, sowie für die berechnete wahrscheinliche Mineralisierung angewendet.

Tabelle 23: Zusätzliche Mineralisierung durch Ernterückstände und Wiesenumbbruch

	SALCA 2006 144 kg N/ ha*Jahr		SALCA 2006 205 kg N/ ha*Jahr		Walther et al. (2001)		SALCA 2006	
	F	H	F	H	F	H	Frühling (F)	Herbst (H)
Zunahme in kg N/ha bei:								
Umbruchsmonate								
*Umbruch NW, KW >3jährig	33	36	47	51			März bis Mai	Aug. bis Okt.
Umbruch NW, KW >3jährig	27	24	39	34	35	20	März bis Mai	Aug. bis Okt.
Umbruch KW 1 oder 2-jährig	14	12	20	17	20	12.5	März bis Mai	Aug. bis Okt.
Körnerleguminosen	17	12	24	17	**20	30	März bis Mai	Aug. bis Nov.
Winterharte GD	10	8	15	11	25	10	März bis Mai	Aug. bis Nov.
Zuckerrübenkraut		12		17		20		Okt. und Nov.
*mit intensiver Bodenbearbeitung								
** für Gründüngung Korrektur 30kg N								

Die Korrekturen in Tabelle 23 SALCA-NO₃ 2006 gelten bei Umbruch im Herbst für die Körnerleguminosen als Hauptkultur. Bei Umbruch von Körnerleguminosen im Frühling wird davon ausgegangen, dass sie als Gründüngung angebaut wurden. Bei Walther et al. (2001) sind in der Tabelle die Korrekturen für Körnerleguminosen als Hauptkultur angegeben, die Korrektur für Körnerleguminosen als Gründüngung liegt um 10 kg N/ha*Jahr höher.

Walther et al. (2001) unterscheiden im Gegensatz zu SALCA-NO₃ 2006 noch weitere Kulturen. So wird auch zwischen ein- und zweijähriger Kunstwiese unterschieden und verschiedene Arten von winterharten Gründüngungen aufgeführt. Zusätzlich wird auch noch eine Korrektur für mehrjährige Wiese als Vor-Vorkultur aufgeführt.

4.2 Diskussion

Verglichen werden können nur die Werte für die Mineralisierung bei einem Umbruch im Frühling. Die Werte aus Walther et al. (2001) sind Korrekturen für die Düngung. Bei einem Umbruch im Herbst wird ein Teil des mineralisierten Stickstoffs über den Winter ausgewaschen und steht der Folgekultur nicht mehr zur Verfügung, wird in der Korrektur der Düngung also nicht berücksichtigt. Genau dieser ausgewaschene Stickstoff sollte aber mit dem Modell SALCA-NO₃ bewertet werden, muss also mit der Korrektur noch dazu gezählt werden. Aus diesem Grund sollten die Korrekturen für den Herbstumbbruch im Modell SALCA-NO₃ deutlich höher liegen als bei Walther et al. (2001). Im Folgenden werden deshalb primär die Werte für den Frühlingsumbruch verglichen, wo dies nicht möglich ist, sollte die Auswaschung nicht vergessen werden.

Geht man bei SALCA-NO₃ 2006 vom Mineralisierungspotenzial von 205 kg N/ha*Jahr aus, so sind die meisten Korrekturen ziemlich ähnlich wie bei Walther et al. (2001). Allerdings wird die Mineralisierung aus den Zuckerrübenblätter und der Gründüngung in SALCA-NO₃ 2006 unterschätzt. Wird den

Korrekturfaktoren in SALCA-NO₃ aber die neu berechnete wahrscheinliche Mineralisierung von 144 kg N/ha*Jahr zugrunde gelegt, liegen sie stark unter den Korrekturfaktoren von Walther et al. (2001). Dies legt den Schluss nahe, dass die tatsächliche Mineralisierung der Ernterückstände sehr nahe beim Mineralisierungspotenzial liegt oder die prozentualen Faktoren in Richner et al. (2006) auf absoluten Werten beruhen. In diesen Fällen wäre keine Anpassung von Potenzialen auf wahrscheinliche Werte nötig. Dafür spricht zusätzlich, dass Ernterückstände eher eine Zugabe von organischem Material sind und deshalb ihre Mineralisation vom Bodentyp relativ unabhängig.

