



Eidgenössische Technische Hochschule Zürich
Swiss Federal Institute of Technology Zurich

*"Stickstoff 2020" –
Möglichkeiten und Einschränkungen zur Vermeidung
landwirtschaftlicher Stickstoffemissionen
in der Schweiz*

Untersuchung zuhanden des
Bundesamtes für Landwirtschaft (BLW)

durchgeführt von der
Gruppe Agrar-, Lebensmittel- und Umweltökonomie
am Institut für Umweltentscheidungen
ETH Zürich

Schlussbericht, 2. November 2010

Projektleitung:
Prof. Dr. Bernard Lehmann, Dr. Michael Weber

Projektbearbeitung:
Dr. Simon Peter, Alain Valsangiacomo

Impressum

Auftraggeber:

Bundesamt für Landwirtschaft BLW
Mattenhofstrasse 5
CH-3003 Bern
www.blw.admin.ch

Kontaktperson BLW:

Eidgenössisches Volkswirtschaftsdepartement EVD
Bundesamt für Landwirtschaft BLW
Direktionsbereich Strategie und Evaluation
FB Ökologie
Mattenhofstrasse 5, CH 3003 Bern
Tel. +41 31 322 70 64
Fax +41 31 322 26 34
anton.candinas@blw.admin.ch
www.blw.admin.ch

Auftragnehmer:

ETH Zürich
Gruppe Agrar-, Lebensmittel- und Umweltökonomie (AFEE)
Institut für Umweltentscheidungen (IED)
Sonneggstrasse 33
CH-8092 Zürich
Tel. +41 44 632 53 92
Fax +41 44 632 10 86
www.afee.ethz.ch

Autoren:

Dr. Simon Peter
Prof. Dr. Bernard Lehmann
unter Mitwirkung von Alain Valsangiacomo

Zusammenfassung

Gegenstand und Zielsetzung der Studie

Gegenstand: Die vorliegende Studie befasst sich mit der Evaluierung von Möglichkeiten und Grenzen zur Vermeidung umweltrelevanter Stickstoff (N)-Verluste auf der Stufe der landwirtschaftlichen Produktion. Dabei wird sowohl das technologische als auch das ökonomische Reduktionspotential der Schweizer Landwirtschaft unter Berücksichtigung ausgewählter Minderungsmaßnahmen berechnet.

Zielsetzung: Die Arbeit soll Entscheidungsgrundlagen zur Beantwortung der Frage bereitstellen, welche agrarökologischen Etappenziele im N-Bereich bis im Jahr 2020 realistischerweise angepeilt werden können. Dies mit Blick auf die langfristigen Umweltziele Landwirtschaft (UZL, z.B. -25 kt N beim Ammoniak) aber auch unter Berücksichtigung der dabei anfallenden Kosten und den zu erwartenden Auswirkungen auf die Agrarproduktion. In diesem Zusammenhang sind die technischen Möglichkeiten sowie ihre Kosten aber auch Zielkonflikte mit anderen agrarpolitischen Zielen speziell zu berücksichtigen.

Forschungsfragen

Vor dem Hintergrund obiger Zielsetzung sollen hauptsächlich folgende drei **Forschungsfragen** beantwortet werden:

- Wie entwickeln sich die umweltrelevanten Stickstoffemissionen bzw. die Emissionsfraktionen von 2007 bis 2020, wenn keine zusätzlichen Massnahmen zur Stickstoffverminderung ergriffen würden?
- Welche Stickstoffverminderungen lassen sich bis 2020 mit einer Auswahl unterschiedlicher Massnahmen im Rahmen des Ressourcenprogramms der «AP2011» erreichen?
- Welche Etappenziele liessen sich aufgrund obiger Erkenntnisse mit Blick auf die langfristigen Umweltziele Landwirtschaft (UZL) und unter Berücksichtigung der dabei anfallenden Kosten für das Jahr 2020 setzen?

Methoden und Annahmen

Massnahmenauswahl: Basierend auf einer Literaturrecherche über potentielle Massnahmen zur Emissionsreduktion in der landwirtschaftlichen Produktion wird eine Auswahl an technisch-organisatorischen Minderungsmaßnahmen getroffen. Diese erfüllen die gestellten Anforderungen bezüglich Praxisreife und verfügen über eine – für die Zwecke dieser Studie – ausreichend spezifizierte Datengrundlage. Das Ergebnis dieser Auswahl ist ein Set *expliziter technisch-organisatorischer Massnahmen* zur Reduktion der umweltrelevanten N-Verluste (v.a. Ammoniak). Dazu gehören der Einsatz des *Schleppschlauchverteilers*, der Einsatz von Futtermitteln mit reduziertem Stickstoff(N)- und Phosphor(P)gehalt bei den Schweinen (*NPr-Futter*), die *Güllelagerabdeckung*, *emissionsarme Stallsysteme* sowie die *Gülleverdünnung* mit Wasser. Die beiden organisatorischen Massnahmen *Gülleausbringung am Abend* und *frühzeitige Misteinarbeitung* komplettieren das Massnahmenset. Neben den expliziten Massnahmen werden zusätzlich ausgewählte Massnahmen aus der *'betrieblichen Praxis'* in die Analyse miteinbezogen. Deren Primärzweck ist zwar nicht die Reduktion landwirtschaftlicher N-Emissionen, sie beeinflussen aber dennoch das Emissionsniveau. Dazu gehören die Wahl des *Stallsystems* (v.a. Laufstall vs Anbindestall), der *Anteil Weidehaltung*, der *Kraftfutteranteil* in der Milchviehhaltung, sowie die Erhöhung der *Milchleistung* und der Anbau von *Zwischenkulturen*.

Verbreitungspotential der Massnahmen: Währenddem das Modell die Entwicklung der Massnahmen aus der *'betrieblichen Praxis'* unter Vorgabe der preislichen Rahmenbedingungen selber berechnet, wird die potentielle Verbreitung der berücksichtigten technisch-organisatorischen Massnahmen bis im Jahr 2020 von einer Expertengruppe seitens des BLW's und der SHL abgeschätzt.

Diese Potentialschätzung basiert auf Überlegungen bezüglich agronomisch-organisatorischer Machbarkeit und berücksichtigt zudem die im Rahmen des Ressourcenprogramms der «AP2011» zu Grunde liegende (finanzielle) Anreizstruktur. Folglich entspricht das Verbreitungspotential der ausgewählten Massnahmen nicht dem maximal möglichen technischen Potential, sondern der realistischenweise zu erwartenden Verbreitung. Da die effektive Technologieverbreitung bis im Jahr 2020 schwierig vorherzusagen ist, werden drei verschiedene Technologieverbreitungs-Szenarien festgelegt: Das *Referenzszenario* entspricht dem wahrscheinlichen Fall bezüglich der Verbreitung der ausgewählten Minderungsmaßnahmen. Das *Worst-Case Szenario* beschreibt den pessimistischsten Fall und das *Best-Case Szenario* deckt den bestmöglichen Fall bezüglich der zu erwartenden Technologieverbreitung ab. In diesem Zusammenhang wird explizit darauf hingewiesen, dass es sich beim letztgenannten *Best-Case* Szenario um die aus heutiger Sicht bestmögliche Verbreitung der berücksichtigten Massnahmen handelt und nicht um das technisch gesehen maximal mögliche Verbreitungspotential. Dies ist von grosser Wichtigkeit, damit das vom Modell berechnete Minderungspotential nicht mit dem maximal möglichen technischen Reduktionspotential („maximum technical feasible reduction“) verwechselt wird.

Quantitativer Modellansatz: Für die modellanalytischen Betrachtungen im Rahmen der Studie wird das agrarwirtschaftliche Sektormodell S_INTAGRAL verwendet. Dieses Modell wurde speziell zur ökonomischen Evaluation von Reduktionsstrategien landwirtschaftlicher Treibhausgas- und Stickstoffemissionen entwickelt. Der Ansatz ermöglicht eine Betrachtung aus einer integrierten Systemperspektive unter simultaner Berücksichtigung potentieller Anpassungen in der landwirtschaftlichen Produktion sowie dem Einsatz technisch-organisatorischer Minderungsmaßnahmen. Die Emissionsberechnung basiert im Ammoniak-Bereich auf der von der SHL entwickelten Methodik *Agrammon* und im Nitrat-Bereich auf einem *kulturspezifischen Ansatz* der ART, welcher diverse Korrekturfaktoren für zusätzliche Einflussgrössen mitberücksichtigt.

Berechnungsszenarien: Der Zeithorizont der Berechnungen erstreckt sich bis ins Jahr 2020. Die zeitabhängige Emissionsentwicklung von 2000 bis 2020 wird einerseits für den Fall ohne zusätzliche Verbreitung von technisch-organisatorischen Minderungsmaßnahmen gegenüber dem Jahr 2007 berechnet (Szenario 'Status Quo 2007'). Andererseits wird die Emissionsentwicklung auch für die definierten Technologieverbreitungsszenarien berechnet, wie sie im Rahmen des Ressourcenprogrammes erwartet werden können (*Referenz-, Worst- und Best-Case*). Neben den rekursiv-dynamischen Berechnungen wird im Jahr 2020 zusätzlich eine ausgedehnte Sensitivitätsanalyse durchgeführt. Diese Berechnungen haben zum Ziel, die kosteneffiziente Minderungsstrategie sowie die totalen und marginalen Vermeidungskosten einer bis zu 50%igen Reduktion der landwirtschaftlichen N-Emissionen abzuschätzen.

Modellannahmen: Um den Komplexitätsgrad der vorliegenden Analyse einzuschränken, werden für die Modellrechnungen folgende Annahmen getroffen (s. Tabelle A)

Tabelle A Annahmen für die Modellrechnungen

Annahme	Erklärung
Systemgrenze: Landwirtschaft ohne Spezialkulturen	Das Modell bildet die flächen- und tierbestandesmässig bedeutendsten landwirtschaftlichen Aktivitäten ohne die Spezialkulturen und Equiden ab.
Exogene Produzentenpreise	Die Agrarpreise ('at farmgate') werden für zwei unterschiedliche Niveaus (<i>Hoch</i> und <i>Tief</i>) exogen vorgegeben.
Direktzahlungen gemäss «AP2011»	Die Direktzahlungen orientieren sich am Direktzahlungssystem der «AP2011». Allfällige Auswirkungen der Weiterentwicklung des Direktzahlungssystems (WDZ) gemäss dem Bericht des Bundesrates (6. Mai, 2009) bleiben unberücksichtigt.
Vorgegebenes Absatzpotential im Inland	Der Konsumeffekt der wachsenden Bevölkerung sowie der Einfluss der demographischen Entwicklung auf das Konsumverhalten bleiben für die Quantifizierung des inländischen Absatzpotentials unberücksichtigt.
Vollkommen elastische Inlandnachfrage nach landwirtschaftlichen Produkten	Allfällige Angebotslücken infolge fehlenden Inlandangebots werden durch Importe gedeckt und haben demzufolge keinen preissteigernden Effekt.
Aktueller Stand der Technik	Grundlage für die Abschätzung von Vermeidungskosten und Reduktionspotential infolge Technologieinsatz sind die aktuell in der Praxis verfügbaren Massnahmen, für die zudem eine ausreichend spezifizierte Datengrundlage vorliegt.

Insbesondere ist zu erwähnen, dass die Berechnungen für zwei unterschiedliche Agrarpreisszenarien (*Hoch*, *Tief*) durchgeführt werden, um den Einfluss des Agrarpreinsniveaus auf die Entwicklung der N-Emissionen zu evaluieren. Dabei orientiert sich das Agrarpreisszenario *Hoch* am erwarteten Preisniveau nach Umsetzung der «AP2011» und das Szenario *Tief* geht von Preisen aus, die gegenwärtig unter Freihandelsbedingungen mit der EU erwartet werden könnten. Bezüglich Direktzahlungsregime muss darauf hingewiesen werden, dass keine Überlegungen bezüglich Weiterentwicklung des Direktzahlungssystems (WDZ) in die Analyse dieser Arbeit mit eingeflossen sind, da zum Zeitpunkt der Modellrechnungen keine konkreten zahlenmässigen Vorschläge zur Ausgestaltung des künftigen Systems vorlagen.

Im Weiteren liegen den Berechnungen nicht alle in der Literatur diskutierten Massnahmen zu Grunde, da solche Massnahmen, welche erst in Zukunft praxistauglich werden oder für welche die technisch-ökonomischen Auswirkungen nicht quantifiziert sind, nicht mitberücksichtigt werden konnten. Die Tatsache, dass für zahlreiche in der Literatur diskutierte Massnahmen keine gesicherten Angaben bezüglich schweizspezifischem Minderungspotential und –kosten vorliegen, hat die Massnahmenauswahl für die quantitative Analyse im Rahmen dieser Arbeit stark eingeschränkt. Folglich wird nochmals daran erinnert, dass es sich bei der Abschätzung des Minderungspotentials nicht um das maximal technisch mögliche Potential handelt, sondern lediglich um das Minderungspotential der berücksichtigten Massnahmen.

Resultate

Statische Potentialberechnung. Eine erste grobe Abschätzung für das gegenüber heute verbleibende Minderungspotential der ausgewählten Minderungsmassnahmen erfolgte ohne Modellansatz. Diese Schätzung basiert auf den Annahmen des *Best-Case* Szenarios bezüglich Technologieverbreitung. Daraus ergibt sich bis im Jahr 2020 eine Emissionsminderung von 4.3% der umweltrelevanten N-Emissionen bzw. von 8.2% der Ammoniakemissionen (gegenüber 2007). Der Grund für diese relativ geringen Werte liegt darin, dass i) gewisse Massnahmen heute schon zu einem beträchtlichen Anteil umgesetzt sind (z.B. Güllelagerabdeckung zu 83%, NPr-Einsatz zu 50%, Schleppschlauch Einsatz zu 13%), ii) das Verbreitungspotential aufgrund topographischer, agronomischer oder organisatorischer Einschränkungen nicht bei 100% liegt, sondern tiefer (z.B. Schleppschlauch, Gülleausbringung am Abend, sofortige Misteinarbeitung) und iii) dass gewisse Massnahmen nicht in kurzer Zeit, sondern lediglich im Laufe der Erneuerung von Produktionskapazitäten mit tragbarer Kostenfolge umsetzbar sind (z.B. Bau emissionsarmer Laufställe). Liesse man all diese Beschränkungen fallen und berechnet das maximal mögliche Potential des ausgewählten Massnahmensets (Technologieverbreitung überall auf 100%), dann ergäbe sich ein deutlich höheres Minderungspotential von 15% der umweltrelevanten N-Emissionen bzw. von 29% beim Ammoniak.

Modellergebnisse 1 – Emissionsentwicklung ohne zusätzliche Massnahmen: Ohne zunehmende Verbreitung der berücksichtigten Minderungsmassnahmen findet beim **Ammoniak** gemäss den Modellergebnissen ab dem Jahr 2007 bis 2020 lediglich noch eine geringfügige Emissionsreduktion statt (-1.4 kt N bzw. -3%, s. Tabelle B: Hilfsszenario *Status Quo 2007*). Dieser 'automatische' Emissionsrückgang kommt hauptsächlich durch einen geringfügigen Rückgang des Rindviehbestandes zu Stande. Die NH₃-Emissionen blieben damit aber auch im Jahr 2020 noch über 45 kt N pro Jahr. Demgegenüber sinken die Nitratemissionen vom Jahr 2007 bis 2020 immerhin um 4.4 kt N auf 33.3 kt N (-12%). Die Begründung dafür liegt i) in der rückläufigen Futtergetreide- und Körnermaisbaufläche, ii) in einer Zunahme der Ökoausgleichsflächen sowie iii) in einem Rückgang beim Mineräldüngereinsatz infolge der abnehmenden Ackerfläche. In der Summe gehen die **umweltrelevanten N-Verluste** ohne zusätzliche Massnahmen um insgesamt 7% zurück (-6.2 kt N).

An dieser Stelle ist es wichtig darauf hinzuweisen, dass die effektive Entwicklung der landwirtschaftlichen Aktivitäten in der Realität je nach tatsächlicher Entwicklung der preislichen Rahmenbedingungen und der Ausgestaltung des neuen Direktzahlungssystems (z.B. Versorgungsbeitrag für Futtergetreide) auch deutlich von den Modellergebnissen abweichen könnte. Vor diesem Hintergrund darf die im Modell festgestellte Reduktion der N-Emissionen nicht als Prognose im eigentlichen Sinne verstanden werden. Die reale Entwicklung wird vielmehr von der effektiven

Situation auf den Märkten und der Ausgestaltung des weiterentwickelten Direktzahlungssystems (WDZ) abhängig sein.

Tabelle B Modellergebnisse

	Hilfsszenario (SQ) *				Technologieszenarien **								
	Status Quo 2007 (im 2020)				Referenz (im 2020)			Best-Case (im 2020)			Worst-Case (im 2020)		
	[kt N] 2007	[kt N]	Δ abs. gg. 2007	Δ rel. gg. 2007	[kt N]	Δ abs. gg. 2020 SQ	Δ rel. gg. 2007	[kt N]	Δ abs. gg. 2020 SQ	Δ rel. gg. 2007	[kt N]	Δ abs. gg. 2020 SQ	Δ rel. gg. 2007
umwr. N-Verluste	89.9	83.7	-6.2	-7%	82.2	-1.5	-9%	80.4	-3.3	-11%	83.4	-0.3	-7%
Ammoniak (NH₃)	46.5	45.1	-1.4	-3%	43.3	-1.8	-7%	41.2	-3.9 ***	-11%	44.6	-0.5	-4%
Nitrat (NO₃)	37.7	33.3	-4.4	-12%	33.6	0.3	-11%	33.8	0.5	-10%	33.4	0.1	-11%

* keine Veränderung bei Technologieverbreitung gegenüber 2007

** Technologieverbreitung gem. Referenz, Worst- und Best-Case

*** die zusätzliche Ammoniakreduktion von 3.9 kt infolge der berücksichtigten technischen Massnahmen entspricht 8.4% der Emissionen im 2007 (46.5 kt). Dies korrespondiert sehr gut mit dem Minderungspotential der statischen Potentialabschätzung von 8.2%.

Modellergebnisse 2 – Emissionsentwicklung im Rahmen des Ressourcenprogramms: Die Ammoniakemissionen gehen durch die Wirkung des Ressourcenprogrammes gegenüber dem Jahr 2007 um 4% (*Worst-Case*) bis 11% (*Best-Case*) zurück und erreichen ein Niveau von 41.2 kt (*Best-Case*) bis 44.6 kt (*Worst-Case*) (s. Tabelle B). Diese Reduktion ist grösstenteils durch den Beitrag der technischen Massnahmen begründet.

Der isolierte Beitrag der berücksichtigten organisatorischen Massnahmen ist marginal und beträgt lediglich etwa 0.5 kt bzw. 1% der gegenwärtigen landwirtschaftlichen Ammoniakemissionen. Dies ist hauptsächlich damit begründbar, dass einer substantiellen Verbreitung dieser Massnahmen aus arbeitswirtschaftlichen Gründen starke Grenzen gesetzt sind.

Die Mineraldüngereinsparung variiert je nach Szenario zwischen 0.13 und 1.7 kt N pro Jahr (0.3% - 3.4%). Aufgrund des geringen Effekts bezüglich Mineraldüngereinsparung nimmt die N-Effizienz der gesamten Landwirtschaft durch die Massnahmen des Ressourcenprogramms nur um 0.6%-Punkte zu (von 28.8% auf 29.4% im *Best-Case* Szenario). Bezogen auf ein einzelnes Ressourcenprogramm ist der Effekt allerdings deutlich besser, da alle Projekte die erzielte Verminderung der NH₃-Emissionen durch den Schlepplaucheinsatz teilweise kompensieren müssen. So wird etwa in Ackerbaugebieten 50% des 'nicht-emittierten' NH₃-N durch eine Verringerung des Mineraldüngereinsatzes kompensiert. Die Nitratemissionen werden durch die berücksichtigten Minderungsmaßnahmen kaum beeinflusst, da die Massnahmen primär auf die Ammoniakemissionen wirken. Die Nitratfracht liegt deshalb in allen Technologieszenarien etwa auf demselben Niveau wie ohne den Einsatz der Minderungsmaßnahme (rund 33.5 kt N).

Modellergebnisse 3 – Vermeidungskosten und Minderungsstrategien einer weitergehenden Emissionsreduktion (bis maximal 50%): Die Berechnungen im Rahmen der Sensitivitätsanalyse für das Jahr 2020 zeigen, dass die totalen Vermeidungskosten einer Emissionsreduktion im Agrarpreisszenario *Hoch* systematisch höher ausfallen, als im Agrarpreisszenario *Tief*. Eine 20%ige Reduktion der Emissionen auf knapp 70 kt N hätte im Agrarpreisszenario *Hoch* sektorinterne Anpassungskosten von ca. 187 Mio CHF zur Folge. Demgegenüber wäre die gleiche Zielsetzung im Agrarpreisszenario *Tief* noch fast ohne zusätzliche Kosten erreichbar. Der Grund dafür liegt darin, dass die Veränderung des landwirtschaftlichen Portfolios im Agrarpreisszenario *Tief* – ohne allfällige Begleitmassnahmen in Ackerbau und Tierhaltung – im Modell 'automatisch' zu einer starken Reduktion der umweltrelevanten N-Emissionen auf gegen 72 kt N pro Jahr führt. Diese Entwicklung wäre die Folge davon, dass aufgrund des Rückgangs der Wettbewerbsfähigkeit im Ackerbau einerseits die Nitratemissionen stark zurückgehen und andererseits auch die Ammoniakemissionen aufgrund rückläufiger Mastaktivitäten abnehmen würden (v.a. Mutterkuh-, Schweine- und Munimast).

Diesbezüglich gilt es allerdings anzumerken, dass die in der Schweiz wegfallende Produktion – bei unverändertem Inlandkonsum – aus dem Ausland importiert würde. Unter diesen Umständen würde eine Verlagerung der Emissionen ins Ausland stattfinden. Auch allfällige Begleitmassnahmen, bspw. für ackerbauliche Aktivitäten, könnten dazu führen, dass das gegenwärtige landwirt-

schaftliche Portfolio annähernd aufrechterhalten wird. In diesem Fall käme es auch im Falle eines Freihandelsszenarios nicht zu einer derart starken 'automatischen' Emissionsreduktion, wie sie vom Modell her berechnet wird.

Die marginalen Vermeidungskosten einer maximal 10%igen Emissionsreduktion liegen beim Ammoniak mit 3-12 CHF/kg N tiefer als beim Nitrat (10-12 CHF/kg N). Die Begründung dafür liegt darin, dass die Ammoniakemissionen durch den Einsatz der berücksichtigten technischen Minderungsmaßnahmen günstiger reduziert werden können, als die Nitratemissionen, bei denen praktisch keine technologischen Minderungsmaßnahmen zur Verfügung stehen. Sobald aber im Ammoniakbereich das Minderungspotential der Technologieoptionen von rund 10% ausgeschöpft ist, steigen auch die Vermeidungskosten einer Ammoniakreduktion viel stärker an als beim Nitrat und betragen bei einer 40%igen Emissionsreduktion fast 80 CHF/kg N. Demgegenüber liegen die Vermeidungskosten einer 40%igen Nitratreduktion bei lediglich 20 CHF/kg N.

Die kosteneffiziente Minderungsstrategie einer maximal 50%igen Reduktion der umweltrelevanten N-Verluste besteht aus einem Massnahmenpaket, welches die Ammoniakemissionen um unterdurchschnittliche 36% und die Nitratemissionen um überdurchschnittliche 67% reduziert. Die Minderungsstrategie für eine Halbierung der umweltrelevanten N-Verluste besteht zusammengefasst in i) der Ausnützung des Minderungspotentials der technisch-organisatorischen Massnahmen (v.a. Ammoniak) ii) einer Anpassung des pflanzenbaulichen Portfolios¹ (v.a. Nitrat) und iii) in einem Abbau des Rindvieh- (-20%) und Schweinebestandes (-35%) (v.a. Ammoniak). Insgesamt ergeben die Anpassungen bei den Tierbeständen eine Reduktion der totalen Anzahl GVE um 25%. Der GVE-Besatz sinkt dadurch von durchschnittlich 1.21 GVE je ha LN ohne Emissionsbeschränkung auf 0.88 GVE je ha LN bei einer erzwungenen Halbierung der umweltrelevanten N-Emissionen.

Fazit der Sensitivitätsanalyse: Sobald das technisch-organisatorische Minderungspotential beim Ammoniak ausgeschöpft ist, sind Emissionsminderungen im Nitratbereich (z.B. über Umwandlung von Acker- und Kunstwiesenflächen in Naturwiese) deutlich günstiger als im Ammoniakbereich, wo zur Emissionsreduktion wertschöpfungsstärkere Aktivitäten zurückgefahren werden müssen. Durch eine Ausweitung des Sets an technisch-organisatorischen Minderungsmaßnahmen könnte der Moment hinausgezögert werden, ab dem Veränderungen im landwirtschaftlichen Portfolio notwendig werden um ein bestimmtes Reduktionsziel zu erreichen.

Folgerungen

Aufgrund der Erkenntnisse aus den Vermeidungskostenberechnungen scheint die Ausschöpfung des Potentials der ausgewählten technischen Minderungsmaßnahmen mit Vermeidungskosten von <12 CHF/kg N angezeigt. Dabei kann der Einsatz des Schleppschlauchverteilers am meisten zum technischen Reduktionspotential der berücksichtigten Massnahmen beitragen. Das realistischerweise umsetzbare Reduktionspotential der ausgewählten Massnahmen ist allerdings auf weniger als 10% der Ammoniakemissionen beschränkt, weil i) das Verbreitungspotential der Massnahmen bereits zu einem beträchtlichen Anteil ausgeschöpft oder ii) aus arbeitswirtschaftlichen Gründen limitiert ist und iii) weil gewisse Massnahmen auf eine Emissionsfracht wirken, die gemessen an den gesamten Emissionen relativ unbedeutend ist (z.B. NPr-Einsatz bei Schweinen).

Mögliche Etappenziele: Wenn man sich für die Festlegung potentieller **Etappenziele** für das Jahr 2020 an den Modellergebnissen des *Referenz-Szenarios* orientiert, fallen die Reduktionsziele relativ bescheiden aus. Im *Referenz-Szenario* kommen die umweltrelevanten N-Verluste auf **82 kt N** zu liegen (-9% gg. 2007). Die Ammoniakemissionen werden in diesem Fall auf rund **43 kt** beziffert (-7%), die Nitratemissionen auf knapp **34 kt** (-11%). Wenn man die Zielsetzung in Anlehnung an die Ergebnisse des *Best-Case Szenarios* formuliert, ist die Emissionsminderung leicht grösser: umweltrelevante N-Verluste 80 kt (-11%), Ammoniak 41 kt (-11%), Nitrat nach wie vor 34 kt.

Eine über obige Werte hinausgehende Zielsetzung, sollte folgende Punkte nicht ausseracht lassen:

¹ Rückgang des Ackerbaus und der Kunstwiesenfläche, Zunahme der Ökoausgleichsfläche und Naturwiese

- **Technisch-organisatorisches Minderungspotential:** Bezüglich dem potentiellen Minderungsbeitrag durch technisch-organisatorische Massnahmen muss zwischen dem theoretisch maximalen und dem aus agronomisch-organisatorischer Sicht realistischerweise umsetzbaren Potential unterschieden werden. Eine Zielsetzung aufgrund des theoretisch maximalen Potentials ist aus praktischer Sicht nicht angezeigt und dürfte eine Zielverfehlung zur Folge haben. Diese Einschränkungen sollten besonders auch für allfällige weitere Massnahmen berücksichtigt werden, welche im Rahmen dieser Arbeit noch nicht analysiert worden sind.
- **Minderung durch Massnahmen der betrieblichen Praxis:** Die Modellrechnungen zeigen lediglich einen geringen Minderungsbeitrag durch eine Anpassung der betrieblichen Praxis. Die Massnahmen sind unter Berücksichtigung der gesamtbetrieblichen Auswirkungen zu teuer, entwickeln sich in eine – aus N-Sicht – unerwünschte Richtung (z.B. mehr Laufställe und weniger Anbindeställe, weniger Zwischenkulturen bei rückläufiger Futtergetreidefläche) oder sind infolge äusserer Faktoren nur beschränkt ausdehnbar (z.B. Weidegang infolge fehlender Arrondierung).
- **Minderung durch Portfolio-Anpassungen:** Ein wichtiger Punkt bei der Festlegung von offensiveren Etappenzielen dürfte daher auch die Antwort auf die Frage sein „*wie gross der Minderungsbeitrag durch allfällige Produktionsanpassungen sein soll, kann oder darf*“. Je restriktiver diese Frage beantwortet wird, desto defensiver wird die Zielsetzung ausfallen.

Ganz allgemein erfordern offensivere Zielsetzungen Kenntnis darüber, mit welchem umweltpolitischen Anreizinstrument (Abgabe, Vorschriften, Förderanreize, Emissionshandel etc.) und mit welchen konkreten (zusätzlichen) technisch-organisatorischen Massnahmen ein derartiges Emissionsziel erreicht werden kann. Die Gefahr einer Zielverfehlung ist grösser, falls offensive Zielsetzungen definiert werden, welche auf Minderungsstrategien und -massnahmen basieren, für die nicht klar ist mit welchem Instrumentarium sie in der Realität tatsächlich umgesetzt bzw. induziert werden können.

Schlussfazit: Falls eine Emissionsreduktion lediglich i) durch die berücksichtigten technisch-organisatorische Massnahmen und ii) durch 'automatisch' stattfindende Portfolio-Veränderungen im Rahmen der «AP2011» erfolgen soll (z.B. weniger Futterbau, mehr extensive Wiesen) fallen die formulierbaren Etappenziele gegenüber dem Jahr 2007 eher defensiv aus. Unter diesen Umständen liessen sich die Ammoniak-, die Nitrat- und die totalen umweltrelevanten N-Verluste gegenüber dem Jahr 2007 um lediglich ca. 10% reduzieren. Da es sich bei dieser Grösse um eine Betrachtung der nationalen Gesamtemissionen handelt, wird explizit erwähnt, dass die Auswirkungen im regionalen Kontext grösser oder kleiner sein können.

Um ein offensiveres Emissionsziel von mehr als 10% zu erreichen, müssten in der Praxis unbedingt weitere, bisher unberücksichtigte Minderungsmassnahmen umgesetzt werden, um zu verhindern, dass zur Zielerreichung Anpassungen im landwirtschaftlichen Portfolio notwendig werden. Um den potentiellen Beitrag zusätzlicher Minderungsmassnahmen abschätzen zu können, wäre als nächster Schritt die Erarbeitung einer vollständigen, offiziell anerkannten Datengrundlage bezüglich Minderungspotential und Minderungskosten für Schweizer Verhältnisse wünschenswert.

Unabhängig von diesem allenfalls zusätzlich realisierbaren Minderungspotential beim Ammoniak dürfte die Ziellücke zum UZL-Langfristziel von 25 kt NH₃-N wohl aber immer noch zu hoch sein, um das UZL-Ziel mit einer Aufrechterhaltung des gegenwärtigen landwirtschaftlichen Portfolios zu erreichen. Gleiches gilt für die Reduktion der gesamten Nitratemissionen. Aufgrund fehlender technischer Minderungsmassnahmen in diesem Bereich wäre eine substantielle Emissionsreduktion nur durch eine starke Verlagerung von Acker- und Kunstwiesenflächen in Naturwiese und damit mit einer deutlichen Reduktion des Selbstversorgungsgrades bei den Ackerkulturen erreichbar.

Résumé

Objet et buts de l'étude

Objet: la présente étude porte sur l'évaluation des possibilités et des limites de la prévention des pertes d'azote (N) portant atteinte à l'environnement au niveau de la production agricole. Il s'agit de calculer le potentiel de réduction aussi bien technologique qu'économique de l'agriculture suisse, compte tenu d'un choix de mesures de réduction.

Buts : la présente étude a pour objectif de mettre à disposition des bases décisionnelles permettant de répondre à la question de savoir quels objectifs intermédiaires agroécologiques peuvent être visés dans une optique réaliste à l'horizon 2020. Elle a été menée dans la perspective des objectifs environnementaux pour l'agriculture à long terme (OEA, p. ex. -25 kt N pour l'ammoniac), mais aussi en tenant compte des frais qui en résultent et des effets à prévoir sur la production agricole. Dans ce contexte, il faut considérer en particulier les possibilités techniques et leurs coûts, mais aussi les conflits avec d'autres objectifs de la politique agricole.

Sujets de recherche

Dans le contexte des objectifs susmentionnés, les trois sujets de recherche suivants sont principalement traités :

- Quelle sera l'évolution des émissions ou des fractions d'émissions d'azote portant atteinte à l'environnement entre 2007 et 2020, si aucune mesure supplémentaire de réduction de l'azote n'est prise ?
- Quelle réduction d'azote peut-on atteindre d'ici à 2020 avec un choix de mesures différentes dans le cadre du programme d'utilisation durable des ressources de la « PA 2011 » ?
- Quels objectifs intermédiaires peut-on fixer pour l'année 2020 sur la base des résultats obtenus, en tenant compte des objectifs environnementaux pour l'agriculture à long terme (OEA) et des frais qui en résulteront ?

Méthodes et hypothèses

Choix des mesures : sur la base de l'étude de la littérature portant sur les mesures potentielles de réduction des émissions dans la production agricole, on a effectué une sélection de mesures de réduction techniques et organisationnelles. Celles-ci remplissent les conditions fixées concernant la mise en pratique et disposent d'une base de données suffisante spécifique aux buts de la présente étude. Le résultat de cette sélection se traduit par une série de *mesures explicites d'ordre technique et organisationnel* visant à réduire les pertes d'azote portant atteinte à l'environnement (en particulier l'ammoniac). En font partie, l'utilisation de *rampes d'épandage à tuyaux flexibles*, l'emploi d'aliments pour animaux à teneur réduite en azote (N) et en phosphore (P) pour les porcs (*aliments NPr*), la *couverture des réservoirs de lisier*, les *systèmes de stabulation produisant peu d'émissions*, ainsi que la *dilution du lisier* avec de l'eau. Les deux mesures organisationnelles que sont *l'épandage du lisier le soir* et *l'incorporation rapide du fumier* dans le sol complètent la série de mesures. Outre les mesures explicites, des mesures choisies provenant de la *pratique d'exploitation* sont également intégrées dans l'analyse. Leur objectif principal n'est certes pas la réduction directe des émissions agricoles d'azote, mais elles influent néanmoins sur leur niveau. Il s'agit du choix du *système de stabulation* (en particulier l'étable à stabulation libre vs entravée), la *part de pacage*, la *part d'aliments concentrés* dans la ration des vaches laitières, ainsi que l'augmentation de la *performance laitière* et les *cultures dérobées*.

Potentiel d'extension des mesures : alors que le modèle calcule lui-même l'évolution des mesures provenant de la *pratique d'exploitation* compte tenu des prix au producteur, l'extension potentielle des mesures d'ordre technique ou organisationnel prises en compte d'ici à 2020 est évaluée par un groupe d'experts de l'OFAG et de l'HESA. Cette évaluation du potentiel se fonde sur des ré-

flexions concernant la faisabilité du point de vue agronomique et organisationnel et prend en compte la structure d'incitation (financière) qui a servi de base dans le cadre du programme d'utilisation durable des ressources de la « PA 2011 ». Le potentiel d'extension des mesures sélectionnées ne correspond donc pas au potentiel technique maximum, mais au potentiel de réduction que l'on peut prévoir dans une optique réaliste. Comme il est difficile d'anticiper l'extension effective de la technologie d'ici à 2020, trois scénarios différents ont été établis : le *scénario de référence* correspond au cas le plus probable concernant l'extension des mesures de réduction sélectionnées. Le scénario *worst-case* décrit le cas de figure le plus pessimiste et le scénario *best-case* couvre le meilleur cas de figure possible par rapport à l'extension attendue de la technologie. Dans ce contexte, on précise explicitement que ce scénario *best-case* représente la meilleure extension possible, du point de vue actuel, des mesures prises en compte, et non pas le potentiel maximum du point de vue technique. Ceci est très important pour que le potentiel de réduction calculé selon le modèle ne soit pas confondu avec le potentiel de réduction maximum du point de vue technique ('maximum technical feasible reduction').

Modélisation quantitative : pour les analyses relatives à la modélisation effectuées dans le cadre de l'étude, on utilise le modèle sectoriel d'économie rurale S_INTAGRAL. Ce modèle a été spécialement développé pour l'évaluation économique des stratégies de réduction des émissions de gaz à effet de serre et d'azote dans l'agriculture. Cette démarche permet d'examiner, dans une perspective systémique intégrée, les possibilités d'adaptation dans la production agricole et de prendre en compte, de manière simultanée, l'utilisation de mesures de réduction d'ordre technique et organisationnel. Le calcul des émissions dans le domaine de l'ammoniac se fonde sur la méthode *Agrammon*, développée par l'HESA, et dans le domaine des nitrates sur une *approche spécifique à la culture* d'ART, qui prend en compte divers facteurs de correction pour les paramètres d'influence supplémentaires.

Scénarios de calcul : l'horizon temporel des calculs s'étend jusqu'en 2020. L'évolution temporelle des émissions entre 2000 et 2020 est calculée en partant du principe qu'à partir de 2007, aucune extension supplémentaire des mesures de réduction d'ordre technique et organisationnel n'est entreprise (scénario « statu quo 2007 »). D'autre part, l'évolution des émissions est également calculée pour les scénarios d'extension de la technologie définis, tels qu'on peut les prévoir dans le cadre du programme d'utilisation durable des ressources (*cas de référence*, scénarios *worst-case* et *best-case*). Outre les calculs récursifs et dynamiques, une analyse étendue de sensibilité sera menée à bien en 2020. Ces calculs ont pour but d'évaluer la stratégie de réduction efficiente du point de vue des coûts, ainsi que les coûts d'évitement totaux et marginaux d'une réduction allant jusqu'à 50 % des émissions d'azote dans l'agriculture.

Hypothèses : Afin de limiter le degré de complexité de la présente analyse, les hypothèses suivantes ont été formulées pour les modélisations (cf. tableau A)

Tableau A Hypothèses relatives aux modélisations

Hypothèse :	Explication
Limite du système : agriculture sans cultures spéciales	Le modèle représente les activités agricoles les plus importantes en ce qui concerne les surfaces et les effectifs animaux, sans les cultures spéciales et les équidés.
Prix aux producteurs exogènes	Les prix agricoles ('at farmgate') sont fixés pour deux niveaux exogènes différents (<i>élevé</i> et <i>bas</i>).
Paiements directs selon « PA2011 »	Les paiements directs sont basés sur le système de paiements directs de la « PA2011 ». Les effets potentiels du développement du système des paiements directs (DPD), selon le rapport du Conseil fédéral (6 mai 2009), ne sont pas pris en compte.
Le potentiel d'écoulement sur le marché intérieur est fixé	L'effet sur la consommation de la population croissante ainsi que l'effet du développement démographique sur le mode de consommation n'ont pas été pris en compte dans le potentiel d'écoulement des produits sur le marché intérieur.
Elasticité totale de la demande intérieure pour les produits agricoles	Les éventuels surplus de la demande, à la suite d'une offre indigène insuffisante, sont couverts par des importations et n'ont donc aucun effet sur les prix.
Etat actuel de la technique	L'évaluation des coûts d'évitement et le potentiel de réduction à la suite de l'utilisation de la technologie se fonde sur les mesures disponibles actuellement dans la pratique et pour lesquelles il existe une base de données spécifiée suffisante.

Il faut mentionner, en particulier, que les calculs ont été effectués pour deux scénarios de prix aux producteurs différents (*élevé, bas*), afin d'évaluer l'influence du niveau des prix agricoles sur l'évolution des émissions d'azote. Le scénario *élevé* se base sur le niveau des prix attendu après la mise en œuvre de la « PA2011 » et le scénario *bas* découle des prix qui peuvent être prévus actuellement dans les conditions de libre-échange avec l'UE. En ce qui concerne le régime des paiements directs, il faut préciser qu'aucune réflexion sur le développement du système des paiements directs (DPD) n'a été incluse dans l'analyse de la présente étude, car il n'y avait pas, au moment de la modélisation, de propositions chiffrées concrètes pour la conception du futur système.

Par ailleurs, les calculs ne sont pas fondés sur toutes les mesures discutées dans la littérature, car on ne peut prendre en compte des mesures qui ne seront adaptées à la pratique que dans le futur ou dont les effets techniques et économiques ne sont pas quantifiés. L'absence de données fiables concernant le potentiel et les coûts d'évitement spécifiques à la Suisse pour de nombreuses mesures discutées dans la littérature a réduit fortement le choix de mesures pour l'analyse quantitative dans le cadre de ce travail. On rappelle donc que l'évaluation du potentiel de réduction ne concerne pas le potentiel technique maximum mais uniquement le potentiel de réduction des mesures prises en compte.

Résultats

Calcul statique du potentiel. Une première évaluation grossière du potentiel de réduction offert par le choix de mesures a été effectuée sans modélisation. Cette évaluation se fonde sur l'hypothèse du scénario *best-case* concernant l'extension de la technologie. Il en résulte d'ici à 2020 une réduction de 4,3 % des émissions d'azote portant atteinte à l'environnement et de 8,2 % des émissions d'ammoniac (par rapport à 2007). La raison de ces valeurs relativement faibles provient du fait que i) certaines mesures sont déjà mises en œuvre dans une large proportion aujourd'hui (p. ex. couverture des réservoirs à lisier à 83 %, utilisation de NPr à 50 %, utilisation de rampes d'épandage à tuyaux flexibles à 13 %), ii) le potentiel de réduction n'est pas de 100 %, mais inférieur, pour des raisons topographiques, agronomiques ou organisationnelles (p. ex. rampes d'épandage, épandage en soirée, incorporation rapide du fumier); iii) certaines mesures ne peuvent être mises en œuvre dans de brefs délais à des frais acceptables, mais seulement au cours du renouvellement des capacités de production (p. ex. construction de systèmes de stabulation produisant peu d'émissions). Si l'on laissait tomber toutes les limitations et calculait le potentiel maximum de la série de mesures sélectionnées (extension de la technologie à 100 % partout en Suisse), on obtiendrait un potentiel de réduction nettement plus élevé, soit 15 % des émissions d'azote portant atteinte à l'environnement et de 29 % pour l'ammoniac.

Résultats de la modélisation 1 – évolution des émissions sans mesures supplémentaires: sans extension progressive des mesures prises en compte, les résultats des modélisations ne montrent qu'une réduction minimale des émissions d'**ammoniac** entre 2007 et 2020 (-1.4 kt N ou -3 %, cf. tableau B: scénario *statu quo* 2007). Ce recul « automatique » des émissions est principalement dû à un léger recul de l'effectif bovin. Les émissions de NH₃ restent cependant supérieures à 45 kt N par année en 2020. A l'inverse, les émissions de nitrates baissent malgré tout de 4,4 kt N entre 2007 et 2020, pour atteindre 33,3 kt N (-12 %). Cela s'explique par i) la diminution des surfaces de production de maïs-grain et de céréales fourragères, ii) une augmentation des surfaces de compensation écologique, ainsi que iii) un recul de l'utilisation d'engrais minéraux suite à la diminution des terres assolées. Au total et sans mesure supplémentaire, les **pertes d'azote portant atteinte à l'environnement** reculent de 7 % (-6,2 kt N).

Il est important de souligner ici que l'évolution effective des activités agricoles pourrait aussi diverger nettement des résultats des modélisations, selon le développement effectif de la situation des prix et l'aménagement du nouveau système de paiements directs (p. ex. contribution à la sécurité de l'approvisionnement pour les céréales fourragères). Dans ce contexte, la réduction des émissions d'azote fixée dans le modèle ne doit pas être interprétée comme un pronostic au sens propre du terme. Le développement réel dépend davantage de la situation effective sur les marchés et l'aménagement du nouveau système des paiements directs (DPD).