Trotzdem sollten die Werte für das Berggebiet proportional angepasst werden, da hier die Mineralisierung primär durch ein verändertes Klima bedingt ist. Das Klima beeinflusst aber auch die Mineralisierung der Ernterückstände.

4.3 Schlussfolgerungen

Die Unterscheidung beim Wiesenumbruch mit oder ohne intensive Bodenbearbeitung ist nicht mehr nötig, da diese Auswirkungen schon bei der Korrektur für eine intensive Bodenbearbeitung berücksichtigt werden.

Die zusätzliche Mineralisierung wird in der Höhe beibehalten, da sie relativ gut mit Walther et al. (2001) übereinstimmen. Allenfalls ist die zusätzliche N-Zufuhr aus Gründüngung und Zuckerrübenblätter zu tief und müsste angepasst werden. Da aber keine weiteren Daten dazu gefunden werden konnten, fehlen dazu die Grundlagen.

Da die absoluten Werte aus Richner et al. (2006) übernommen werden sollen, die wahrscheinliche Mineralisierung aber tiefer ist, als die bisher verwendete potenzielle, müssen die Prozentwerte angepasst werden. Für das Modell werden die neuen Zahlen aus Tabelle 24 verwendet.

Tabelle 24: Korrektur der N-Mineralisierung aufgrund des Umbruchs von Wiesen und Brachen und Mineralisierung der Ernterückstände von Körnerleguminosen, Gründüngungskulturen und Zuckerrüben (Korrektur in % der monatlichen Mineralisierung)

Vorkultur/ Ernterückstände	Monate nach dem Umbruch (Monate ohne Mineralisierung bleiben dabei unberücksichtigt)							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Umbruch von Naturwiesen, dreijährigen und älteren Kunswiesen <i>ohne</i> intensive Bodenbearbeitung	28	28	28	28	28	28	28	28
Umbruch ein- und zweijähriger Kunswiesen oder Brachen	14	14	14	14	14	14	14	14
Körnerleguminosen (als Hauptkultur und Gründüngung)	21	21	21	21	21	21		
Winterharte Gründüngung (keine Leguminosen)	21	21	21	21				
Zuckerrübenkraut (eingearbeitet)	43	43	43	43				

Anhang 3: Schweineweide

Ruth Freiermuth Knuchel und Sandra Ott

1 Modell für Schweineweide

Ausgehend von den Messdaten von Stauffer et al. (1999) (Tabelle 25) werden je für den Hüttenbereich (stärker mit Ausscheidungen belastet) und den Hauptbereich einer Schweineweide mit Ad-libitum-Fütterung zwei exponentielle Funktionen abgeleitet, welche die NO₃-Auswaschung in Abhängigkeit der Besatzdichte darstellen:

Hauptbereich: $y = 1.309 * e^{0.0179*x}$ $r^2 = 0.8753$

Hüttenbereich: $y = 3.1 * e^{0.0114*x}$ $r^2 = 0.8224$

Tabelle 25: Messdaten nach Stauffer et al. (1999)

Nr.	Bodenart	Dauer Monate	Besatz- dichte Tiere/ha	N-Eitrag ca. kg/ha	NO ₃ -Auswaschung Hauptbereich		NO ₃ -Auswaschung Hüttenbereich	
					kgN/ha	kgN/ha/monat	kgN/ha	kgN/ha/monat
	-> Berechnung		0			1.309		3.1184
1a	humos, sandiger Lehm	8	125	1300	129	16	128	16
2a	Humusreicher lehmiger Schluff	6	77	375	20	3	54	9
3a	humoser toniger Schlufflehm	8	100	500	52	7	51	6.375
3b	humoser toniger Schlufflehm	8	50	250	36	5	45	5.625

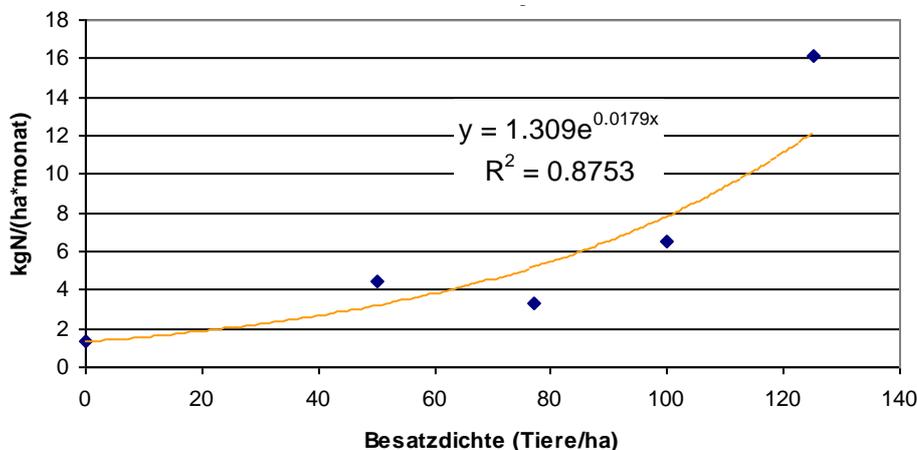


Abbildung 12: NO₃-Auswaschung in Abhängigkeit der Mastschweine-Besatzdichte im Hauptbereich der Weide. Fütterungsregime ad libitum

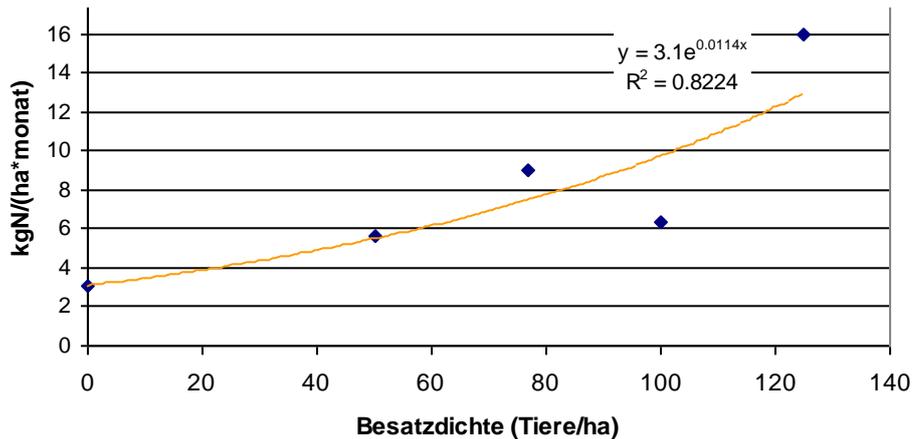


Abbildung 13: NO₃-Auswaschung in Abhängigkeit der Mastschweine-Besatzdichte im Hüttenbereich der Weide. Fütterungsregime ad libitum.

2 Offene Fragen und Grenzen des Modells

Die obigen Formeln basieren auf Versuchen, in denen den Schweinen unbegrenzt Nahrung zur Verfügung gestellt wurde (Ad-libitum-Fütterung). Rationierte Fütterung führt zu starker Wühltätigkeit und damit stark erhöhtem Auswaschungsrisiko. Bei einer Überarbeitung des Modells könnte für diese Fütterungsform ein Zuschlag ermittelt werden.

Die Nitratauswaschung im Ackerbau nach Schweineweide kann sehr erheblich sein. Hier sollte eine Erhöhung gemacht werden analog zu z.B. Wiesenumbrech. Williams et al. (2005) haben ermittelt, dass 41-52% des überschüssigen Bodenstickstoffs im folgenden Winter ausgewaschen wird. Nach 2 Jahren Besatz mit Schweinen liegt der geschätzte N-Überschuss bei 576, 398 resp. 265 kg N/ha für eine Besatzdichte von 25, 18 bzw. 12 Tieren/ha.

Anhang 4: Verfügbare Kulturen im Excel-Tool SALCA-NO₃

Ruth Freiermuth Knuchel

Tabelle 26: Verfügbare Kulturen im Excel-Tool SALCA-NO₃. Die letzte Spalte zeigt, welche Kulturen als Annäherung verwendet werden für die Berechnung der N-Aufnahme, wenn für eine Kultur keine Angaben zur N-Aufnahme verfügbar sind. Wenn zwei Kulturen angegeben sind, wurden Durchschnittswerte generiert. Die Bedeutung der Kürzel ist aus Spalte 2 und 3 ersichtlich.