Tableau B Résultats de la modélisation

	Scénario d'aide (SQ)*			Scénarios de technologies **									
	Statu quo 2007 (en 2020)			Référence (en 2020)			Best-case (en 2020)			Worst-case (en 2020)			
	[kt N] 2007	[kt N]	Δ abs. p.r. 2007	Δ rel. p.r. 2007	[kt N] p.r. 2020	Δ abs. SQ	Δ rel. p.r. 2007	[kt N] p.r. 2020	Δ abs. SQ	Δ rel. p.r. 2007	[kt N] p.r. 2020	Δ abs. SQ	Δ rel. p.r. 2007
Pertes d'azote port. att. à l'env.	89.9	83.7	-6.2	-7%	82.2	-1.5	-9%	80.4	-3.3	-11%	83.4	-0.3	-7%
Ammoniac (NH₃)	46.5	45.1	-1.4	-3%	43.3	-1.8	-7%	41.2	-3.9 ***	-11%	44.6	-0.5	-4%
Nitrates (NO₃)	37.7	33.3	-4.4	-12%	33.6	0.3	-11%	33.8	0.5	-10%	33.4	0.1	-11%

*Pas de modification de l'extension de la technologie par rapport à 2007 **Extension de la technologie selon référence, best-case et worst-case
 ***la réduction supplémentaire d'ammoniac de 3,9 kt à la suite des mesures techniques prévues correspond à 8,4 % des émissions en 2007 (46,5 kt). Cela correspond très bien au potentiel de réduction de l'évaluation statique du potentiel de 8,2 %.

Résultats de la modélisation 2 – évolution des émissions dans le cadre du programme pour l'utilisation durable des ressources : les émissions d'ammoniac reculent, grâce au programme d'utilisation durable des ressources, de 4 % (*worst-case*), ou de 11 % (*best-case*) par rapport à 2007 et atteignent respectivement un niveau de 41,2 kt (*best-case*) et de 44,6 kt (*worst-case*) (cf. tableau B). Cette réduction est essentiellement fondée sur la contribution des mesures techniques.

La contribution isolée des mesures organisationnelles prises en compte est marginale et ne représente qu'environ 0,5 kt ou 1 % des émissions actuelles agricoles d'ammoniac. Cela s'explique principalement par le fait que l'extension substantielle de ces mesures est fortement limitée pour des raisons liées à l'organisation de travail.

L'économie d'engrais minéraux varie selon le scénario entre 0,13 et 1,7 kt N par année (0,3 % - 3,4 %). En raison de l'effet minime des économies d'engrais minéraux, les mesures du programme d'utilisation durable des ressources ne font augmenter l'efficacité de l'azote pour toute l'agriculture que de 0,6 points de pourcentage (de 28,8 % à 29,4 % dans le scénario *best-case*). Par rapport à un programme pris isolément, l'effet est cependant nettement meilleur, car tous les projets doivent compenser en partie la réduction des émissions de NH₃ réalisée grâce à l'utilisation de rampes d'épandage à tuyaux flexibles. Dans les régions de grandes cultures, environ 50 % du NH₃-N non émis sont ainsi compensés par une réduction de l'utilisation des engrais minéraux. Les émissions de nitrates sont peu influencées par les mesures prises en compte, car ces dernières agissent principalement sur les émissions d'ammoniac. Dans tous les scénarios de technologies, les charges en nitrates sont donc à peu près au même niveau avec ou sans l'utilisation de la mesure de réduction (env. 33,5 kt N).

Résultats de la modélisation 3 – coûts d'évitement et stratégies de réduction continue des émissions (jusqu'à maximum 50 %) : les calculs effectués dans le cadre de l'analyse de sensibilité pour l'année 2020 montrent que les coûts d'évitement totaux d'une réduction des émissions étaient systématiquement plus hauts dans le scénario de prix agricoles *élevé* que dans le scénario *bas*. Une réduction de 20 % des émissions à près de 70 kt N aurait pour conséquence des coûts d'adaptation internes au secteur d'environ 187 millions de francs suisses dans le scénario de prix agricoles *élevé*. A l'inverse, le même objectif dans le scénario de prix agricoles *bas* serait atteignable presque sans frais supplémentaires. Cela s'explique par le fait que la modification du portefeuille agricole dans le scénario de prix agricoles *bas* – sans mesures d'accompagnement pour la culture des champs et l'élevage – conduit automatiquement, dans le modèle, à une forte réduction des émissions d'azote (près de 72 kt N par année). Cette évolution serait la conséquence d'une part, de la diminution des émissions de nitrates suite au recul de la compétitivité des grandes cultures et, d'autre part, de la diminution des émissions d'ammoniac en raison de la baisse des activités d'élevage ou d'engraissement (vaches mères, porcs et taurillons, en particulier).

A ce sujet, il faut cependant noter que toute production qui disparaît en Suisse – si la consommation intérieure reste inchangée – serait importée de l'étranger. Dans ces circonstances, il y aurait un déplacement des émissions à l'étranger. Les mesures d'accompagnement, par exemple pour les acti-

vités liées aux grandes cultures, pourraient, le cas échéant, préserver presque entièrement le portefeuille agricole actuel. Dans ce cas, il n'y aurait pas de forte réduction des émissions « automatique » telle qu'elle est calculée à partir du modèle, même dans le cas d'un scénario de libre-échange.

Les coûts d'évitement marginaux pour une réduction des émissions maximale de 10 % sont inférieurs pour l'ammoniac (3-12 CHF/kg N) que pour les nitrates (10-12 CHF/kg N). La raison est que les émissions d'ammoniac peuvent être réduites à meilleur marché, au moyen de l'utilisation des mesures de réduction techniques prises en compte, que celles de nitrates, pour lesquelles il n'existe pratiquement aucune mesure technologique. Dès que le potentiel de réduction d'env. 10 % des options technologiques dans le domaine de l'ammoniac est épuisé, les coûts d'évitement augmentent beaucoup plus rapidement que pour les nitrates et atteignent presque 80 CHF /kg N pour une réduction des émissions de 40 %. En revanche, les coûts d'évitement d'une réduction des nitrates de 40 % représentent seulement 20 CHF /kg N.

Une stratégie de réduction efficace pour atteindre une réduction moyenne de 50 % des émissions portant atteinte à l'environnement est constituée d'un paquet de mesures qui réduit les émissions d'ammoniac de 36 % (inférieur à la réduction moyenne) et les émissions de nitrates de 67 % (supérieur à la réduction moyenne). La stratégie pour diminuer de moitié les pertes d'azote portant atteinte à l'environnement est constituée en résumé i) de l'exploitation du potentiel de réduction des mesures d'ordre organisationnel et technique (surtout pour l'ammoniac), ii) d'une adaptation du portefeuille de la production végétale¹ (surtout pour les nitrates) et iii) d'une réduction des effectifs de bovins (-20 %) et de porcs (-35 %) (surtout pour l'ammoniac). Au total, les adaptations des effectifs d'animaux apportent une réduction du nombre total d'UGB de 25 %. La charge en UGB passe ainsi de 1,21 UGB par ha SAU en moyenne, dans le cas sans réduction des émissions, à 0,88 UGB par ha SAU dans le cas où une réduction de 50% des émissions d'azote portant atteinte à l'environnement est imposée.

Résumé de l'analyse de sensibilité : Dès que le potentiel de réduction d'ordre technique et organisationnel concernant l'ammoniac est épuisé, les réductions d'émissions de nitrates (p. ex. par la conversion des surfaces de grandes cultures et de prairies artificielles en prairies naturelles) deviennent nettement meilleur marché par rapport à l'ammoniac, où des activités à plus forte valeur ajoutée doivent être limitées pour continuer à réduire les émissions. Grâce à une extension de la série de mesures d'ordre technique et organisationnel, il serait possible de repousser le point à partir duquel les modifications du portefeuille agricole deviennent nécessaires pour atteindre un objectif de réduction particulier.

Conclusions

Sur la base des résultats du calcul des coûts d'évitement, il semble indiqué d'exploiter le potentiel offert par les mesures techniques de réduction sélectionnées dont les coûts d'évitement sont inférieurs à 12 CHF/kg N. Dans les mesures prises en compte, l'utilisation d'une rampe d'épandage à tuyaux flexibles est la solution qui contribue le plus au potentiel de réduction technique. D'un point de vue réaliste, le potentiel réalisable ne dépasse toutefois pas 10 % des émissions d'ammoniac car le potentiel d'extension des mesures est i) déjà en grande partie épuisé, ii) est limité pour des raisons d'organisation du travail et iii) certaines mesures affectent une charge d'émissions qui est relativement insignifiante par rapport aux émissions globales (p. ex. utilisation de NPr pour les porcs).

Objectifs intermédiaires envisageables: si l'on se fonde sur les résultats des modélisations du *scénario de référence* pour définir des objectifs intermédiaires potentiels pour 2020, les objectifs de réduction sont relativement modestes. Dans le *scénario de référence*, les pertes d'azote portant atteinte à l'environnement atteignent 82 kt N (-9 % par rapport à 2007). Dans ce cas, les émissions d'ammoniac s'élèvent à environ 43 kt (-7 %) et les émissions de nitrates à presque 34 kt (-11 %). Si l'on formule des objectifs en référence aux résultats du *scénario best-case*, la réduction des émissions est légèrement supérieure: 80 kt (-11 %) pour les pertes d'azote portant atteinte à l'environnement, 41 kt (-11 %) pour l'ammoniac ; quant aux nitrates, ils restent au niveau de 34 kt.

¹ Recul des grandes cultures et des surfaces de prairies artificielles, augmentation des surfaces de compensation écologique et des prairies naturelles.

Si des objectifs supérieurs aux valeurs susmentionnées sont déterminés, les points suivants doivent être pris en compte :

- Potentiel de réduction des mesures techniques et organisationnelles: Concernant la contribution potentielle à la réduction des mesures techniques et organisationnelles, il convient de différencier le potentiel maximal théorique et le potentiel applicable le plus réaliste d'un point de vue agronomique et organisationnel. D'un point de vue pratique, il n'est pas judicieux de définir un objectif en se fondant sur un potentiel maximal théorique. Cette approche pourrait entraîner un manquement aux objectifs. Ces restrictions devraient être prises en compte notamment pour d'autres mesures potentielles qui n'ont pas encore été analysées dans le cadre de ce projet.
- Réduction par des mesures portant sur la pratique d'exploitation : les modélisations indiquent qu'adapter la pratique d'exploitation ne contribue que faiblement à réduire les émissions. Les mesures ont soit un coût trop élevé par rapport à leurs répercussions pour l'ensemble de l'exploitation, soit elles ne s'orientent pas dans la bonne direction en matière d'azote (p. ex. plus d'étables à stabulation libre et moins d'étables à stabulation entravée, moins de cultures dérobées pour les surfaces de céréales fourragères en diminution) ou soit elles ne sont que partiellement applicables en raison de facteurs extérieurs (p. ex. mise en pâture suite à un regroupement parcellaire défaillant).
- Réduction par des adaptations du portefeuille: lorsque des objectifs intermédiaires plus offensifs sont définis, il est essentiel de répondre à la question suivante : « *A quel montant la contribution à la réduction par d'éventuelles adaptations de la production doit-elle ou peut-elle s'élever ?* ». Plus la réponse est restrictive, plus l'objectif défini sera défensif.

De manière générale, la définition d'objectifs plus offensifs nécessite de savoir quel instrument incitatif de politique environnementale (taxe, prescriptions, incitations de promotion, échange de droits d'émission, etc.) et quelles mesures concrètes (supplémentaires) d'ordre technique et organisationnel permettent d'atteindre ces objectifs d'émissions. Le danger de manquer aux objectifs augmente si on fixe des objectifs offensifs qui s'appuient sur des stratégies et des mesures de réduction pour lesquelles on ne connaît pas clairement les moyens d'intervention qui permettent de les mettre en œuvre concrètement.

Conclusion: si on part du principe qu'une réduction des émissions ne peut être atteinte que grâce i) aux mesures d'ordre technique et organisationnel prises en compte et ii) à des modifications du portefeuille qui s'opèrent « automatiquement » dans le cadre de la « PA 2011 » (p. ex. moins de cultures fourragères, plus de pâturages extensifs), les objectifs intermédiaires que l'on peut formuler semblent plutôt défensifs par rapport à l'année 2007. Dans ces conditions, les pertes d'ammoniac, de nitrates et le total des pertes d'azote portant atteinte à l'environnement ne diminueraient que d'environ 10 % comparé à 2007. Comme ce chiffre correspond au total national des émissions, il est mentionné de manière explicite que les répercussions peuvent être plus ou moins importantes dans le contexte régional.

Pour atteindre un objectif d'émissions plus offensif (supérieur à 10 %), d'autres mesures de réduction non considérées jusqu'ici devraient être mises en œuvre dans la pratique pour éviter le recours à des adaptations du portefeuille agricole. Afin de pouvoir évaluer la contribution potentielle de ces mesures de réduction supplémentaires, il serait souhaitable que la prochaine étape consiste en l'élaboration de données complètes et officiellement reconnues sur leur potentiel de réduction et les coûts de cette réduction dans les conditions suisses.

Indépendamment de ce potentiel de réduction supplémentaire réalisable pour l'ammoniac, la lacune par rapport à l'objectif OEA à long terme de 25 kt NH₃-N est si importante qu'elle ne saurait être comblée si le portefeuille agricole actuel est maintenu. Il en est de même pour la réduction des émissions globales de nitrates. En raison du manque de mesures techniques de réduction dans ce domaine, une réduction substantielle des émissions ne serait atteignable que par une forte conversion des surfaces de grandes cultures et des surfaces de prairies artificielles vers des prairies naturelles et, donc, par une réduction sensible du taux d'auto approvisionnement concernant les grandes cultures.

Inhaltsübersicht

Zusammenfassung	I
Résumé.....	VII
Inhaltsübersicht.....	XIII
Verzeichnis der Abbildungen.....	XV
Verzeichnis der Tabellen.....	XVI
Abkürzungsverzeichnis.....	XVII
1 Einleitung.....	1
1.1 Projekthintergrund: Ausgangslage und Motivation der Arbeit	1
1.2 Ziele und Forschungsfragen der Arbeit	2
1.3 Vorgehen und Aufbau	4
2 S_INTAGRAL – ein agrarwirtschaftliches Allokationsmodell zur Analyse ökonomisch- ökologischer Fragestellungen	6
2.1 Ökonomie-Modul	7
2.2 Struktur-Modul.....	8
2.3 Umwelt-Modul	11
2.4 Berechnung von Vermeidungskosten	12
2.5 Allgemeine Modellannahmen	14
3 Modellierung der N-Emissionen.....	16
3.1 Berechnung der Ammoniakemissionen	16
3.1.1 Methodik Agrammon.....	16
3.1.2 Wirkungsweise des N-Flussmodells anhand eines Modellbetriebes	19
3.1.3 Grundsätze zur Implementierung des Ammoniak-Moduls in S_INTAGRAL	22
3.2 Berechnung der Nitratemissionen (Methodik Spiess)	23
3.3 Interaktion zwischen den einzelnen N-Fraktionen	28
4 Auswahl der Minderungsmaßnahmen im N-Bereich	31
4.1 Explizite technologische Reduktionsmassnahmen (Block 1).....	32
4.2 Massnahmen aus der betrieblichen Praxis (Block 2).....	35
4.3 Organisatorische Massnahmen (Block 3)	38
4.4 Würdigung der berücksichtigten Massnahmen.....	40
5 Szenarien für die Modellrechnungen.....	41
5.1 Preisszenarien.....	41
5.2 Technologieszenarien.....	45
5.2.1 Annahmen bezüglich der Anwendung technologischer Massnahmen	46
5.2.2 Annahmen bezüglich der Anwendung organisatorischer Massnahmen	49
5.3 Sensitivitätsszenarien.....	51
5.4 Zusammenfassende Übersicht.....	52

6	Resultate einer statischen Potentialbetrachtung	56
7	Resultate der Modellrechnungen	61
7.1	Ergebnisse der Modellvalidierung für die Jahre 2000 bis 2007 (ex-post Betrachtung) ..	61
7.1.1	<i>Modellvalidierung im Bereich Tierhaltung und Flächennutzung</i>	61
7.1.2	<i>Modellvalidierung im Bereich der Nitrat- und Ammoniakemissionen</i>	63
7.2	Ergebnisse der Emissionsberechnungen bis im Jahr 2020	66
7.2.1	<i>Emissionsentwicklung bis im Jahr 2020 in den definierten Szenarien</i>	66
7.2.2	<i>Wirkung der geprüften Technologieverbreitungsszenarien auf die Mineraldünger-einsparung und die N-Effizienz nach OSPAR.....</i>	69
7.2.3	<i>Bestimmungsgründe der Emissionsentwicklung bis im Jahr 2020</i>	70
7.3	Vermeidungskosten in Abhängigkeit des Reduktionsziels.....	73
7.3.1	<i>Vermeidungskosten einer Reduktion der umweltrelevanten N-Emissionen.....</i>	73
7.3.2	<i>Vermeidungskosten einer separaten Reduktion der Ammoniak- und Nitratemissionen</i>	77
7.4	Minderungsstrategien in Abhängigkeit des Reduktionsziels.....	79
7.4.1	<i>Emissionsminderung durch Technologie</i>	80
7.4.2	<i>Emissionsminderung durch Massnahmen der betrieblichen Praxis</i>	84
7.4.3	<i>Emissionsminderung durch Anpassung des Tierbestandes.....</i>	85
7.4.4	<i>Emissionsminderung durch Anpassung der Flächennutzung</i>	85
7.5	Auswirkung der gewählten Minderungsstrategien auf die Entwicklung der umweltrelevanten N-Verluste	86
7.5.1	<i>Analyse der Entwicklung bei den Ammoniakemissionen</i>	88
7.5.2	<i>Analyse der Entwicklung bei den Nitratemissionen</i>	90
7.6	Auswirkung der gewählten Minderungsstrategien auf die Entwicklung der N-Effizienz	92
7.7	Umsetzbarkeit der vom Modell berechneten Minderungsstrategie	97
8	Schlussfolgerungen und Empfehlungen	100
8.1	Schlussfolgerungen aus den Modellrechnungen.....	100
8.1.1	<i>Schlussfolgerungen zur Forschungsfrage 1</i>	100
8.1.2	<i>Schlussfolgerungen zur Forschungsfrage 2</i>	100
8.1.3	<i>Schlussfolgerungen zur Forschungsfrage 3</i>	102
8.1.4	<i>Schlussfolgerungen zur Forschungsfrage 4</i>	104
8.2	Empfehlungen.....	107
8.2.1	<i>Empfehlungen methodischer Art</i>	107
8.2.2	<i>Empfehlungen bezüglich Festsetzung von Etappenzielen</i>	108
8.2.3	<i>Abschliessende Bemerkungen</i>	109
8.2.4	<i>Schlussfazit.....</i>	111

Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 1: Methodisches Vorgehen.....	5
Abbildung 2: Einkommensberechnung in S_INTAGRAL.....	7
Abbildung 3: Konzeptueller Rahmen von S_INTAGRAL.....	9
Abbildung 4: Modellaufbau und -output.....	12
Abbildung 5: N-Flussmodell in Agrammon.....	17
Abbildung 6: Wirkungsweise ausgewählter Minderungsmaßnahmen (Beispielbetrieb)	19
Abbildung 7: Hypothetische Netto-Wirkung technischer Massnahmen im Ammoniakbereich auf die Nitrat- auswaschungen	26
Abbildung 8: Preisszenarien gemäss BLW-Datensatz.....	42
Abbildung 9: Veränderung der Produzentenpreise in den Szenarien <i>Hoch</i> und <i>Tief</i> gegenüber dem Durchschnitt der Jahre '00/'08.....	43
Abbildung 10: Betriebsmittelpreise im Jahr 2020.....	43
Abbildung 11: Verbreitungsgrad des Schleppschlauchverteilers im <i>Referenz</i> -, <i>Best</i> - und <i>Worst-Case</i> Szenario	48
Abbildung 12: Überblick: Ablauf der Modellrechnungen	53
Abbildung 13: Wirkungsorte der berücksichtigten Massnahmen.....	57
Abbildung 14: Validierungsergebnisse ausgewählter Aktivitäten in der Tierhaltung und dem Pflanzenbau (Angaben in Stk. und ha)	62
Abbildung 15: Validierungsergebnisse bezüglich Nitrat- und Ammoniakemissionen	64
Abbildung 16: Entwicklung der landwirtschaftlichen Ammoniak-Emissionen	67
Abbildung 17: Entwicklung der umweltrelevanten N-Emissionen im <i>Referenz-Szenario</i>	71
Abbildung 18: Entwicklung des landwirtschaftlichen Portfolios im <i>Referenz-Szenario</i>	72
Abbildung 19: Totale sektorale Vermeidungskosten einer Reduktion umweltrelevanter N- Verluste für das Jahr 2020	74
Abbildung 20: Marginale sektorale Vermeidungskosten einer Reduktion umweltrelevanter N-Verluste	76
Abbildung 21: Totale sektorale Vermeidungskosten einer Ammoniak- und Nitratreduktion	77
Abbildung 22: Marginale sektorale Vermeidungskosten einer Ammoniak- und Nitratreduktion	79
Abbildung 23: Kostenminimale Vermeidungsstrategie zur Erreichung einer 50%igen Emissionsreduktion der umweltrelevanten N-Emissionen.....	82
Abbildung 24: Wirkung der gewählten Minderungsstrategien auf die N-Fractionen.....	87
Abbildung 25: Wirkung der gewählten Minderungsstrategien auf die Ammoniakemissionen	88
Abbildung 26: Emissionsminderung durch die ausgewählten technologischen Massnahmen	89
Abbildung 27: Wirkung der gewählten Minderungsstrategien auf die Nitratemissionen	90
Abbildung 28: Entwicklung von N-Output, N-Input und N-Effizienz nach OSPAR	93
Abbildung 29: methodisch bedingte Überschätzung der umweltneutralen N ₂ -Verluste.....	94
Abbildung 30: Entwicklung von N-Output, umweltrelevantem N-Verlust und N-Effizienz B.....	96
Abbildung 31: Abgabevolumina der geprüften Anreizvarianten.....	98

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 1: Modellannahmen	14
Tabelle 2: Basisemissionsfaktoren (BEF) Nitrat.....	24
Tabelle 3: Berechnung der Nitratemissionen	27
Tabelle 4: Berechnung des Ammoniak-Minderungspotentials beim Schleppschlaucheinsatz	29
Tabelle 5: Proteingehalte und Reduktionspotential von NPr-Futter	33
Tabelle 6: Technologieszenarien.....	45
Tabelle 7: Abschätzung der Entwicklung ausgewählter technologischer Massnahmen	46
Tabelle 8: Abschätzung der Entwicklung ausgewählter organisatorischer Massnahmen	50
Tabelle 9: Sensitivitätsszenarien	51
Tabelle 10: Szenario-Annahmen	55
Tabelle 11: Realistisches Minderungspotential der ausgewählten expliziten Massnahmen	58
Tabelle 12: Maximal technisches Minderungspotential der ausgewählten expliziten Massnahmen	59
Tabelle 13: Entwicklung der landwirtschaftlichen Ammoniak-Emissionen	67
Tabelle 14: Mineraldüngereinsparung.....	69
Tabelle 15: Auswirkung auf die N-Effizienz nach OSPAR im Zieljahr 2020	70
Tabelle 16: Veränderung der Ammoniak-Emissionen im Jahr 2020 gegenüber 2007 bei gleichbleibendem Technologieeinsatz	101
Tabelle 17: Entwicklung der lw. Ammoniak-Emissionen bei hohem Agrarpreisniveau	102

Abkürzungsverzeichnis

AF	Ackerfläche
AP	Agrarpolitik
BAFU	Bundesamt für Umwelt
BLW	Bundesamt für Landwirtschaft
EU	Europäische Union
FHAL	Freihandelsabkommen im Agrar- und Lebensmittelbereich
GVE	Grossvieheinheit
HD	Hofdünger
kt	Kilotonne
LN	Landwirtschaftliche Nutzfläche
LS	Laufstall
LZV	landwirtschaftliche Zonenverordnung
N	Stickstoff
N _{lös}	löslicher Stickstoff
N _{verf}	pflanzenverfügbare Stickstoff
N _{tot}	total ausgeschiedener Stickstoff
N ₂	Distickstoff
N ₂ O	Lachgas
NH ₃	Ammoniak
NH ₄ ⁺	Ammonium
NO _x	Stickoxide
NO ₃ ⁻	Nitrat
NPr	Futtermittel mit reduziertem Stickstoff(N)- und Phosphor(P)gehalt
org	organisch
OSPAR	OS (Oslo) Par (Paris): The Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic
o.AF	offene Ackerfläche
P	Phosphor
Pl.	Plätze
SBV	Schweizerischer Bauernverbände
S_INTAGRAL	Swiss INTegrated AGRicultural ALlocation model
Stk	Stück
t	Tonne
THG	Treibhausgas
TS	Trockensubstanz
TAN	Total Ammoniacal Nitrogen
umwr.	umweltrelevant
UNECE	Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa
UZL	Umweltziele Landwirtschaft
WDZ	Weiterentwicklung des Direktzahlungssystems

1 Einleitung

Stickstoff (N) kann als eigentlichen Motor der Biomasseproduktion bezeichnet werden und ist ein limitierender Faktor bezüglich des Ertragspotentials landwirtschaftlicher Kulturen. Da er als Nährstoff im Boden besonders knapp vorhanden ist, bestimmt die N-Zufuhr weitgehend die Höhe des Pflanzenertrages. Via Futterfluss gelangt ein bedeutender Anteil des Stickstoffs in tierische Produkte und via Hofdüngerfluss wieder als Nährstoff in den Boden zurück. Bei diesem natürlich stattfindenden N-Kreislaufs finden aber auch bio-geochemische Prozesse statt, bei denen organisch gebundener Stickstoff in verschiedene, teils reaktive N-Verbindungen umgewandelt wird. Diese werden zu einem gewissen Anteil in Luft und Wasser verfrachtet und rufen in zahlreichen Ökosystemen ökologische und teilweise auch gesundheitlich relevante Schadenspotentiale hervor. Als Ammoniak gelangt N beispielsweise in sensible Ökosysteme wie Moore und Wälder, was dort zur Beeinträchtigung bzw. Schädigung der vorhandenen Biodiversität führt. Als Nitrat wird die Qualität von Trinkwasser beeinträchtigt und die Meere via Inn, Rhone und Rein in einem teilweise unerwünscht hohen Masse eutrophiert und als Lachgas trägt er zum Klimawandel bei.

Bei allen drei N-Formen – Ammoniak, Nitrat und Lachgas – ist die Landwirtschaft die Hauptemittentin. Folglich kommt der Landwirtschaft eine spezielle Verantwortung zur Erreichung der nationalen Umweltziele im N-Bereich zu.

1.1 Projekthintergrund: Ausgangslage und Motivation der Arbeit

Die Gruppe Agrar-, Lebensmittel- und Umweltökonomie der ETH Zürich hat bereits im Jahr 2006 eine Studie zur Entwicklung der landwirtschaftlichen Emissionen umweltrelevanter Stickstoffverbindungen veröffentlicht (Peter et al., 2006). Daraus geht hervor, dass die landwirtschaftlichen N-Emissionen² bis 2013 kaum substantiell zurückgehen dürften, falls keine zusätzlichen Massnahmen ergriffen werden.

In der Zwischenzeit haben sich verschiedene Rahmenbedingungen der damaligen Studie verändert, was eine aktualisierte Grundlage zur Festlegung realistischer Etappenziele erforderlich macht (z.B. preisliche Rahmenbedingungen, Ressourcenprogramme der Kantone im Rahmen der «AP2011», Methoden der Emissionsberechnung (z.B. beim Ammoniak), Zeithorizont der Betrachtung bis 2020 anstatt bis 2013).

² Die landwirtschaftlichen N-Emissionen umfassen das umweltrelevante Ammoniak (NH₃), Nitrat (NO₃⁻), Lachgas (N₂O) und das Stickoxid aus den eingesetzten Düngemitteln (NO_x) sowie der umweltneutrale elementare Stickstoff (N₂).

Zudem haben das BAFU und das BLW im Bericht 'Umweltziele Landwirtschaft' (BAFU/BLW, 2008) Umweltziele für die Landwirtschaft formuliert, die aus Gesetzen, Verordnungen, internationalen Abkommen und Bundesratsbeschlüssen hergeleitet worden sind. Dieser Bericht zeigt auf, dass gerade im Bereich der landwirtschaftlichen Stickstoffemissionen teilweise beträchtliche Lücken zwischen den gesetzlich festgehaltenen Umweltzielen und der Ist-Situation bestehen. Beim Ammoniak beispielsweise müssten die Emissionen aus der Landwirtschaft von gegenwärtig rund 48 kt N (Kupper et al., 2009) auf 25 kt N (BAFU/BLW, 2008) annähernd halbiert werden, um eine substantiell schädigende Wirkung in sensiblen Ökosystemen vermeiden zu können. Mit welchen Massnahmen die definierten Ziele erreicht werden könnten und in welchen zeitlichen Etappen dies geschehen kann bzw. soll, ist hingegen nicht Teil der erwähnten Publikation. Wie bereits von der PROJEKTGRUPPE STICKSTOFFHAUSHALT SCHWEIZ (1996, S. 33) festgehalten wurde, können die rein gesundheitlich und ökologisch begründeten Zielsetzungen meist nicht kurzfristig erreicht werden – zumindest dann nicht, wenn wirtschaftliche und soziale Aspekte berücksichtigt werden sollen: „Es müssen deshalb sozial und ökonomisch verträgliche Etappenziele vereinbart und entsprechende Massnahmenpakete erarbeitet werden, mit denen die ökologischen Ziele schrittweise angesteuert werden.“

1.2 Ziele und Forschungsfragen der Arbeit

Das Festlegen von konkreten agrarökologischen Etappenzielen geschieht im Rahmen der Weiterentwicklung der Agrarpolitik. Die vorliegende Studie stellt eine wichtige Grundlage dar, um für die nächste Reformetappe der Agrarpolitik abzuschätzen, welche agrarökologischen Etappenziele im N-Bereich bis im Jahr 2020 realistischerweise angepeilt werden können. Dies mit Blick auf die langfristigen Umweltziele Landwirtschaft (UZL) aber auch unter Berücksichtigung der dabei anfallenden Kosten und der zu erwartenden Auswirkungen auf die Agrarproduktion. In diesem Zusammenhang sind die technischen Möglichkeiten sowie ihre Kosten aber auch Zielkonflikte mit anderen agrarpolitischen Zielen speziell zu berücksichtigen.

Die auf dieser Basis hergeleiteten Etappenziele sollen in der Botschaft zur Weiterentwicklung der Agrarpolitik für die Jahre 2014 bis 2017 konkretisiert werden, welche Ende 2011 dem Parlament vorgelegt wird. In dieser Botschaft wird der Bundesrat konkrete Vorschläge unterbreiten, wie er die agrarpolitischen Massnahmen und speziell auch das Direktzahlungssystem weiterentwickeln will, damit auch im N-Bereich ein möglichst hoher Zielerreichungsgrad erreicht werden kann.

Die Festlegung realistischer bzw. umsetzbarer Etappenziele erfordert eine solide Datengrundlage. Auf der einen Seite benötigt man Angaben bezüglich i) dem technischen Minderungspotential allfälliger Massnahmen im N-Bereich sowie ii) bezüglich des Verbreitungspotentials dieser Minderungsmassnahmen (→ Effektivität). Auf der anderen Seite sind es Angaben bezüglich der Kostenwirkung der Massnahmen (→ Effizienz) sowie eine Abschätzung der generellen Entwicklung des landwirtschaftlichen Portfolios unter den gegebenen wirtschaftlichen Rahmenbedingungen (→ Entwicklung der Tierbestände und der Flächennutzung).

Konkret stellt sich die Frage, i) wie sich die Situation bezüglich umweltrelevanter N-Emissionen unter den künftigen Rahmenbedingungen weiter entwickeln könnte, ii) welche Etappenziele bis im Jahr 2020 zur Erreichung der langfristigen Umweltziele Landwirtschaft realistisch festzulegen sind sowie iii) zu welchen Kosten diese erreicht werden könnten? Zur Beantwortung dieser Fragen wird im Rahmen dieses Projektes ein aktualisiertes Grundlagenpapier erarbeitet, welches das technische und ökonomische Stickstoff-Reduktionspotential ausgewählter Minderungsmassnahmen im Schweizer Landwirtschaftssektor bis im Jahr 2020 berechnet.

Gegenüber der Arbeit aus dem Jahr 2006 (Peter et al., 2006) werden den Berechnungen in dieser Studie aktualisierte Preisszenarien zu Grunde gelegt und der Betrachtungszeitraum wird bis ins Jahr 2020 verlängert. Eine zusätzliche Erweiterung gegenüber der ersten Studie besteht darin, dass der explizite Einsatz von technisch-organisatorischen Minderungsmassnahmen in die Analyse miteinbezogen wird (z.B. Schleppschlauch-Technologie). Dies ist notwendig, um den potentiellen Effekt des Ressourcenprogramms im Rahmen der «AP2011» abschätzen zu können, welches gezielt den Einsatz emissionsmindernder Produktionstechniken fördert. Für die definierten agrarpolitischen Szenarien soll zudem eine ökonomische Bewertung der Reduktionsoptionen vollzogen werden, welche auf den innersektoralen Vermeidungskosten landwirtschaftlicher Emissionsreduktionen basiert.

Um vorhandenes Expertenwissen bei offenen fachlichen Fragen mit einzubeziehen, wurden entsprechende Fachleute von ART, SHL, BAFU und BLW kontaktiert. Neben deren beratenden Funktion wurden die Fachleute in unregelmässigen Abständen – entweder per E-Mail oder über Informationssitzungen – über den Stand der Projektarbeiten auf dem Laufenden gehalten.

Für die modellanalytischen Betrachtungen im Rahmen der Studie wird das agrarwirtschaftliche Sektormodell S_INTAGRAL verwendet, welches speziell zur ökonomischen Evaluation von Reduktionsstrategien landwirtschaftlicher Treibhausgas- und Stickstoffemissionen entwickelt wurde (Peter, 2008). Für die Zwecke dieser Arbeit wird der bereits mehrfach verwendete Model-

Ansatz an die neuen methodischen Rahmenbedingungen im Bereich der Berechnung landwirtschaftlicher N-Emissionen angepasst. Zudem wird das Modell mit ausgewählten technischen Minderungsmaßnahmen ergänzt, welche aus heutiger Sicht – bis zum Ende des betrachteten Zeithorizonts der Studie (Jahr 2020) – einen substantiellen Beitrag zur Emissionsreduktion leisten können. Dieser Ansatz erlaubt eine Betrachtung aus einer integrierten Systemperspektive unter simultaner Berücksichtigung potentieller Anpassungen in der landwirtschaftlichen Produktion sowie dem Einsatz emissionsmindernder Massnahmen. Aus den Modellergebnissen soll gemäss der Zielsetzung dieser Studie abgeleitet werden können, welche Stickstoffziele bis im Jahr 2020 realistischerweise angestrebt werden können und zu welchen Kosten diese Zielerreichung möglich ist – entweder in Form von Einkommenseinbussen für die Landwirtschaft oder in Form allfälliger Rückschritte in anderen Zielbereichen (z.B. Selbstversorgungsgrad).

In Anlehnung an die Zielsetzung des Projekts werden mit S_INTAGRAL Berechnungen zur Beantwortung folgender vier Forschungsfragen (FF) angestellt:

- **FF1:** Wie präsentiert sich der aktualisierte Ausgangszustand für die Stickstoffemissionen in der Schweizer Landwirtschaft für die Zeitperiode 2000 bis 2007 unter Berücksichtigung der neu angewandten Methoden und Rahmenbedingungen?
- **FF2:** Wie entwickeln sich die umweltrelevanten Stickstoffemissionen bzw. die Emissionsfraktionen von 2007 bis 2020, wenn keine zusätzlichen Massnahmen zur Stickstoffverminderung ergriffen werden?
- **FF3:** Welche Stickstoffverminderungen lassen sich bis 2020 mit einer Auswahl unterschiedlicher Massnahmen im Rahmen des Ressourcenprogramms der «AP2011» erreichen?
- **FF4:** Welche Etappenziele liessen sich aufgrund der obigen Erkenntnisse mit Blick auf die langfristigen Umweltziele Landwirtschaft (UZL) und unter Berücksichtigung der dabei anfallenden Kosten für das Jahr 2020 setzen?

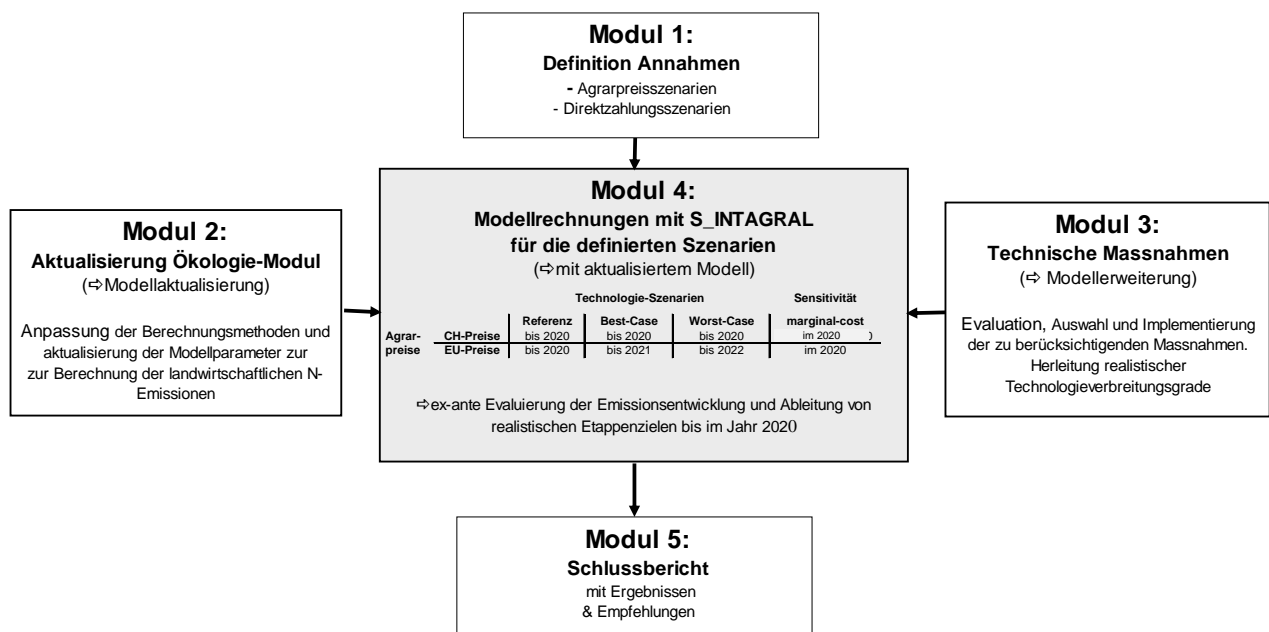
Vor dem Hintergrund obiger Forschungsfragen wird klar, dass es in der Arbeit nicht um eine Schätzung des maximalen technischen Reduktionspotentials geht ('maximum technical feasible reduction'), sondern um eine Abschätzung des bis 2020 realistischerweise erreichbaren Potentials mit den in der Praxis zur Verfügung stehenden Massnahmen.

1.3 Vorgehen und Aufbau

Zur Klärung der aufgeworfenen Forschungsfragen kam ein modularer Projektablauf zur Anwendung (vgl. Abbildung 1). In einem ersten Modul wurden die in den Modellrechnungen zu verwendenden agrarpolitischen Rahmenbedingungen definiert (→ Preise und Direktzahlungen). In Modul 2 erfolgte eine Aktualisierung des Ökologie-Moduls im agrarwirtschaftlichen Sektor-

modell S_INTAGRAL. Dabei ging es insbesondere um die Anpassung der Berechnungsmethoden und die Aktualisierung der Emissionsparameter zur Quantifizierung der landwirtschaftlichen N-Emissionen (→ v.a. Ammoniak und Nitrat). In Modul 3 erfolgte die Evaluation und Auswahl der zu berücksichtigenden technisch-organisatorischen Minderungsmaßnahmen sowie deren Implementierung in S_INTAGRAL. Als zweiter Schritt wurde für jede Maßnahme der bis im Jahr 2020 zu erwartende Verbreitungsgrad in der landwirtschaftlichen Praxis hergeleitet. In Modul 4 wurden die Modellrechnungen durchgeführt. Der Schlussbericht mit den Ergebnissen und Schlussfolgerungen aus den Berechnungen wurde im fünften und letzten Modul erstellt.

Abbildung 1: Methodisches Vorgehen



Der Aufbau des vorliegenden Schlussberichts gliedert sich in acht Kapitel: Im Anschluss an das Einleitungskapitel wird in Kapitel 2 der verwendete Modellansatz S_INTAGRAL erörtert. In Kapitel 3 werden die in S_INTAGRAL implementierten Methoden zur Berechnung der landwirtschaftlichen Stickstoffemissionen dargestellt. In Kapitel 4 werden die ausgewählten technisch-organisatorischen Minderungsmaßnahmen beschrieben. Kapitel 5 enthält die Annahmen für die Preis-, Technologie- und Sensitivitätsszenarien, die den Modellrechnungen zu Grunde liegen. In Kapitel 6 stehen die Ergebnisse einer statischen Potentialabschätzung der ausgewählten Minderungsmaßnahmen. Die Ergebnisse der Modellrechnungen folgen in Kapitel 7 und in Kapitel 8 werden die Schlussfolgerungen und Empfehlungen wiedergegeben. Abschliessend wird darauf hingewiesen, dass sich ein Glossar der wichtigsten verwendeten Fachausdrücke im Anhang der Arbeit befindet.

2 S_INTAGRAL – ein agrarwirtschaftliches Allokationsmodell zur Analyse ökonomisch-ökologischer Fragestellungen

Um die vorliegenden Forschungsfragen zu beantworten, wird das integrierte agrarwirtschaftliche Allokationsmodell S_INTAGRAL verwendet (Peter, 2008). Bei diesem von der AFEE-Gruppe der ETHZ entwickelten Modell handelt es sich um ein rekursiv-dynamisches landwirtschaftliches Angebotsmodell auf Basis der linearen Programmierung. Dieser Modellansatz optimiert die landwirtschaftliche Produktionsstruktur unter der Annahme eines ökonomisch-rationalen Verhaltens der Landwirte. Dies bedeutet, dass eine Anpassung der landwirtschaftlichen Aktivitäten an veränderte preisliche Rahmenbedingungen möglich ist: Unrentable Aktivitäten können mit der Zeit aufgegeben werden und rentable entsprechend ausgedehnt. Bei der Optimierung berücksichtigt das Modell die landwirtschaftliche Faktorausstattung der Schweiz und die diversen agronomisch-technischen Abhängigkeiten zwischen pflanzenbaulichen und tierischen Produktionsaktivitäten, inklusive Futter- und Nährstoffbilanz. Zusätzlich sind in S_INTAGRAL systemspezifische Dynamiken wie die Entwicklung der Stallkapazitäten oder der Tierbestände in Abhängigkeit der preislichen Rahmenbedingungen integriert. Neben diesen strukturelevanten Grössen berechnet S_INTAGRAL auch die damit einhergehenden ökologischen Auswirkungen auf der Ebene der landwirtschaftlichen Treibhausgas(THG)- und Stickstoff(N)-Emissionen. Dieser konzeptuelle Aufbau ermöglicht eine simultane Analyse von i) wirtschaftlichen (→ Ökonomie-Modul) und ii) strukturelevanten Aspekten (→ Struktur-Modul) sowie den daraus folgenden Umwelteffekten (→ Ökologie-Modul). Damit eignet sich der Modellansatz insbesondere zur Kostenanalyse landwirtschaftlicher Emissionsreduktionsanstrengungen unter Berücksichtigung der vielfältigen Trade-off Beziehungen innerhalb des landwirtschaftlichen Produktionssystems.

Die nachfolgenden Abschnitte geben einen Überblick über das konzeptuelle Grundgerüst von S_INTAGRAL. Dabei wird aber bewusst darauf verzichtet, detailliert auf systeminterne Zusammenhänge und die Parametrisierung des Modells einzugehen. Für einen vertieften Einblick in die methodischen Grundlagen des verwendeten Modellansatzes wird auf Peter (2008) verwiesen. Eine Ausnahme stellen diesbezüglich die verwendeten Berechnungsmethoden im Bereich der N-Emissionen dar, welche im Rahmen der vorliegenden Studie auf den aktuellen methodischen Stand gebracht werden. Diese werden im Rahmen des anschliessenden Kapitels 3 separat erläutert.

2.1 Ökonomie-Modul

Bei der Berechnung des landwirtschaftlichen Sektoreinkommens werden im Modell vom Sektorerlös aus Pflanzenbau und Tierproduktion alle Aufwendungen in Form von Direkt- und Strukturkosten in Abzug gebracht. Das Endergebnis entspricht dem sektoralen Nettoeinkommen der Schweizer Landwirtschaft, welches zur Entschädigung der eingesetzten familieneigenen Produktionsfaktoren Land und Arbeit zur Verfügung steht. Die von *S_INTAGRAL* berechneten Einkommensgrößen basieren in Anlehnung an SBV (2000) auf der Struktur der landwirtschaftlichen Gesamtrechnung (LGR).

Abbildung 2: Einkommensberechnung in *S_INTAGRAL*

Endproduktion	
- Vorleistungen	
= Bruttowertschöpfung zu Marktpreisen	(1)
+ Direktzahlungen	
= Bruttowertschöpfung zu Faktorkosten	(2)
- Abschreibungen	
= Nettowertschöpfung zu Faktorkosten	(3)
- Pachten (Fremdfläche)	
- Zinsen	
- Löhne (Fremdarbeitskräfte)	
= Nettoeinkommen Landwirtschaft	(4)

Quelle: in Anlehnung an SBV (2000)

Ausgehend vom Produktionswert der landwirtschaftlichen Erzeugnisse werden die Vorleistungen in Abzug gebracht, womit man die Bruttowertschöpfung zu Marktpreisen erhält (1). Addiert man dazu die Direktzahlungen, gelangt man zur Bruttowertschöpfung zu Faktorkosten (2). Davon werden die Abschreibungen auf Maschinen und Gebäuden subtrahiert, um die Nettowertschöpfung zu Faktorkosten auszuweisen (3). Nach Abzug der Faktorentscheidung für die fremden Arbeitskräfte (Löhne), den zu gepachteten Flächen (Pacht) und das Kapital (Zinsen) gelangt man zum Nettoeinkommen der Landwirtschaft (4). Dies entspricht dem verbleibenden Residual-einkommen zur Entschädigung der familieneigenen Arbeitskräfte und des Bodens.

Der Aufbau der Zielfunktion von *S_INTAGRAL* (s. Gleichung 2.1) ist identisch mit dem Aufbau der landwirtschaftlichen Gesamtrechnung. Die Einnahmen setzen sich aus dem Erlös vom Verkauf der Agrarprodukte ($Y \cdot p$) und dem Erlös aus den tier- und flächenbezogenen Direktzahlungen ($X \cdot d$) zusammen. Die Kosten teilen sich auf in einen variablen Teil für die Leistungserstellung der tierischen und pflanzlichen Agrarprodukte ($X \cdot c$) und in einen Strukturkostenanteil, der durch den Kapitaleinsatz in der Tier- und der Pflanzenproduktion verursacht wird ($K \cdot v$). Bei den Strukturkosten im tierischen Bereich handelt es sich um die Jahreskosten der Gebäudekapazitäten und Einrichtungen, bei jenen im pflanzlichen Bereich um die Jahreskosten der Maschi-

nenbestände. Schliesslich werden die Opportunitätskosten für Land und Arbeit im Optimierungskalkül berücksichtigt. Letztere werden nach dem Optimierungsprozess wieder zum Zielfunktionswert (Z) hinzuaddiert, um das landwirtschaftliche Sektoreinkommen (zur Abgeltung von Eigenland und familieneigener Arbeit) auszuweisen. Die Zielfunktion in S_INTAGRAL lässt sich mit nachfolgendem Ausdruck beschreiben:

$$\begin{aligned}
 \text{Max } Z_t = & \sum_{pr} \sum_z \sum_m Y_{pr,z,m,t} \cdot p_{pr,z,m,t} \\
 & + \sum_z \sum_{ti} \sum_s \sum_l \sum_{d^i} X_{z,ti,s,l,t}^{Tiere} \cdot d_{z,ti,s,d^i,t}^{Tiere} + \sum_z \sum_k \sum_i \sum_{d^k} X_{z,k,i,t}^{Fläche} \cdot d_{z,k,i,d^k,t}^{Fläche} \\
 & - \sum_z \sum_{ti} \sum_s \sum_l \sum_{c^i} X_{z,ti,s,l,t}^{Tiere} \cdot c_{z,ti,l,c^i}^{Tiere} - \sum_z \sum_k \sum_i \sum_{c^k} X_{z,k,i,t}^{Fläche} \cdot c_{z,k,i,c^k}^{Fläche} \\
 & - \sum_z \sum_{ti} \sum_s \sum_g K_{z,ti,s,g}^{Geb} \cdot v_{z,ti,s,g}^{Geb} - \sum_z \sum_{matyp} K_{z,matyp,t}^{Ma} \cdot v_{matyp}^{Ma} \\
 & - \sum_z \sum_k X_{z,k,t}^{Fläche} \cdot oc_{z,k,t}^{Boden} - \sum_z \sum_{ak} A_{z,ak,t} \cdot oc_{z,ak}^{Arbeit}
 \end{aligned} \tag{2.1}$$

mit: Variablen

Y = Agrarprodukte (tierische und pflanzliche)
 X = tierische und pflanzliche Aktivitäten
 K = Gebäude(Geb)- und Maschinen(Ma)-Kapazitäten
 A = Arbeitsangebot

Parameter

p = Preise der Agrarprodukte Y
 d = Direktzahlungen der Produktionsaktivitäten X
 c = variable Kosten der Produktionsaktivitäten X
 v = Jahreskosten der Gebäude- und Maschinenkapazität K, (Bem.: Die Jahreskosten setzen sich zusammen aus den Zinskosten, Abschreibungen, Versicherungen und den Reparaturen)
 oc = explizite Opportunitätskostensätze (Boden/Arbeit)

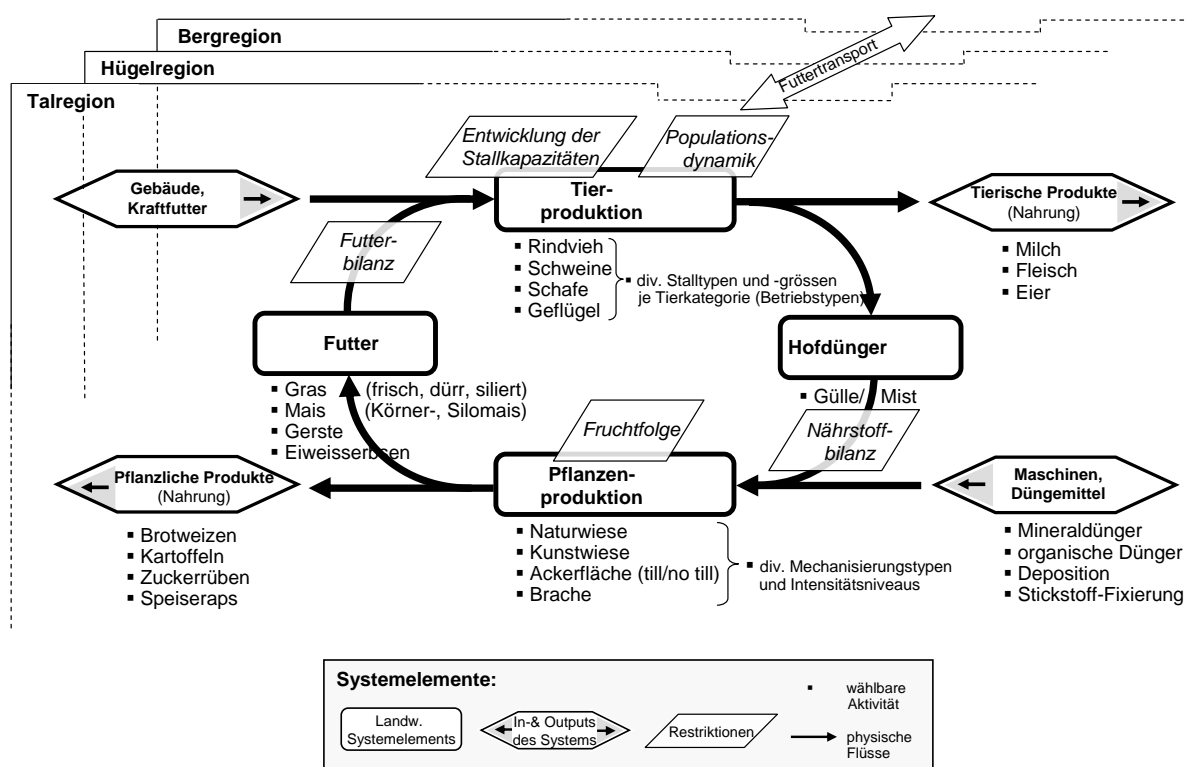
Indizes

pr = 1...AP (tierische und pflanzliche Agrarprodukte)
 z = 1...Z (Modellregion)
 m = 1...M (Absatzmarkt)
 t = 1...T (Modelljahr)
 ti = 1...TI (Tiertyp)
 s = 1...S (Stalltyp)
 l = 1...L (tierischer Leistungstyp)
 g = 1...G (Stallgrössen-Kategorie)
 d^i = 1... D^i (DZ-Arten der tierischen Produktion)
 d^k = 1... D^k (DZ-Arten der pflanzlichen Produktion)
 c^i = 1... C^i (Kostenpositionen der tierischen Produktion)
 c^k = 1... C^k (Kostenpositionen der pflanzlich. Produktion)
 k = 1...K (Kultur)
 i = 1...I (Intensitätsniveau im Pflanzenbau)
 akr = 1...AK (Arbeitskräfte)
 matyp = 1...MATYP (Maschinentypen)

2.2 Struktur-Modul

Der konzeptuelle Rahmen von S_INTAGRAL ist in Abbildung 3 dargestellt. Die beiden Produktions-Einheiten 'Tierhaltung' und 'Pflanzenbau' stehen im Zentrum des Modells und beschreiben die landwirtschaftliche Produktion. Die zu Grunde gelegten Input-Output-Beziehungen werden über linear limitationale Leontief-Produktionsfunktionen abgebildet. Auf der tierischen Seite bildet das Modell die Rindviehhaltung mit der Milch- und Mutterkuhproduktion sowie die Kälbermast-, die Grossviehmast- und die Aufzuchtaktivitäten ab. Daneben werden drei weitere Tierkategorien berücksichtigt: die Schweineproduktion, die Schafhaltung und die Geflügelproduktion. Dem Modell stehen neben der Auswahl von tierischen Aktivitäten auch verschiedene Optionen bezüglich Kriterien wie Stallgrösse, Stalltyp, Weidetyp, Leistungstyp der Tiere usw. zur Auswahl.

Abbildung 3: Konzeptueller Rahmen von S_INTAGRAL



Im Pflanzenbau sind die Kulturgruppen Brotgetreide, Futtergetreide, Hülsenfrüchte, Hackfrüchte und Olstaaten vertreten. Beim Brotgetreide, bei den Hülsenfrüchten und den Olstaaten ist jeweils eine Leit-Aktivität im Modell enthalten, mit der die Kulturgruppe abgebildet wird. Beim Brotgetreide ist dies Winterweizen, bei den Hülsenfrüchten sind es die Eiweisserbsen und bei den Olstaaten der Winterraps. In den Kulturgruppen Futtergetreide und Hackfrüchte sind zwei bzw. drei Vertreter enthalten. Der Futtergetreideanbau wird durch den Anbau von Gerste und Körnermais abgebildet, der Hackfruchtanbau durch die Kulturen Zuckerrüben, Kartoffeln und Silomais.

Die beiden Teilmodule 'Pflanzenbau' und 'Tierhaltung' sind durch intermodulare Systemkomponenten miteinander integriert. Dazu gehören die Nahstoff- und Futterbilanz, welche die agronomischen Wechselwirkungen zwischen Pflanzenbau und Tierhaltung beschreiben und den integrativen Charakter des Systems zum Ausdruck bringen.

Das Modell ist für das Jahr 1999 an die reale Situation bezüglich Stallkapazitäten und Tierbestände kalibriert. Ausgehend von der bestehenden landwirtschaftlichen Produktionsstruktur im Kalibrierungsjahr 1999 bildet das Modell die zeitliche Entwicklung der landwirtschaftlichen Strukturvariablen, sprich die Entwicklung von Pflanzenbau und Tierhaltung, ab. Die bestehenden Strukturen und Produktionskapazitäten unterliegen dabei einem ständigen Prozess von Amortisa-

tion und Erneuerung, welcher mit Investitions- und Remontierungskosten verbunden ist und mittels rekursiv-dynamischen Verknüpfungen modelliert wird. Dadurch kann ein struktureller Wandel in Abhängigkeit der agrarpolitischen Rahmenbedingungen abgebildet werden.

Durch die Verknüpfung von Flächen und Tierbeständen mit den Kosten und den Erlösen im Pflanzenbau ergibt sich der Bezug zum landwirtschaftlichen Einkommen, welches als Zielgrösse im Modell maximiert wird. Folglich bestimmen die Preise von agrarischen In- und Outputs die strukturelle Ausprägung der Systemaktivitäten (Landnutzung, Tierbestände) durch den direkten Bezug zur verhaltensbestimmenden Zielfunktion. Die Optimierung erfolgt zu Opportunitätskosten. Das Kapital wird mit einem Zinssatz von 2.5% (Ställe) bzw. 3.5% (Maschinen) entschädigt. Für die Entschädigung des eingesetzten Bodens wird für die Validierungsperiode (2000 bis 2007) ein nach der Produktionszone differenzierter Wert eingesetzt (Talgebiet 650 CHF/ha, Hügelgebiet 550 CHF/ha, Berggebiet 350 CHF/ha). Dieser Betrag wird bei ex-ante-Berechnungen je nach unterstelltem Preisszenario entsprechend angepasst (z.B. Multiplikation mit Faktor 0.7 im Falle eines Freihandelsabkommens (FHAL) mit der EU).

Die Opportunitätskosten für die familieneigenen Arbeitskräfte sind im ökonomischen Modell auf 12 (Talzone) bzw. 10 (Hügelzone) und 8 (Bergzone) Franken pro Stunde angesetzt. Das ökonomische Konzept der Opportunitätskosten beruht auf der Hypothese, dass jeder wirtschaftliche Akteur alternative Möglichkeiten hat, seine Produktionsfaktoren einzusetzen. Generell kann man feststellen, dass die Mobilität der Faktoren in der Realität geringer ist als dies das neoklassische ökonomische Konzept besagt. Die Gründe dafür sind zahlreich. Die wichtigsten sind Präferenzen der Akteure, Kosten der Mobilität, Kosten der Umstellung auf eine neue Situation (inkl. subjektivem Risikoempfinden der Akteure), asymmetrische Information oder zeitliche Bindung der Faktoren durch strategische Entscheide (Investitionen). Für den Agrarsektor zählen all diese Gründe ebenso. Um im Modell den Anreiz der familieneigenen Arbeitskräfte den Agrarsektor zu verlassen, mit der Realität in Übereinstimmung zu bringen, werden im Modell die oben erwähnten Werte eingesetzt. Der Unterschied zwischen diesen Werten und den für Landwirte erzielbaren Arbeitslöhnen in der Wirtschaft entspricht der subjektiven Einschätzung der Kosten des Arbeitsplatz- und Berufswechsels.

Um das Modell den unterschiedlichen naturräumlichen Gegebenheiten anzupassen, unterscheiden wir drei Produktionszonen (Tal-, Hügel- und Berggebiet). Damit werden regional unterschiedliche landwirtschaftliche Produktionstechniken und strukturelle Gegebenheiten berücksichtigt (Regionshofansatz). Die Zusammenfassung in drei Hauptzonen bedeutet eine Vereinfachung gegenüber der Realität, indem die in der landwirtschaftlichen Zonenverordnung (LZV

1998) aufgeführten acht Landwirtschaftszonen gemäss folgendem Schlüssel auf deren drei zusammengefasst werden:

- Die Ackerbau- und die erweiterte Übergangszone werden im Modell zum Talgebiet zusammengefasst,
- die Übergangs-, die Hügel- und die Bergzone I zum Hügelgebiet und
- die verbleibenden Bergzonen II bis IV zum Berggebiet.

Dieses Vorgehen lässt sich aus rechentechnischen Gründen und angesichts eines – für die vorliegende Untersuchung – nur geringen Zusatznutzens bei einer detaillierteren Berücksichtigung aller Zonen rechtfertigen. Die Unterscheidung in die drei Hauptzonen erweist sich dennoch als wesentlich für den gewählten Modellansatz. Einerseits erlaubt sie eine Kalibrierung der Zustandsvariablen (Stallkapazitäten, Tierbestände usw.) auf die reale Ausgangssituation für jede einzelne Zone separat. Andererseits können damit regionsspezifische Unterschiede bei den Input-Output-Koeffizienten bzw. den Produktionsfunktionen berücksichtigt werden, welche einen entscheidenden Einfluss auf die Produktionskosten und damit auf die optimale Faktorallokation ausüben. Zu erwähnen sind an dieser Stelle insbesondere Unterschiede bei der Vegetationsdauer, dem pflanzlichen Ertragsniveau, der Hangneigung (→ unterschiedliche Mechanisierungsformen) und der Möglichkeit einer ackerbaulichen Flächennutzung. Es bleibt anzumerken, dass sich die vom Modell differenzierten Hauptregionen nicht nur bezüglich der technischen Koeffizienten unterscheiden (z.B. Arbeitsaufwand), sondern auch in Bezug auf die Faktorausstattung an Arbeitskräften, Boden und Kapital (z.B. Ställe).

2.3 Umwelt-Modul

Die Umwelteffekte der landwirtschaftlichen Tätigkeiten im Bereich der Treibhausgas- und N-Emissionen sind primär von der Strukturentwicklung (Tierbestände und Flächennutzung), der Produktionsintensität sowie der im Sektor eingesetzten Produktionstechnologie abhängig (z.B. Schleppschlauch vs Prallteller). Um mit dem Modellansatz die Umwelteffekte bestehender oder geplanter Politikmassnahmen evaluieren zu können, ist in S_INTAGRAL neben *dem Struktur-Modul* zusätzlich ein *Umwelt-Modul* implementiert, in welchem für jede N-Fraktion die existierenden wissenschaftlichen Berechnungsmethoden enthalten sind (Ammoniak: Kupper et al. (2009) bzw. Kupper et al. (2010), Nitrat: Braun et al. (1994) und Spiess (1999), Lachgas: IPCC (1997) und Schmid et al. (2000)).

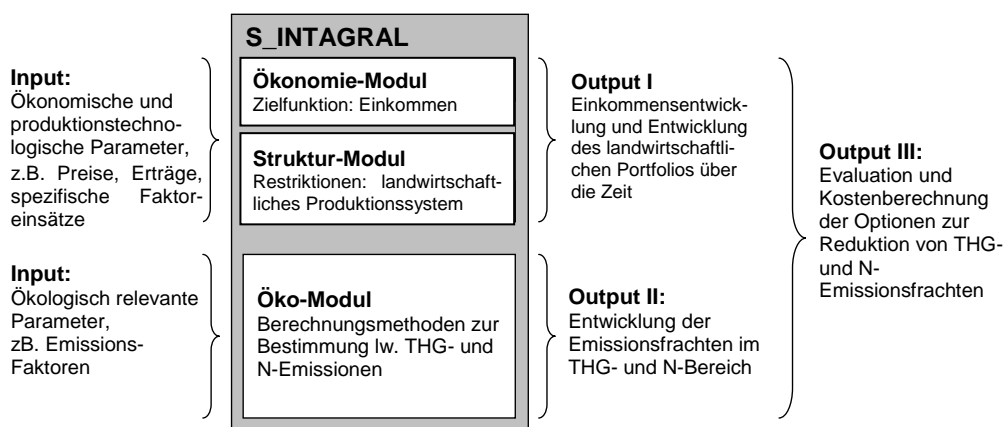
Durch die Kopplung von Struktur- und Umweltmodul lassen sich die N-Emissionen modellendogen berechnen, und zwar in Abhängigkeit der Entwicklung des landwirtschaftlichen Portfo-

lios einerseits und unter Berücksichtigung der eingesetzten Produktionstechnologie und Minderungsmaßnahmen. Dadurch können die Auswirkungen agrar- und umweltpolitischer Handlungsalternativen auf das landwirtschaftliche Portfolio einerseits sowie auf die damit verbundenen Umweltwirkungen andererseits simultan analysiert werden. Eine ausführlichere Beschreibung der relevanten Berechnungsmethoden sowie ein Überblick bezüglich der Auswahl der im Modellansatz berücksichtigten Minderungstechnologien im N-Bereich erfolgt in Kapitel 3.

2.4 Berechnung von Vermeidungskosten

Zusammenfassend kann S_INTAGRAL grob in i) einen ökonomischen Teil (\rightarrow *Ökonomie-Modul*), ii) einen Teil mit produktionsbezogenen Komponenten (\rightarrow *Struktur-Modul*) und iii) einen Teil mit ökologisch relevanten Grössen eingeteilt werden (\rightarrow *Umwelt-Modul*) (s. Abbildung 4). Die Stärke dieses **integrierten Ansatzes** liegt darin, dass ökonomische (Input 1) und ökologische Parameter (Input 2) in einem Modell vereint sind, was schliesslich erlaubt, Aussagen über die Optionen und Kosten der Vermeidung unerwünschter Stoffe (N-Verluste, THG-Emissionen) in der Landwirtschaft zu machen. Durch die simultane Modellierung von Produktion und Einkommen (Output I) sowie Umweltwirkung (Output II) können die sektorinternen Vermeidungskosten der verfügbaren Optionen zur N-Emissionsreduktion berechnet und analysiert werden (Output III).

Abbildung 4: Modellaufbau und -output



Die Vermeidungskosten werden mit S_INTAGRAL berechnet, indem die Obergrenze für den maximalen N- oder THG-Ausstoss gegenüber einem Referenzniveau ohne Einschränkung (=100%) schrittweise reduziert wird. Weil eine Obergrenze für umweltschädliche Emissionen den Handlungsspielraum des Modells bezüglich Optimallösung einschränkt, kommt es gegenüber der Referenzlösung (ohne Emissionsobergrenze) zu einer Reduktion des sektoralen Ein-

kommens. Diese Einkommenseinbusse entspricht den sektorinternen Vermeidungskosten, um ein vorgegebenes Umweltziel bzw. eine Obergrenze einer umweltschädlichen Emissionsfracht zu erreichen. Werden diese Reduktionsschritte infinitesimal klein gewählt, lassen sich auf diese Art und Weise auch die marginalen Vermeidungskosten berechnen. Da S_INTAGRAL lediglich die Kostenwirkungen für den Landwirtschaftssektor erfasst, bleiben die wohlfahrtsrelevanten Auswirkungen ausserhalb des Sektors unberücksichtigt (z.B. Nutzen einer N-Reduktion für Ökosysteme oder für die Bevölkerung). Für eine volkswirtschaftliche Analyse aller Kosten-/Nutzeffekte müssten demnach neben den sektorinternen Vermeidungskosten auch die sektorfremden wohlfahrtsrelevanten Auswirkungen mitberücksichtigt werden.

Die vorgestellte Herangehensweise zeigt zudem, dass mit dem Modell lediglich kosteneffiziente Minderungsstrategien in Abhängigkeit eines vorgegebenen Emissionsziels evaluiert werden können, wobei die anfallenden Vermeidungskosten der sektoralen Einkommenseinbusse entsprechen. Über die Allokation der Kosten für die Vermeidung unerwünschter Emissionen geben diese Berechnungen hingegen keine Auskunft. Zu welchem Anteil allfällige Einkommensausfälle in der Realität durch die öffentliche (Kantone, Bund) getragen würden³ und zu welchem Teil die Kosten vom Sektor selbst getragen werden, bleibt letztlich Gegenstand der politischen-administrativen Diskussion und Entscheidungsfindung.

Möglichkeiten zur Emissionsreduktion: Wenn die Restriktion bezüglich maximal zulässiger Emissionsfracht im Modell schrittweise verschärft wird, bestehen grundsätzlich drei Möglichkeiten, um ein neues, einkommensmaximales landwirtschaftliches Portfolio zu erhalten, welches gleichzeitig das vorgegebene Umweltziel erfüllt. Erstens ist eine Verschiebung der Produktion von emissionsstarken Aktivitäten zu emissionsschwachen Aktivitäten denkbar (**Aktivitäten-Shift**). Als Beispiel könnte der Wechsel von nitratauswaschungsbetonten ackerbaulichen Aktivitäten zu graswirtschaftlicher Nutzung mit deutlich geringerem Auswaschungspotential angefügt werden. Zweitens können verschärfte Umweltziele im N- oder THG-Bereich durch den Einsatz (umwelt-)technologischer Massnahmen und damit durch eine Steigerung der Effizienz erreicht werden – im Idealfall bei gleich bleibender landwirtschaftlicher Produktion (**Technologie-Shift**). Ein Beispiel hierzu wäre der Einsatz des Schleppschlauchverteilers anstelle des Pralltellers zur Reduktion der Ammoniakemissionen. Die dritte Variante, um umweltschädliche Emissionen zu vermeiden, besteht in der Aufgabe der landwirtschaftlichen Produktion (**Aktivitäten-Aufgabe**). Beim letzten Fall müsste aber bedacht werden, dass bei unverändertem Ernährungsverhalten der Inlandkonsum lediglich durch Importe gedeckt würde. Dies hätte eine Verlagerung der Nah-

³ wie bspw. im Falle der Ressourcenprogramme für eingesetzte Vermeidungstechniken (z.B. Schleppschlaucheinsatz)

rungsmittelproduktion und damit auch des Emissionsausstosses ins Ausland zur Folge und bedeutet global gesehen nicht unbedingt eine Reduktion der umweltschädlichen Emissionen.

2.5 Allgemeine Modellannahmen

Mit dem agrarwirtschaftlichen Angebotsmodell S_INTAGRAL gehen diverse vereinfachende Annahmen einher, um die Komplexität des abzubildenden Systems berechenbar zu machen (vgl. Tabelle 1).

Tabelle 1: Modellannahmen

Annahme	Erklärung
Systemgrenze: Landwirtschaft ohne Spezialkulturen	Das Modell bildet die flächen- und tierbestandesmässig bedeutendsten landwirtschaftlichen Aktivitäten ohne die Spezialkulturen (kein Obst-, Gemüse- und Weinbau) und Equiden ab.
Exogene Produzentenpreise	Die Agrarpreise ('at farmgate') werden auf zwei Niveaus exogen vorgegeben (Inlandpreis- und Exportpreisniveau) und sind innerhalb eines Teilmarktes (Inland und Export) unabhängig von der produzierten Menge.
Direktzahlungen gem. «AP2011»	Die Direktzahlungen orientieren sich am Direktzahlungssystem der «AP2011». Allfällige Auswirkungen der Weiterentwicklung des Direktzahlungssystems (WDZ) gemäss dem Bericht des Bundesrates (6. Mai, 2009) bleiben unberücksichtigt.
Vorgegebenes Absatzpotential im Inland	Der Konsumeffekt der wachsenden Bevölkerung sowie der Einfluss der demographischen Entwicklung auf das Konsumverhalten bleiben für die Quantifizierung des inländischen Absatzpotentials unberücksichtigt.
Vollkommen elastische Inlandnachfrage nach landwirtschaftlichen Produkten	Allfällige Nachfragerücken infolge fehlenden Inlandangebots werden durch Importe gedeckt und haben demzufolge keinen preissteigernden Effekt.
Vollkommen elastische Exportnachfrage nach landwirtschaftlichen Produkten	Zu EU-Preisen angebotene Mehrmengen (Export-Teilmarkt) können unlimitiert und ohne Einfluss auf das europäische Preisniveau exportiert werden.
Aktueller Stand der Technik	Grundlage für die Abschätzung von Vermeidungskosten und Reduktionspotential infolge Technologieeinsatz sind die in der Praxis verfügbaren Massnahmen, für die zudem eine ausreichend spezifizierte Datengrundlage vorliegt.

Einerseits ist zu erwähnen, dass das Modell lediglich die flächen- und tierbestandesmässig bedeutendsten landwirtschaftlichen Aktivitäten abbildet (z.B. keine Spezialkulturen oder Equiden). Dazu gehört der Acker- und Futterbau sowie die Rindvieh-, Schweine-, und Geflügelproduktion. Der Anbau von Spezialkulturen (Obst-, Wein- und Gemüsebau) sowie die Schaf-, Ziegen- und Pferdehaltung wird von S_INTAGRAL aus methodischen Gründen nicht abgebildet.

Zur Begründung der Annahme exogener Preise bzw. vollkommen elastischer Inland- und Exportnachfrage wird auf die Ausführungen in Peter (2008) verwiesen. An dieser Stelle wird lediglich betont, dass die Schweiz im europäischen Kontext eine kleine Volkswirtschaft darstellt, weshalb die Produzentenpreise für die beiden Teilmärkte 'Inland' und 'Export' exogen vorgegeben werden können. Demgegenüber bleiben die Direktzahlungen in beiden Agrarpreisszenarien konstant.

Bezüglich Direktzahlungsregime muss darauf hingewiesen werden, dass keine Überlegungen zur Weiterentwicklung des Direktzahlungssystems (WDZ) in die Analyse dieser Arbeit mit eingeflossen sind, da zum Zeitpunkt der Modellrechnungen keine konkreten zahlenmässigen Vorschläge zur Ausgestaltung des künftigen Systems vorlagen. Das implementierte Direktzahlungssystem orientiert sich deshalb an den Beitragsansätzen der «AP2011».

Da es sich bei S_INTAGRAL nicht um ein Marktmodell, sondern um ein sektorales Angebotsmodell handelt, geht man vereinfachend von einem vorgegebenen Absatzpotential im Inland und von einer vollkommen elastischen Inlandnachfrage nach landwirtschaftlichen Produkten aus. Mit anderen Worten: Eine allfällige Verdrängung der Inlandproduktion durch Importe von konkurrenzfähiger werdenden Verarbeitungsprodukten (z.B. Tiefpreissegment beim Käse) bleibt im Modell unberücksichtigt. Das heisst, solange der Inlandbedarf an landwirtschaftlichen Rohstoffen beim exogen vorgegebenen Marktpreis durch das inländische Angebot gedeckt wird, entstehen gegenüber der heutigen Situation keine zusätzlichen Importe.

Zudem liegen den Berechnungen nicht alle in der Literatur diskutierten Massnahmen zu Grunde, da diejenigen Massnahmen, welche erst in Zukunft praxistauglich werden oder für welche die technisch-ökonomischen Auswirkungen fehlen, nicht mitberücksichtigt werden konnten.

3 Modellierung der N-Emissionen

Die Absicht der vorliegenden Arbeit erfordert schwerpunktmässig drei substantielle Modellexerweiterungen bzw. –anpassungen, welche in diesem Kapitel beschrieben werden. Einerseits muss im Modell die neue Berechnungsmethodik der **Ammoniakemissionen** implementiert werden (Agrammon-Methodik, s. Abschnitt 3.1). Andererseits ist die Aktualisierung der Berechnung der **Nitrat-Emissionen** notwendig (Abschnitt 3.2). Und drittens müssen auch die ausgewählten **technischen Minderungsmaßnahmen** im N-Bereich in das Modell mit aufgenommen werden, welche im anschliessenden Kapitel 4 genauer erläutert werden.

Die rein mengenmässig unbedeutenden N-Fractionen **Lachgas und NO_x** werden wie bis anhin gemäss der **IULIA-Methodik** berechnet (Schmid et al., 2000) und bleiben im Rahmen der Modellrechnungen für diese Arbeit unverändert. Als Begründung dafür kann neben der mengenmässig geringen Bedeutung (<10% der umweltrelevanten N-Verluste) die Tatsache angeführt werden, dass es in der jüngeren Vergangenheit keine wesentlichen methodischen Anpassungen gab, die für diese Studie neu hätten berücksichtigt werden müssen.

3.1 Berechnung der Ammoniakemissionen

Die landwirtschaftlichen NH₃-Emissionen sind grundsätzlich von drei Hauptdeterminanten abhängig:

- i) Entwicklung der Tierbestände und Flächennutzung
- ii) verwendete Produktionstechnologie und Minderungsmaßnahmen
- iii) angewandte organisatorische Massnahmen.

Die in S_INTAGRAL implementierte Methodik zur Berechnung der landwirtschaftlichen Ammoniakemissionen basiert auf der Methode *Agrammon* (Kupper et al., 2010) und berücksichtigt alle oben aufgeführten ammoniakrelevanten Bestimmungsfaktoren

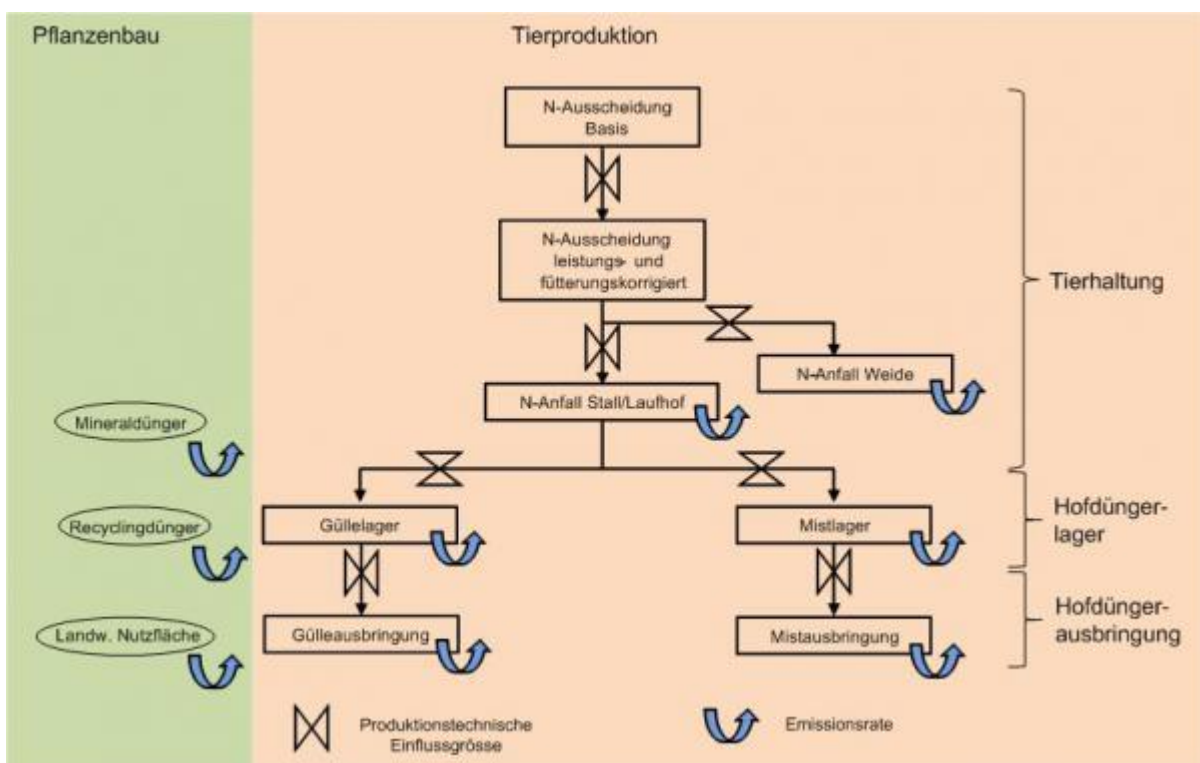
3.1.1 Methodik *Agrammon*⁴

Agrammon ist ein Web-basiertes, frei zugängliches Simulationsmodell, das die Berechnung der Ammoniakemissionen von Landwirtschaftsbetrieben unter schweizerischen Bedingungen erlaubt und aufzeigt, wie sich Änderungen in der Struktur und der Produktionstechnik auf die Emissionen auswirken.

⁴ Die Ausführungen in diesem Abschnitt stammen aus AGRAMMON (2009) und wurden mit nur geringfügigen Anpassungen direkt in diese Arbeit übernommen.

Das Modell *Agrammon* berechnet die Ammoniakverluste auf der Basis des N-Flusses, welcher auf die vier Emissionsstufen 'Weide', 'Stall/Laufhof', 'Hofdüngerlager' und 'Hofdüngerausbringung' verteilt werden kann (N-Flussmodell). Für jede Emissionsstufe werden die Ammoniakverluste anhand einer spezifischen Emissionsrate berechnet, welche die Emissionen als Prozentsatz des durchfliessenden löslichen Stickstoffs quantifiziert (s. Abbildung 5). Für die Güllelagerung wird eine Emissionsrate pro m² Oberfläche des Güllelagers verwendet. Wichtige produktionstechnische Einflussgrößen wie Fütterung, Stallsystem, Abdeckung der Güllelager oder emissionsmindernde Ausbringungssysteme werden als Korrekturfaktoren für die Basis-Emissionsraten berücksichtigt.

Abbildung 5: N-Flussmodell in Agrammon (schematische Darstellung)



Quelle: www.agrammon.ch

Die in Agrammon verwendeten Emissionsraten und Annahmen zur Wirkung verschiedener Einflussgrößen beruhen soweit möglich auf wissenschaftlichen Versuchen in der Schweiz. Wo solche fehlten, wurden Daten aus dem Ausland beigezogen. Sie wurden soweit sinnvoll auf die von der UNECE (Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa) vorgeschlagenen Werte abgestimmt (UNECE 2007). Daten aus dem Ausland wurden wo nötig für die Bedingungen in der Schweiz angepasst.

Die in Agrammon verwendeten **funktionalen Beziehungen** werden in Anlehnung an die technische Modellbeschreibung (SHL 2009a) in das verwendete Sektormodell S_INTAGRAL

übertragen. Die verwendeten **Modellparameter** stammen ebenfalls aus der technischen Modellbeschreibung des Agrammon-Tools bzw. aus der Dokumentation der technischen Parameter (SHL 2009b). Zu den NH₃-relevanten Modellparametern gehören neben den i) Tierkategorien und ii) der N-Ausscheidung pro Tier auch iii) der Anteil des löslichen Stickstoffs in den Ausscheidungen sowie iv) die Emissionsraten und die Korrekturfaktoren.

Die **Emissionsraten** geben an, welchen Anteil des löslichen Stickstoffs,

- der mit den Exkrementen auf der Weide, im Stall oder auf dem Laufhof ausgeschieden wird,
- der mit der Gülle oder dem Mist ins Hofdüngerlager gelangt,
- der mit den Hofdüngern auf Wies- oder Ackerland ausgebracht wird,

als Ammoniak in die Luft emittiert wird. Da die von Tierhaltung, Hofdüngerlagerung und -ausbringung verursachten Ammoniakemissionen zum grössten Teil aus dem löslichen Stickstoff stammen, werden die Emissionsraten in Prozent der Menge an löslichem Stickstoff (% TAN; Englisch: **Total Ammoniacal Nitrogen**) angegeben. Weiter geht auch ein gewisser Anteil des mit Mineral- bzw. Recyclingdünger ausgebrachten Stickstoffs als Ammoniak verloren. Die Emissionsrate wird in Prozent der Menge an ausgebrachtem Gesamtstickstoff bzw. an löslichem Stickstoff ausgedrückt. Schliesslich führen auch die Vorgänge in Pflanzen und Böden zu Ammoniakemissionen. Die verwendete Emissionsrate ist hier 'kg Ammoniakstickstoff pro ha landwirtschaftlicher Nutzfläche'.

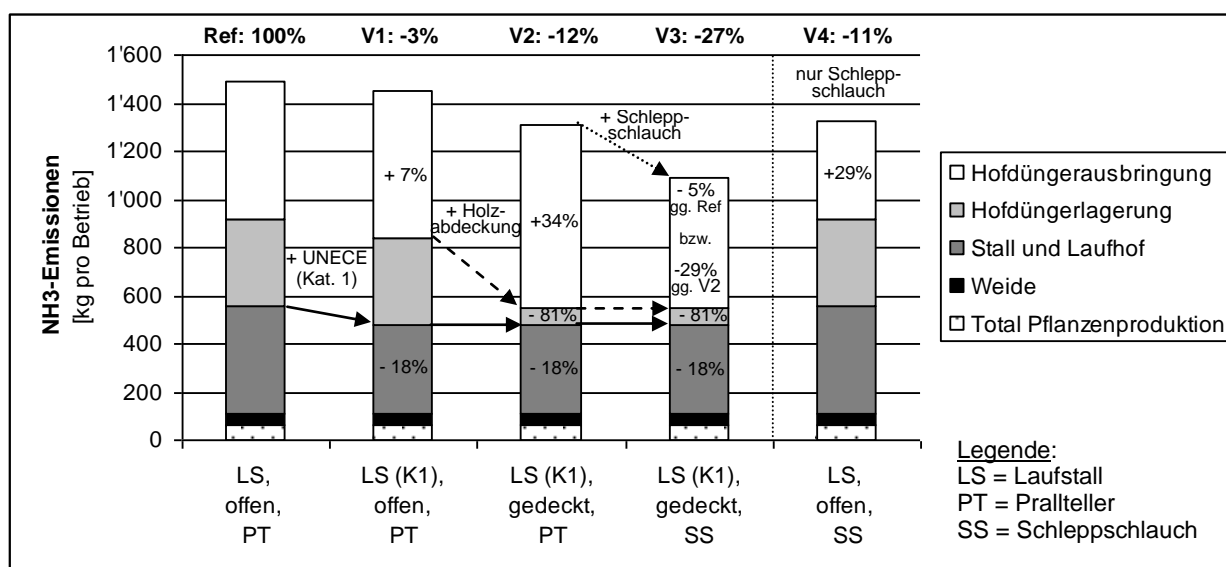
Die **Korrekturfaktoren** berücksichtigen produktionstechnische Grössen, welche die N-Ausscheidung pro Tier oder die Ammoniakemissionen reduzieren oder erhöhen. Bei Milchkühen beeinflusst die Milchleistung und die Fütterung von Heu, Silage, Kartoffeln und Futterrüben sowie die Menge an verabreichtem Kraftfutter die N-Ausscheidung. Bei Schweinen sind der Rohproteingehalt des Futters und die Anwendung von Phasenfütterung wichtige Einflussgrössen für die N-Ausscheidung. Für Stall und Laufhof werden Massnahmen berücksichtigt, welche den Anteil an verschmutzten Flächen vermindern und die eine rasche Trennung von Harn und Kot bewirken. Bei der Hofdüngerlagerung fliessen die Abdeckung der Güllegrube und die Häufigkeit des Aufrührens von Gülle in die Korrekturfaktoren ein. Die Verwendung emissionsmindernder Ausbringverfahren für Gülle, die Berücksichtigung von Jahreszeit, Tageszeit und Witterung bei der Ausbringung von Gülle sowie die Einarbeitung von Mist nach der Ausbringung beeinflussen die Ammoniakemissionen und führen im Modell zu entsprechenden Korrekturen.

Um die Wirkungsweise des implementierten N-Flussmodells besser zu verstehen, werden im nachfolgenden Abschnitt anhand eines Standard-Milchwirtschaftsbetriebes ausgewählte technische Massnahmen auf ihre Wirkung hin geprüft und miteinander verglichen.

3.1.2 Wirkungsweise des N-Flussmodells anhand eines Modellbetriebes

Nachfolgend sollen die Grundprinzipien des N-Flussmodells Agrammon anhand eines konkreten Beispiels kurz erläutert werden. Der ausgewählte Modellbetrieb entspricht dem unter www.agrammon.ch wählbaren Beispielbetrieb für die Milchproduktion. Dieser Betrieb hält 30 Milchkühe inklusive der erforderlichen Jungviehaufzucht auf einer Betriebsfläche von 25 ha. Für die Berechnung der Referenzsituation (Ref) gehen wir bezüglich dem Aufstallungssystem für die Milchkühe von einem konventionellen **Laufstall** (LS) mit Vollgülleproduktion aus (ohne zusätzliche emissionsmindernde Massnahmen). Zudem zeichnet sich die Referenzsituation dadurch aus, dass **keine Güllelagerabdeckung** vorhanden ist (offen) und die Gülle vollständig mit dem **Prallteller** (PT) ausgebracht wird. Die so berechneten gesamtbetrieblichen Ammoniakemissionen belaufen sich für den Beispielbetrieb auf knapp 1'500 kg (=100%) (s. Abbildung 6).