Kulturgruppe	Kultur	Kürzel für Eingabe im Tool	Zugeordnete Kultur für Berechnung der N-Aufnahme
Getreide	Winterweizen	WW	WW
	Sommerweizen	SW	SW
	Winterkorn (Spelz, Dinkel)	WK	WW/WG
	Winterroggen, Grünschnittroggen (Populationssorten)	WR	WW/WG
	Winterroggen (Hybridsorten)	WRH	WW/WG
	Wintergerste	WG	WG
	Sommergerste	SG	SG
	Winterhafer, Grünschnitthafer	WH	WW/WG
	Sommerhafer	SH	SW/SG
	Wintertriticale	WT	WW/WG
	Sommertriticale	ST	SW
	Winteremmer / -einkorn	WEM	WW/WG
	Sommeremmer / -einkorn	SEM	SW/SG
	Buchweizen	BWE	SG
Hackfrüchte	Mais: Körnermais, Saatmais, Feuchtkörnermais	KM	KM
	Mais: Silomais, Trockenwürfel, Grünmais	SM	SM
	Mais: CCM	CCM	CCM
	Raps: Winterraps	WRA	WRA
	Raps: Sommerraps	SRA	SW
	Kartoffeln: Lager-, Speise-, Industrie-, Futter-	KA_La	KA
	Kartoffeln: Früh-, Saat-,	KA_Fr	KA
	Rüben: Zuckerrüben	ZR	ZR
	Rüben: Futterrüben	FR	ZR
	Sonnenblumen	SOB	SOB
	Sommerlein	SLE	SG
	Winterlein	WLE	WR
	Kenaf	KEN	SM
	Hanf: Faserhanf, Urhanf, Ölhanf	HA	SG
	Tabak: Burley, Virginia	TBK	SM
	Körnerleguminosen	Winterackerbohnen	WAB
Sommerackerbohnen		SAB	SW
Sommereiwisserbsen		SEE	SW
Wintereiwisserbsen		WEE	WW

Kulturgruppe	Kultur	Kürzel für Eingabe im Tool	Zugeordnete Kultur für Berechnung der N-Aufnahme
	Soja	SO	SM
	Süßlupinen	SL	SW
Kunstwiesen, Ansaatwiesen	Kunstwiese intensiv, Tal	KW_Int_T	Wiese
	Kunstwiese intensiv, Hügel	KW_Int_H	Wiese
	Kunstwiese intensiv, Berg	KW_Int_B	Wiese
	Kunstwiese mittelintensiv, Tal	KW_mInt_T	Wiese
	Kunstwiese mittelintensiv, Hügel	KW_mInt_H	Wiese
	Kunstwiese mittelintensiv, Berg	KW_mInt_B	Wiese
Dauerwiesen, Naturwiesen	Naturwiese intensiv, Tal	NW_Int_T	Wiese
	Naturwiese intensiv, Hügel	NW_Int_H	Wiese
	Naturwiese intensiv, Berg	NW_Int_B	Wiese
	Naturwiese mittelintensiv, Tal	NW_mInt_T	Wiese
	Naturwiese mittelintensiv, Hügel	NW_mInt_H	Wiese
	Naturwiese mittelintensiv, Berg	NW_mInt_B	Wiese
	Naturwiese wenig intensiv, Tal	NW_wInt_T	WieseExt
	Naturwiese wenig intensiv, Hügel	NW_wInt_H	WieseExt
	Naturwiese wenig intensiv, Berg	NW_wInt_B	WieseExt
	Naturwiese extensiv, Tal	NW_Ext_T	WieseExt
	Naturwiese extensiv, Hügel	NW_Ext_H	WieseExt
	Naturwiese extensiv, Berg	NW_Ext_B	WieseExt
Zwischenfrucht, Gründüngung, Untersaat	Zwischenfutter, überwinternd, ,	ZF_wiha	WRA
	Zwischenfutter, nicht überwinternd	ZF_nwiha	WW/WG
	Gründüngung Nichtleguminosen	GD_nleg	WRA
	Gründüngung Leguminosen	GD_leg	KW_mInt_T
	Grünmais	GM	KM
Stillgelegte Ackerfläche	Buntbrache	BBR	WieseExt
	Rotationsbrache	BRA	WieseExt
Gemüse	Siehe Tabelle 2	G	G
Spezialkulturen	Reben	REB	REB
	Obst: Kern- und Steinobst (Apfel)	OB	OB
	Ziersträucher, -gehölze, -stauden	ZIER	NW_wInt_T
	Hopfen	HOP	NW_wInt_T
	Reis	REI	SOB
	Miscanthus 1. Jahr	MIS1	KM
	Miscanthus 2. Jahr	MIS2	KM
	Miscanthus ab 3. Jahr	MIS3	KM