Abbildung 6: Wirkungsweise ausgewählter Minderungsmaßnahmen (Beispielbetrieb)



Quelle: Berechnung mit Agrammon (www.agrammon.ch)

V1: Emissionsmindernde Massnahme im Laufstall: Wird nun im Milchviehstall auf der Lauffläche ein gerillter Boden kombiniert mit einem gezahnten Kotschieber⁵ eingesetzt (Massnahme gemäss UNECE (2007, Kategorie 1), reduzieren sich die Stallemissionen um 18%⁶. Da auf der Emissionsstufe Ausbringung der Prallteller eingesetzt wird, geht bei der Ausbringung rund die Hälfte des im Stall eingesparten löslichen Stickstoffs wieder verloren (41 kg der im Stall eingesparten 81 kg bzw. +7% bei den Ausbringungsverlusten). Folglich führt der Einsatz der

⁵ Ein gerillter Boden kombiniert mit einem gezahnten Kotschieber gehört zu den von der UNECE (Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa) gut erforschten, als praktikabel betrachteten Massnahmen zur Emissionsminderung.

⁶ Zwar reduziert die Massnahme die Stallemissionen gemäss SHL (2009b) um 25%. Da aber auch die Jungviehaufzucht zu den gesamtbetrieblichen Stallemissionen beiträgt und dort keine emissionsmindernde Massnahme im Stallbereich angenommen wird, reduzieren sich die gesamtbetrieblichen Stallemissionen lediglich um 18%.

emissionsmindernden Massnahme im Stall zu ansteigenden Emissionen bei der Ausbringung. Gesamtbetrieblich führt der Einsatz der Massnahme gemäss UNECE (2007, Kategorie 1) lediglich zu einer Emissionseinsparung von 3% gegenüber der Referenzsituation.

Damit ergibt sich aus der bedeutenden Reduktion der Stallemissionen von -18% eine deutlich geringere Emissionsreduktion von -3% bei den gesamtbetrieblichen Emissionen. Die Begründung für diese Feststellung liegt einerseits in der Tatsache, dass die Stallemissionen lediglich 30% der gesamtbetrieblichen Emissionen ausmachen und andererseits in der Wirkungsweise des N-Flussmodells. Letztere wirkt dahingehend, dass auf früheren Stufen eingesparte Ammonium-Mengen auf späteren Emissionsstufen (teilweise) wieder verloren gehen.

Fazit: Zur Abschätzung des gesamten Reduktionspotentials einer Massnahme ist somit nicht nur die prozentuale Emissionsreduktion auf der betroffenen Emissionsstufe entscheidend (z.B. -25% der Stallemissionen), sondern auch i) wie bedeutsam die Emissionsfracht einer bestimmten Emissionsstufe im Verhältnis zu den gesamten Ammoniakemissionen ist und zudem ii) welcher Anteil der eingesparten NH_3 -Menge auf einer späteren Emissionsstufe wieder verloren geht.

V2: Emissionsmindernde Massnahme im Güllelager: Wird nun zusätzlich zur Massnahme im Laufstall auch noch eine feste Güllelagerabdeckung installiert (Holz oder Beton), können die Lageremissionen um 81% reduziert werden. Da aber erneut etwa die Hälfte der im Stall und Güllelager eingesparten Emissionen bei der Ausbringung mit dem Prallteller wieder verloren gehen (N-Flussmodell), steigen die Emissionen auf der Stufe 'Ausbringung' gegenüber der Referenzsituation gar um 34%. Auf gesamtbetrieblicher Ebene führt dies insgesamt noch zu einer Emissionsreduktion von 12% gegenüber der Referenzsituation.

Fazit: Die emissionsmindernde Wirkung von -18% bei den Stallemissionen (infolge gerilltem Boden kombiniert mit einem gezahnten Kotschieber) und von -81% bei den Lageremissionen (infolge Holzabdeckung) resultieren in einer gesamtbetrieblichen Emissionsreduktion von lediglich 12% (gleiche Begründung wie in Fazit zu V1). Das heisst, dass Reduktionspotentiale gewisser Massnahmen auf den ersten Blick sehr hoch erscheinen können (z.B. Hofdüngerlagerabdeckung). Wenn man aber ihre effektive Reduktionswirkung auf der Ebene der gesamtbetrieblichen Emissionen betrachtet, müssen sie zumindest teilweise relativiert werden.

V3: Emissionsmindernde Massnahme bei der Ausbringung: Durch die zusätzliche Berücksichtigung des Schleppschlauchverteilers in der dritten Variante (V3) wird in dieser Variante auf allen drei Emissionsstufen eine emissionsmindernde Massnahme angewendet (Stall → Lagerung → Ausbringung). Die Ausbringungsemissionen werden durch den Einsatz des Schleppschlauchverteilers von +34% gegenüber der Referenzsituation in V2 auf -5% in V3 gesenkt. Ge-

genüber der Variante V2 entspricht dies einer Reduktion der Ausbringungsemissionen von 29%. Die gesamtbetrieblichen Emissionen können durch das gesamte Massnahmenpaket um immerhin 27% gesenkt werden.

Fazit: Die Ergebnisse aus V3 zeigen, dass die gesamtbetriebliche Wirkung und Effizienz einer bestimmten Massnahme (z.B. Güllelagerabdeckung) – aufgrund der Dynamik im N-Flussmodell – von der Massnahmenkombination auf allen Stufen abhängig ist. Aus den Ergebnissen lassen sich zwei Grundsätze zur Anwendung emissionsmindernder Massnahmen ableiten:

- Grundsatz 1: Die Anwendung einer End-of-Pipe Massnahme auf der Stufe *Ausbringung* (z.B. Schleppschlauch anstatt Prallteller) erhöht die gesamtbetriebliche Wirksamkeit von vorgelagerten Minderungsmassnahmen auf den Stufen *Stall* und *Lager* (z.B. gerillter Boden/gezahnter Kotschieber oder Güllelagerabdeckung).
- Grundsatz 2: Je grösser das N-Reduktionspotential der End-off-Pipe Massnahme ist, desto stärker steigt die gesamtbetriebliche Wirksamkeit vorgelagerter Massnahmen.

V4: Emissionsmindernde Massnahme auf Ausbringung beschränkt: Abschliessend wird noch eine vierte Variante berechnet, bei der nur der Schleppschlauch zum Einsatz kommt. Es ist interessant zu sehen, dass diese alleinige End-of-Pipe Massnahme die gesamtbetrieblichen Emissionen etwa gleich stark reduziert (-11%) wie die beiden Massnahmen im Stall und bei der Güllelagerung zusammengenommen (-12%).

Als abschliessendes **Fazit** zu diesem einfachen Berechnungsbeispiel können stichwortartig folgende Punkte aufgeführt werden:

- Das in Agrammon zu Grunde gelegte **N-Flussmodell** berücksichtigt **additive Effekte** und **Trade-off** Beziehungen zwischen den einzelnen Emissionsstufen. Mit anderen Worten: Auf früheren Stufen eingesparte Ammoniummengen können auf nachgelagerten Emissionsstufen teilweise wieder als Ammoniak verloren gehen.
- Die emissionsreduzierende Wirkung einer bestimmten Massnahme ist auf betrieblicher Ebene abhängig von der gesamten **Massnahmenkombination** eines Betriebes. Die gesamtbetrieblichen **Reduktionspotentiale** der Massnahmen können folglich nur unter Berücksichtigung des **ganzen Massnahmensets** eines Betriebes berechnet werden.
- Aufgrund obiger Befunde können die **Vermeidungskosten** einer bestimmten Massnahme nicht absolut angegeben werden, sondern variieren ebenfalls in Abhängigkeit der betrieblichen Situation (z.B. Anbindestall oder Laufstall) und der **gesamten Massnahmenkette auf allen Stufen**.

- Eine effektive Minderungsstrategie sollte unbedingt auch auf der letzten Emissionsstufe ansetzen, damit die allenfalls im Stall-, Laufhof- und Güllelager eingesparten Ammonium-Mengen zu einem möglichst geringen Anteil bei der Ausbringung wieder als Ammoniak entweichen (vgl. dazu auch UNECE 2007).
- Die **Effizienz** des Einsatzes von **technischen** und **organisatorischen** Massnahmen auf Stufe i) Stall/Laufhof und ii) Lager kann erhöht werden, wenn am Schluss der Emissionskette eine wirksame **End-of-pipe** Massnahme eingesetzt wird (z.B. Schleppschlauch). Dadurch wird sichergestellt, dass bei der Ausbringung ein möglichst geringer Anteil des in der letzten Emissionsstufe noch vorhandenen löslichen Stickstoffs verloren geht⁷.

3.1.3 Grundsätze zur Implementierung des Ammoniak-Moduls in S_INTAGRAL

Unter Verwendung des Agrammon-Online Tools (www.agrammon.ch) und auf der Grundlage der Agrammon-Dokumentation (SHL, 2009a) werden die wichtigsten funktionalen Beziehungen sowie die verwendeten Emissions- und Korrekturfaktoren in S_INTAGRAL implementiert. Weil aber S_INTAGRAL bei der Berechnung der NH₃-Emissionen nicht derart in die Tiefe geht, wie dies bei Agrammon der Fall ist, handelt es sich nicht um eine 1:1 Implementation von Agrammon.

Abweichung 1: Einerseits werden in S_INTAGRAL nur die Berechnungsgrundlagen für diejenigen Aktivitäten implementiert, die auch in S_INTAGRAL tatsächlich als Aktivitäten modelliert sind. Ausgenommen sind somit die in S_INTAGRAL fehlenden Bereiche, wie z.B. einige Tierarten (Pferde, Ziegen), Stallungssysteme (z.B. Tiefstreuställe für Schweine), oder in S_INTAGRAL unberücksichtigte technische oder organisatorische Vermeidungsmassnahmen (z.B. Schleppschuh oder Anzahl Gülleumrührungen pro Jahr).

Abweichung 2: Andererseits gibt es in S_INTAGRAL Werte, welche vom Modell endogen festgelegt werden können, währenddem in Agrammon die umfragebasierten schweizspezifischen Durchschnittswerte eingesetzt werden (z.B. für das Ausmass der Weidehaltung, die Kraftfuttergaben in der Milchhaltung, etc.). Dieser Punkt stellt übrigens eine mögliche Ursache für allfällige Abweichungen der Emissionsberechnung mit S_INTAGRAL gegenüber der nationalen Hochrechnung mit Agrammon dar, da der verwendete Modellansatz die Realität bzw. die Umfrageer-

⁷ UNECE (2007): “Options for NH₃ reduction at the various stages of livestock manure production and handling are interdependent, and combinations of measures are not simply additive in terms of their combined emission reduction. Controlling emissions from applications of manures to land is particularly important, because these are generally a large component of total livestock emissions and because land application is the last stage of manure handling. Without abatement at this stage, much of the benefit of abating during housing and storage may be lost”.

gebnisse unmöglich exakt abzubilden vermag. Die Flexibilität im Modell ist allerdings erforderlich, da damit bspw. eine dynamische Entwicklung hin zu mehr Weide oder mehr Laufhöfen modellendogen abgebildet und in der Berechnung der NH₃-Emissionen berücksichtigt werden kann. Würde man lediglich exogene Standardwerte als fixe Parameter einsetzen, hätte S_INTAGRAL dort keine Variabilität mehr, um Anpassungen zur Minderung der landwirtschaftlichen Ammoniakemissionen vornehmen zu können.

Abweichung 3: Drittens werden in Agrammon auch NH₃-relevante Parameter berücksichtigt, deren zeitliche Entwicklung in S_INTAGRAL aus methodischen Gründen nicht endogen abgebildet werden kann (z.B. Beschaffenheit der Laufhofflächen, Verbreitung der Laufhoffütterung, etc.). Zur Emissionsberechnung mit S_INTAGRAL werden bei diesen Parametern deshalb jeweils die im Agrammon-Online Tool hinterlegten Standard- oder Durchschnittswerte angewendet. Auch organisatorische Massnahmen wie z.B. der Ausbringzeitpunkt der Gülle und die Einarbeitung von Mist können im Modell nicht als wählbare Massnahmen endogenisiert werden. Zur Emissionsberechnung werden für derartige Parameter ebenfalls die Standardwerte aus Agrammon verwendet.

Zusammenfassung ‚Ammoniak-Berechnung‘:

- **Implementation der Agrammon-Methodik** (gemäss SHL 2009) in S_INTAGRAL
- Grundlage: **Agrammon-Online-Tool** und **Agrammon-Modelldokumentation**
- Vorgehen: Einbau der **funktionalen Beziehungen, Emissionsparameter** und **Korrekturfaktoren** in S_INTAGRAL
- Bemerkung: **keine 1:1** Implementierung von Agrammon

3.2 Berechnung der Nitratemissionen (Methodik Spiess)

Die Nitratfracht wird grundsätzlich in Anlehnung an die in Braun et al. (1994) beschriebene und später erweiterte Methode berechnet (Spiess und Prasuhn 2009, sowie internes Arbeitspapier E. Spiess⁸). Dabei ergibt sich die **Grundfracht** der Nitratemissionen durch Multiplikation der Flächenanteile der verschiedenen Kulturen mit den kulturspezifischen Basisemissionsfaktoren. Die so berechnete Grundfracht wird danach um den Effekt von emissionsmindernden – oder erhöhenden – Einflüssen korrigiert. Die verwendeten Basis-Emissionsfaktoren zur Berechnung der Nitrat-Grundfracht sind in Tabelle 2 zusammengefasst. Es bleibt darauf hinzuweisen, dass bei dieser Methode zur Berechnung der gesamten landwirtschaftlichen Nitratemissionen auch für die Sömmerungsweiden ein Basisfaktor von 9 kg N/ha berücksichtigt wird.

⁸ e-Mail vom 14.04.2005 und 24.10.2005. Ernst Spiess, Agroscope Reckenholz-Tänikon (ART), Arbeitsbereich Stoffhaushalt und Gewässerschutz.

Tabelle 2: Basisemissionsfaktoren (BEF) Nitrat

Ackerbau	Emissionsfaktor [kg NO ₃ /ha]	Wiesenfutterbau	Emissionsfaktor [kg NO ₃ /ha]
Winterweizen	90	Naturwiese	13
Winterraps	30	Kunstpflanze	45
Kartoffeln	150	Zwischenfutter	-45
Zuckerrüben	50	Sommergrünweiden	9
Wintergerste	90		
Triticale	90		
Eiweisserbsen	110		
Silomais	110		
Körnermais	100		
Rotationsbrache	50		

Quelle: Braun et al. (1994), angepasst i.A. an internes Arbeitspapier E. Spiess

Allg. Korrekturfaktor (KF 1): Ein erster Korrekturfaktor korrigiert den in den Basisemissionsfaktoren unberücksichtigten Einfluss der Sickerwassermenge, der Höhenlage, des Bodentyps, des Denitrifikationspotentials und allfälliger Drainage-Effekte. Der Korrekturfaktor wird generell auf 0.75 beziffert (gem. internem Arbeitspapier von E. Spiess).

Korrektur extenso-Anbau (KF 2): Der emissionsmindernde Einfluss der extenso-Produktion im Ackerbau wird berücksichtigt, indem die Basisemissionsfracht von extenso-Vorkulturen um 5% reduziert wird.

Korrektur Zwischenfutterbau (KF 3): Die emissionsmindernde Wirkung des Zwischenfutanbaus ergibt sich dadurch, dass pro Hektare Zwischenfutter ein Minderungspotential von 45 kg N/ha in Abzug gebracht wird.

Korrektur extensiver Wiesenfutterbau (KF 4): Zur Berücksichtigung des Nitrat senkenden Einflusses der extensiven Naturwiesenbewirtschaftung wird der Basisemissionsfaktor von (intensiver) Naturwiese (13 kg N/ha) um 20% reduziert. Extensive Naturwiese emittiert im Modell folglich 10.4 kg N/ha.

Korrektur Weide (KF 5): Da die Hofdüngerausscheidungen bei der Weidehaltung konzentriert anfallen und nicht – wie bei der herkömmlichen Gülleausbringung – gleichmässig auf der Weidefläche verteilt werden, ist bei Weidehaltung mit einer schlechteren N-Ausnutzung bzw. mit erhöhten Nitratemissionen zu rechnen. Dieser Effekt wird ebenfalls berücksichtigt, indem die Nitratgrundfracht um 5% der auf der Weide ausgeschiedenen N-Menge erhöht wird.

Korrektur Hofdünger-Stickstoff (KF 6): Die Tatsache, dass die Nitratverluste in der vorgeschlagenen Methodik lediglich kulturabhängig ausgewiesen sind, ist ein Nachteil. Denn damit kann dem Umstand nicht Rechnung getragen werden, dass die N-Ausnutzung von Mineraldünger höher ist als diejenige von Hofdüngern und die Nitratverluste bei einer mineraldüngerbetonten

Düngungsstrategie entsprechend tiefer sind, als wenn – bei gleichem Flächenportfolio – hauptsächlich Hofdünger eingesetzt werden. Da aber der Effekt zwischen dem Düngemanagement (d.h. Anteil Hof- und Mineraldünger) und den Nitratemission pro Hektare einer bestimmten Aktivität noch nicht ausreichend untersucht ist, um ihn in einer funktionalen Beziehung festzuhalten, muss vorderhand auf die Abbildung dieses Zusammenhangs verzichtet werden. Um den Effekt der höheren Nitratenauswaschung beim Hofdünger gegenüber Mineraldünger dennoch annäherungsweise berücksichtigen zu können, wird die Nitrat-Grundfracht zusätzlich auch noch um 2.5% des total ausgebrachten Hofdüngerstickstoffs nach oben korrigiert.

Korrektur für veränderte N-Flüsse (KF 7 bis KF 9): Mit einer abschliessenden Korrektur wird die Grundfracht auch noch um allfällige Veränderungen beim gesamtschweizerischen **Mineraldünger-** (KF 7) und **Hofdüngereinsatz** (KF 8) sowie der totalen **N-Deposition** korrigiert (KF 9).

Diese Korrekturen sind notwendig, da der Ansatz mit kulturspezifischen Nitratemissionsfaktoren auf einer Normdüngung gemäss GRUDAF (2009) basiert. Ohne diese Korrektur könnte der kulturspezifische Ansatz die Wirkung eines gesamtschweizerisch abnehmenden Tierbestandes (rückläufiger Hofdüngeranfall, abnehmende N-Deposition) auf die Nitratemissionen nicht adäquat abbilden. Denn der bisherige kulturspezifische Ansatz berücksichtigt lediglich für extensive Wiesennutzung einen Nitratatabzug, nicht aber wenn das Ertragsniveau auf intensiv genutzter Wiese infolge eines Rückgangs der Hofdünger um bspw. 20% zurückgeht (z.B. von 100 auf 80 dt TS/ha). Aus diesem Grund werden allfällige Veränderungen der Hofdünger-(HD)-menge gegenüber dem Jahr 2000 (ΔN_{HD}) zu 15% zur Basis-Nitratfracht angerechnet. Ähnliches gilt für Veränderungen bei der N-Deposition. Nimmt diese ab (z.B. infolge Tierbestandesreduktionen), dann führt dies ebenfalls zu tendenziell sinkenden Nitratemissionen. Dies kann allerdings mit dem kulturspezifischen Ansatz wiederum nicht berücksichtigt werden. Folglich werden Veränderungen der N-Deposition gegenüber dem Jahr 2000 (ΔN_{Dep}) zu 10% zur Korrektur der Grund-Nitratfracht angerechnet. Beim Mineraldünger-(MD)-einsatz werden Veränderungen der N-Mengen gegenüber dem Jahr 2000 (ΔN_{MD}) ebenfalls zu 10% für die Korrektur der Nitrat-Grundfracht angerechnet.

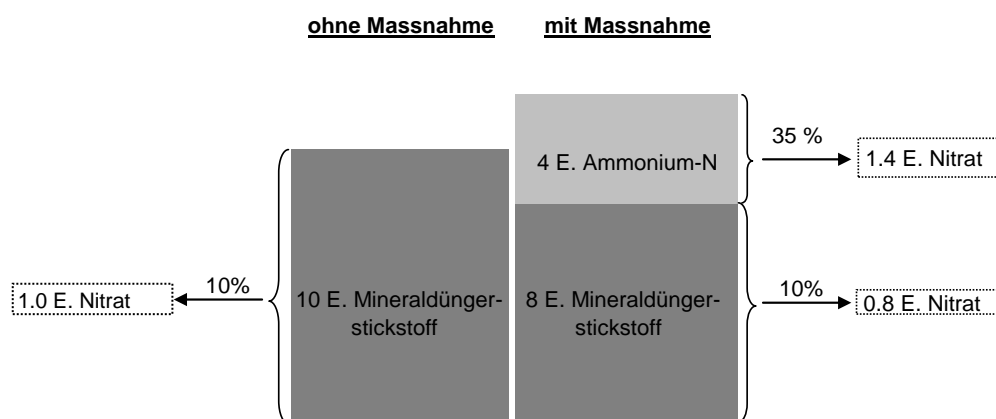
Korrektur Einsatz technischer Massnahmen im Ammoniakbereich (KF 10): Ein letzter Korrekturfaktor berücksichtigt die Tatsache, dass durch technologische Massnahmen im Ammoniakbereich (z.B. Schleppschlaucheinsatz) zusätzlich Ammonium-N in den Boden gelangt. Bei gleichbleibendem Nährstoffbedarf führt dies einerseits zu einem Rückgang des Mineraldünger-einsatzes (s. Ausführungen zum Düngungseffekt in anschliessendem Abschnitt 3.3), was einen positiven Effekt auf die Nitratemissionen hat. Dieser Effekt wird über den bereits erläuterten

Korrekturfaktor KF 7 berücksichtigt, welcher die Grundfracht in Abhängigkeit der veränderten Mineraldüngermenge (ΔN_{MD}) korrigiert.

Der negative Effekt eines erhöhten Ammonium-N Eintrags auf die Nitratemissionen wird dadurch verursacht, dass die zusätzliche Ammoniummenge nicht zu 100% ertragswirksam ist, sondern zu einem gewissen Teil über andere Verlustpfade (Nitrat, Lachgas, N_2) im Boden wieder verloren geht. Da die Wirksamkeit von Ammonium-N in Hofdünger tendenziell tiefer sein dürfte als diejenige von Mineraldünger-N⁹, wurde angenommen, dass pauschal 35% (anstatt 10% wie beim eingesparten Mineraldünger-N) der über technologische Massnahmen im Ammoniakbereich eingesparten Ammoniummenge wieder als Nitrat ausgewaschen werden (s. Ausführungen zum Trade-off Effekt in anschliessendem Abschnitt 3.3). Vor diesem Hintergrund wird deutlich, dass bei einem Einsatz technischer Massnahmen im Ammoniakbereich, die Nitratemissionen unter Umständen zunehmen. Diese Hypothese kann anhand einer einfachen Grafik veranschaulicht werden (s. Abbildung 7).

In der Abbildung ist auf der linken Seite schematisch die Situation abgebildet, bei der ein Betrieb zur Deckung des betrieblichen Nährstoffbedarfs 10 Einheiten Mineraldüngerstickstoff einsetzt. Berücksichtigt man, dass davon 10% als Nitrat verlorengehen, entsteht daraus eine Einheit Nitrat.

Abbildung 7: Hypothetische Netto-Wirkung technischer Massnahmen im Ammoniakbereich auf die Nitratauswaschungen



Auf der rechten Seite ist die Situation dargestellt, bei welcher durch die Anwendung eines Schleppschlauchverteilers zur Gülleausbringung zusätzlich 4 Einheiten Ammonium-N in den Boden gelangen. Unter der Annahme, dass nur die Hälfte davon einen Rückgang der Mineral-

⁹ Mineraldünger-N kann exakt zum Zeitpunkt des Pflanzenbedarfs appliziert werden, währenddem Hofdünger-N teilweise auch in Perioden ausgebracht werden muss, wo das Nährstoffangebot nicht optimal vom Nährstoffbedarf der Pflanzen aufgenommen werden kann (z.B. Hofdüngerausbringung auf abgeerntete Stoppelfelder).

düngermenge bewirkt, geht diese auf 8 Einheiten zurück. In der Summe nimmt aber die Menge an mineralischem N der in den Boden gelangt auf 12 Einheiten zu. Berücksichtigt man auf den verbleibenden 8 Einheiten Mineraldüngerstickstoff die Auswaschungsrate von 10%, resultieren daraus 0.8 Einheiten Nitrat. Da der zusätzliche Ammonium-Stickstoff aber einen schlechteren Wirkungsgrad aufweist (z.B. weil er nicht so gezielt eingesetzt werden kann wie Mineraldünger), gehen bei einer angenommenen Nitratverlustrate von 35% weitere 1.4 Einheiten Nitrat zusätzliche verloren ($=0.35 * 4$). In der Summe würden die Nitratemissionen damit auf 2.2 Einheiten ansteigen.

Es ist abschliessend festzuhalten, dass obige Ausführungen lediglich eine Hypothese darstellen. Der tatsächliche Effekt ist jedoch nicht wissenschaftlich untersucht, weshalb auch die angenommenen Auswaschungsraten lediglich Annahmen entsprechen. Es ist selbstredend, dass der tatsächliche Effekt stark von den effektiven Werten der verwendeten Parameter abhängt und obiger Zahlenwerte keine zu grosse Bedeutung beigemessen werden kann.

Eine tiefere Analyse dieser Zusammenhänge wäre aus wissenschaftlicher Sicht interessant. Ob dies aus praktischer Sicht jedoch angezeigt ist, darf bezweifelt werden, denn der allfällige Netto-Effekt auf die Nitratemissionen – sei er nun positiv oder negativ – wird gemessen an den Gesamtnitratemissionen in jedem Fall marginal ausfallen.

Tabelle 3 gibt abschliessend einen zusammenfassenden Überblick der Berechnung der gesamtschweizerischen Nitratemissionen unter Verwendung der kulturspezifischen Basisfaktoren und der oben erläuterten Korrekturfaktoren.

Tabelle 3: Berechnung der Nitratemissionen

Schematisch	im Detail	Korrekturfaktor
NO ₃ -Ackerbau (Grundfracht)	Basisfaktor * 0.75 * Ackerfläche	KF 1
	- Korrektur Extensio-Anbau	KF 2
	- Korrektur Zwischenfutteranbau	KF 3
+ NO ₃ -Wiese (Grundfracht)	Basisfaktor * 0.75 * Wiesenfläche	KF 1
	+ Korrektur ext. Wiese	KF 4
	+ Korrektur Weidehaltung	KF 5
	+ Korrektur Hofdünger-Stickstoff	KF 6
+ NO ₃ -Sömmerungsweiden	Basisfaktor * 0.75 * Sömmerungsfläche	KF 1
+ Korrektur Gesamtfracht	Korrektur Δ Mineraldünger	KF 7
	+ Korrektur Δ Hofdünger	KF 8
	+ Korrektur Δ N-Deposition	KF 9
	+ Korrektur Δ NH ₃ -Einsparung	KF 10
= Nitrat-Emissionen CH	= Nitrat-Emissionen CH	

Quelle: Braun et al. (1994), angepasst i.A. an Spiess und Prashun (2009)

Abschliessend muss festgehalten werden, dass es sich auch bei den verwendeten Korrekturfaktoren (KF1 bis KF9) um grobe Schätzungen handelt und diese Werte einer wissenschaftlich fundierten Grundlage entbehren. Da im Weiteren zur Reduktion der landwirtschaftlichen Nitratemissionen kaum **technische Massnahmen** existieren, ist eine Reduktion Nitratemissionen im Modell lediglich über i) eine Veränderung der angebauten Hauptkulturen, ii) den Anbau von Zwischenkulturen und iii) denjenigen zusätzlichen Einflussgrössen möglich, welche bei der Berechnung der Nitratemissionen mittels spezifischer Korrekturfaktoren berücksichtigt werden (extensive Wiesennutzung über KF 4, Reduktion Hofdüngermenge über KF 6, etc.).

Zusammenfassung: ‚Nitrat-Berechnung‘

Implementation der Methodik ‚Spiess‘ (gem. Spiess und Prashun (2009) sowie internen Arbeitsunterlagen)

- Berechnung der **Grundfracht: Basisemission** je Kultur * Kulturanteil
- **Korrektur (A)**: Korrektur der Grundfracht via div. **Korrekturfaktoren** (z.B. für extensive Wiesennutzung, Zwischenfutteranbau, etc.)
- **Korrektur (B)** für veränderte N-Düngung (d.h. Veränderung des Mineral- und Hofdüngereinsatzes sowie der N-Deposition gg. dem Jahr 2000 sind berücksichtigt)
- **Korrektur (C)**: zusätzlicher Korrekturfaktor für den Nitratanteil, welcher von dem durch Technologieeinsatz eingesparten $\text{NH}_3\text{-N}$ wieder ausgewaschen wird (35%)

3.3 Interaktion zwischen den einzelnen N-Fraktionen

Ein wichtiger Aspekt im Zusammenhang mit dem Einsatz technologischer Massnahmen zur Emissionsminderung von Ammoniak ist die Frage nach dem Düngungseffekt. Konkret geht es um die Frage, welche Mineraldünger-Menge im Falle einer Anwendung von Minderungsmassnahmen eingespart werden kann bzw. in der Suisse-Bilanz als zusätzlich pflanzenverfügbarer N (N_{verf}) berücksichtigt werden sollte. Im Weiteren müssen aber auch Annahmen darüber getroffen werden, zu welchen Teilen der eingesparte Ammonium-N letztlich tatsächlich ins Pflanzenmaterial eingebaut wird und zu welchem Anteil der eingesparte Stickstoff anstatt als Ammoniakemissionen über einen anderen Verlustpfad wieder verlorenght (Nitrat, Lachgas, elementarer Stickstoff). Es sei vorweggenommen, dass keine wissenschaftliche Quelle zur Quantifizierung dieser Zusammenhänge eruiert werden konnte. Auch die Anfrage an entsprechende Fachexperten von ART, SHL, BAFU oder BLW ergab diesbezüglich keine weiterführenden Hinweise.

Düngungseffekt: Bezüglich dem zu erwartenden Einsparungspotential beim Mineraldüngereinsatz infolge der Anwendung von Ammoniak-Minderungsmassnahmen wurden für die Modell-

rechnungen Annahmen getroffen, welche auf nachfolgendem Berechnungsbeispiel basieren (i.A. an Übersax 2008, s. Tabelle 4).

Unter der Annahme, dass bei der Gülleausbringung mit dem Prallteller 50% des Ammonium-Stickstoffs (TAN) verloren gehen und mit dem Schleppschlauchverfahren lediglich 35% (d.h. 30% weniger als beim Prallteller), ergibt sich eine Einsparung bei den Ammoniakemissionen von 5.3 kg N pro ha und Gabe. Im Rahmen des Ressourcenprogramms des Kantons Aargau wird in der Nährstoffbilanz für jede Schleppschlauchhektare eine zusätzliche N-Düngung von 3 kg/ha berücksichtigt. Daraus kann errechnet werden, dass im Kanton Aargau ca. 57% des eingesparten Ammoniak-Stickstoffs in der Suisse-Bilanz als Mineraldünger-äquivalente angerechnet werden.

Tabelle 4: Berechnung des Ammoniak-Minderungspotentials beim Schleppschlaucheinsatz

	Menge/Einheit	Quelle
Ø-Ausbringmenge	30 m ³ Gülle/ha u. Gabe	SHL (2009b)
TAN Gehalt der Gülle	1.15 kg N/ m ³ Gülle	SHL (2009b)
TAN total je ha und Gabe	35 kg N/ ha	
Ausbringungsverlust mit Prallteller: 50%	17.5 kg N/ ha	SHL (2009b), FAT-Bericht 496 (1997)
Ausbringungsverlust mit Schleppschlauch: 35%	12.25 kg N / ha	SHL (2009b)
NH₃-Einsparung	5.3 kg N / ha	(d.h. -30% gg. Prallteller)
Anrechnung Suisse-Bilanz	3 kg N / ha	ca. 57% der Einsparung

Aufgrund der Ungenauigkeit obiger Schätzung und der Unsicherheit darüber, wie viel Mineraldünger in der Realität bei Anwendung emissionsmindernder Massnahmen tatsächlich eingespart wird, wurden in den Modellrechnungen pauschal 50% des eingesparten Ammoniak-Stickstoffs als Mineraldünger-äquivalente in der Suisse-Bilanz angerechnet¹⁰. Unter der Annahme eines konstanten Nährstoffbedarfs der Kulturen impliziert damit die Anwendung technischer Minderungsmassnahmen beim Ammoniak einen entsprechenden Rückgang der Mineraldüngermenge.

Abschliessend muss noch erwähnt werden, dass in den Modellrechnungen lediglich für drei Massnahmen i) Schleppschlaucheinsatz, ii) Güllelagerabdeckung und iii) Gülleverdünnung ein Düngungseffekt in der Suisse-Bilanz berücksichtigt wird. Die meisten übrigen Massnahmen wie bspw. der Einsatz von NPr-Futter in der Schweinemast oder die Erhöhung der Krafftutterration in der Milchviehhaltung beeinflussen die Ammoniakemissionen, indem der N-Anfall pro Tier reduziert wird: Je weniger N über den Bedarf der Tiere hinaus verfüttert wird, desto weniger wird ausgeschieden und desto weniger Verluste können entstehen. Dieser eingesparte Stickstoff kann der Betrieb allerdings nicht verwerten (da er im System gar nicht mehr vorhanden ist), wäh-

¹⁰ Dies wird auch im Rahmen der Ressourcenprogramme der Kantone so gehandhabt

rendem der über den Schleppschlaucheinsatz eingesparte Ammonium-Stickstoff – wenigstens zu einem gewissen Anteil – ertragswirksam wird und folglich in der Suisse-Bilanz auch als zusätzliche Düngerposition berücksichtigt werden kann.

Trade-off zu anderen N-Verlustpfaden: Wie bereits erwähnt, gibt es auch noch keine gesicherten Angaben darüber, zu welchen Teilen der eingesparte Ammonium-N letztlich effektiv in der Pflanzen-TS vorliegt und zu welchen Teilen er – nach entsprechenden Umwandlungsprozessen im Boden – als Nitrat, Lachgas, NO_x oder elementarem Stickstoff wieder verloren geht. Hier wurde angenommen, dass 35% der eingesparten NH_3 -Menge letztlich als Nitratemissionen wieder verlorengehen. Beim Lachgas sind es 1.25%, was dem Lachgasemissionsfaktor für Mineraldünger-Stickstoff gemäss IULIA entspricht (Schmid et al. 2000). Beim NO_x sind es 1.5%, was ebenfalls dem Emissionsfaktor zur Berechnung der NO_x -Emissionen entspricht (Schmid et al. 2000).

Zusammenfassung: ‚Interaktion zwischen Ammoniak einsparung und Mineraldünger-einsatz‘

- Der Kanton Aargau verrechnet je Schleppschlauch-ha 3 kg N_{verf} in der Suissebilanz. Dies bei ca. 5.3 kg NH_3 -Einsparung gg. Prallteller (→ Anrechnungsgrad: ca. 57%)
- Annahme für Modellrechnungen: 50% des durch Technologieinsatz eingesparten Ammoniak-Stickstoffs werden als Mineraldünger-äquivalente in der Suissebilanz angerechnet (...zusätzlich zum eingesetzten Hof- und Mineraldünger)
- Die dadurch ausgelöste Substitution von Mineraldünger-N entspricht folglich dem Düngungseffekt der Minderungsmassnahmen im Ammoniakbereich und führt bei gegebenem N-Bedarf zu einem besseren N-Ausnutzungsgrad der Hofdünger.

Währendem die Trade-offs der expliziten **technischen Minderungsmassnahmen** auf andere N-Fractionen gemäss obigen Ausführungen berücksichtigt werden, bleibt der Einfluss auf die wichtigste Treibhausgasfraktion, dem Methan, unberücksichtigt. Als Begründung wird angeführt, dass der Sekundäreffekt des Einsatzes expliziter Minderungsmassnahmen im N-Bereich auf die Methanemissionen nicht vollständig und zuverlässig quantifiziert ist. So ist alleine schon die Höhe des Reduktionspotentials gewisser Minderungsmassnahmen für Schweizer Verhältnisse noch nicht abschliessend beurteilt (z.B. Schleppschlaucheinsatz). Die Frage nach allfälligen Nebeneffekten des Technologieinsatzes und des Einsatzes organisatorischer Massnahmen auf die Treibhausgas(THG)-Emissionen wird daher in der vorliegenden Studie nicht beurteilt werden können. Demgegenüber werden die mengenmässig bedeutsamsten Sekundäreffekte auf die THG-Emissionen (Methan und Lachgas), welche durch Veränderungen im lw. Portfolio und der allgemeinen Betriebspraxis hervorgerufen werden, simultan mitberücksichtigt.

4 Auswahl der Minderungsmaßnahmen im N-Bereich

Die im Rahmen der vorliegenden Arbeit durchgeführte Auswahl der Minderungsmaßnahmen erfolgt vor dem Hintergrund der Zielsetzung der Studie (→ Realistische Etappenziele bis im Jahr 2020). Es geht somit explizit nicht darum, die maximal technisch mögliche Emissionsreduktion zu berechnen ('maximum technical feasible reduction'). Aus diesem Grund bleiben etwa potentielle Minderungsmaßnahmen unberücksichtigt, welche erst im Labor untersucht werden, da von derartigen Maßnahmen bis im Jahr 2020 kaum ein substantieller Minderungsbeitrag erwartet werden kann. Im weiteren muss darauf hingewiesen werden, dass im verwendeten quantitativen Modellansatz S_INTAGRAL lediglich solche Maßnahmen berücksichtigt werden können, für die eine *vollständige Datengrundlage* bezüglich Minderungspotential und Kostenwirkung vorhanden ist. Diese einschränkenden Auswahlkriterien implizieren jedoch, dass in der quantitativen Analyse durchaus wirksame Maßnahmen fehlen, i) welche bisher nicht praxiserprobt, ii) deren emissionsmindernde Wirkung nicht quantifiziert und/oder iii) deren Minderungskosten nicht verfügbar sind. Folglich dürfen die Ergebnisse der quantitativen Betrachtung dieser Arbeit nicht mit der aus rein technischer Sicht maximal möglichen Emissionsreduktion verwechselt werden.

Die im Rahmen dieser Arbeit berücksichtigten Minderungsmaßnahmen im N-Bereich lassen sich in die drei untenstehenden Blöcke gliedern:

Block 1: explizite technologische Maßnahmen: Technologische Maßnahmen oder Verfahren, welche explizit zur Minderung umweltrelevanter N-Verbindungen angewendet werden. Beispiele: Schleppschlaucheinsatz, Abdeckung offener Güllelager.

Block 2: Maßnahmen aus der betrieblichen Praxis: Betriebliche Maßnahmen oder Managemententscheide, welche nicht primär die Minderung umweltrelevanter N-Verbindungen zum Ziel haben, diese aber dennoch beeinflussen (d.h. keine Minderungsmaßnahme im engeren Sinne). Beispiele: Kraftfuttereinsatz in der Milchproduktion, Milchleistungssteigerung

Block 3: organisatorische Maßnahmen: Maßnahmen, welche keinen expliziten Technologieeinsatz erfordern, sondern die emissionsmindernde Wirkung über die Art und Weise entfalten, ‚wann‘ oder wie ‚oft ein‘ bestimmter landwirtschaftlicher Arbeitsschritt ausgeführt wird. Beispiel: Ausbringzeitpunkt der Gülle, Zeitspanne zwischen Mistausbringung und –einarbeitung.

In den nachfolgenden Abschnitten werden die ausgewählten Maßnahmen blockweise erläutert.

4.1 Explizite technologische Reduktionsmassnahmen (Block 1)

Die KOLAS¹¹-Arbeitsgruppe *Ammoniak* stellt in ihrem Bericht zur Reduktion landwirtschaftlicher Ammoniakemissionen (KOLAS, 2006) eine ausführliche Liste mit in der Schweizer Fachliteratur beschriebenen Massnahmen technischer und organisatorischer Art zusammen. Auf der Basis der Massnahmenliste im KOLAS-Bericht (2006) wurde der Expertengruppe eine Auswahl der im Rahmen dieses Projekts zu prüfender Massnahmen vorgeschlagen. Unter Berücksichtigung der Feedbacks aus der Expertengruppe wurde die Liste bereinigt und stellenweise mit weiteren Massnahmen ergänzt (z.B. gemäss UNECE 2007). Daraus ergab sich die nachfolgende Liste an expliziten Reduktionsmassnahmen, welche für die Modellrechnungen im Rahmen dieser Arbeit mitberücksichtigt werden:

- Emissionsarme **Laufställe** (UNECE 2007, Kategorie 1-Massnahme: -25% der Stallemissionen, Annahme: 1'000 CHF Mehrkosten/Kuhplatz)
- **NPr-Futter** Schwein (-8% der Stallemissionen, ca. 1 CHF/dt Futter Mehrkosten gg. konventionellem Futter)
- **Schwimmfolie auf offenen Güllegruben** (-80% der Lageremissionen gg. ungedeckt, ca. 2 CHF/m³ Mehrkosten gg. ungedeckt)
- Einsatz von **Schleppschlauchverteilern** (-30% der Ausbringungsemissionen gg. Prallteller, ca. 1.0 CHF/m³ Mehrkosten gg. Prallteller),
- **Gülleverdünnung** (1:3 Verdünnung: ca. -28% der Ausbringungsemissionen gg. 1:1 Verdünnung, Minderungskosten systemabhängig)

Die einzelnen Massnahmen werden anschliessend der Reihe nach kurz abgehandelt:

Emissionsarme Laufställe: Bezüglich dem Einfluss der **Stallhaltung** auf die Ammoniakemissionen sind die Wirkungsprinzipien weitgehend bekannt (z.B. Keck et al. 2006, Keck 2009, Van Caenegem und Keck 2009). Demgegenüber bestehen bezüglich den für Schweizer Verhältnisse gültigen Minderungspotentialen und der Kostenfolge zur Realisierung möglicher Massnahmen teilweise erhebliche Lücken (→ aktueller Forschungsgegenstand). So existiert keine vollständige Datengrundlage bezüglich i) *schweizspezifischem Minderungspotential* einzelner stallbau-spezifischen Minderungsmaßnahmen (z.B. Laufflächenbeschaffenheit, Abführungssystem für Harn, Reinigungstechnik der Laufflächen) als auch ii) deren *Kostenfolge* für unterschiedliche Tierkategorien. Zwar gibt es punktuell sehr gut erforschte Bereiche, was bspw. in der Dissertation Schrade (2009) sichtbar wird, welche die Emissionen für ein bestimmtes Laufstallsystem für Milchvieh sehr detailliert untersucht. Allerdings fehlt die Quantifizierung ökonomischer

¹¹ Konferenz der Landwirtschaftsämter Schweiz

Aspekte oder der Auswirkungen weiterer Einflussfaktoren innerhalb eines Laufstalls oder bei Anbindeställen (z.B. Flächen, Stallkonzept, Bodenart, Harnabfluss, etc.).

Folglich kann in S_INTAGRAL lediglich die einzige in Agrammon enthaltene Massnahme beim Rindvieh berücksichtigt werden. Es handelt dabei um einen emissionsarmen Laufstalltyp, der mit einem gerillten Boden und Drainage für Harnabfluss sowie gezahntem Kotschieber ausgestattet ist (UNECE 2007¹²). Diese Massnahme reduziert die Ammoniakemissionen im Stall gemäss UNECE (2007) um 25% gegenüber einem herkömmlichen Laufstall ohne diese Zusatzmassnahme. Das Emissionsniveau ist aber immer noch deutlich höher, als dasjenige eines Anbindestalls mit Vollgülle, welches um 64% tiefer liegt, als bei einem herkömmlichen Laufstall mit Vollgülle. Bei der Schweinemast wird neben einem Labelstalltyp ebenfalls ein zusätzlicher Typ definiert, bei dem die Umsetzung von „weichen“ Massnahmen wie z.B. Beschattung oder Windschutz zu einer Emissionsverminderung von rund 25%¹³ gegenüber dem Labelstall führt.