Legende:

N-Aufnahme direkt mit STICS modelliert

Für die Berechnung der N-Aufnahme

zugeordnete Kultur mit ähnlichem

Verlauf der N-Aufnahme

Fixer Wert aus Modell MODDIFUS

Eigene Modellierung

Tabelle 27: Liste der verfügbaren Gemüsearten im Excel Tool SALCA-NO3

Code	Art
1	Artischocken gepflanzt
2	Aubergine gepflanzt
3	Basilikum gepflanzt, Erdkultur
4	Blumenkohl gepflanzt
5	Bohnen Stangen-, Freiland gesät
6	Bohnen Stangen-, Freiland gepflanzt
7	Bohnen Stangen-, Tunnel gepflanzt
8	Bohnen Busch-, gesät, Handernte
9	Bohnen Busch-, gesät, Maschinenernte
10	Broccoli gepflanzt
11	Chinakohl gesät
12	Chinakohl gepflanzt
13	Zichorien Treib-, gesät
14	Cicorino rosso gepflanzt
15	Endivie 350 dt gepflanzt
16	Endivie 600 dt gepflanzt
17	Erbsen Verarbeitung, gesät
18	Einlegegurken gepflanzt
19	Knollenfenchel gepflanzt
20	Gurken Tunnel gepflanzt, 30 Stk./m ²
21	Gurken Tunnel gepflanzt, 50 Stk./m ²
22	Kabis früh gepflanzt
23	Kabis Lager gepflanzt
24	Kabis Einschneide-, gepflanzt
25	Karotten früh gesät
26	Karotten Verarbeitung, Lager, 600 dt, gesät
27	Karotten Verarbeitung, Lager, 900 dt, gesät
28	Kefen gesät
29	Kohlrabi frisch gepflanzt
30	Kohlrabi Verarbeitung, gepflanzt
31	Kräuter, Gewürz, gross
32	Kräuter, Gewürz, klein
33	Kräuter, Gewürz, mittel
34	Krautstiel gesät, 1 Schnitt
35	Krautstiel gepflanzt , mehrere Ernten
36	Kresse gesät
37	Kürbis gesät
38	Kürbis gepflanzt
39	Lauch gepflanzt
40	Melone gepflanzt
41	Nüsslisalat gesät
42	Nüsslisalat gepflanzt
43	Paprika gepflanzt
44	Pastinake gesät
45	Petersilie gesät

Code	Art
46	Petersilie gepflanzt
47	Pfefferminze gepflanzt
48	Portulak gesät
49	Rande gesät
50	Rettich gesät
51	Rhabarber
52	Rosenkohl gepflanzt
53	Rüben, Herbst-, Mai-, gesät
54	Rucola gesät
55	Rucola gepflanzt
56	Salate früh 350 dt gepflanzt
57	Salate 350 dt , gepflanzt
58	Salate 600 dt, gepflanzt*
59	Schnittlauch gepflanzt
60	Schnittsalat gesät
61	Schwarzwurzel gesät
62	Sellerie Knollen gepflanzt
63	Sellerie Stangen-
64	Spargel, Bleich-
65	Spargel, Grün-
66	Spinat nicht überwinternd, 1 Schnitt , gesät
67	Winterspinat, 1 Schnitt, gesät
68	Tomaten, 1200 dt
69	Tomaten, 1800 dt
70	Tomaten, 2400 dt
71	Tomaten, 3000 dt
72	Topinambur gepflanzt
73	Wirz leicht gepflanzt
74	Wirz schwer, gepflanzt
75	Zucchetti, Patisson, gepflanzt
76	Zuckerhut gepflanzt
77	Zwiebeln gesät