NPr-Futter Schwein: Da die tierischen N-Ausscheidungen und damit auch die Ammoniakemissionen vom N-Gehalt der Futtermittel abhängig sind, besteht die Möglichkeit, die Ammoniakemissionen über eine möglichst bedarfsgerechte Fütterung (d.h. ohne überschüssigen N-Gehalt im Futter) zu reduzieren. In dieser Arbeit werden bezüglich Rohprotein- und Energiegehalt von Standard- und NPr-Futter die in Agrammon verwendeten Standardwerte eingesetzt. Währendem aber in Agrammon für die Fütterung von Mastschweinen zahlreiche Möglichkeiten der Phasenfütterung zur Auswahl stehen, werden in dieser Arbeit lediglich eine Durchmastvariante mit Standardfutter und eine mit NPr-Futter berücksichtigt. Die entsprechenden Rohprotein- und Energiegehalte sind in Tabelle 5 wiedergegeben.

Tabelle 5: Proteingehalte und Reduktionspotential von NPr-Futter

Tierkategorie	Rohprotein Std-Futter	Rohprotein NPr-Futter	Reduktionspotential [% pro g RP]	Reduktionspotential total
Säugende Sau	165	155	-0.70 %	7%
Galtsau ¹	145	135	-0.54 %	5.4%
Mastschwein	170	155	-0.80%	12%
Ferkel	175	165	-0.72 %	7.2%

¹ Energiegehalt: 12.5 MJ NEV, ansonsten 13.5 MJ NEV

Die Mehrkosten von NPr-Futter gegenüber Standardfutter betragen gemäss einer persönlichen Mitteilung von Hr. Geissbühler (UFA) 2 CHF/dt Futter¹⁴. Allerdings lassen sich die Mehrkosten

¹² Kategorie 1-Massnahme: gerillter Boden mit Gefälle und Drainage für Harnabfluss sowie gezahnter Kotschieber.

¹³ Bemerkung: das verwendete Minderungspotential von 25% entspricht einer Schätzung und ist nicht mit Untersuchungen belegt.

¹⁴ Auszug aus persönlicher Mitteilung: „Wir hatten von 2000 bis 2007 beim Schweinemastfutter immer die Differenz von Fr. 2.-/dt Mehrkosten für Öko-Futter“ und „...mit durchschnittlich Fr. 2.- Mehrkosten für NPr von 2000 bis 2007 liegen Sie richtig.“

dieser Massnahme streng genommen nicht mit einer allgemeingültigen Zahl quantifizieren. Eine Senkung des durchschnittlichen Rohproteingehaltes kann im günstigsten Fall mit einer Kostensenkung der Mischfutter verbunden sein. Im ungünstigsten Fall kann es aber auch zu Mehrkosten von bis zu 3.4 CHF pro dt Mischfutter führen (Sollberger, 2009). Unter Berücksichtigung der Angaben in Sollberger (2009) wurden die Mehrkosten für die Modellrechnungen auf 1 CHF/dt Futter veranschlagt.

Schwimmfolie auf offenen Güllegruben: Auf der Emissionsstufe *Lagerung* wird die Schwimmfolie als Minderungstechnologie berücksichtigt. Begründet wird die Wahl dieser Massnahme durch tiefe Vermeidungskosten¹⁵ von umgerechnet ca. 2 CHF/m³ Gülle und den Umstand, dass sie sich zur Abdeckung von bereits bestehenden, offenen Güllegruben eignet. Die Massnahme reduziert die Emissionen bei den offenen Güllelagern ohne natürliche Schwimmschicht¹⁶ von 0% auf -80% (SHL 2009b) und bei den bereits mit einer Schwimmschicht bedeckten Güllelagern¹⁷ von -40% auf -80% gegenüber der Referenzsituation ohne Abdeckung.

Für die nationale Potentialschätzung dieser Massnahme muss berücksichtigt werden, dass gemäss Kupper et al. (2009) bereits 83% der Güllelager fest abgedeckt sind und lediglich noch 17% gar keine Abdeckung aufweisen. Für die Abschätzung des verbleibenden Verbreitungspotentials der Güllelagerabdeckung kann folglich lediglich ein Wert von 17% eingesetzt werden (Annahme: der Anteil bereits abgedeckter Güllelager für die Betrachtungen bis im Jahr 2020 (relativ gesehen) wird als gegeben betrachtet (→ feste bauliche Massnahmen).

Schleppschlauchverteiler: Das Ammoniakreduktionspotential beim Einsatz des Schleppschlauchverteilers zur Gülleausbringung beläuft sich gemäss SHL (2009b) auf 30%¹⁸ gegenüber dem Prallteller¹⁹. Zwar variiert dieser Wert in der Realität bspw. in Abhängigkeit der Witterungsverhältnisse zum Ausbringungszeitpunkt. Mangels Datenbasis bezüglich dem Einsatz der Schleppschlauchverteiler durch Lohnunternehmer und bezüglich den Boden- und Witterungsverhältnissen beim Ausbringungszeitpunkt (trocken, feucht, regnerisch, Stadium der Kulturen) wird bezüglich dem Minderungspotential der in Agrammon enthaltene Wert angenommen.

¹⁵ i.A. an Dux et al. (2005): Annahmen: Investition Güllelager: 15'922 CHF; Volumen: 905 m³; Gülleverdünnung: 1:1; Lager für 5 Monate, 54 Kühe pro Güllelager bzw. 293 CHF Investitionskosten/Kuh; Nutzungsdauer Schwimmfolie 10 Jahre, Zinssatz: 3% → 35 CHF Jahreskosten/Kuh u. Jahr bzw. ca. 2 CHF/m³ Gülleanfall (Annahme: 20 m³ Gülle pro Kuh und Jahr)

¹⁶ 10% der Güllelager

¹⁷ 7% der Güllelager

¹⁸ beim Schleppschlaucheinsatz sind das absolute NH₃-Referenzniveau und –Reduktionspotenzial in Diskussion.

¹⁹ Das Minderungspotential bezieht sich auf die Emissionen bei der Ausbringung. Da die Emissionen auf der Stufe Ausbringung lediglich einen Teil der Gesamtemissionen ausmachen, ist das auf die Gesamtemissionen bezogene Reduktionspotential tiefer.

Auch die Mehrkosten gegenüber der Gülleausbringung mit dem Prallteller variieren in der Realität stark und sind u.a. davon abhängig, ob der Schleppschlaucheinsatz von einem Lohnunternehmer oder einem Einzellandwirt ausgeführt wird. Wird die Gülleausbringung von einem Lohnunternehmer ausgeführt, hat dieser eine viel bessere Auslastung und damit tiefere Kosten als wenn ein einzelner Landwirt die Maschine besitzt. Allerdings ist die Wahrscheinlichkeit beim Einzellandwirt höher, dass er die Gülle zu einem optimalen Zeitpunkt ausbringt, als bei einem Lohnunternehmer, der für seine Auftragsbewältigung vermehrt auch bei suboptimalen Bedingungen fahren wird. Für die Zwecke dieser Arbeit wird bezüglich Mehrkosten des Schleppschlaucheinsatzes aber dennoch ein durchschnittlicher Wert verwendet werden. Dieser beträgt in Anlehnung an AGRIDEA (2006) sowie Gazzarin und Albisser (2009) ca. 1.0 CHF/m³ ausgebrachte Gülle.

Gülleverdünnung: Auf Stufe ‚Ausbringung‘ wird neben dem Einsatz des Schleppschlauchverteilers zur Gülleausbringung zusätzlich die Möglichkeit der Gülleverdünnung mitberücksichtigt. Währenddem die Referenzverdünnung aus einem Teil Gülle und einem Teil Wasser besteht (1:1-Verdünnung), stehen in den Modellrechnungen zusätzlich auch eine 1:2- und 1:3-Verdünnung zur Auswahl. Letztere reduziert die Ammoniakemissionen bei der Gülleausbringung um ca. 28%²⁰, was etwa gleich hoch ist, wie beim Einsatz eines Schleppschlauchverteilers. Diese Massnahme geht zwar mit ansteigenden Maschinenkosten und Arbeitsaufwand für die Gülleausbringung einher. Diese sind umso grösser, je höher der Verdünnungsgrad der Gülle ist und je grösser die Distanz vom Hof zu den Feldern (Arrondierungsgrad des Betriebes) sowie die unterstellten Opportunitätskosten für die Arbeit sind. Aufgrund des beträchtlichen Reduktionspotentials soll sie in der modellanalytischen Betrachtung aber dennoch als Option zur Auswahl stehen.

4.2 Massnahmen aus der betrieblichen Praxis (Block 2)

Unter Massnahmen aus der betrieblichen Praxis werden indirekte Minderungsoptionen verstanden, welche zwar nicht NH₃-Reduktionsmassnahmen im eigentlichen Sinne darstellen, aber diese dennoch massgeblich beeinflussen. In dieser Kategorie werden im verwendeten Modellansatz folgende Massnahmen berücksichtigt:

²⁰ Berechnungsbeispiel mit dem Agrammon-Online-Tool. Zugang: www.agrammon.ch: 1:1- versus 1:3-Verdünnung

- Art des **Basis-Stallhaltungssystem** (Anbindestall vs Laufstall)
- **Weidemanagement** (Weide/Stall) → keine Weide, Halbtagesweide (10 h/Tag), Ganztagesweide (20 h/Tag)
- **Kraftfutteranteil** in der Milchviehration
- **Milchleistungssteigerung** (5'000kg, 7'000kg, 9'000kg)
- Anpassung **Tierbestand**

Die Massnahmen aus der betrieblichen Praxis zielen in erster Linie darauf abzielen, das wirtschaftliche Ergebnis unter den jeweiligen Rahmenbedingungen und Präferenzen der Betriebsleiter zu optimieren und nicht um die landwirtschaftlichen Stickstoff-Emissionen zu reduzieren. Aus diesem Grund haben diese Massnahmen auch weiter reichende Konsequenzen auf den gesamten Betrieb und beeinflussen bspw. Strukturkosten, Arbeitsaufwand oder die betriebliche Mechanisierung. Somit sind die impliziten Vermeidungskosten dieser Massnahmenkategorie nur unter Berücksichtigung aller Systemwirkungen abschätzbar. Dazu ist ein integrierter Modellansatz wie bspw. S_INTAGRAL erforderlich.

Die Berücksichtigung der aufgeführten Massnahmen aus der betrieblichen Praxis impliziert, dass die im Modell verwendeten Emissionsfaktoren bei den Kühen – neben der Wahl von allfälligen technologischen Minderungsmassnahmen – auch von dem Stallhaltungssystem, der Weidepraxis, dem Kraftfutteranteil und dem Leistungsniveau abhängig sind. Nachfolgend werden die oben aufgeführten Massnahmen genauer erläutert.

Basis-Stallhaltung: Neben den emissionsarmen Laufställen in der Milchviehhaltung, stellt auch der im Modell berücksichtigte Anbindestall ein emissionsarmes Basis-Stallsystem dar. Auf Stufe Betrieb liegen die Ammoniakemissionen dieses Systems rund 63% tiefer als bei konventionellen Laufställen mit Vollgülleproduktion (ohne UNECE Kat. 1-Massnahme). Folglich werden die unterschiedlichen Emissionspotentiale zwischen dem konventionellen ‚Laufstall‘ und dem ‚Anbindestall‘ im Modell berücksichtigt. Gleichermassen werden auch in der Schweinehaltung die unterschiedlichen Emissionspotentiale vom emissionsarmen konventionellen Stalltyp und dem emissionsreichen Labelstalltyp unterschieden.

Die Investitionskosten der Basishaltungssysteme in der Milchviehhaltung belaufen sich je nach Stallgrösse zwischen 16'000 und 20'700 CHF/Kuhplatz (Laufstall) und 16'400 bis 19'200 CHF/Platz (Anbindestall). Bei der Schweineproduktion wird je nach Stallgrösse von 1'400 bis

1'500 CHF/Platz (Schweinemast) bzw. von 11'000 bis 14'000 CHF/Platz ausgegangen (i.A. an Baukostenerhebung ART).

Weidemanagement: Bezüglich des **Weideanteils** der Milchkühe unterscheidet S_INTAGRAL ein Vollweidesystem (20h/Tag), ein Halbtagesweidesystem (10h/Tag) und ein System ohne Weidehaltung. Weil auf der Weide der ausgeschiedene Harn schneller versickert, sind die Ammoniakverluste geringer bzw. der N-Eintrag auf der Fläche grösser, als bei konsequenter Stallhaltung, wo sowohl Stall-, Lager- und Ausbringungsverluste anfallen. Dieser höhere N-Eintrag auf der Weidefläche wird in der Suisse-Bilanz jedoch nicht als zusätzlicher Düngungseffekt mitberücksichtigt und bewirkt folglich keine Mineraldüngereinsparung. Der Grund dafür liegt darin, dass die N-Effizienz von Weidedung tiefer ist, als bei einer breitflächigen Gülleausbringung, weshalb davon ausgegangen wird, dass sich diese beiden Effekte in etwa neutralisieren.

In Zusammenhang mit der Weidetechnik muss erwähnt werden, dass Vollweidesysteme aber auch Partiiellweidesysteme nur beschränkt ausbaufähig sind, weil die fehlende Arrondierung der Parzellen oftmals limitierend wirkt. Diese fehlende Arrondierung stellt gerade bei grossen Beständen zunehmend ein Problem dar. Um im Modell einen unrealistischen Anstieg der Weideflächen zu verhindern, wird der Anteil der Vollweide in Abhängigkeit der Bewirtschaftungszone auf einen Maximalwert²¹ beschränkt (Tal: 25%, Hügel und Berg 66% der Tiere). Auch die gesamte zulässige Weidefläche wird zonenspezifisch beschränkt (Tal: 50%, Hügel und Berg 75% der LN), womit sich im Modell auch eine unrealistische Ausdehnung der Halbtagesweide verhindern lässt. Damit die obigen Annahmen nicht falsch verstanden werden, wird darauf hingewiesen, dass bei einzelnen, gut arrondierten Betrieben durchaus die ganze Wiesenfläche theoretisch mit Vollweide beweidet werden kann. Da für unsere Betrachtung aber nicht Einzelbetriebe, sondern der schweizerische Durchschnitt massgebend ist, liegen die getroffenen Annahmen bezüglich maximalem Weideanteil deutlich tiefer.

Im Weiteren wird festgehalten, dass allfällige weidehaltungsbedingte Emissionsverlagerungen auf andere Verlustpfade nicht Gegenstand der vorliegenden Arbeit sind (z.B. vermehrte Nitratauswaschung wegen konzentrierten Harnanfall auf der Weide).

Kraftfutteranteil: Bezüglich des Fütterungseinflusses auf die Ammoniakemissionen muss festgehalten werden, dass in S_INTAGRAL kein expliziter Bezug zwischen Fütterung, Harn-

²¹ da bezüglich dieser Modellparameter keine dokumentierten Werte vorliegen, entsprechen die angegebenen Grössen lediglich einer groben Annahme, die gestützt auf ein Telefongespräch mit Hr. Gazzarin (ART) getroffen wurde.

stoffgehalt und Ammoniakemission abgebildet werden kann. Die aus rein wissenschaftlicher Sicht wünschenswerte Berechnung der NH_3 -Emissionen in Abhängigkeit des Harnstoffgehalts (vgl. dazu Schrade 2009, Duinkerken et al. 2005) kann in S_INTAGRAL nicht abgebildet werden. Der Grund dafür liegt darin, dass es sich bei diesem Modellansatz um ein landwirtschaftliches Angebotsmodell handelt, bei dem die Fütterung nur in relativ groben Zügen abgebildet ist. Vereinfacht gesagt, wird in S_INTAGRAL für jeden Tier- bzw. Milchleistungstyp eine bedarfsgerechte Basisfütterration, bestehend aus einer Frischgras-, Dürrfutter-, Silage- und Kraftfutterkomponente definiert. Innerhalb dieser Vorgaben besteht für das Modell dann Handlungsfreiheit in Bezug auf die Wahl des Weideanteils zur Deckung der Frischgraskomponente (Keine Weide, Halb- und Ganztagesweide), in Bezug auf die Wahl der Silagekomponente (Mais- und/oder Grassilage) und in Bezug auf den Kraftfutteranteil (6%, 20% oder 30% des Energiebedarfs) (vgl. dazu Peter 2008).

Milchleistungssteigerung: Neben unterschiedlichen Weidegangtypen und Kraftfütterrationstypen sind im Modell auch unterschiedliche Milchleistungstypen wählbar, womit der N-Anfall und folglich auch die Ammoniakemissionen in Abhängigkeit der Leistung ausgewiesen werden. Damit sind die drei grundlegenden Hauptdeterminanten der Ammoniakemissionen einer Milchkuh berücksichtigt (→ Milchleistung, Kraftfutteranteil, Weidegang).

Einfluss der Grundfütterration: Wie bereits erwähnt, ist die Zusammensetzung der Grundfütterration im Modell nicht endogenisiert (z.B. ‚viel Dürrfutter, wenig Grassilage‘ oder ‚wenig Dürrfutter viel Grassilage‘). Dieser Einfluss ist aber geringer, als der Einfluss der berücksichtigten Komponenten i) Leistung, ii) Kraftfutteranteil und iii) Weidegang. Grundsätzlich wäre es zwar wünschenswert, stets die effektive bedarfsgerechte Gesamtration zu berücksichtigen und nicht Einzelaspekte wie Kraftfutteranteil, Weidegang etc. isoliert zu betrachten. Aufgrund der dargelegten methodischen Einschränkungen kann in S_INTAGRAL dieser explizite Bezug zwischen Fütterung, Harnstoffgehalt und Ammoniakemission jedoch nicht abgebildet werden. Die mögliche Emissionsminderung einer optimierten bzw. bedarfsgerechteren Fütterungsstrategie ohne unnötige N-Überschüsse kann deshalb nicht im gewünschten Differenzierungsgrad mitberücksichtigt werden.

4.3 Organisatorische Massnahmen (Block 3)

Um den emissionsmindernden Beitrag der organisatorischen Massnahmen in dieser Arbeit mit abzuschätzen, wurden die in Agrammon implementierten organisatorischen Massnahmen bezüglich ihrem Reduktionspotential und auf ihre agronomisch-technische Umsetzbarkeit analysiert.

Dabei ging es darum, aus der Vielzahl der in Agrammon enthaltenen organisatorischen Massnahmen, diejenigen für eine Implementation in S_INTAGRAL auszuwählen, welche i) einen substantiellen Einfluss auf die NH₃-Emissionen haben und ii) deren Anwendbarkeit in der Praxis aus agronomisch-technischer Sicht möglich bzw. sinnvoll ist.

Es zeigte sich, dass aus der Vielfalt der vorhandenen organisatorischen Massnahmen lediglich zwei Massnahmen übrigbleiben, die einen substantiellen Einfluss auf die Ammoniakemissionen haben und bei denen aus agronomisch-technischer Sicht gleichzeitig eine gewisse Flexibilität im Verbreitungsgrad der Massnahme vorstellbar ist. Dies sind:

- **Wahl des Ausbringzeitpunkts der Gülle (Tageszeit)**
- **Zeitspanne zwischen der Ausbringung und der Einarbeitung von Mist**

In Agrammon wird bezüglich der **Wahl des Ausbringungszeitpunkts** zwischen Gülleausbringung am Tag und am Abend bzw. vor oder nach 18.00 Uhr unterschieden, wobei die Gülleausbringung nach 18.00 Uhr 20% tiefere Emissionen verursacht als die Gülleausbringung am Tag.

Bei der **Einarbeitung von Mist** werden in Agrammon unterschiedliche Zeitspannen zwischen dem Ausbringzeitpunkt und der Einarbeitung des festen Hofdüngers berücksichtigt. Das Emissionsreduktionspotential ist dabei umso grösser, je kürzer die Zeitspanne zwischen Mistausbringung und –einarbeitung ist.

Weitere wirksame organisatorische Massnahmen wie z.B. die ‚Reduktion der im Sommer ausgebrachten Güllemenge‘ oder die ‚Reduktion der Laufhoffütterung‘ bleiben unberücksichtigt. Einerseits ist die Umsetzbarkeit der verbleibenden organisatorischen Massnahmen aus agronomischer Sicht nicht oder nur beschränkt möglich. Ein Gülleverbot bzw. eine Mineraldüngerpflicht in den Sommermonaten wäre aus unserer Sicht eine unverhältnismässige Massnahme. Denn ein Verschieben der Gülleausbringung auf die Wintermonate hätte u.a. den Effekt, dass in den Herbstmonaten ein Überschuss an Gülle vorhanden ist, welcher den Nährstoffbedarf des dannzumal reduzierten Pflanzenwachstums übersteigen dürfte (→ Gefahr der Gülleentsorgung anstatt bedarfsgerechte Düngung → Nitratauswaschungspotential).

Andererseits findet die Anwendung der Massnahme bereits in hohem Ausmass statt womit auch das Minderungspotential der Massnahme grösstenteils ausgeschöpft wird (z.B. Reduktion der Laufhoffütterung).

Mit der ‚applizierten Güllemenge pro Gabe‘ wurde ursprünglich eine weitere Massnahme berücksichtigt. Die Abschätzung der künftigen Entwicklung dieser Grösse durch Fachexperten ergab allerdings, dass gegenüber heute nicht von einer Zunahme der durchschnittlichen Güllemengen ausgegangen werden kann (→ kein Reduktionspotential).

4.4 Würdigung der berücksichtigten Massnahmen

Neben den ausgewählten Massnahmen, existieren weitere wesentliche und aktuelle Minderungsoptionen (→ 'best available techniques') (UNECE (2007), Keck et al. (KTBL-Schrift 449)). Von diesen – in der vorliegenden Arbeit – unberücksichtigten Massnahmen sind aber oftmals lediglich die Wirkungsprinzipien klar oder es fehlen gesicherte Angaben bezüglich schweizspezifischem Minderungspotential oder Minderungskosten (vgl. dazu auch die Ausführungen in UNECE, 2007²²). Die Erarbeitung einer umfassenden schweizspezifischen Datengrundlage ist momentan noch Gegenstand der aktuellen Forschung. Diese Tatsache hat die Massnahmenauswahl im Rahmen dieser Arbeit stark eingeschränkt, da in der quantitativen Modellierung lediglich vollständig quantifizierte Minderungsmaßnahmen berücksichtigt werden können. Diese Einschränkung führt dazu, dass die berücksichtigten Massnahmen mehrheitlich mit dem Massnahmenkatalog des Ressourcenprogrammes im Rahmen der AP2011 identisch sind. Deshalb ist an dieser Stelle erneut der Hinweis angebracht, dass die berücksichtigte Massnahmenauswahl nicht die gesamte Bandbreite der verfügbaren Massnahmen widerspiegelt. Dies gilt es insbesondere bei der Interpretation der Modellresultate und den Schlussfolgerungen zu berücksichtigen.

In diesem Zusammenhang muss auch erwähnt werden, dass die verwendeten Minderungspotentiale gewisser in AGRAMMON berücksichtigten Massnahmen, angesichts der bekannten Wirkungsprinzipien für schweizerische Verhältnisse teilweise überprüft und allenfalls angepasst werden müssten (z.B. gerillter Boden kombiniert mit gezahntem Kotschieber, s. UNECE 2007). Auch hier fehlt jedoch die schweizspezifische Datenbasis, um die momentan in Agrammon verwendeten Minderungspotentiale gem. UNECE (2007) anzupassen. Folglich können solche zusätzlichen Aspekte im Rahmen dieses Projektes ebenfalls noch nicht berücksichtigt werden.

²² UNECE (2007): “While some of the techniques listed in this (UNECE 2007) document are in commercial operation in some countries, their effectiveness has, for the most part, not been fully evaluated on working farms. Consequently, the efficiency of each of the abatement techniques for NH₃ carries with it a degree of uncertainty and variability. The values used in this document should be regarded as indicative only.”
“The costs of the techniques will vary from country to country. A thorough knowledge of current husbandry practices is required to calculate the costs associated with any particular abatement technique. This calculation will involve an assessment of all the costs and financial benefits of each measure.”

5 Szenarien für die Modellrechnungen

Die umweltrelevanten N-Emissionen sind in hohem Masse von der Entwicklung des landwirtschaftlichen Portfolios, der allgemeinen Betriebspraxis und dem Einsatz von Minderungstechnologie und organisatorischen Massnahmen abhängig. Um die Unsicherheit bezüglich der künftigen Entwicklung dieser wichtigen Bestimmungsgrössen in den Modellrechnungen zu berücksichtigen, werden für die Modellrechnungen drei verschiedene Szenarienebenen definiert.

1. Szenarioebene: Preisszenarien. Da die Entwicklung des landwirtschaftlichen Portfolios (Flächennutzung und Tierbestände) und auch gewisser betrieblichen Massnahmen (z.B. Kraftfutteranteil, Leistungsniveau) massgeblich vom unterstellten Agrarpreisniveau abhängig ist, macht es Sinn, die Analyse für unterschiedliche Preisniveaus durchzuführen (*Hoch-* und *Tiefpreisszenario*, s. Abschnitt 5.1).

2. Szenarioebene: Technologieszenarien. Eine zweite Szenario-Ebene beinhaltet die zu Grunde gelegten Annahmen bezüglich der möglichen Technologieverbreitung in der landwirtschaftlichen Praxis. Dadurch kann der Beitrag technisch-organisatorischer Minderungsmassnahmen zur weiteren Entwicklung der landwirtschaftlichen N-Emissionen abgeschätzt werden. Weil mit S_INTAGRAL aus methodischen Gründen keine modellendogene Entwicklung dieser technisch-organisatorischen Minderungsmassnahmen abgebildet werden kann (s. Exkurs-Box, Anhang C), wird diese Entwicklung – im Sinne einer Sensitivitätsanalyse – durch unterschiedliche Technologie(verbreitungs)szenarien vorgegeben (*Referenz*, *Best-* und *Worst-Case Szenario*) (s. Abschnitt 5.2).

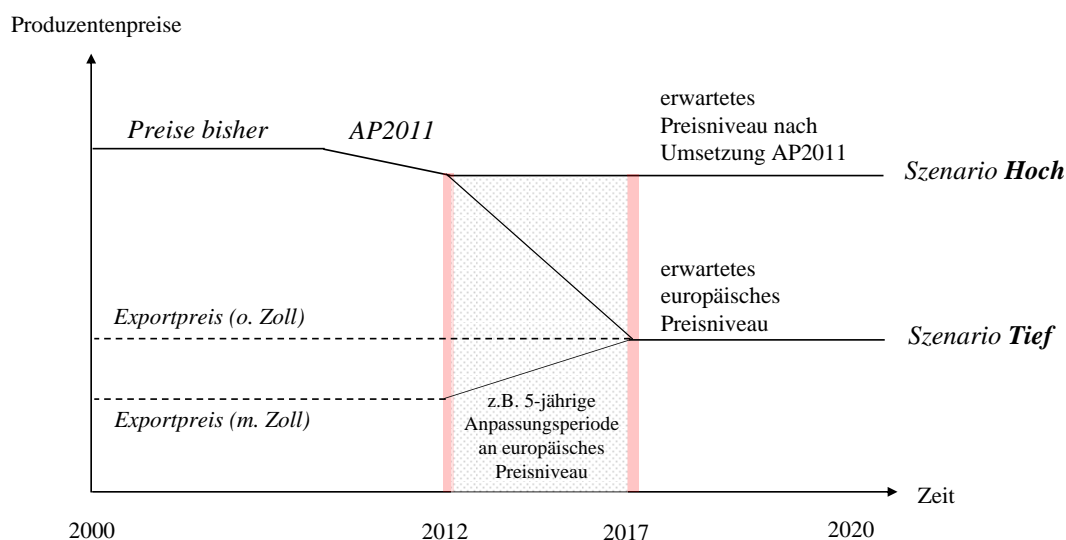
3. Szenarioebene: Sensitivitätsanalyse. Die dritte Szenario-Ebene betrifft die durchzuführenden Sensitivitätsszenarien, welche zur Abschätzung der sektoralen Vermeidungskosten und Vermeidungsstrategien für unterschiedliche N-Emissionsfrachten und –reduktionsziele aufgestellt werden (s. Abschnitt 5.3).

5.1 Preisszenarien

Hinter der Definition unterschiedlicher Preisszenarien steht die Absicht, i) die zeitliche Entwicklung der Struktur- und Emissionsentwicklung aber auch ii) die im Rahmen der Sensitivitätsszenarien stattfindende Berechnung der sektoralen Vermeidungskosten für unterschiedliche Agrarpreisniveaus durchzuführen. Damit kann der Einfluss des Agrarpreisniveaus auf das landwirtschaftliche Portfolio einerseits und die Vermeidungskosten einer Emissionsreduktion andererseits abgeschätzt werden.

Für die Annahmen bezüglich des längerfristigen Preisniveaus wird ein Datensatz des Bundesamtes für Landwirtschaft (BLW) verwendet. Dieser Datensatz deckt sowohl die Produktseite als auch die Faktor- bzw. Vorleistungsseite ab. Der Datensatz beschreibt ein Szenario *Hoch* mit einem eher hohen künftigen Preisniveau und ein Szenario *Tief* mit relativ tiefen Preisen. Szenario *Hoch* entspricht dem erwarteten Preisniveau nach Umsetzung der «AP2011» und Szenario *Tief* demjenigen nach Umsetzung eines FHAL mit der EU (vgl. Abbildung 8).

Abbildung 8: Preisszenarien gemäss BLW-Datensatz (schematisch)



Nachfolgend werden die beiden Preisszenarien graphisch dargestellt. Die Abbildungen enthalten die relativen Preisveränderungen der Szenariopreise in den Szenarien *Hoch* und *Tief* gegenüber dem effektiven Durchschnittspreisniveau der Jahre 2000/2008. Abbildung 9 gibt einen zusammenfassenden Überblick über die **Produzentenpreise** der zwei Szenarien. Es zeigt sich, dass der Preisrückgang im Szenario *Hoch* gegenüber dem Durchschnitt der Jahre 2000/2008 (=100%) relativ gering ausfällt. Einzig der Zuckerrübenpreis sinkt um zirka 60%, da bereits im Rahmen der «AP2011» eine Angleichung des Rübenpreises ans EU-Niveau angestrebt wurde. Aufgrund der Reduktion der Schwellenpreise in der «AP2011» ergibt sich auch bei den Getreidekulturen eine deutliche Preisreduktion. Im Szenario *Tief* liegen die Preise erwartungsgemäss deutlich tiefer. Vor allem die Preise der Ackerkulturen sinken hier um bis zu 50% oder gar mehr. Aber auch in der tierischen Produktion käme es zu einer Preiseinbusse von 20% (Eierproduktion) bis zu 50% (Poulet- und Schweinefleisch).

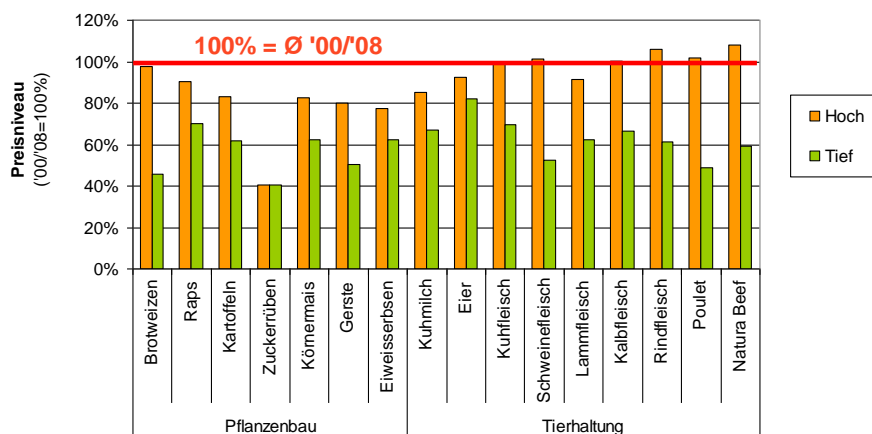
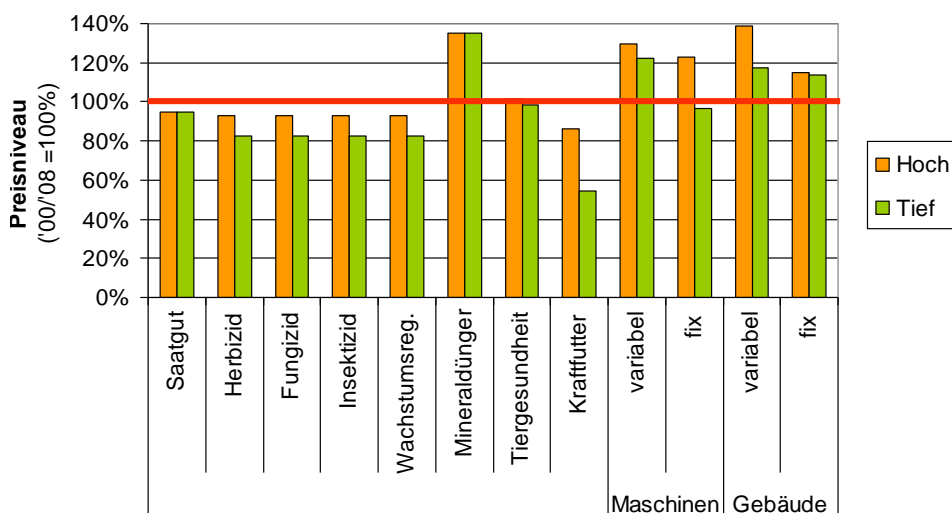
Abbildung 9: Veränderung der Produzentenpreise in den Szenarien *Hoch* und *Tief* gegenüber dem Durchschnitt der Jahre '00/'08

Abbildung 10 gibt einen Überblick über die zu Grunde gelegte Entwicklung der **Betriebsmittelpreise**. Die Abbildung zeigt, dass bei Saatgut und Pflanzenbehandlungsmitteln Preisreduktionen von knapp 20% angenommen werden. Noch deutlicher ist die Preisreduktion beim Kraftfutter, bei dem sich das erwartete Preisniveau im Szenario *Tief* beinahe halbiert. Bei den übrigen Kostenpositionen steigen die Preise aber in beiden Preisszenarien deutlich an (Düngemittel, Maschinen- und Gebäudekosten).

Abbildung 10: Betriebsmittelpreise im Jahr 2020 (Annahme)

Im Zusammenhang mit den relativ stark ansteigenden Maschinen- und Gebäudekosten muss betont werden, dass im Modell auch Kosteneinsparungen realisiert werden können. Dies geschieht, indem ältere, weniger effiziente Strukturen durch neue ersetzt werden, welche produktiver sind. Die Produktivitätsfortschritte in der Tierhaltung erfolgen dadurch, dass aus der Produktion fallende Ökonomiegebäude durch grössere Einheiten ersetzt werden können (z.B. Milchpro-

duktion: max. 40 Plätze, Schweinemast: max. 1'500 Plätze, Geflügelmast: max. 20'000 Plätze²³). Damit können sowohl bei den Gebäudestrukturkosten als auch beim Arbeitsaufwand Skaleneffekte generiert werden (→ sinkende Fixkosten und reduzierter Arbeitsaufwand je Einheit). Beim Maschineneinsatz erfolgt der Produktionsfortschritt exogen, indem die im Maschinenkostenbericht der ART (div. Jg.) zugrunde gelegte Maschinenauslastung erhöht wird. Dazu wird im Szenario *Hoch* die Differenz der im ART-Bericht unterstellten Maschinenauslastung zur Vollauslastung²⁴ halbiert (d.h. Mittelwert aus 'Auslastung gem. ART 2008' und 'Vollauslastung') und im Szenario *Tief* wird eine 'Vollauslastung'⁷ angenommen. Begründet wird die höhere Maschinenauslastung im Szenario *Tief* mit dem zu erwartenden Strukturwandel, welcher im Szenario *Tief* stärker ausfallen dürfte als im Szenario *Hoch*. Die Erhöhung der Maschinenauslastung im Modell führt zu entsprechend tieferen Maschinenkosten je Einheit. Dies ist die Erklärung dafür, weshalb in obenstehender Abbildung die fixen Maschinenkosten – trotz Teuerung bis im Jahr 2020 – den Mittelwert der Jahre '00/'08 nicht übersteigen. Im Weiteren wird die Annahme getroffen, dass auch die Arbeitsproduktivität des Maschinenparks mit demselben Korrekturfaktor erhöht bzw. der Arbeitsanfall reduziert wird. Neben dem Argument der Erneuerung des Maschinenparks mit grösseren und damit produktiveren Einheiten kann auch hierfür der zu erwartende Strukturwandel als Begründung herangezogen werden. Dieser führt dazu, dass die anfallenden Fix-Restarbeiten (z.B. Bereitmachen der Säkombination) auf mehrere Arbeitseinheiten verteilt werden können (z.B. 3 anstatt 1 Hektare).

Die Direktzahlungen in den Modellrechnungen orientieren sich an der Direktzahlungsverordnung des Bundes (DZV). Die Höhe der Direktzahlungen bleibt ab dem Jahr 2011 in beiden Preisszenarien unverändert und entspricht den Direktzahlungssätzen der «AP2011». Eine Ausnahme stellt dabei der Beitrag für die Haltung Raufutterverzehrender Nutztiere dar, welcher von 2011 bis 2015 für alle Tierkategorien auf 700 CHF/GVE angepasst wird – danach aber ebenfalls unverändert bleibt. Das bedeutet, dass allfällige Auswirkungen der sich in Diskussion befindenden Weiterentwicklung des Direktzahlungssystems (WDZ) in den Modellrechnungen unberücksichtigt bleiben.

²³ Bei einer allfälligen Anpassung der Höchstbestandesverordnung (HBV) müssen die im Modell zulässigen Höchstbestände entsprechend angepasst werden.

²⁴ Vollauslastung = Nutzungsdauer nach Arbeit/Nutzungsdauer nach Zeit (i.A. an ART-Bericht, div. Jg.)

Beispiel: a) Traktor, 4-Rad-Antrieb, 80 PS → Nutzungsdauer nach Arbeit: 10'000 h, Nutzungsdauer nach Zeit: 12 J.

$$\text{b) Vollauslastung} = \frac{10'000h}{12J} = 833 \frac{h}{a} (=100\%); \quad \text{Auslastung gem. ART} = 600 \frac{h}{a} (=72\%)$$

$$\text{c) Auslastung Szenario Hoch: } \frac{600 \frac{h}{a} + 833 \frac{h}{a}}{2} = 717 \frac{h}{a} (=86\%), \quad \text{Auslastung Szenario Tief: } 833 \frac{h}{a} (=100\%)$$

5.2 Technologieszenarien

Weil es bei der quantitativen Analyse in dieser Arbeit nicht darum geht, das maximal technisch mögliche Emissionsreduktion zu berechnen („maximum technical feasible reduction“), wird das Verbreitungspotential der berücksichtigten Massnahmen nicht auf 100% gesetzt, sondern auf einen Wert, welcher aus realistischer Sicht erwartet werden kann. Weil dieser Wert mit einer gewissen Unsicherheit behaftet ist, werden unterschiedliche Technologieverbreitungsszenarien definiert, um die Bandbreite der möglichen Entwicklung abdecken zu können. In den einzelnen Szenarien werden jeweils unterschiedliche Technologieverbreitungsgrade für die ausgewählten technisch-organisatorischen Massnahmen definiert, welche realistischerweise erwartet werden könnten. Anhand der Modellergebnisse der unterschiedlichen Szenarien lässt sich dann im Sinne einer Sensitivitätsanalyse der Einfluss dieser Massnahmen auf die künftige Emissionsentwicklung abschätzen.

Um den Beitrag der ausgewählten expliziten Minderungsmassnahmen zur Verminderung der Stickstoffemissionen zu analysieren wird neben einem Referenzszenario (Referenz) zusätzliche ein Worst- und ein *Best-Case* Szenario unterschieden. Im **Referenz-Szenario** wird für jede berücksichtigte Massnahme eine zeitliche Entwicklung angenommen, die aus heutiger Optik und unter Berücksichtigung der Aktivitäten im Rahmen des Ressourcenprogramms am wahrscheinlichsten ist. Neben diesem **Referenz-Szenario** werden zusätzlich ein **Worst-Case** Szenario mit einer pessimistischen Zunahme der ausgewählten Minderungsmassnahmen bis 2020 und ein **Best-Case** Szenario mit einer optimistischen Verbreitung bis im Jahr 2020 definiert (vgl. Tabelle 6).

Tabelle 6: Technologieszenarien

Szenario	Erwartetes Ergebnis
Worst-Case → schlechtester Fall	Entwicklung der N-Emissionen bis 2020 i) bei schlechter Wirkung des Ressourcenprogramms und ii) bei zurückhaltendem Einsatz der organisatorischen Massnahmen
Referenz → wahrscheinlicher Fall	Entwicklung der N-Emissionen bis 2020 i) mit der realistischerweise zu erwartenden Wirkung des Ressourcenprogramms bezüglich Technologieverbreitung und mit der ii) realistischerweise zu erwartendem Einsatz der organisatorischen Massnahmen
Best-Case → bester Fall	Entwicklung der N-Emissionen bis 2020 i) mit der bestmöglichen Wirkung des Ressourcenprogramms und bei ii) bestmöglichem Einsatz der organisatorischen Massnahmen

Wichtig: Im Zusammenhang mit dem *Best-Case* Szenario wird explizit darauf hingewiesen, dass es sich dabei um die bestmöglich anzunehmende Wirkung der berücksichtigten Massnahmen im Rahmen des Ressourcenprogramms handelt und nicht um das technisch gesehen maximal mögliche Umsetzungspotential. Dies ist von grosser Wichtigkeit, damit das vom Modell berechnete Minderungspotential nicht mit dem der ‚maximum technical feasible reduction‘ verwechselt wird.

5.2.1 Annahmen bezüglich der Anwendung technologischer Massnahmen

Die Abschätzung der künftigen Entwicklung der ausgewählten technisch-organisatorischen Massnahmen erfolgte durch Fachexperten²⁵ seitens des BLW's und der SHL. Aus deren Sicht gibt es keine Veranlassung, zwischen 2007-2020 einen nicht-linearen Verlauf bei der Entwicklung der einzelnen Massnahmen anzunehmen. In einzelnen Fällen ist es zwar so, dass vor allem in den nächsten Jahren eine stärkere Entwicklung zu erwarten ist (z.B. Schleppschlauch). In diesen Fällen weiss man aber zu wenig, um eine nach Jahren differenzierte Entwicklung anzugeben. Aus diesem Grund werden in Tabelle 7 keine Zeitreihen bis 2020 sondern lediglich die Ist-Werte der Jahre 2000 und 2007 sowie die geschätzte Technologie-Verbreitung für das Zieljahr 2020 angegeben. Dabei wird jeweils eine Schätzgrösse für den wahrscheinlichsten Fall (*Referenz-Szenario*, **fettgedruckt**) sowie für den *Best-* und *Worst-Case* angegeben. Eine kurze Begründung der Szenarioannahmen erfolgt im Anschluss an die nachfolgende Tabelle.

Tabelle 7: Abschätzung der Entwicklung ausgewählter technologischer Massnahmen

Schleppschlaucheinsatz			2000	2007	2020
		<i>Worst-Case</i>			25%
Anteil Schleppschlauch	[% der Gülle]	Referenz	9%	13%	38%
		<i>Best-Case</i>			58%
NPr-Einsatz			2000	2007	2020
Anteil NPr bei Mast-schwein	[% des Tierbestandes]	<i>Worst-Case</i>			70%
		Referenz	0%	47%	80%
		<i>Best-Case</i>			95%
Anteil NPr bei Zuchtschwein	[% des Tierbestandes]	<i>Worst-Case</i>			70%
		Referenz	0%	50%	80%
		<i>Best-Case</i>			95%
Anteil NPr bei Ferkel	[% des Tierbestandes]	<i>Worst-Case</i>			70%
		Referenz	0%	80%	80%
		<i>Best-Case</i>			95%
Güllelagerabdeckung			2000	2007	2020
Anteil feste Abdeckung	[% der Gülle]	<i>Worst-Case</i>			68%
		Referenz	76%	69%	69%
		<i>Best-Case</i>			73%

²⁵ Anton Candinas, Philipp Stühlinger, Daniel Krähenbühl (alle BLW), Harald Menzi (SHL)

5 Szenarien für die Modellrechnungen

Anteil perforierte Abdeckung	[% der Gülle]	<i>Worst-Case</i>			15%
		Referenz	9%	13%	15%
		<i>Best-Case</i>			15%
Anteil offen mit Schwimmschicht	[% der Gülle]	<i>Worst-Case</i>			7%
		Referenz	4%	7%	6%
		<i>Best-Case</i>			5%
Anteil offen ohne Schwimmschicht	[% der Gülle]	<i>Worst-Case</i>			9%
		Referenz	12%	11%	7%
		<i>Best-Case</i>			2%
Anteil Schwimmfolie und Zeldach	[% der Gülle]	<i>Worst-Case</i>			1%
		Referenz	0%	0%	3%
		<i>Best-Case</i>			5%
Gülleverdünnung			2000	2007	2020
1 zu 1	[% der Gülle]	<i>Worst-Case</i>			100%
		Referenz	100%	100%	100%
		<i>Best-Case</i>			100%
1 zu 2	[% der Gülle]	<i>Worst-Case</i>			0%
		Referenz	0%	0%	0%
		<i>Best-Case</i>			0%
1 zu 3	[% der Gülle]	<i>Worst-Case</i>			0%
		Referenz	0%	0%	0%
		<i>Best-Case</i>			0%
NH₃-arme Stallsysteme			2000	2007	2020
NH₃-armer Laufstall für Kühe	% der Laufställe	<i>Worst-Case</i>			5%
		Referenz	0%	0%	10%
		<i>Best-Case</i>			15%
NH₃-armer Stall für Schweine	% der Schweineställe	<i>Worst-Case</i>			10%
		Referenz	0%	0%	15%
		<i>Best-Case</i>			20%

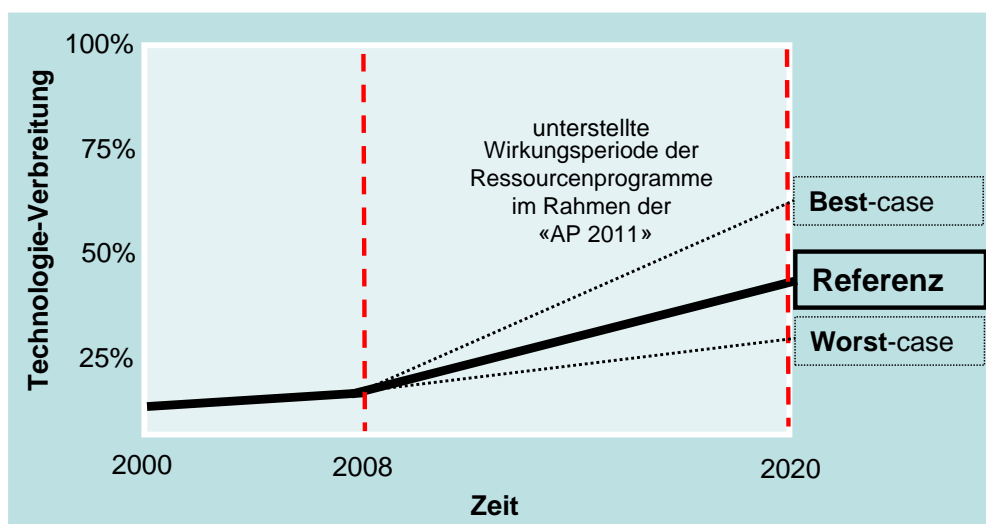
Nachfolgend erfolgt die Begründung der Szenarioannahmen:

Schleppschlauch: Die Abschätzung des zukünftigen **Schleppschlauch-Einsatzes** wird anhand der Projektziele der Ressourcenprogramme (RP) im Bereich Ammoniak hergeleitet. Bei diesen Projektzielen handelt es sich um den Prozentsatz der **gesamtkantonal anfallenden Gülle**, die mit Schleppschlauch ausgebracht werden soll. Die Berechnung des Gülleanteils, der im Rahmen dieser Modellrechnungen mit Schleppschlauch ausgebracht wird, wurde hergeleitet, indem man zuerst approximativ (anhand der GVE-Zahlen je Kanton) eine Gewichtung für den kantonalen Gülleanfall abgeleitet hat (ganze Schweiz=100%). Die resultierende Gewichtung je Kanton wurde anschliessend mit den kantonsspezifischen Projektzielen der RP multipliziert, d.h. mit dem Prozentsatz der Gülle, der nach Umsetzung der RP mit Schleppschlauch ausgebracht werden sollte (z.B. 50% der mit Schleppschlauch begüllbaren Fläche)²⁶. Diese aufsummierten,

²⁶ Dabei wurde der Anteil, der als Mist ausgebracht wurde, nicht abgezogen. Da die GVE-Zahlen schlicht als grobe Abschätzung verwendet wurden, um den Kantonen eine ungefähre Gewichtung bezüglich Hofdüngeranfall zuzuordnen zu können, scheint diese Vereinfachung vertretbar.

gewichteten Projektziele je Kanton ergeben den ungefähren Prozentsatz der schweizweiten Gülle, die mit Schleppschlauch ausgebracht werden dürfte. Aufgrund der oben dargelegten Berechnungsmethode beträgt dieser im *Referenz-Szenario* 38%, im *Worst-Case* 25% und im *Best-Case* 58% (s. Abbildung 11). Für weiterführende Ausführungen zur Herleitung des Schleppschlauch-einsatzes und die zu Grunde gelegte Datenbasis wird auf Anhang B verwiesen (S.116, Abschätzung des zukünftigen Schleppschlauch-Einsatzes).

Abbildung 11: Verbreitungsgrad des Schleppschlauchverteilers im *Referenz*-, *Best*- und *Worst-Case* Szenario



NPr Einsatz: Die beobachtete Entwicklung beim NPr-Einsatz in der Schweinehaltung zwischen 2004-2007 wird im Modell bis 2009 weiter geführt, womit für das Jahr 2009 in etwa die Werte nach Bracher und Spring (2009) resultieren. Bei diesen Untersuchungen wurde allerdings nicht zwischen Mast-, Zucht- und Ferkelfutter unterschieden, wodurch für die Berechnungen im Rahmen dieser Arbeit keine gesicherte Aufteilung gemacht werden kann. Aus diesem Grund werden für alle Tierkategorien die gleiche Entwicklung bis ins Jahr 2020 angenommen und der NPr-Einsatz in der Schweinehaltung für das *Referenz-Szenario* auf 80% festgelegt.

Güllelagerabdeckung: Aufgrund der Tatsache, dass im Rahmen der Ressourcenprogramme bereits bestehende, offene Güllebehälter z.T. abgedeckt werden und neue Güllelager aufgrund von verschärften Anforderungen bei der Luftreinhaltung ebenfalls abgedeckt werden müssen, ist künftig mit einer Zunahme des Anteils an abgedeckten Güllelagern zu rechnen. Je nach Bauweise der Güllebehälter (Baustoff, Statik) und auch aus wirtschaftlichen Gründen bieten sich Schwimmfolien oder Zeltdächer als bautechnische Massnahmen zur Emissionsminderung an. Währendem heute praktisch noch keine Abdeckung mit Schwimmfolien oder Zeltdach existieren, wird dieser Anteil im Jahr 2020 auf 3% geschätzt.

Gülleverdünnung: Bei der Gülleverdünnung, die über eine Standard-1:1-Verdünnung hinausgeht (d.h. 1:2 oder gar 1:3 verdünnt) gehen die Experten nicht von einer Zunahme aus, sondern eher von einer Reduktion. Begründet wird dies mit den höheren Transportkosten für die Gülleausbringung, dem zusätzlichen Verschleiss von Maschinen und Geräten sowie dem grösseren Arbeitsaufwand. Für die Technologieszenarien wird deshalb überall eine Standard- bzw. 1:1-Verdünnung angenommen.

Demgegenüber wird diese Massnahme bei den Sensitivitätsszenarien zur Berechnung der Vermeidungskosten dem Modell wieder als frei wählbare Option zur Emissionseinsparung zur Verfügung stehen. Diese Flexibilität wird dem Modell deshalb wieder gewährt, da unter Umständen – etwa im Falle von sehr restriktiven Reduktionszielen – die Gülleverdünnung dennoch eine ökonomisch sinnvolle Massnahme darstellen kann (z.B. dann, wenn die Vermeidungskosten der Gülleverdünnung trotz höheren Transportkosten und höherem Arbeitsaufwand tiefer sind, als bspw. die Reduktion des Tierbestandes).

Ammoniakarme Stallsysteme: Im *Referenz-Szenario* wird im Jahr 2020 von einem Anstieg der emissionsarmen Laufställe in der Milchviehhaltung von heute null auf 10% ausgegangen. Bei den Schweinen wird der Anteil an emissionsarmen Labelställen im 2020 auf 15% geschätzt.

5.2.2 *Annahmen bezüglich der Anwendung organisatorischer Massnahmen*

Bezüglich der durchschnittlich ausgebrachten Güllemenge gibt es gemäss der Fachexperten-gruppe seitens des BLWs und der SHL keinen Anlass künftig von einer deutlichen Veränderung auszugehen, weshalb diese Grösse bis im Jahr 2020 konstant gehalten wird (s. Tabelle 8). Zudem ist der Einfluss dieses Parameters auf die gesamten Ammoniakemissionen äusserst gering, weshalb man grundsätzlich auch diese Massnahme bei der Auswahl hätte eliminieren können.

Demgegenüber ist die Gülleausbringung am Abend von grösserer Wichtigkeit. Diese dürfte in Zukunft aufgrund der grösser werdenden Betriebe und dem zunehmend überbetrieblichen Maschineneinsatz volumenmässig aber zurückgehen. Allerdings könnte eine gezielte Information und Beratung zu einer verstärkten Nutzung dieser Massnahme führen. Im *Referenz-Szenario* wird jedoch ein Rückgang des Anteils Gülleausbringung nach 18.00 Uhr von 19% auf 15% erwartet.

Bei der Entwicklung der Misteinarbeitung (frühes oder spätes Einarbeiten), erwarten die Experten keine markanten Änderungen bis 2020. Es ist organisatorisch sehr aufwändig, Mist innert einer Stunde nach dem Austrag einzuarbeiten. Dies verlangt den Einsatz von mehreren Traktoren gleichzeitig. Im besten Fall wird der Mistanteil, der in weniger als 1 Stunde nach Ausbringung

eingearbeitet wird, von 1% auf 5% ansteigen. Die Fachexperten gehen davon aus, dass alle Einarbeitungszeiten von mehr als 1 Tag als ungünstig und alle Einarbeitungszeiten von weniger als 8h als günstig beurteilt werden. Die Einarbeitungszeit 1 Tag ist weder gut noch schlecht, deshalb werden diesbezüglich die Annahmen im *Best-* und *Worst-Case* derjenigen im *Referenz-Szenario* gleichgesetzt.

In der nachfolgenden Tabelle sind wiederum die Ist-Werte der Jahre 2000 und 2007 sowie die geschätzte Verbreitung der ausgewählten organisatorischen Massnahmen für das Zieljahr 2020 angegeben. Die geringen Unterschiede zwischen den Annahmen im Jahr 2000 und 2007 sowie zwischen den drei Technologieszenarien im Jahr 2020 zeigen bereits, dass der Einfluss der berücksichtigten organisatorischen Massnahmen auf die Entwicklung der Gesamtemissionen bescheiden sein dürfte.

Tabelle 8: Abschätzung der Entwicklung ausgewählter organisatorischer Massnahmen

Mittlere Gülleausbringungsmenge pro Gabe		2000	2007	2020	
				<i>Worst-Case</i>	
	[m ³ pro Gabe]	26.1	25.4	25.4	
				Referenz	
				<i>Best-Case</i>	
				25.4	
Anteil Gülleausbringung am Abend nach 18h00		2000	2007	2020	
				<i>Worst-Case</i>	
	[% ualer Anteil]	16%	19%	15%	
				Referenz	
				<i>Best-Case</i>	
				20%	
Misteinarbeitung		2000	2007	2020	
Anteil Mist eingearbeitet innerhalb von 1 Stunde	[% ualer Anteil]			<i>Worst-Case</i>	
			0%	1%	2%
					<i>Best-Case</i>
				5%	
Anteil Mist eingearbeitet zwischen 1 und 4 Stunden	[% ualer Anteil]			<i>Worst-Case</i>	
			2%	3%	4%
					<i>Best-Case</i>
				8%	
Anteil Mist eingearbeitet zwischen 4 und 8 Stunden	[% ualer Anteil]			<i>Worst-Case</i>	
			3%	3%	3%
					<i>Best-Case</i>
				7%	
Anteil Mist eingearbeitet zwischen 8 Stunden und 1 Tag	[% ualer Anteil]			<i>Worst-Case</i>	
			16%	17%	20%
					Referenz
				<i>Best-Case</i>	
				20%	
Anteil Mist eingearbeitet innerhalb von 1 bis 3 Tagen	[% ualer Anteil]			<i>Worst-Case</i>	
			20%	22%	21%
					<i>Best-Case</i>
				18%	
Anteil Mist eingearbeitet nach mehr als 3 Tagen	[% ualer Anteil]			<i>Worst-Case</i>	
			7%	6%	5%
					<i>Best-Case</i>
				2%	
Residuum zu 100% = Keine Einarbeitung von Mist	[% ualer Anteil]			<i>Worst-Case</i>	
			52%	48%	45%
					Referenz
				<i>Best-Case</i>	
				40%	

5.3 Sensitivitätsszenarien

Neben den drei Technologieszenarien, welche allesamt eine zeitliche Emissionsentwicklung von 2000 bis 2020 aufzeigen, werden zudem sogenannte **Sensitivitätsszenarien** durchgeführt (s. Tabelle 9). Der Zweck dieser Szenarien besteht darin, die totalen bzw. marginalen (sektorinternen) Vermeidungskosten einer N-Emissionsreduktion in der Landwirtschaft im Zieljahr 2020 zu berechnen. Vereinfacht gesagt, liefern die Modellergebnisse der Sensitivitätsszenarien die Antwort auf die Frage „*wie sich der Sektor intern organisieren müsste, um exogen festgelegte Emissionsziele mit möglichst geringen Einkommenseinbußen zu erreichen*“. Aus den Ergebnissen der Sensitivitätsszenarien kann abgeleitet werden, zu welchen Kosten und mit welcher Massnahmenkombination ein bestimmtes Reduktionsziel im Bereich der landwirtschaftlichen N-Emissionen erreicht werden könnte.

Tabelle 9: Sensitivitätsszenarien

	umweltrel. N-Verluste	nur Ammo- niak	nur Nitrat	Erwartetes Ergebnis
Preisszenario Hoch	<input checked="" type="checkbox"/> (-50% gg. Referenz-Emissionen im 2020)	<input checked="" type="checkbox"/> (-40% gg. Referenz-Emissionen im 2020)	<input checked="" type="checkbox"/> (-40% gg. Referenz-Emissionen im 2020)	Verlauf der Vermeidungskostenkurve für eine N-Emissionsreduktion im 2020 unter +/- gegenwärtigen Preisbedingungen (Szenario <i>Hoch</i>) bzw. unter FHAL-Preisbedingungen (Szenario <i>Tief</i>). Welche i) Massnahme trägt zu ii) welchen Kosten zu iii) welcher quantitativen Emissionsreduktion bei?
Preisszenario Tief	<input checked="" type="checkbox"/> (-50% gg. Referenz-Emissionen im 2020)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	

Die Vermeidungskostenberechnung erfolgt primär für eine bis maximal 50%ige Emissionsreduktion der gesamten umweltrelevanten N-Verluste im Jahr 2020. Bei dieser Variante hat das Modell die freie Wahl, wie stark die Ammoniak- oder die Nitratemissionen reduziert werden sollen. Diese Berechnung wird sowohl für die berechneten strukturellen Gegebenheiten im Falle eines hohen Preisniveaus (Szenario *Hoch*) und im Fall von tiefen Agrarpreisen (Szenario *Tief*) durchgeführt. Daraus lässt sich für beide Agrarpreisszenarien ableiten, welche zusätzlichen Emissionseinsparungen gegenüber dem 'Basis-Emissionsniveau 2020' (=100%)²⁷ realisierbar wären und mit welchen Massnahmen und welcher Kostenfolge eine bestimmte prozentuale Emissionsreduktion verbunden wäre. Daneben wird aber auch eine Vermeidungskostenberechnung für eine jeweils 40%ige Reduktion der Ammoniak- und Nitratemissionen separat durchgeführt, dies allerdings lediglich für das Preisszenario *Hoch* (s. Tabelle 9).

²⁷ Emissionsniveau im 2020 bei uneingeschränkter Emissionsentwicklung

Im Zusammenhang mit den geschilderten Vermeidungskostenberechnungen muss darauf hingewiesen werden, dass die entsprechenden Resultate lediglich die gesamt-landwirtschaftlich optimale (kosten-effektive) Lösung darstellen und die Berechnungen keine Interessen einzelner Produzentengruppen und auch keine regionalen Interessen (Tal, Hügel, Berg) berücksichtigen. Folglich werden vom Modell jene Veränderungen vorgenommen, mit denen die geforderten ökologischen Ziele zu geringstmöglichen sektoralen Kosten bzw. zu minimalen landwirtschaftlichen Einkommenseinbussen erreicht werden können. Die Modellergebnisse dürfen aber nicht im Sinne einer aus volkswirtschaftlicher Sicht umfassenden und vollständigen Kosten-Nutzen-Analyse interpretiert werden. Dazu wären noch zusätzliche Betrachtungen und Berechnungen erforderlich, welche insbesondere fiskalische Veränderungen, soziale Anpassungen und umweltökonomische Bewertungen von emissionsbedingten Schäden miteinschliessen müssten.

5.4 Zusammenfassende Übersicht

Das Szenarienkapitel wird mit einer zusammenfassenden Übersicht zum Ablauf der Modellrechnungen abgeschlossen, welche sich grundsätzlich in drei Schritte gliedern lassen (s. Abbildung 12).

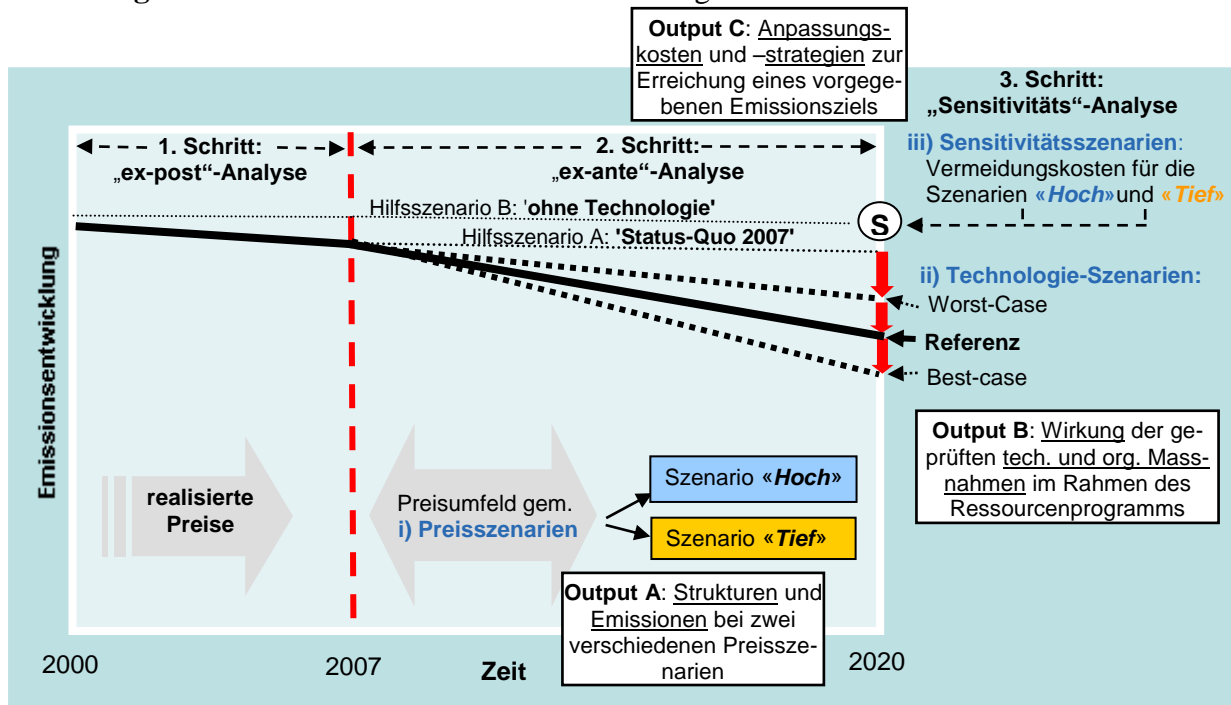
1. Schritt: ex-post-Analyse. Im ersten Berechnungsschritt wird die landwirtschaftliche Strukturentwicklung bezüglich Pflanzenbau und Tierhaltung inklusive den damit einhergehenden Stickstoffemissionen für den Zeithorizont 2000 bis 2007 berechnet und mit den realen Werten (Statistik) verglichen. Auf dieser Basis wird die Güte des Modellansatzes überprüft.

2. Schritt: ex-ante-Analyse. Im zweiten Schritt erfolgt eine ex-ante Abschätzung der künftigen landwirtschaftlichen Strukturentwicklung²⁸ für den Zeithorizont 2008 bis zum Jahr 2020 für die drei Technologieszenarien *Referenz-*, *Worst-* und *Best-Case* (Preisszenario *Hoch*, Output A). Um die Wirkung der drei Technologieszenarien im Rahmen des Ressourcenprogramms gegenüber dem Fall ohne zusätzliche Massnahmen abzuschätzen, werden zwei Hilfsszenarien definiert: Dies ist einerseits ein Hilfsszenario A, bei dem die Technologieverbreitung ab 2007 konstant gehalten wird (→ Szenario 'Status quo 2007') und andererseits ein Hilfsszenario B, bei dem die Emissionen von 2000 bis 2020 gänzlich ohne Technologie berechnet werden (Szenario 'ohne Technologie').

²⁸ Da die Modellergebnisse von den getroffenen Preisannahmen abhängig sind und es unmöglich ist die preisliche Entwicklung für die nächsten 10 Jahre mit Sicherheit vorherzusagen, sind v.a. die Modellergebnisse bezüglich künftiger Entwicklung mit entsprechender Unsicherheit behaftet. Dies gilt es bei der Interpretation der mit dem Modell berechneten Emissionsentwicklung zu berücksichtigen.

Der Vergleich der Emissionslinien der drei Technologieszenarien mit den Emissionslinien der beiden Hilfsszenarien erlaubt es, die Wirkung der geprüften technologisch/organisatorischen Massnahmen im Rahmen des Ressourcenprogramms der «AP2011» abzuschätzen. Entweder gegenüber dem Emissionsniveau ohne Technologieeinsatz (Szenario keine Technologie) oder gegenüber dem Emissionsniveau mit einer Technologie-Verbreitung wie sie 2007 beobachtet werden konnte (Szenario ‚Status Quo 2007‘) (Output B).

Abbildung 12: Überblick: Ablauf der Modellrechnungen



3. Schritt: Sensitivitätsanalyse. Mit dem abschliessenden dritten Schritt (Berechnung der Sensitivitätsszenarien) werden im Jahr 2020 die Vermeidungskosten für Emissionsreduktionen berechnet, die über das resultierende Emissionsniveau im Jahr 2020 hinausgehen (= Basisemissionen). Die Basisemissionen (=100%) entsprechen dabei dem Emissionsniveau im Fall ohne Technologieanwendung bei einer uneingeschränkten Emissionsentwicklung (Punkt S in Abbildung 12). Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen liefern die Anpassungskosten und Minderungsstrategien in Abhängigkeit eines vorgegebenen Emissionsziels (Output C).

Schlussbemerkungen zu den getroffenen Szenarien: Tabelle 10 enthält eine zusammenfassende Übersicht über die aufgespannten Szenarien sowie denjenigen Grössen (A,B,C), welche das N-Emissionsniveau hauptsächlich mitbestimmen.

Währenddem die Entwicklung des landwirtschaftlichen Portfolios und der allgemeinen Betriebspraxis (A) ein Teil des Modelloutputs von S_INTAGRAL darstellt, kann die zeitliche Ent-

wicklung der **technisch-organisatorischen Minderungsmaßnahmen** (B,C) mit S_INTAGRAL aus methodischen Gründen nicht abgebildet werden (s. Exkurs-Box im Anhang A). Deshalb wird die Technologieverbreitung gemäss *Referenz*-, *Worst*- und *Best-Case* Szenario exogen vorgegeben. Demgegenüber wird der Technologieeinsatz in den Sensitivitätsszenarien modellendogen berechnet. Der Grund dafür liegt darin, dass bei der Berechnung von Vermeidungskosten der Technologieeinsatz nicht über einen finanziellen Anreiz induziert wird, sondern über die zunehmende Beschränkung der maximal zulässigen N-Emissionen.

Dabei wird der Einsatz solcher Massnahmen umso mehr zunehmen, je stärker der Ausstoss an landwirtschaftlichen N-Emissionen im Modell beschränkt wird bzw. je schärfer die Zielvorgabe bezüglich dem zu erreichenden Emissionsziel im Jahr 2020 festgelegt wird. Dies bewirkt einen kontinuierlichen Anstieg der zur Verfügung stehenden technologischen Minderungsmaßnahmen und zwar in dem Umfang, wie es zur Erreichung des schrittweise verschärften Emissionsziels notwendig ist.

Bezüglich den beiden Sensitivitätsszenarien kann festgehalten werden, dass die Vermeidungskostenberechnung im Jahr 2020 für beide Agrarpreisniveaus durchgeführt wird (→ Sensitivitätsszenario CH und FHAL). Dies ist notwendig, weil im Preisszenario *Tief* – mit entsprechend tieferen Agrarpreisen – von tieferen Vermeidungskosten ausgegangen werden kann als im Preisszenario *Hoch*. Der Grund dafür ist der, dass unter FHAL-Preisniveau bspw. der Verzicht auf ackerbauliche Aktivitäten (→ Nitratreduktion) teilweise gar nichts mehr kostet, da diese Aktivitäten unter FHAL-Preisen teilweise automatisch bzw. aus Rentabilitätsgründen aufgegeben würden. Folglich dürfte der Technologieeinsatz zur Erreichung eines bestimmten Reduktionsziels (z.B. -10%) im Szenario *Hoch* höher sein als im Szenario *Tief*, weil unter FHAL-Preisbedingungen eine Aktivitätenaufgabe infolge gesunkener Gewinnmöglichkeiten günstiger wird und die Aktivitätenaufgabe gegenüber dem Technologie-Einsatz an Vorzüglichkeit gewinnt. Ein zweites Beispiel für den Einfluss des unterstellten Agrarpreisniveaus wäre der Effekt der Preisreduktion beim Kraftfutter im Falle eines FHAL. Dies könnte gegenüber dem Preisszenario *Hoch* zu ansteigendem Kraftfuttereinsatz in der Rindviehproduktion und damit zu sinkenden Ammoniakemissionen führen.

Es bleibt an dieser Stelle festzuhalten, dass die Sensitivitätsanalyse im Szenario *Hoch* für denjenigen Systemzustand (d.h. Tierbestände und Gebäudekapazitäten) durchgeführt wird, wie er vom Modell im Preisszenario *Hoch* und dem **Referenz-Szenario** für das Jahr 2020 berechnet wird. Demgegenüber wird die Sensitivitätsanalyse für das Preisszenario *Tief* für den Systemzustand durchgeführt, wie er vom Modell unter Verwendung der Preisannahmen im Szenario *Tief* für das Jahr 2020 berechnet wird.

Tabelle 10: Szenario-Annahmen

Szenario	Art der Berechnung und Ergebnis	Agrarpreisniveau	Emissionsrelevante Parameter ^{1,2,3,4}		
			A) Iw. Portfolio ¹ und allgemeine Betriebspraxis ²	B) Verbreitung technischer Minderungsmaßnahmen ³	C) Verbreitung organisatorischer Minderungsmaßnahmen ⁴
Worst-Case Szenario	i) rekursiv-dynamisch			exogene Vorgabe → gemäss Annahmen im <i>Worst-Case</i>	exogene Vorgabe → gemäss Annahmen im <i>Worst-Case</i>
Referenz-Szenario (→ wahrscheinlicher Fall)	ii) Zeitreihe 2000 bis 2020	exogen (<i>Hoch</i>)	<u>modellendogene</u> Entwicklung	exogene Vorgabe → gemäss Annahmen im <i>Referenz-Szenario</i>	exogene Vorgabe → gemäss Annahmen im <i>Referenz-Szenario</i>
Best-Case Szenario	iii) Wirkung der geprüften tech. und org. Massnahmen			exogene Vorgabe → gemäss Annahmen im <i>Best-Case</i>	exogene Vorgabe → gemäss Annahmen im <i>Best-Case</i>
Sensitivitätsszenario CH	i) Sensitivitätsanalyse	exogen (<i>Hoch</i>)	<u>modellendogene</u> Entwicklung	<u>modellendogene</u> Entwicklung	exogene Vorgabe → gemäss Annahmen im <i>Referenz-Szenario</i>
	ii) Marginalbetrachtung im Jahr 2020				
Sensitivitätsszenario FHAL	iii) sektorale Vermeidungs- kostenkurven und Minde- rungsstrategien	exogen (<i>Tief</i>)			

¹	³	⁴
- Tierbestände	- Schleppschlauch	- Anteil Gülle nach 18.00
- Flächennutzung	- Güllelagerabdeckung	- Anteil Gülle bei günstiger Witterung
- Nutzungsintensität	- Gülleverdünnung	- etc.
²	- NPr-Einsatz	
- Leistungsniveau	- NH ₃ -armer Stalltyp	
- Stalltyp		
- Weidemanagement		
- Kraftfuttereinsatz		
- Zwischenkulturen		

6 Resultate einer statischen Potentialbetrachtung

In diesem Kapitel sind die Ergebnisse einer statischen Potentialabschätzung der in Kapitel 4 ausgewählten technisch-organisatorischen Massnahmen aufgeführt. Für die Potentialschätzung wird eine Technologieverbreitung gemäss dem in Abschnitt 5.2 (S. 45) definierten *Best-Case* Szenario zu Grunde gelegt.

Zu Beginn der Ausführungen wird darauf hingewiesen, dass die in der Literatur aufgeführten Reduktionspotentiale technischer Massnahmen meist nur auf einen bestimmten Wirkungsort innerhalb des Gesamtsystems Landwirtschaft bezogen sind und nicht das gesamtbetriebliche Reduktionspotential beziffern. Zur Berechnung des gesamtbetrieblichen Reduktionspotentials – ausgedrückt als Prozentsatz der gesamten umweltrelevanten N-Emissionen – sind vier Faktoren von Bedeutung: Der erste Faktor (x1) ist die anteilmässige Bedeutung der N-Emissionsfracht (Ammoniak, Nitrat, Lachgas oder Stickoxide), welche durch eine bestimmte Massnahme gemindert wird. Der Anteil an den gesamten umweltrelevanten N-Emissionen beträgt beim Ammoniak 52% und beim Lachgas 42%, beim Lachgas 4% und bei den Stickoxiden 3% (s. Abbildung 13, oben). Der zweite Faktor (x2) ist der prozentuale Anteil des Wirkungsortes (z.B. Güllelagerung) einer betroffenen Emissionsfracht (z.B. Ammoniak). So beträgt beispielsweise der Anteil der Güllelageremissionen an den gesamten Ammoniakemissionen 10%. Der dritte Faktor (x3) ist das Reduktionspotential der Massnahme selbst (z.B. 90% tiefere Lageremissionen bei der Massnahme Schwimmfolie). Schliesslich muss auch die Verbreitung einer technologischen Massnahme berücksichtigt werden (x4), um das gesamte nationale Reduktionspotential einer Massnahme als Prozentsatz der totalen umweltrelevanten N-Verluste zu berechnen.

Auf dieser Basis berechnet sich das technische Reduktionspotential einer Massnahme durch die Multiplikation von $x1 * x2 * x3 * x4$. Die Anwendung dieser Berechnungsgrundlage ergibt bspw. bei der Güllelagerabdeckung ein gesamtes N-Reduktionspotential von lediglich 0.7% der umweltrelevanten N-Verluste, obwohl die Emissionsminderung auf den NH₃-Lageremissionen selbst 90% beträgt. Ausgedrückt als Anteil der Ammoniakemissionen sind es 1.4%, d.h. etwa doppelt so viel, was daher rührt, dass die Ammoniakemissionen mit rund 52% (=x1) etwa die Hälfte der umweltrelevanten N-Emissionen ausmachen:

$$\text{N-Reduktionspotential (Güllelagerabdeckung)} = x1 * x2 * x3 * x4 = 52\% * 10\% * -90\% * 17\% = \underline{-0.7\%}$$

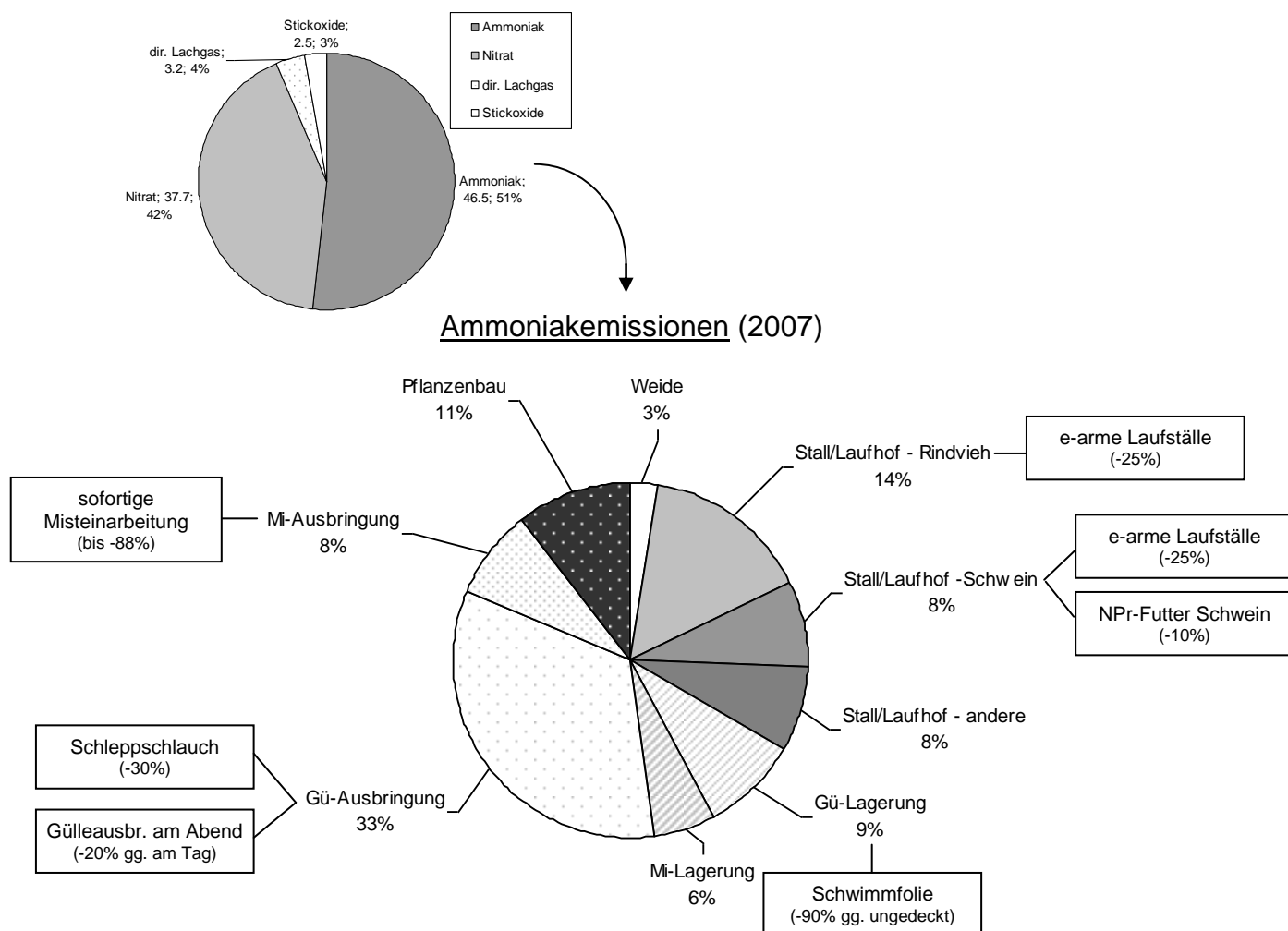
Erklärung:

x1: Die Güllelagerabdeckung wirkt auf der Ammoniakseite, welche 52% der umweltrelevanten N-Emissionen ausmachen

x2: Die Abdeckung bewirkt Reduktion auf der Untergruppe der Güllelageremissionen, die 10% der NH₃-Emissionen ausmachen

x3: Die Güllelagerabdeckung mit Schwimmfolie bewirkt bei den Güllelageremissionen eine Reduktion um 90% gg. ‚ungedeckt‘

x4: insofar der bereits abgedeckten Güllelager, kann die Massnahme nur noch auf den verbleibenden 17% angewendet werden

Abbildung 13: Wirkungsorte der berücksichtigten Massnahmen

Realistisches technisch-organisatorisches Potential der berücksichtigten Massnahmen: Um das gesamte technische Reduktionspotential aller ausgewählten (expliziten) Massnahmen zu erhalten, wird obige Berechnung für jede Massnahme einzeln durchgeführt (s. Tabelle 11). Die dabei zu Grunde gelegten Annahmen für das Technologie-Verbreitungspotential der einzelnen Massnahmen orientiert sich an der Expertenschätzung für das *Best-Case* Szenario (s. Tabelle 7 und 8). Der Umstand, dass es sich dabei nicht um das maximal mögliche Verbreitungspotential handelt – sondern um das im Rahmen des Ressourcenprogrammes 2011 im besten Fall zu erwartende Verbreitungspotential – muss bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden.

Durch aufsummieren der Reduktionspotentiale aller Massnahmen errechnet sich das – gegenüber heute – verbleibende technische Reduktionspotential aller berücksichtigten expliziten Massnahmen. Dieses beträgt – unter der Annahme einer Technologieverbreitung gemäss *Best-Case*

Szenario – rund 4% der gesamten umweltrelevanten N-Emissionen, bzw. 8% der Ammoniakemissionen.

Tabelle 11: Realistisches Minderungspotential der ausgewählten expliziten Massnahmen

Massnahme	x1	x2	x3	Verbreitung		x4	technisches-Reduktionspotential	
	Emissionsfracht (% der umwr. N-Verl.)	Wirkungsort (% der Emissionsfracht)	Minderungs- potential (% des Wirkungsortes)	2007	2020 Best-case	Verbreitungspotential bis 2020 (ab 2007) (Best-Case-Szenario)	in % der umwr. N-Verluste	in % der Ammoniakverluste
1.a E-arme LS - Rindvieh	Ammoniak 52%	Stall/Laufh. - Rind 15%	-25%	0%	20%	20%	-0.4%	-0.8%
1.b E-arme LS - Schwein	Ammoniak 52%	Stall/Laufh. - Schwein 8%	-25%	0%	20%	20%	-0.2%	-0.4%
2. NPR-Futter	Ammoniak 52%	Schweine total 13%	-10%	50%	95%	45%	-0.3%	-0.6%
3. Schwimmfolie	Ammoniak 52%	Lagerung 9%	-90%	83%	100%	17%	-0.7%	-1.4%
4. Schleppschlauch	Ammoniak 52%	Gü-Ausbringung 34%	-30%	13%	58%	45%	-2.4%	-4.6%
5. Zeitpunkt Gülleausbringung	Ammoniak 52%	Gü-Ausbringung 34%	-20%	16%	20%	4%	-0.1%	-0.3%
6. Zeit bis zur Misteinarbeitung = 1h	Ammoniak 52%	Mi-Ausbringung 8%	-88%	1%	5%	4%	-0.1%	-0.3%
						Total	-4.3%	-8.2%

Für das richtige Verständnis obiger Werte muss darauf hingewiesen werden, dass es sich um die Berechnung des gegenüber heute zusätzlich verbleibenden bzw. noch nutzbaren Minderungspotentials handelt. Weil bei gewissen Massnahmen bereits ein beträchtlicher Anteil umgesetzt ist, fällt das gegenüber heute zusätzlich nutzbare Reduktionspotential entsprechend geringer aus. Beispielsweise kann für die Abschätzung des verbleibenden Verbreitungspotentials der Güllelagerabdeckung lediglich ein Wert von 17% eingesetzt werden, weil bereits 83% der Güllelager fest abgedeckt sind und lediglich noch 17% gar keine Abdeckung aufweisen. Auch beim Schleppschlauch wird im Jahr 2007 bereits 13% der Güllemenge ausgebracht. Die verbleibende Verbreitung im *Best-Case* Szenario auf 58% entspricht folglich ‚nur‘ noch einer Zunahme von 45%. Gleiches gilt für den NPR-Einsatz welcher bereits mit rund 50% Abdeckung verbreitet ist.

Ein zweiter Grund für das geringe Gesamtreduktionspotential besteht darin, dass Massnahmen mit beträchtlichem Reduktionspotential aus agronomisch-praktischer Sicht nur beschränkt umsetzbar sind. Dazu zählen die berücksichtigten organisatorischen Massnahmen ‚Zeitpunkt der Gülleausbringung‘ oder ‚sofortige Misteinarbeitung‘. Der limitierende Faktor bezüglich des Verbreitungspotentials der Massnahmen rührt daher, dass es aus organisatorischer Sicht schwierig ist, z.B. alle Gülle nur noch am Abend auszubringen, oder den Mist sofort nach der Ausbringung einzuarbeiten.

Ein dritter Grund ist die Tatsache, dass gewisse Massnahmen wie bspw. ammoniakarme Laufställe gemäss UNECE (2007, Kategorie 1) lediglich im Umfang der erneuerten Gebäudekapazitäten zunehmen dürften. Geht man davon aus, dass 50% der Kuhställe Laufställe sind und

ein Stall eine Nutzungsdauer von 25 Jahren hat, ist bis im Jahr 2020 mit einer maximalen Ausdehnung emissionsarmer Laufställe von 20% zu rechnen ($=50\% \cdot 10a/25a$).

Fazit: Zwar zeigen gewisse technische Massnahmen auf den ersten Blick sehr hohe Reduktionspotentiale (x3-Werte). Das bis 2020 – aus realistischer Sicht – zusätzlich realisierbare Gesamtreduktionspotential der berücksichtigten Massnahme ist allerdings geringer als 10%.

Maximal technisch-organisatorisches Potential der berücksichtigten Massnahmen: In Ergänzung zu obiger Berechnung eines bis 2020 realistischerweise umsetzbaren Reduktionspotentials wird nachfolgend noch das maximale Reduktionspotentials der ausgewählten Massnahmen dargestellt (Tabelle 12). Unter der Annahme, dass alle Massnahmen einen 100%igen Verbreitungsgrad erreichen, ergibt sich ein deutlich höheres Reduktionspotential von 15% der umweltrelevanten N-Verluste bzw. von fast 30% der Ammoniakverluste.

Tabelle 12: Maximal technisches Minderungspotential der ausgewählten expliziten Massnahmen

Massnahme	x1		x2		x3		x4		technisches-Reduktionspotential	
	Emissionsfracht	Wirkungsort	Minderungs- potential	Verbreitung	Verbreitungspotential	Verbreitungspotential	technisches-Reduktionspotential	technisches-Reduktionspotential	in % der	in % der
	(% der umwr. N-Verl.)	(% der Emissionsfracht)	(% des Wirkungsortes)	2007 2020	bis 2020 (ab 2007)	bis 2020 (ab 2007)	in % der	in % der	umwr. N-Verluste	Ammoniakverluste
1.a E-arme LS - Rindvieh	Ammoniak 52%	Stall/Laufh. - Rind 15%	-25%	0% 100%	100%	100%	-2.0%	-3.8%		
1.b E-arme LS - Schwein	Ammoniak 52%	Stall/Laufh. - Schwein 8%	-25%	0% 100%	100%	100%	-1.0%	-2.0%		
2. NPr-Futter	Ammoniak 52%	Schweine-E total 13%	-10%	50% 100%	100%	50%	-0.3%	-0.7%		
3. Schwimmfolie	Ammoniak 52%	Lagerung 9%	-90%	83% 100%	100%	17%	-0.7%	-1.4%		
4. Schleppschlauch	Ammoniak 52%	Gü-Ausbringung 34%	-30%	13% 100%	100%	87%	-4.6%	-8.8%		
5. Zeitpunkt Gülleausbringung	Ammoniak 52%	Gü-Ausbringung 34%	-20%	16% 100%	100%	84%	-2.9%	-5.7%		
6. Zeit bis zur Misteinarbeitung = 1h	Ammoniak 52%	Mi-Ausbringung 8%	-88%	1% 100%	100%	99%	-3.6%	-7.0%		
									Total	-15.2% -29.3%

Da es im Rahmen der vorliegenden Studie um die Bereitstellung von Entscheidungsgrundlagen zur Herleitung realistischer Etappenziele für das Jahr 2020 geht, ist es klar, dass in den Berechnungen nicht maximal mögliche Verbreitungspotentiale verwendet werden dürfen, sondern die realistischerweise umsetzbaren. Denn wie bereits gesagt, ist die Umsetzbarkeit einer derartig hohen Technologie-Verbreitung aus organisatorisch-technischer Sicht äusserst schwierig. Dies würde bedingen, dass bspw. i) die Gülle nur noch abends und mit dem Schleppschlauchverteiler ausgebracht werden darf, ii) dass ausgebrachter Mist sofort eingearbeitet werden muss oder iii) dass nur noch ammoniakemissionsarme Laufställe (UNECE 2007, Kategorie 1) gebaut werden dürfen. Da momentan keine derartige gesetzliche Grundlage besteht, wäre es unangebracht, zur Herleitung von Etappenzielen bis 2020 die maximal mögliche Verbreitung heranzuziehen.

Fazit: Im Rahmen der vorliegenden Analyse geht es darum, eine Entscheidungsgrundlage zur Festlegung umsetzbarer Etappenziele bis im Jahr 2020 zu erarbeiten. Aus diesem Grund ent-

spricht der zu Grunde gelegte Verbreitungsgrad der berücksichtigten technischen Massnahmen nicht den aus theoretischer Sicht erreichbaren 100%. Vielmehr wird der Verbreitungsgrad auf ein Niveau festgelegt, welches unter Berücksichtigung der Anreizmechanismen des Ressourcenprogramms der «AP2011» erwartet werden darf. Dieses realistischerweise umsetzbare Reduktionspotential ist bei gewissen Massnahmen viel tiefer, als das technisch gesehen maximal mögliche, da agronomische Einschränkungen (z.B. Gülleausbringung im Winter), organisatorische Einschränkungen (z.B. sofortige Misteinarbeitung) und wirtschaftliche Einschränkungen bestehen (z.B. Gülleverdünnung). Diese können einer verbreiteten Anwendung der Massnahmen teilweise stark entgegenwirken.

7 Resultate der Modellrechnungen

Die Ergebnisse der Modellrechnungen sind innerhalb dieses Kapitels in sieben Abschnitte gegliedert. In einem ersten Abschnitt (7.1) werden die Ergebnisse der Modellvalidierung dargestellt (→ Tierbestände, Flächennutzung, N-Emissionen). Abschnitt 7.2 enthält die Modellergebnisse bezüglich der Wirkung des Ressourcenprogramms im N-Bereich (→ Ergebnisse des *Referenz-*, *Worst-* und *Best-Case* Szenarios). Die Ergebnisse der Vermeidungskostenberechnung für das Jahr 2020 ist Gegenstand von Abschnitt 7.3 (→ Ergebnisse der Sensitivitätsszenarien). Abschnitt 7.4 gibt Einblick in die gewählten Minderungsstrategien und Abschnitt 7.5 zeigt deren Einfluss auf die Entwicklung der umweltrelevanten N-Verluste. Abschnitt 7.6 befasst sich mit den Auswirkungen auf die N-Effizienz, währenddem Abschnitt 7.7 erste Ergebnisse bezüglich Effektivität und Effizienz einer allfälligen N-Steuer enthält.

7.1 Ergebnisse der Modellvalidierung für die Jahre 2000 bis 2007 (ex-post Betrachtung)

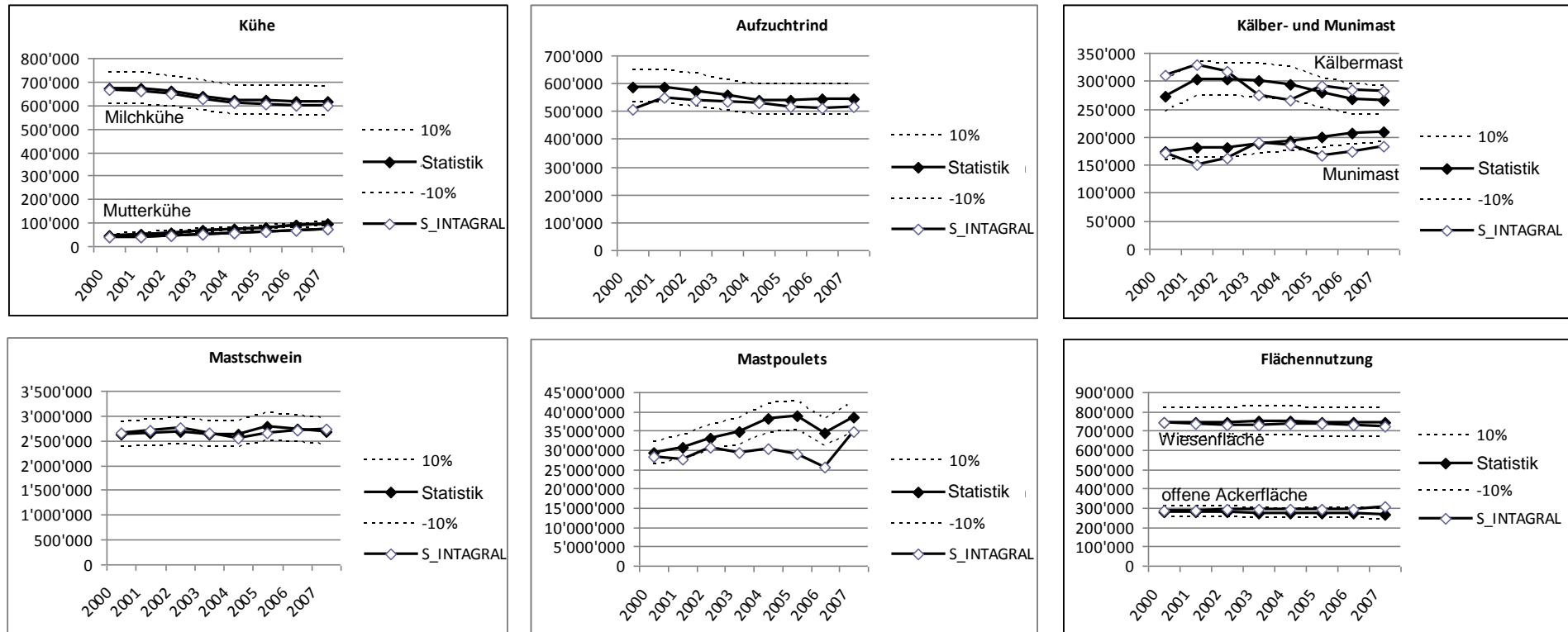
Für die Überprüfung der Modellgüte im Bereich der Tierhaltung, der Flächennutzung und der landwirtschaftlichen N-Emissionen werden die Modellergebnisse mit den effektiv beobachteten Werten für den Zeitraum 2000 bis 2007 verglichen.

7.1.1 Modellvalidierung im Bereich Tierhaltung und Flächennutzung

Die Modellvalidierung für ausgewählte Aktivitäten in der Tierhaltung zeigt bezüglich der Entwicklung des Milchkuhbestandes eine sehr gute Übereinstimmung (Abbildung 14, oben links). Beim Mutterkuhbestand kommt es zu einer Unterschätzung der realen Entwicklung. Zwar steigt der Bestand im Modell wie in der Realität ebenfalls stark an, dies allerdings erst mit einer zeitlichen Verzögerung von 2 Jahren. Folglich liegt die Entwicklung des Mutterkuhbestandes im Modell stets unterhalb des 10%-Intervalls der realen Entwicklung. Mit anderen Worten: das Modell hinkt der Realität hinterher. Diese Abweichung vom Modell zur Realität ist für die Zwecke dieser Untersuchung allerdings vertretbar.

Der Verlauf der Aufzuchttrinder wird systematisch etwas unterschätzt (oben mitte). Die Kälbermast wird in gewissen Jahren über- und in anderen Jahren wieder unterschätzt. Demgegenüber wird die Grossviehmast eher unterschätzt (oben rechts). Dabei fällt auf, dass Kälber- und Munimast eine gegenläufige Entwicklung aufweisen.

Abbildung 14: Validierungsergebnisse ausgewählter Aktivitäten in der Tierhaltung und dem Pflanzenbau (Angaben in Stk. und ha)



Diese gegenläufige Entwicklung ist darauf zurückzuführen, dass die nicht für die Aufzucht benötigten Jungtiere entweder in die Kälber- oder Munimast gelangen und – je nach Preisverhältnis – in einem Jahr die Munimast und in einem anderen Jahr die Kälbermast lukrativer ist.

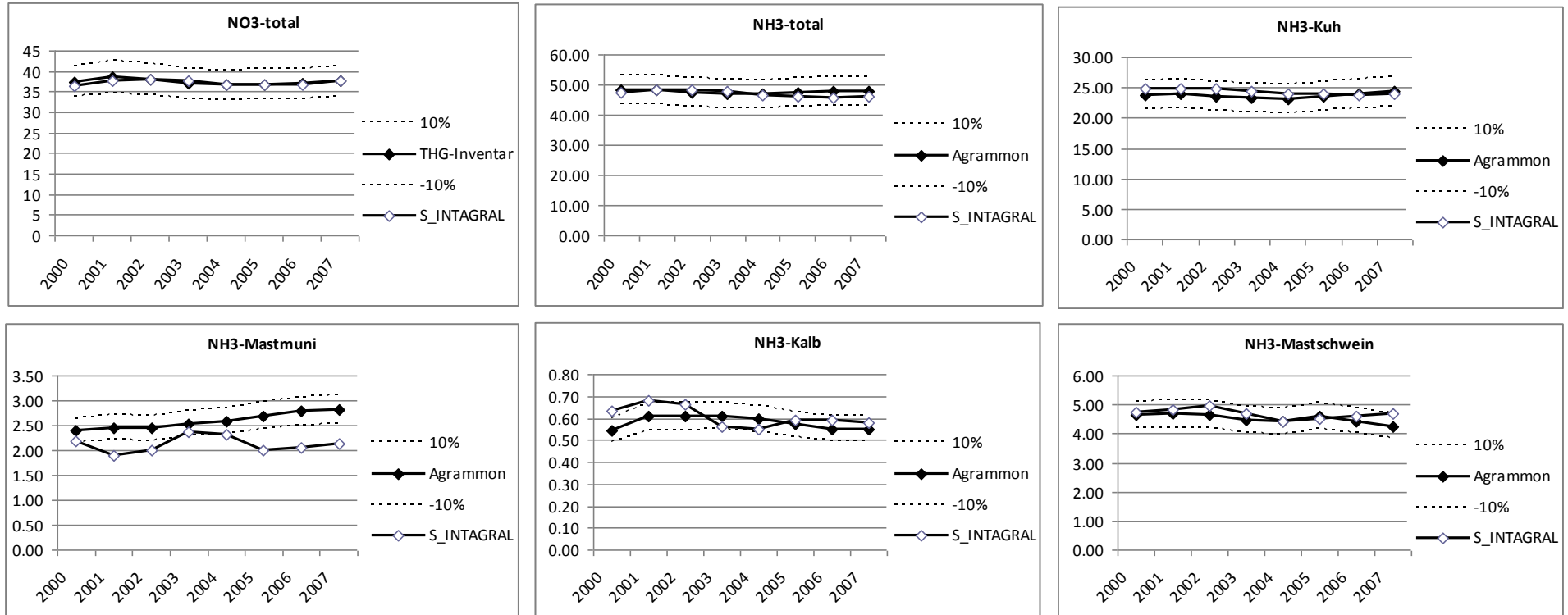
Die Schweineproduktion wiederum stimmt mit der realen Entwicklung recht gut überein (unten links). Demgegenüber wird die Geflügelmastproduktion teilweise deutlich unterschätzt (unten mitte). Da die Bedeutung der Geflügelhaltung in Bezug auf die landwirtschaftlichen Ammoniakemissionen aber sehr gering ist, fällt diese Abweichung vom Modell zur Realität für die Zwecke dieser Untersuchung nicht ins Gewicht.

Das Aggregat der gesamten Wiesenfläche (Natur- und Kunstwiese) stimmt zu Beginn der Rechenperiode fast exakt mit der Wiesenfläche gemäss Statistik überein und tendiert gegen das Jahr 2007 zu einer leichten Unterschätzung (unten rechts). Diese leichte Unterschätzung geht einher mit einer entsprechenden Überschätzung der offenen Ackerfläche bis zum Jahr 2007. Die Erklärung der ansteigenden Überschätzung der offenen Ackerfläche liegt in der Entwicklung der Futtergetreidefläche begründet (graphisch nicht abgebildet). Währenddem in der Realität die Futtergetreidefläche – und damit auch die offene Ackerfläche – seit 2007 rückläufig ist, steigt im Modell die Futtergetreidefläche eher an. Dies erklärt gleichzeitig den Anstieg der gesamten offenen Ackerfläche im Modell. Der Überschätzung der offenen Ackerfläche gegenüber der Statistik im Jahr 2007 ist um ca. 12'000 ha grösser als die Unterschätzung der Wiesenfläche. Diese auf den ersten Blick unlogische Entwicklung ist damit begründet, dass in der Realität die LN – infolge Ausdehnung der Siedlungsfläche – zurückgegangen ist, währenddem im Modell mit einer konstanten LN gerechnet wird. Insgesamt kann aber dennoch das Fazit gezogen werden, dass das Modell das landwirtschaftliche Portfolio für den Zweck der vorliegenden Untersuchung gut abbildet.

7.1.2 Modellvalidierung im Bereich der Nitrat- und Ammoniakemissionen

Die Ausführungen in diesem Abschnitt geben Aufschluss über den aktualisierten Ausgangszustand für die Stickstoffemissionen in der Schweizer Landwirtschaft für die Zeitperiode 2000 bis 2007 unter Berücksichtigung der neu angewandten Methoden und Rahmenbedingungen (→ Forschungsfrage 1). Ausgewählte Ergebnisse der Modellvalidierung im Bereich der N-Emissionen sind in Abbildung 15 dargestellt.

Abbildung 15: Validierungsergebnisse bezüglich Nitrat- und Ammoniakemissionen (Angaben in kt N pro Jahr)



Der Verlauf der landwirtschaftlichen Nitratemissionen gemäss Treibhausgasinventar²⁹ wird von S_INTAGRAL bis im Jahr 2007 mit einer fast 100%igen Genauigkeit abgebildet (Abbildung 15, oben links). Dies ist umso erstaunlicher, da die Nitratemissionen für die Zwecke des THG-Inventars mit einer ganz anderen Methodik²⁹ berechnet werden, als derjenigen, welche in S_INTAGRAL verwendet wird (s. Abschnitt 3.2).

Im Bereich der Ammoniakemissionen (Abbildung 15, oben mitte) werden die modellierten Werte mit den Ergebnissen der Neuberechnung der Ammoniakemissionen mit Agrammon verglichen (SHL 2009d). Gemäss diesen Zahlen betragen die Emissionen im Jahr 2002 47.2 kt NH₃-N und im Jahr 2007 47.7 kt NH₃-N. Es ist wichtig zu erwähnen, dass diese Werte systematisch tiefer liegen als diejenigen, welche mit dem vorangehenden Modellansatz zur Berechnung der Ammoniakemissionen geschätzt wurden. Dies erklärt die Tatsache, dass in der Botschaft zur AP 2011 (Bundesrat 2006) für das Jahr 2002 ein Emissionsniveau von 43.7 kt N genannt wird und das für das Jahr 2009 festgelegte Etappenziel auf 41.0 kt N festgelegt wurde (-6.2%). Dieser Umstand impliziert, dass die Zielwerte aus der Botschaft zur AP2011 nicht mehr direkt mit den Emissionswerten gemäss der aktuellen Agrammon-Methodik verglichen werden dürfen. Allerdings könnte die damalige (relative) Zielsetzung der Botschaft von -6.2% bis im Jahr 2009 auch auf das systematisch höhere Emissionsniveau gemäss Agrammon-Methodik angewendet werden. Bei 47.2 kt NH₃-N im Jahr 2002 (SHL 2009d) liesse sich folglich ein analoger Zielwert für das Jahr 2009 von 44.3 kt NH₃-N herleiten.

Die totalen Ammoniakemissionen werden vom Modell in den Jahren 2000 bis 2004 ebenfalls fast 1:1 abgebildet (oben mitte). Erst in den letzten drei Jahren der Validierungsperiode (2005 – 2007) resultiert eine moderate Unterschätzung gegenüber der offiziellen Neuberechnung mit Agrammon (SHL 2009d). Insgesamt werden aber auch die Ammoniakemissionen mit einer guten Modellgüte abgebildet. Innerhalb der einzelnen Tierkategorien und Emissionsstufen gibt es allerdings gewisse Abweichungen. So werden die Emissionen bei einigen Tierkategorien leicht über- (z.B. Milchkühe, oben rechts) und bei anderen Tierkategorien leicht unterschätzt (z.B. Aufzuchttrinder, unten links). Die Ursache für diese Abweichungen liegen entweder i) in einer Über- bzw. Unterschätzung des Tierbestandes selbst (z.B. Muni- und Kälbermast) begründet oder ii) in einer Über- bzw. Unterschätzung der Emissionsrate je Tier (z.B. Milchkühe). Letztere

²⁹ bezüglich Validierung der Nitratemissionen muss gesagt werden, dass mit der in dieser Arbeit vorgestellten Berechnungsmethodik noch nie eine offizielle Zeitreihe berechnet wurde. Folglich werden die Modellergebnisse beim Nitrat mit denjenigen Nitratemissionen verglichen, welche im Treibhausgasinventar zu Grunde gelegt werden. Dabei werden die Nitratemissionen berechnet, indem angenommen wird, dass 20% der totalen tierischen Stickstoffausscheidungen und des – um die Ammoniakverluste korrigierten – Mineraldüngerstickstoffs ausgewaschen wird.

ist wiederum dadurch bedingt, dass die mit S_INTAGRAL berechnete Entwicklung der betrieblichen Praxis nicht exakt mit den in den SHL-Umfragen bzw. den in der Agrammon-Berechnung verwendeten Werten übereinstimmt (z.B. Weideanteil, Kraftfutter-Einsatz, Anteil Laufställe, Mist-/Gülleanteil).

7.2 Ergebnisse der Emissionsberechnungen bis im Jahr 2020

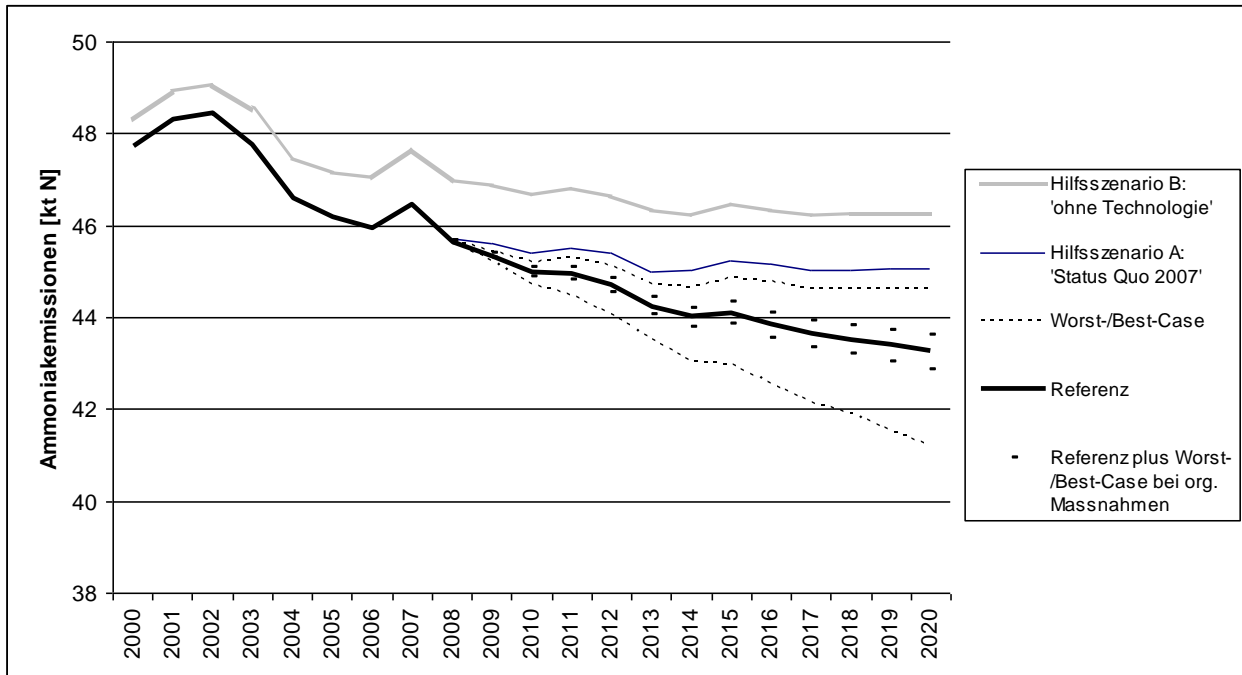
In diesem Unterkapitel werden zuerst die Auswirkungen der definierten Szenarien auf die Entwicklung der N-Emissionen bis im Jahr 2020 erläutert (s. Abschnitt 7.2.1). Daran anschließend folgt die Beurteilung der Auswirkungen auf das Mineraldüngereinsparungspotential und die N-Effizienz nach OSPAR (s. Abschnitt 7.2.2). Der abschliessende Abschnitt (7.2.3) widmet sich den Bestimmungsgründen für die errechnete Emissionsentwicklung bis im Jahr 2020 (Technologie versus Veränderung des lw. Portfolios).

7.2.1 Emissionsentwicklung bis im Jahr 2020 in den definierten Szenarien

In Abbildung 16 werden die Emissionen einerseits für den hypothetischen Fall dargestellt, dass der Einsatz der ausgewählten Minderungsmaßnahmen ab dem Jahr 2007 unverändert bleibt ('business as usual' bzw. Hilfsszenario A). Dieser Entwicklung wird der Emissionsverlauf gegenübergestellt, wie er sich für die drei definierten Technologieverbreitungsszenarien *Referenz-, Best- und Worst-Case* berechnen lässt. Da die ausgewählten Minderungsmaßnahmen allesamt im Bereich der Ammoniakemissionen eine Reduktion bewirken, enthält die folgende Abbildung 16 lediglich die Entwicklung der Ammoniakemissionen.

Der Emissionsverlauf im Hilfsszenario A zeigt die Entwicklung unter der Annahme, dass ab dem Jahr 2007 der Einsatz an Minderungsmaßnahmen unverändert bleibt (→ Status Quo 2007). Daraus ergibt sich die Beantwortung der Frage nach der Entwicklung der umweltrelevanten N-Emissionen, falls ab 2007 keine zusätzlichen Massnahmen zur Stickstoffverminderung ergriffen würden (→ Forschungsfrage 2). Der Verlauf im Hilfsszenario 'Status Quo 2007' zeigt, dass ohne die Massnahmen im Rahmen des Ressourcenprogramms bis 2020 beim **Ammoniak** lediglich noch eine geringfügige Ammoniakreduktion stattfinden würde (-1.4 kt gg. 2007 bzw. -3%, s. auch Tabelle 13: Hilfsszenario A: *Status Quo 2007*). Dieser 'automatische' Emissionsrückgang ergibt sich hauptsächlich durch einen geringfügigen Rückgang des Rindviehbestandes. Die NH₃-Emissionen blieben damit aber auch im Jahr 2020 noch über 45 kt NH₃-N pro Jahr (s. auch Tabelle 13).

Abbildung 16: Entwicklung der landwirtschaftlichen Ammoniak-Emissionen



Der abgebildete Emissionsverlauf der Technologieverbreitungsszenarien *Referenz*, *Worst- und Best-Case* beantwortet die Frage nach der potentiellen Stickstoffverminderung, welche sich mit der berücksichtigten Massnahmenauswahl im Rahmen des Ressourcenprogramms der «AP2011» erreichen liesse (→ Forschungsfrage 3). Der potentielle Beitrag des Ressourcenprogramms ergibt sich aus der Differenz der Emissionsentwicklung gemäss Hilfsszenario A einerseits („Status Quo 2007“) und der Emissionsentwicklung beim *Referenz*-, *Worst- und Best-Case* Szenario andererseits. Die Differenz beträgt rund -1.8 kt NH₃-N im *Referenz*-Szenario. Im *Worst-Case* Szenario gehen die Emissionen gegenüber dem Hilfsszenario *Status Quo 2007* lediglich um 0.5 kt zurück. Im *Best-Case* Szenario sinken sie immerhin um 3.9 kt auf gegen 41 kt NH₃-N (s. Tabelle 13).

Tabelle 13: Entwicklung der landwirtschaftlichen Ammoniak-Emissionen (tabellarisch kt N)

	Hilfsszenario A *				Technologieverbreitungsszenarien **								
	2007 [kt N] (100%)	St. Quo 2007 (im 2020)			Referenz (im 2020)			Best-Case (im 2020)			Worst-Case (im 2020)		
		[kt N]	Δ abs. gg. 2007	Δ rel. gg. 2007	[kt N]	Δ abs. gg. 2020 SQ	Δ rel. gg. 2007	[kt N]	Δ abs. gg. 2020 SQ	Δ rel. gg. 2007	[kt N]	Δ abs. gg. 2020 SQ	Δ rel. gg. 2007
umwr. N-Verluste	89.9	83.7	-6.2	-7%	82.2	-1.5	-9%	80.4	-3.3	-11%	83.4	-0.3	-7%
Ammoniak	46.5	45.1	-1.4	-3%	43.3	-1.8 (-4%)	-7%	41.2	-3.9 (-8%)	-11%	44.6	-0.5 (-1%)	-4%
Nitrat	37.7	33.3	-4.4	-12%	33.6	0.3	-11%	33.8	0.5	-10%	33.4	0.1	-11%

* Status Quo (SQ) : keine Veränderung bei Technologieverbreitung gegenüber 2007

** Technologieverbreitung gem. Referenz, Worst- und Best-Case

Fazit: Das Reduktionspotential des Ressourcenprogramms der «AP2011» ist gering und beschränkt sich hauptsächlich auf Emissionseinsparungen beim Ammoniak. Gemäss den Modellergebnissen beläuft sich das Minderungspotential auf ca. **0.5 bis 3.9 kt** NH₃-N. Gemessen an den gegenwärtigen Ammoniakemissionen im 2007 von 48 kt N (SHL) bzw. von 46.5 kt N aus den Modellrechnungen, entspricht dies einer Reduktion von ca. **-1% bis -8%**. Der Umstand, dass nicht alle theoretisch möglichen technischen Massnahmen in der quantitativen Analyse dieser Arbeit berücksichtigt worden sind und dass die Technologieverbreitung auf ein realistischerweise zu erwartendes Niveau beschränkt wurde, gilt es bei den Schlussfolgerungen zu den Modellresultaten entsprechend zu berücksichtigen. Insbesondere muss festgehalten werden, dass obige Ergebnisse nicht mit dem maximal technisch möglichen Minderungspotential ('maximum technical feasible reduction') verwechselt werden dürfen.

Im Weiteren enthält die Abbildung 16 eine zusätzliche fiktive Emissionslinie, welche den Emissionsverlauf unter der Annahme beschreibt, dass gar keine der berücksichtigten Massnahmen angewendet wird (Hilfsszenario B). Die Emissionen im Jahr 2020 würden in diesem Fall um ca. 1.2 kt höher liegen als im Hilfsszenario A, bei welchem der Technologieeinsatz ab dem Jahr 2007 konstant gehalten wird. Dies bedeutet, dass das gesamte, durch die ausgewählten Minderungsmassnahmen erzielbare Minderungspotential bis im Jahr 2020 auf 1.7 kt N (*Worst-Case*, 0.5+1.2 kt) bis 5.1 kt N (3.9+1.2 kt) beziffert werden kann (*Best-Case*). Gemessen an den gegenwärtigen Ammoniakemissionen von 48 kt (SHL) entspricht dies einer Reduktion von **3.5-10%**.

Um den isolierten Beitrag der berücksichtigten **organisatorischen Massnahmen** abzuschätzen, wird die fett-gedruckte Referenz-Linie mit den beiden gepunkteten Linien verglichen, welche nur unwesentlich vom Verlauf der Referenz-Linie abweichen. Die obere der beiden Linien entspricht dem Emissionsverlauf wenn i) bezüglich Technologieverbreitung die Annahmen gemäss *Referenz-Szenario* angenommen werden und ii) bezüglich dem Einsatz der organisatorischen Massnahmen die *Worst-Case* Annahmen berücksichtigt werden. Die untere gepunktete Linie entspricht dem Emissionsverlauf des Referenzniveaus mit den *Best-Case* Annahmen bezüglich der organisatorischen Massnahmen. Der isolierte Beitrag der berücksichtigten organisatorischen Massnahmen – als Differenz zu der Referenz-Linie – beträgt lediglich +/- 0.5 kt NH₃. Der Einfluss der ausgewählten organisatorischen Massnahmen ist demzufolge marginal.

Fazit: Das Reduktionspotential der berücksichtigten organisatorischen Massnahmen ist marginal und beträgt etwa 0.5 kt bzw. 1% der gegenwärtigen landwirtschaftlichen Ammoniakemissionen. Dies ist hauptsächlich damit begründbar, dass einer substantiellen Verbreitung dieser Massnahmen aus organisatorischen Gründen starke Grenzen gesetzt sind.

7.2.2 Wirkung der geprüften Technologieverbreitungsszenarien auf die Mineraldüngereinsparung und die N-Effizienz nach OSPAR

Die mit dem Einsatz der expliziten Emissionsminderungsmassnahmen einhergehende Mineraldüngereinsparung wird in Tabelle 14 berechnet. Ausgehend von der gesamten Ammoniak einsparung der drei Technologieszenarien (Spalte 1) wird die Einsparung, welche durch eine Erhöhung des NPr-Einsatzes³⁰ erzielt wird, abgezogen. Dies ergibt die Ammoniak einsparung, welche tatsächlich eine mineraldüngersubstituierende Wirkung hat (Spalte 2). Wie in Abschnitt 3.3 (S. 28) beschrieben, werden davon 50% als Mineraldüngeräquivalente berücksichtigt, um den absoluten Düngungseffekt zu berechnen (Spalte 3). Diese variiert zwischen 0.13 und 1.7 kt N pro Jahr. Unterstellt man eine jährliche Mineraldüngermenge von 50 kt N, errechnet sich daraus eine Mineraldünger substitution im Umfang von 0.3% (*Worst-Case*) bis 3.4% (*Best-Case*).

Tabelle 14: Mineraldüngereinsparung [in kt N pro Jahr]

	Einsparung gegenüber Status Quo 2007 (in kt)		Düngungseffekt absolut (= 50% der Einsparung, in kt)	Düngungseffekt relativ (50 kt N = 100%, gerundet)
	(inkl. NPr)	(exkl. NPr)		
<i>Worst-Case</i>	0.47	0.25	0.125	0.3 %
Referenz	1.81	1.55	0.775	1.6 %
<i>Best-Case</i>	3.85	3.35	1.675	3.4 %

Aufgrund des geringen Effekts bezüglich Mineraldüngereinsparung lässt sich auch die N-Effizienz nach OSPAR durch die Massnahmen des Ressourcenprogrammes nur geringfügig steigern (s. Tabelle 15). Die N-Effizienz (=N-Output/N-Input) steigt gegenüber der Variante ohne Veränderung des Technologieeinsatzes ab 2007 nur gerade um 0.6%-Punkte an und zwar von 28.8% (Status Quo 2007) auf 29.4% (Best-Case).

³⁰ Der NPr-Einsatz reduziert die Ammoniakemissionen über eine Reduktion der tierischen N-Ausscheidungen. Folglich führt der NPr-Einsatz nicht zu einem erhöhten Ammoniumeintrag im Boden, so wie dies z.B. beim Schleppschlaucheinsatz der Fall ist, bei dem sich die Ammoniakemissionsrate verringert und zu einem entsprechend höheren Anteil an Ammonium-N führt, welcher in den Boden gelangt. Folglich darf die Ammoniakreduzierende Wirkung des NPr-Einsatzes zur Abschätzung des Mineraldünger-Einsparungspotential nicht mitberücksichtigt werden.

Tabelle 15: Auswirkung auf die N-Effizienz nach OSPAR im Zieljahr 2020

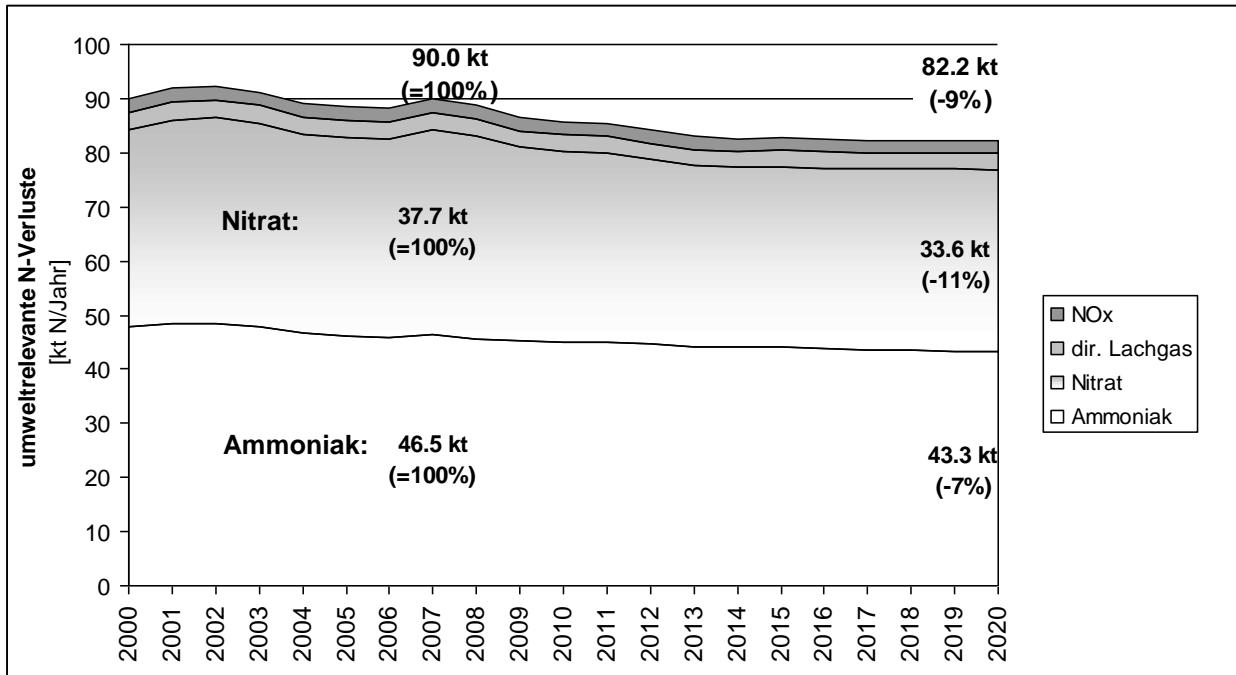
	Status-Quo 2007	Worst-Case	Referenz-	Best-Case
N-Output total	43.3	43.2	43.2	43.2
N-Input total	150.0	149.5	148.6	147.1
N-Effizienz nach OSPAR	28.8 %	28.9 %	29.1 %	29.4 %

7.2.3 Bestimmungsgründe der Emissionsentwicklung bis im Jahr 2020

Nachdem in den vorangehenden Abschnitten die Wirkung der definierten Technologieverbreitungsszenarien auf den Emissionsverlauf der Ammoniakemissionen (Abschnitt 7.2.1 und das Mineraldüngereinsparungspotential analysiert wurde (Abschnitt 7.2.2), widmet sich dieser Abschnitt der Entwicklung und Begründung der gesamten umweltrelevanten N-Verluste im *Referenz-Szenario*. Die Beschränkung auf das Referenz-Szenario erfolgt deshalb, da dieses Szenario dasjenige mit der höchsten Eintretenswahrscheinlichkeit darstellt und sich die übrigen Szenarien punkto Portfolioentwicklung nur unwesentlich von der Entwicklung im *Referenz-Szenario* unterscheiden.

Wie aus Tabelle 13 berechnet werden kann, ergibt das *Referenz-Szenario* bis im Jahr 2020 einen Rückgang der umweltrelevanten landwirtschaftlichen N-Emissionen um knapp 8 kt bzw. um rund 9% gegenüber dem Jahr 2007 (82.2 kt N - 89.9 kt = -7.7 kt bzw. -8.6%). Diese Entwicklung resultiert unter den getroffenen Annahmen bezüglich Technologieverbreitung und der vom Modell errechneten Veränderung des landwirtschaftlichen Portfolios bei hohen Agrarpreisen (→ Agrarpreisszenario *Hoch*).

Der Rückgang ergibt sich durch eine 7%ige Emissionsreduktion bei den Ammoniakemissionen und eine 11%ige Emissionsminderung bei den Nitratemissionen (s. Tabelle 13 oder Abbildung 17). Aus nachfolgender Abbildung 17 geht zudem hervor, dass die direkten Lachgasemissionen und die Stickoxidemissionen weniger als 10% der umweltrelevanten N-Emissionen ausmachen und rein mengenmässig somit von untergeordneter Bedeutung sind.

Abbildung 17: Entwicklung der umweltrelevanten N-Emissionen im *Referenz-Szenario*

Bemerkung: Die in S_INTAGRAL nicht enthaltenen Emissionen für die Spezialkulturen (Gemüse und Rebbau) sowie für Pferde, Ziegen und Schafe sind in obiger Abbildung bereits hinzuaddiert.

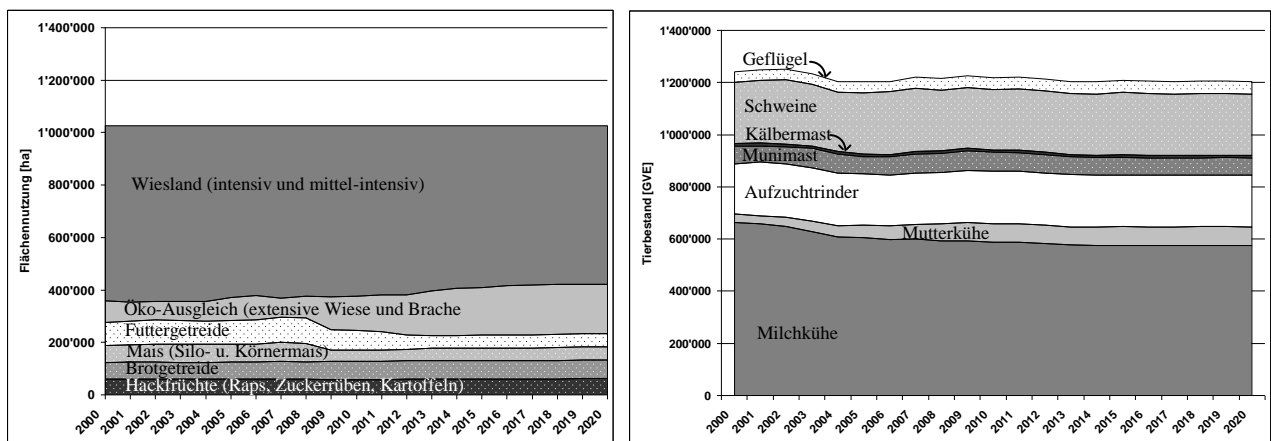
Der geschätzte Rückgang der Nitratemissionen um ca. 4 kt N ist hauptsächlich durch den im Modell stattfindenden Rückgang des Futtergetreides (vgl. dazu: Abbildung 18, links) bei gleichzeitiger Ausdehnung der Öko-Ausgleichsflächen begründet (-3.5 kt N). Durch den Rückgang beim Futtergetreide geht allerdings auch der Zwischenfutteranbau zurück, was die Nitratemissionen gegenüber heute um etwa 1 kt N erhöht. Die im Modell stattfindende rückläufige N-Düngung bis im Jahr 2020 ergibt eine zusätzliche Nitratreduktion von 1.5 kt N gegenüber dem Jahr 2007. Diese drei Effekte zusammengenommen ergeben den abgebildeten Rückgang der Nitratemissionen von gut 4 kt N bis im Jahr 2020 ($\Delta_{\text{Nitrat}} = -3.5 \text{ kt} + 1 \text{ kt} - 1.5 \text{ kt} = -4 \text{ kt}$).

Bezüglich der starken Ausdehnung der ökologischen Ausgleichsflächen muss darauf hingewiesen werden, dass die Wirtschaftlichkeit der Ökoausgleichsflächen mit dem verwendeten – einkommensmaximierenden – Modellansatz tendenziell überschätzt wird. Dies liegt darin begründet, dass die 'nicht-direkt messbaren' subjektbezogenen Opportunitätskosten (bzw. die Wertvorstellungen, Präferenzen oder Einstellungen der Landwirte) nicht in die Gesamtkosten für die Bereitstellung von Ökoausgleichsflächen mit einfließen können. In der agrarökonomischen Literatur existieren verschiedene Studien, die diesen Effekt untersuchen und aufzeigen, dass derartige 'nicht-direkt messbare' subjektbezogene Opportunitätskosten das Angebot an Ökoausgleichsflächen massgeblich beeinflussen (Sattler and Nagel, 2010; Schader et al., 2009; Schenk

et al. 2007; Tutkun-Tikir, 2006; Zraggen et al. 2004, Siebert et al. 2006). Eine Monetarisierung und Implementierung dieser zusätzlichen (Kosten-)Effekte im Modell hätte daher zur Folge, dass die Bereitstellung von Ökoausgleichsflächen gegenüber den obigen Modellresultaten geringer ausfallen würde.

Die Ammoniakemissionen sind um ca. 3.2 kt N rückläufig. Der Hauptteil dieser Abnahme ist durch die Zunahme des Einsatzes technologisch-organisatorischer Minderungsmaßnahmen begründet (-1.8 kt N, Basis: Technologieverbreitung gemäss *Referenz-Szenario*). Der verbleibende Rückgang von 1.4 kt N ergibt sich aus dem leicht rückläufigen Tierbestand (-1.6% gg. 2007, s. Abbildung 18, rechts) sowie der Summe der Veränderungen bei den Massnahmen aus der betrieblichen Praxis. Dazu zählen insbesondere die Zunahme des Kraftfutteranteils von 600 kg im 2007 auf 800 kg pro Milchkuh im 2020 (+30%), die Zunahme der Milchleistung von 6'400 kg im 2007 auf 6'600 kg im 2020 (+2.7%) sowie die Zunahme der Laufställe um 121'000 Stk. (nicht graphisch abgebildet).

Abbildung 18: Entwicklung des landwirtschaftlichen Portfolios im *Referenz-Szenario*



Kommentare zur Abbildung:

- **Annahme:** Weiterführung des Direktzahlungssystems der «AP2011» und Agrarpreise gemäss Preisszenario *Hoch*
- **Fazit Pflanzenbau:** Rückgang Futtergetreide (Gerste und Körnermais), Anstieg Öko-Ausgleichsflächen
- **Fazit Tierhaltung:** Rückgang Milchviehbestand (infolge Leistungssteigerung), Ausdehnung Mutterkühe

An dieser Stelle ist es wichtig darauf hinzuweisen, dass die effektive Entwicklung der landwirtschaftlichen Aktivitäten in der Realität je nach Entwicklung der preislichen Rahmenbedingungen auch deutlich von den Modellergebnissen abweichen könnte. Wenn bspw. über längere Zeit ein Milchpreis gilt, der deutlich über dem für die Modellrechnungen angenommenen Niveau liegt, können Milchkuhbestand und N-Emissionen in der Realität auch deutlich höher liegen als vom Modell her berechnet. Oder wenn der Bund allfällige Begleitmassnahmen zur Aufrechterhaltung des Ackerbaus ergreift, um einen Rückgang der offenen Ackerfläche zu verhindern, wird

die vom Modell berechnete Nitratemission aufgrund rückläufiger Futtergetreidefläche nicht stattfinden.

Vor diesem Hintergrund darf die im Modell festgestellte Reduktion der N-Emissionen nicht als Prognose im eigentlichen Sinne verstanden werden. Die reale Entwicklung wird vielmehr von der effektiven Situation auf den Märkten und der Ausgestaltung des weiterentwickelten Direktzahlungssystems (WDZ) abhängig sein (z.B. Versorgungssicherheitsbeitrag für Futtergetreide). Die Pauschalaussage „*dass die N-Emissionen künftig auf jeden Fall zurückgehen werden*“ ist vor diesem Hintergrund mit einer gewissen Unsicherheit behaftet und muss nicht in jedem Fall zutreffen.

Der Vollständigkeit halber muss jedoch auch erwähnt werden, dass die N-Emissionen in der Realität im Vergleich mit den Modellergebnissen auch tiefer ausfallen könnten. Dieser Fall wäre denkbar, wenn etwa der Milchpreis deutlich unter die Preisannahmen der Berechnungen zu liegen kommt und/oder sich die Absatzmöglichkeiten im In- und Ausland gegenüber der heutigen Situation verschlechtern (z.B. infolge zunehmender Importe, die nicht in gleichem Ausmass durch einen Anstieg beim Export kompensiert werden können). Dies hätte sinkende Tierzahlen und damit auch tiefere Emissionen zur Folge.

7.3 Vermeidungskosten in Abhängigkeit des Reduktionsziels

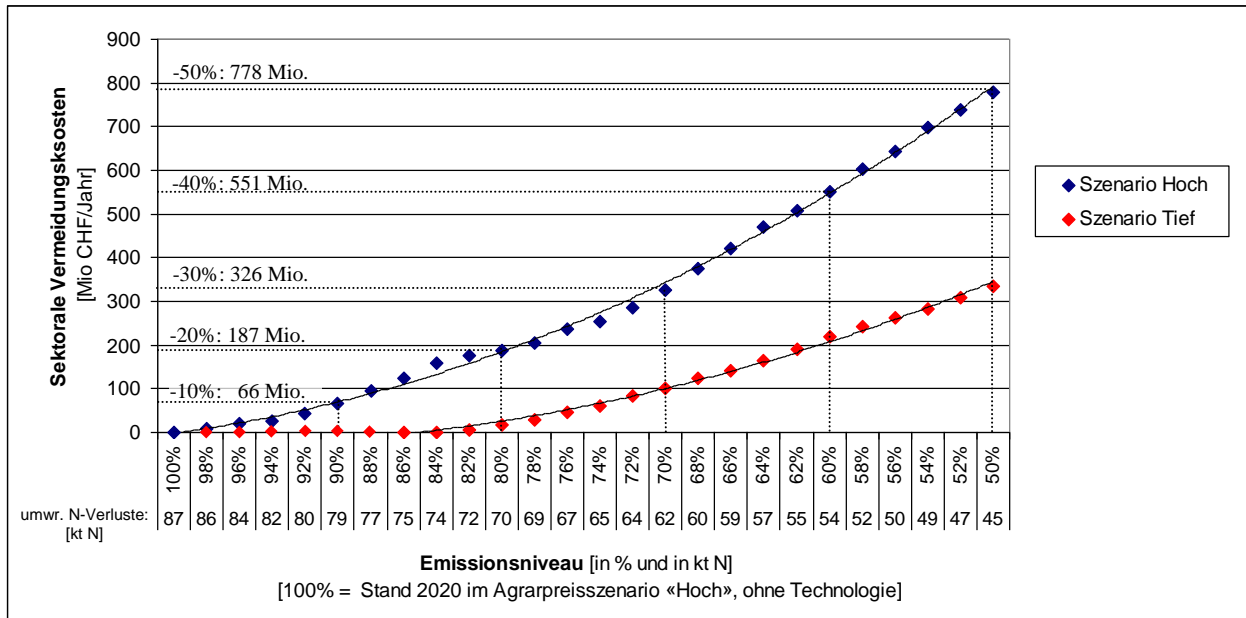
In diesem Abschnitt werden die Modellergebnisse der Sensitivitätsszenarien dargestellt, welche sowohl für eine Reduktion der Summe der umweltrelevanten N-Emissionen durchgeführt wurde (s. Abschnitt 7.3.1) als auch für eine Reduktion der beiden Hauptfraktionen Ammoniak und Nitrat separat (s. Abschnitt 7.3.2).

7.3.1 Vermeidungskosten einer Reduktion der umweltrelevanten N-Emissionen

Totale Vermeidungskosten: In Abbildung 19 ist der Verlauf der totalen sektoralen Vermeidungskosten für eine Reduktion der umweltrelevanten N-Emissionen für das Zieljahr 2020 abgebildet. Die ansteigenden Kostenkurven beschreiben die landwirtschaftlichen Einkommenseinbussen, welche im Zieljahr 2020 zur Erreichung eines schrittweise verschärften Emissionszieles anfallen würden. Die Basis (100%) entspricht dabei dem Emissionsniveau im Jahr 2020, welches unter der Annahme resultiert, dass sich die N-Emissionen frei entwickeln können und keine technischen Minderungsmaßnahmen eingesetzt werden (Referenz-Emissionen = 100% = 87 kt umweltrelevante N-Emissionen pro Jahr).

Es zeigt sich, dass der Kurvenverlauf mit zunehmender Verschärfung des Reduktionsziels erwartungsgemäss überproportional ansteigt. Währenddem eine 10%ige Reduktion 66 Mio CHF bzw. durchschnittlich 7.9 CHF/kg kostet, kosten weitere 10% bereits 121³¹ Mio CHF bzw. insgesamt 187 Mio CHF gegenüber der Referenz-Situation im Jahr 2020, bei welcher sich die N-Emissionen frei entwickeln können.

Abbildung 19: Totale sektorale Vermeidungskosten einer Reduktion umweltrelevanter N-Verluste für das Jahr 2020



Bemerkung: 100% = Emissionsniveau im Jahr 2020 bei unbeschränkten N-Emissionen (=Referenz-Emissionen)

Im Weiteren zeigt die Abbildung, dass die totalen Vermeidungskosten im Agrarpreisszenario *Tief* systematisch tiefer liegen als diejenigen im Agrarpreisszenario *Hoch*. Eine 20%ige Reduktion der Emissionen auf knapp 70 kt hätte im Agrarpreisszenario *Hoch* für den Sektor interne Anpassungskosten von ca. 187 Mio CHF zur Folge. Demgegenüber wäre die gleiche Zielsetzung im Agrarpreisszenario *Tief* fast ohne zusätzliche Kosten erreichbar. Der Grund dafür liegt darin, dass die Veränderung des landwirtschaftlichen Portfolios im Agrarpreisszenario *Tief* – ohne allfällige Begleitmassnahmen in Ackerbau und Tierhaltung – im Modell 'automatisch' zu einer starken Reduktion der umweltrelevanten N-Emissionen auf gegen 72 kt N pro Jahr führt. Die Vermeidungskosten steigen im Szenario *Tief* erst ab einer Reduktionsminderung von mehr als 20% substantiell an.

³¹ s. Abbildung 19 → Differenz zwischen 66 Mio (bei -10% der Emissionen) und 187 Mio CHF (bei -20% der Emissionen)

Diese Entwicklung wäre die Folge davon, dass aufgrund des Rückgangs der Wettbewerbsfähigkeit im Ackerbau einerseits die Nitratemissionen stark zurückgehen würden und andererseits auch die Ammoniakemissionen aufgrund rückläufiger Mastaktivitäten abnehmen würden (v.a. Schweine- und Munimast). Diesbezüglich gilt es allerdings anzumerken, dass die in der Schweiz wegfallende Produktion bei unverändertem Konsum aus dem Ausland importiert werden müsste und es unter diesen Umständen zu einer Verlagerung der Emissionen ins Ausland kommen würde. Auch allfällige Begleitmassnahmen, bspw. für ackerbauliche Aktivitäten, könnten dazu führen, dass das gegenwärtige landwirtschaftliche Portfolio annähernd aufrechterhalten wird. In diesem Fall käme es trotz Freihandels(preis)bedingungen auch nicht zu einer derart starken 'automatischen' Emissionsreduktion, wie sie vom Modell berechnet wird.

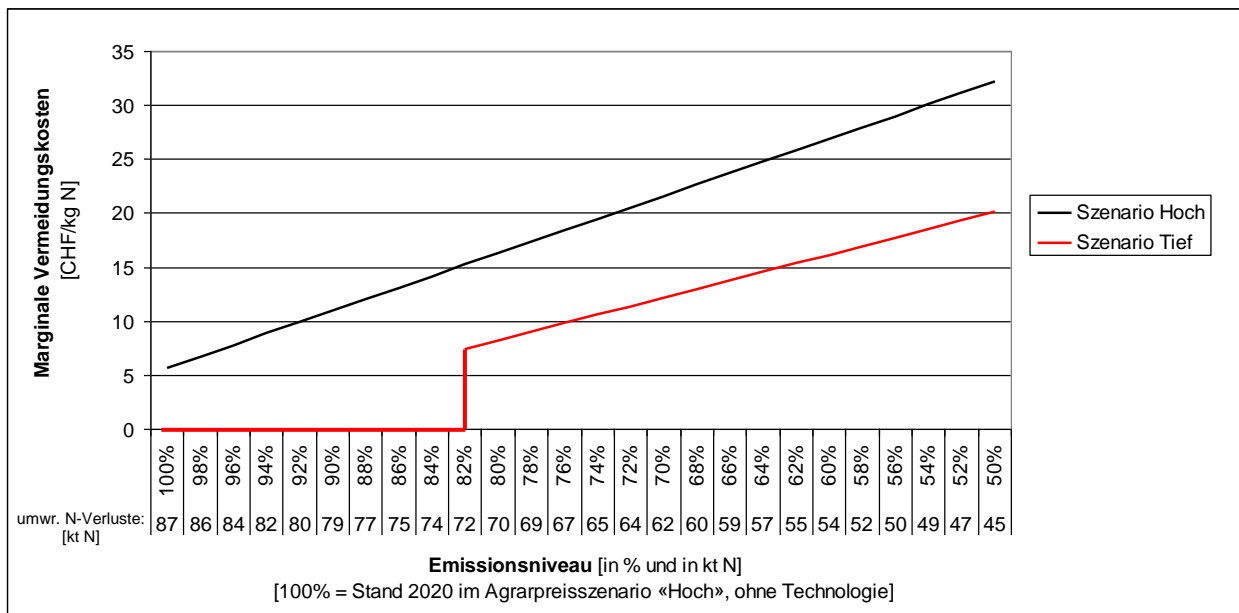
Bemerkungen zu den berechneten Vermeidungskosten: Wie im anschliessenden Abschnitt 7.4 noch detailliert erläutert wird, enthält die vom Modell gewählte Minderungsstrategie neben der Anwendung der berücksichtigten Minderungsmassnahmen auch eine deutliche Anpassung des landwirtschaftlichen Portfolios (z.B. weniger Rindvieh, weniger Ackerbau, weniger landwirtschaftliche Arbeitskräfte). Vor diesem Hintergrund muss darauf hingewiesen werden, dass die in obiger Grafik abgebildeten Vermeidungskosten – in der Form einer sektoralen Einkommensminderung – keine umfassende volkswirtschaftliche Kostenbetrachtung darstellen. Hierzu müssten zusätzlich die Ausgabeneinsparungen des Staates infolge der Reduktion der agrarischen Produktion mit einbezogen werden. Folglich müssten von den ausgewiesenen Kosten der Landwirtschaft die eingesparten Direktzahlungen und andere staatliche produktgebundene Stützungen in Abzug gebracht werden, welche infolge des Rückgangs des Tierbestandes und der aufgegebenen Fläche nicht mehr ausbezahlt würden. Um zu den effektiven volkswirtschaftlichen Kosten zu gelangen müssten zusätzlich die sozialen Kosten berücksichtigt werden, die dadurch entstehen, dass unter Umständen für ein Teil der Landwirte, welche die landwirtschaftliche Produktion aufgeben, ausserhalb der Landwirtschaft keine Erwerbsmöglichkeit besteht. Dies würde dem staatlichen Sozialsystem allenfalls zusätzliche Kosten verursachen, welche in die Gesamtrechnung mit einfliessen müssten.

Im Weiteren werden mit der verwendeten Methodik zudem lediglich kosteneffiziente Minderungsstrategien in Abhängigkeit eines vorgegebenen Emissionsziels evaluiert, ohne dabei die Frage nach der Allokation der anfallenden Kosten zur Emissionsminderung zu behandeln. Zu welchem Anteil allfällige Einkommensausfälle in der Realität durch die öffentliche Hand (Kan-

tone, Bund) getragen würden³² und zu welchem Teil die Kosten vom Sektor selbst getragen werden, bleibt letztlich Gegenstand der politischen-administrativen Diskussion und Entscheidungsfindung.

Marginale Vermeidungskosten: Der Verlauf der marginalen³³ sektoralen Vermeidungskosten (Vermeidungskosten) ist in nachfolgender Abbildung 20 dargestellt. Daraus geht hervor, dass im Agrarpreisszenario *Hoch* die ersten N-Einheiten ab ca. 5 CHF/kg N reduziert werden könnten. Dieser Betrag steigt mit zunehmender Emissionsreduktion an und beträgt bei einer Halbierung der Referenz-Emissionen im Jahr 2020 etwa 33 CHF/kg N. Im Agrarpreisszenario *Tief* findet eine 16%ige Reduktion auf ca. 72 kt N 'automatisch' statt, weshalb bis zu diesem Emissionsniveau keine Vermeidungskosten in Form zusätzlicher Einkommenseinbussen für die Landwirtschaft verursacht werden. Erst, wenn das Emissionsziel gegenüber dem Referenz-Emissionsniveau um 18% oder mehr reduziert werden soll, kommt es zu marginalen Vermeidungskosten ab 7 CHF/kg N. Dieser Betrag steigt bis auf 20 CHF/kg N, falls eine Halbierung der Referenz-Emissionen erreicht werden soll.

Abbildung 20: Marginale sektorale Vermeidungskosten einer Reduktion umweltrelevanter N-Verluste



³² wie bspw. im Falle der Ressourcenprogramme für eingesetzte Vermeidungstechniken (z.B. Schleppschlauchein satz)

³³ **Bemerkung:** die marginalen Vermeidungskosten ergeben sich aus der 1. Ableitung der Funktion der totalen Vermeidungskosten. Da sich die totalen Vermeidungskosten (TC)* – ausgedrückt in Mio CHF pro Jahr – in der Form eines Polynoms 2. Grades beschreiben lassen, steigen die marginalen Vermeidungskosten (MC)** linear an.

* $TC^{Hoch} [\text{Mio. CHF/a}] = 0.3168x^2 + 5.6979x$, bzw. $TC^{Tief} [\text{Mio. CHF/a}] = 0.3168x^2 + 5.6979x$

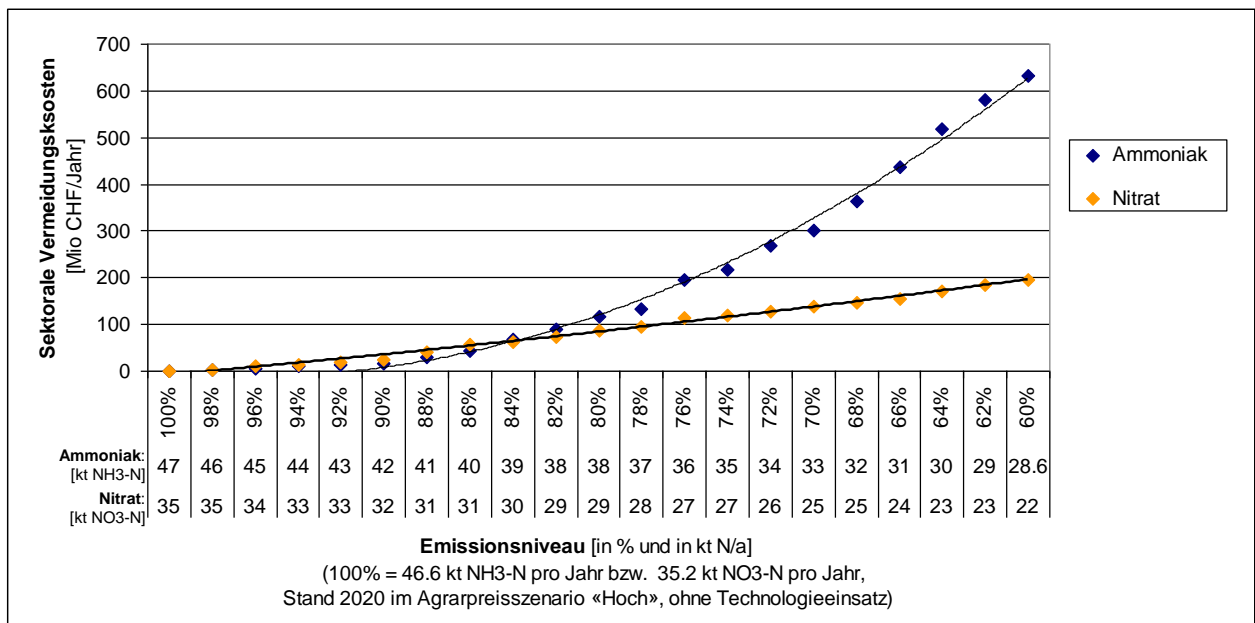
** $MC^{Hoch} [\text{CHF/kg N}] = 0.634x + 5.7$ bzw. $MC^{Tief} [\text{CHF/kg N}] = 0$ bis zu einer Emissionsreduktion von 16%, danach $= 0.565x + 7.5$,
 ...wobei x = absolute Emissionsreduktion in kt N

Im Weiteren geht aus der Abbildung hervor, dass die Steigung der marginalen Vermeidungskostenkurve im Agrarpreisszenario *Tief* geringer ist als im Agrarpreisszenario *Hoch*. Dies bedeutet, dass die mit einer bestimmten Emissionsreduktion einhergehenden Einkommenseinbussen im Szenario *Tief* weniger stark ausfallen als im Szenario *Hoch*. Die Begründung dafür liegt darin, dass das Einkommenspotential bzw. die Gewinnmarge der landwirtschaftlichen Aktivitäten bei niedrigen Agrarpreisen kleiner ist, als im Hochpreisszenario. Wenn nun zur Zielerreichung gewisse landwirtschaftliche Aktivitäten aufgegeben werden müssen, ist folglich auch die Einkommenseinbusse im Tiefpreisszenario geringer, als im Hochpreisszenario

7.3.2 Vermeidungskosten einer separaten Reduktion der Ammoniak- und Nitratemissionen

Totale Vermeidungskosten: Die totalen sektoralen Vermeidungskosten für eine separate Reduktion der mengenmässig bedeutsamsten³⁴ Ammoniak- bzw. Nitratfraktion werden in Abbildung 21 für das Agrarpreisszenario *Hoch* dargestellt. Die Ergebnisse für das Agrarpreisszenario *Tief* werden weggelassen, da sie keinerlei zusätzlichen Informationsgehalt aufweisen, welcher für die Klärung der vorliegenden Forschungsfragen von Bedeutung wäre.

Abbildung 21: Totale sektorale Vermeidungskosten einer Ammoniak- und Nitratreduktion



Die Resultate zeigen, dass eine Reduktion der Ammoniakemissionen von ca. 16% gegenüber dem Referenzniveau in etwa gleich viel kostet wie beim Nitrat. Eine maximal 20%ige Emissionsreduktion – sowohl bei Ammoniak als auch bei Nitrat – wäre mit Kosten von jeweils 100 Mio

³⁴ Ammoniak und Nitrat machen zusammen mehr als 90% der gesamten umweltrelevanten N-Emissionen aus. Die übrigen N-Fractionen Lachgas und Stickoxid belaufen sich folglich auf weniger als 10%.

CHF pro Jahr verbunden. Darüber hinausgehende Emissionsreduktionen sind beim Ammoniak dann aber deutlich teurer als beim Nitrat. Mit anderen Worten: Ab einer Emissionsreduktion von mehr als 20% sind die Nitratemissionen zunehmend günstiger zu reduzieren, als die Ammoniakemissionen – und dies, obwohl beim Nitrat praktisch keine technischen Massnahmen zur Emissionsreduktion verfügbar sind.

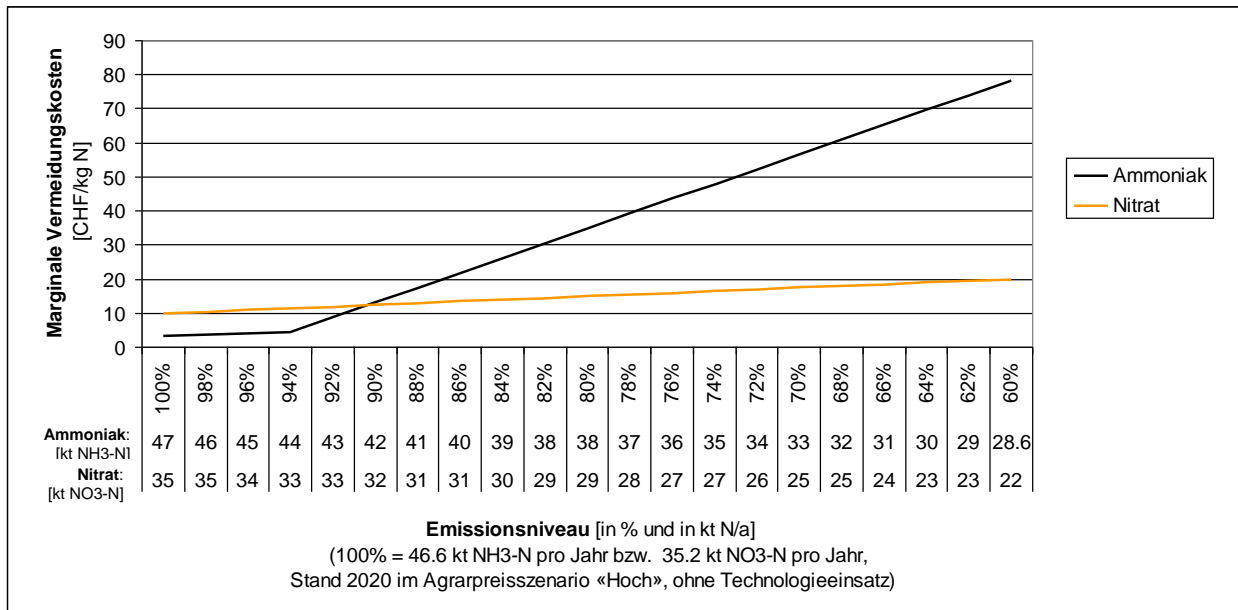
Die Ursache für diesen Befund liegt darin, dass beim Ammoniak i) der Einsatz der berücksichtigten technischen Minderungsmaßnahmen oder ii) die Möglichkeit von Anpassungen im Management-Bereich (Leistungssteigerung, Kraftfutteranteil erhöhen, Weideanteil erhöhen) nicht ausreichen, um eine derart einschneidende Emissionsvorgabe noch zu erfüllen. Eine 20% bis 50%ige Emissionsreduktion wäre folglich nur noch mit einer gewissen Reduktion des Tierbestandes möglich. Da die Tierhaltung aber Wertschöpfungs-intensiver ist als die ackerbauliche Pflanzenproduktion, führt ein Abbau bei den tierischen Aktivitäten zu deutlich höheren Einkommenseinbussen – und damit zu höheren Vermeidungskosten – als bei einem Rückgang der pflanzenbaulichen Aktivitäten.

Demgegenüber wird beim Nitrat die erforderliche Reduktion hauptsächlich durch eine veränderte Flächennutzung erreicht, v.a. durch eine Reduktion der Ackerfläche und einer Ausdehnung der (extensiven) Wiesenflächen. Diese Art der Anpassung hat deutlich tiefere Einkommenseinbussen zur Folge, als die Reduktion von Tierbeständen, was durch zwei Hauptursachen erklärt werden kann: erstens ist das Einkommenspotential der alternativen, nitratarmen Aktivitäten (z.B. extensive Wiesen oder Rotationsbrachen) gegenüber den nitratreichen Ackerkulturen, welche aufgegeben werden, nur geringfügig tiefer. Damit kann der Tierbestand auf dem Niveau in der Referenzsituation (freie Emissionsentwicklung) beibehalten werden, womit sich empfindliche Einkommenseinbussen vermeiden lassen. Zweitens kann durch diese Landnutzungsänderung gleichzeitig auch der Mineraleinsatz gesenkt werden, was sich ebenfalls positiv auf die Nitratemissionen auswirkt.

Es bleibt an dieser Stelle darauf hinzuweisen, dass die durchgeführte Sensitivitätsanalyse zur Bestimmung der Vermeidungskosten stark geprägt ist von den im Modell verfügbaren Massnahmen und dem maximal möglichen Verbreitungspotential dieser Massnahmen. Vor diesem Hintergrund muss relativiert werden, dass die Vermeidungskosten umso tiefer ausfallen würden, je mehr zusätzliche Massnahmen berücksichtigt werden könnten. Die Vermeidungskosten könnten dabei umso stärker gesenkt werden, i) je kostengünstiger zusätzliche Massnahmen und ii) je grösser ihr technisches Verbreitungspotential wäre.

Marginale Vermeidungskosten: Der Verlauf der marginalen Vermeidungskosten in Abbildung 22 zeigt, dass die Vermeidungskosten je kg N bis zu einer rund 10%igen Reduktion beim Ammoniak mit 3-12 CHF/kg N noch tiefer liegen, als beim Nitrat (10-12 CHF/kg N). Die Begründung dafür liegt darin, dass die Ammoniakemissionen durch den Einsatz der berücksichtigten technischen Minderungsmassnahmen günstiger reduziert werden können, als die Nitratemissionen, bei denen praktisch keine technologischen Minderungsmassnahmen zur Verfügung stehen. Sobald aber im Ammoniakbereich das Minderungspotential der Technologieoptionen von rund 10% ausgeschöpft ist, steigen auch die Vermeidungskosten einer Ammoniakreduktion viel stärker an als beim Nitrat und betragen bei einer 40%igen Emissionsreduktion fast 80 CHF/kg N. Demgegenüber liegen die Vermeidungskosten einer 40%igen Nitratreduktion bei lediglich 20 CHF/kg N.

Abbildung 22: Marginale sektorale Vermeidungskosten einer Ammoniak- und Nitratreduktion



Fazit: Sobald substantielle Anpassungen im Management oder bei den Tierbeständen vorgenommen werden müssen, um ein vorgegebenes Ammoniakziel zu erreichen, ist eine Reduktion der Ammoniakemissionen wesentlich teurer als eine Reduktion der Nitratemissionen, da letztere – relativ kostengünstig – mit einer veränderten Flächennutzung und reduziertem Mineraldünger-einsatz erreicht werden kann.

7.4 Minderungsstrategien in Abhängigkeit des Reduktionsziels

In diesem Abschnitt werden die Minderungsstrategien dargestellt, mit denen die im vorherigen Abschnitt dargestellten Emissionsreduktionen erreicht werden können. Die modellintern

festgelegte Minderungsstrategie wird vom Modell derart festgelegt, dass eine vorgegebene Emissionsreduktion mit geringst möglichen Einkommenseinbussen erreicht wird (→ kosteneffiziente Minderungsstrategie). Es sei vorweggenommen, dass sich eine derartige Minderungsstrategie zur Erreichung einer maximal 50%igen Emissionsreduktion aus einer Vielzahl unterschiedlicher Massnahmen in den Bereichen i) Technologieeinsatz, ii) Anpassung in der betrieblichen Praxis und iii) Anpassung bei den landwirtschaftlichen Aktivitäten zusammensetzt.

Die vier Teil-Graphiken in Abbildung 23 geben einen Überblick über die modellinternen Minderungsstrategien in den einzelnen Bereichen. Teil-Graphik A zeigt die Entwicklung der expliziten Minderungstechnologien, um ein zunehmend restriktives Emissionsziel zu erreichen (bis max. -25%). Teilgraphik B enthält die Entwicklung der Massnahmen aus der betrieblichen Praxis und die Teilgraphiken C und D bilden den entsprechenden Verlauf des Tierbestandes und der Flächennutzung ab. An dieser Stelle wird explizit festgehalten, dass ein bestimmtes Emissionsziel durch die Summe der Entwicklung aller Massnahmen innerhalb der vier Teilgraphiken erreicht wird.

Der Kurvenverlauf in den Teil-Grafiken beginnt jeweils auf dem Referenz-Niveau des Jahres 2020, bei welchem sich die N-Emissionen frei entwickeln können. Das Ende der Kurve auf der rechten Seite der Grafik entspricht der Situation, bei der eine 50%ige Emissionsreduktion der totalen umweltrelevanten N-Verluste gegenüber dem Referenz-Niveau im Jahr 2020 realisiert wird. Auf der Rechtsachse sind stets die marginalen Vermeidungskosten aufgetragen. Daraus kann das Vermeidungskostenniveau in CHF/kg einer reduzierten N-Einheit abgeleitet werden, welches mit einer bestimmten Reduktionsleistung und einer dazugehörigen Massnahmenkombination einhergeht.

7.4.1 Teilgraphik A: Emissionsminderung durch Technologie

Teilgraphik A zeigt, wie der Einsatz der im Modell berücksichtigten technischen Minderungsmassnahmen mit zunehmender Emissionsreduktion ausgedehnt wird, was primär zu einer Reduktion der Ammoniakemissionen führt. Am kostengünstigsten sind dabei der Einsatz des Schleppschlauchverteilers und die Abdeckung der noch offenen Hofdüngerlager. Diese beiden Massnahmen werden bereits beim ersten Emissionsreduktionsschritt von 2% bzw. bei marginalen Vermeidungskosten von 7 CHF/kg N eingesetzt. Der Einsatz dieser beiden Massnahmen nimmt mit zunehmender Verschärfung der maximal erlaubten N-Verluste schrittweise zu, allerdings immer nur so stark, wie es zur Erreichung des nächsten Emissionsreduktionsschritts erforderlich ist.

Da der **Schleppschlaucheinsatz** auch für die Sensitivitätsanalyse auf den maximalen Verbreitungsgrad von 60% der ausgebrachten Gülle beschränkt wird, kann dieser nicht mehr weiter zunehmen sobald diese Grenze erreicht wird. Demgegenüber wird das Potential der Hofdüngerabdeckung mit zunehmend verschärftem Reduktionsziel bis zur technischen Grenze umgesetzt, d.h. bis 100% der noch offenen Güllelager abgedeckt sind.

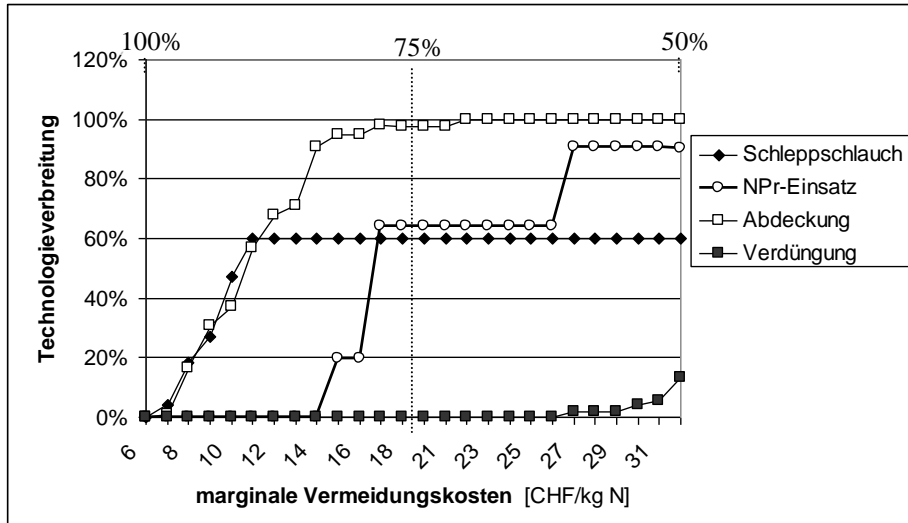
Der Einsatz von **NPr-Futter** in der Schweinemast wird ab einem Vermeidungskostensatz von 15 CHF/kg N induziert. Bei einer 50%igen Reduktion der umweltrelevanten N-Emissionen bzw. bei Vermeidungskosten von 17 CHF/kg N ist das Potential des NPr-Einsatzes bei Mastschweinen ausgenutzt. Das bedeutet, dass an diesem Punkt in der Schweinemast 100% NPr-Futter eingesetzt wird. Dies entspricht gut 60% der totalen Schweine-GVE (d.h. Ferkel-GVE + Mastschweine-GVE + Muttersauen-GVE). Der NPr-Einsatz bei Muttersauen ist gemäss den Modellergebnissen erst ab einem Vermeidungskostensatz von 27 CHF/kg N wirtschaftlich. Dies ist dadurch begründet, dass die Mehrkosten für NPr-Futter sowohl für Mast- als auch für Zuchtschweinefutter pauschal auf 1 CHF/dt festgelegt wurden. Während diese Mehrkosten bei den Zuchtschweinen lediglich eine Reduktion des Rohproteingehaltes um 10g/kg Futter realisieren, wird mit denselben Mehrkosten je dt Futter bei den Mastschweinen aber eine Reduktion um 15 g RP/kg Futter erreicht (s. Abschnitt 4.1, Ausführungen zum NPr-Einsatz bei Schweinen). Folglich liegen die Vermeidungskosten des NPr-Einsatzes bei Zuchtschweinen höher als bei Mastschweinen.

Die Massnahme der **Gülleverdünnung** (1:3-Verdünnung) ist sehr teuer, und kann aus wirtschaftlicher Sicht erst ab einem Vermeidungskostensatz von 27 CHF/kg N einen (geringen) Beitrag zur Emissionsreduktion leisten. Folglich wird diese Massnahme auf weniger als 20% der ausgebrachten Gülle angewendet, selbst wenn ein Emissionsziel von -50% gegenüber dem Referenz-Niveau im Jahr 2020 erreicht werden soll.

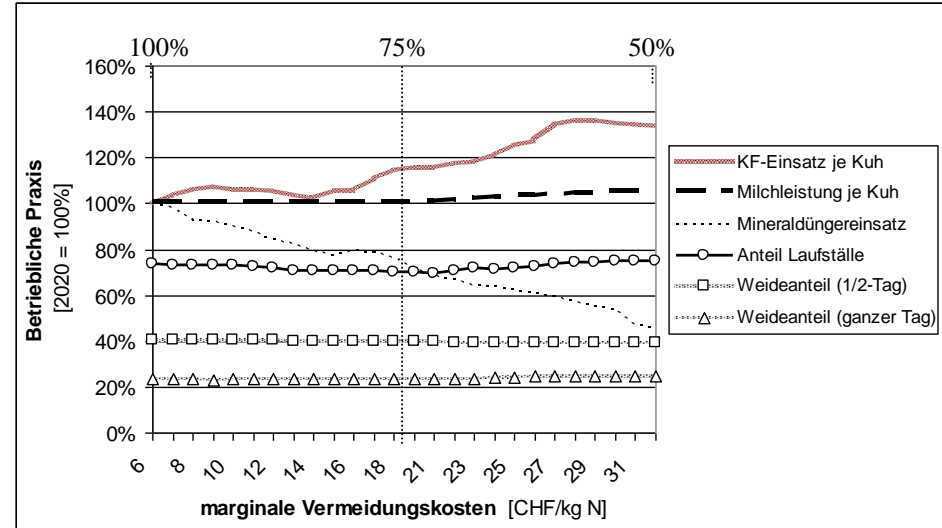
Die Massnahme der **ammoniakarmen Laufställe** erscheint nie in der kostengünstigen Minderungsstrategie zur Erreichung einer maximal 50%igen Emissionsreduktion. Diese Tatsache sollte allerdings nicht dahingehend interpretiert werden, dass diese Massnahme keinen wirtschaftlich sinnvollen Beitrag liefern kann. Vielmehr ist diese Tatsache im methodischen Vorgehen bei der Berechnung der Sensitivitätsanalyse begründet. Dabei werden die maximal zulässigen N-Emissionen gegenüber den Referenz-Emissionen im Rahmen einer Marginalbetrachtung schrittweise reduziert. Da die Berechnungen einer Marginalbetrachtung im Jahr 2020 entsprechen – das heisst, die Zielerreichung muss in einem Jahresschritt erreicht werden – wird der Beitrag von Massnahmen, deren Anwendungsgrad von der strukturellen Referenz-Situation im Jahr 2020 abhängen, unterschätzt.

Abbildung 23: Kostenminimale Vermeidungsstrategie zur Erreichung einer 50%igen Emissionsreduktion der umweltrelevanten N-Emissionen

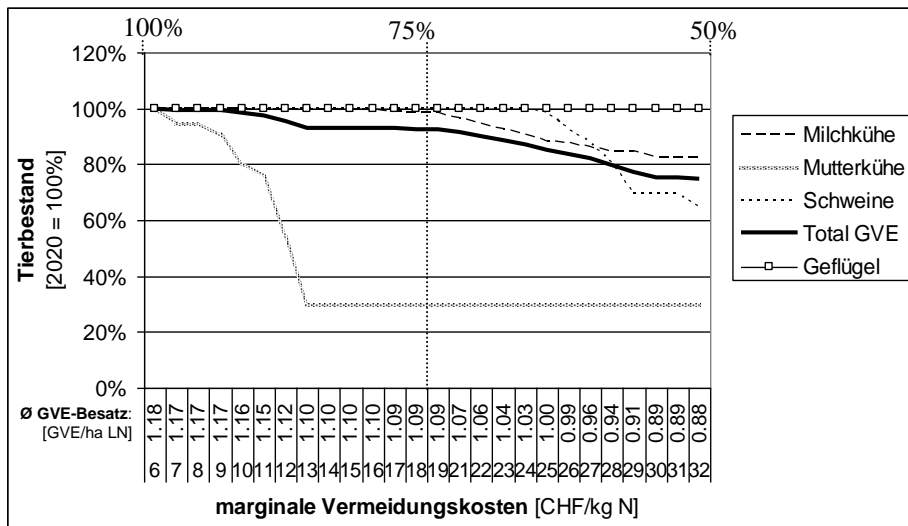
A) Emissionsminderung durch Technologie



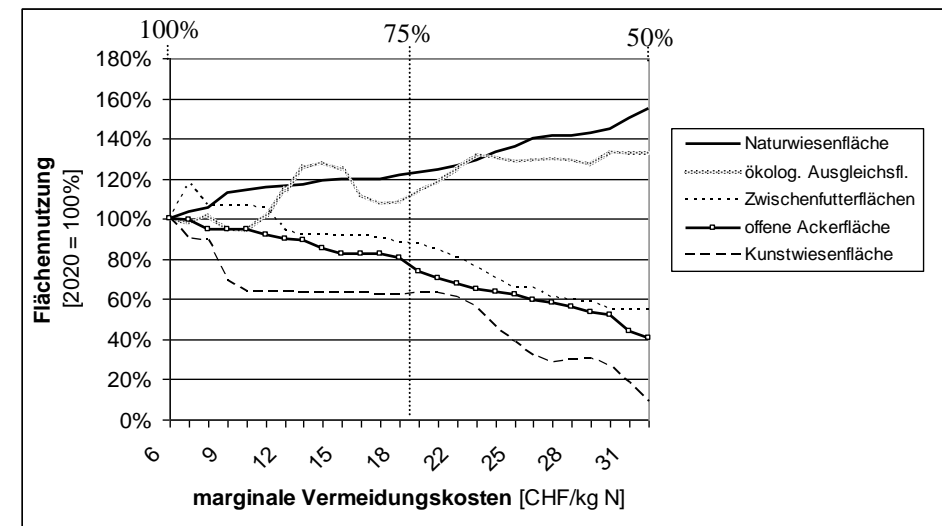
B) Emissionsminderung durch Management



C) Emissionsminderung durch Anpassung des Tierbestandes



D) Emissionsminderung durch Anpassung der Flächennutzung



Mit anderen Worten: Wenn beim gewählten methodischen Vorgehen zur Emissionsreduktion ammoniakarme Laufställe in der Minderungsstrategie erscheinen sollen, dann bedeutet dies – bei gleichbleibender Anzahl Tiere –, dass im Modell ein bereits vorhandener, konventioneller Laufstall leer stehen würde und entsprechende ‚sunk costs‘ verursacht. Dies zusätzlich zu den Gebäudekosten des neu gebauten emissionsarmen Laufstalls. Es ist selbstredend, dass unter diesen Vorgaben der Einsatz emissionsarmer Laufställe viel zu hohe Vermeidungskosten aufweisen würde, als dass diese Massnahme in der vom Modell gewählten Minderungsstrategie Platz finden würde. Hätte man ein alternatives Vorgehen gewählt, bei dem ein Emissionsziel über einen längeren Zeitraum von bspw. 10 Jahren hätte erreicht werden können³⁵, dann wäre die Massnahme ammoniakarmer Laufställe unter Umständen Teil der kostengünstigsten Minderungsstrategie gewesen, da in diesem Falle abbeschriebene konventionelle Laufställe über die Zeit mit ammoniakarmen Laufställen hätten ersetzt werden können. Wie aus Tabelle 11 und Tabelle 12 (S.58) zu entnehmen ist, läge das Reduktionspotential der ammoniakarmen Laufställe bei dieser Variante zwischen 0.8%³⁶ und 3.8%³⁷ der Ammoniakverluste.

Vor dem Hintergrund, dass gegenwärtig keine gesetzlichen Vorschriften existieren, welche die Landwirte bis im Jahr 2020 zu einer verbindlichen Emissionsreduktion verpflichten (z.B. -20%), hätte das alternative Vorgehen – welches von bindenden Vorschriften ausgeht – zu einer Überschätzung des Reduktionspotentials für das Jahr 2020 geführt. Denn die Landwirte legen in der Realität – entgegen der simulierten Situation im alternativen Vorgehen – ihre Produktionsplanung bis im Jahr 2020 unabhängig von gesetzlichen Auflagen bezüglich Minderungsleistungen im N-Bereich fest. Das aus solchen Modellergebnissen hergeleitete Emissionsminderungspotential bis im Jahr 2020 wäre deshalb überschätzt worden und daraus abgeleitete Etappenziele würden womöglich unrealistisch ambitiös angesetzt. Da es in der vorliegenden Arbeit darum ging, Entscheidungsgrundlagen für realistische Etappenziele für das Zieljahr 2020 zu erarbeiten, ist der gewählte Ansatz einer Marginalbetrachtung im Jahr 2020 dem alternativen Vorgehen jedoch vorzuziehen. Dennoch wird darauf hingewiesen, dass in der Realität solche Ställe gebaut werden und solche Emissionsreduktionen in den Ergebnissen der Sensitivitätsberechnungen – aufgrund der erwähnten Methodik – nicht enthalten sind.

³⁵ z.B. -20% in 10 Jahren gäbe eine jährliche Emissionsreduktion um 2%

³⁶ 20% ammoniakarme Laufställe (s. Tabelle 11)

³⁷ 100% ammoniakarme Laufställe (s. Tabelle 12)

7.4.2 *Teilgraphik B: Emissionsminderung durch Massnahmen der betrieblichen Praxis*

Teilgraphik B gibt Aufschluss, über die im System stattfindenden Veränderungen von Massnahmen aus der betrieblichen Praxis. Mit Ausnahme des Mineräldüngereinsatzes wirken auch diese Massnahmen hauptsächlich auf die Ammoniakfraktion emissionsmindernd und weniger auf die Nitratemissionen.

Der Kraftfuttereinsatz beim Milchvieh steigt von anfangs 780 kg/Kuh auf knapp 1050 kg/Kuh um 34% an, falls die umweltrelevanten N-Verluste gegenüber den Referenz-Emissionen um 50% reduziert werden müssen. Demgegenüber findet bei der Milchleistung lediglich eine Steigerung um 5% und zwar von 6'600 kg/Kuh in der Referenzsituation 2020 auf 6'940 kg/Kuh statt, falls die Emissionen halbiert werden müssen. Der leistungssteigernde Effekt kommt allerdings lediglich dadurch zu Stande, dass es zur Einhaltung der zunehmend verschärften Emissionsobergrenze primär zu einer Reduktion der leistungsschwächeren Milchviehbestände kommt. Die in der Produktion verbleibenden leistungstärkeren Bestände drücken folglich die Durchschnittsleistung leicht nach oben. Allerdings darf aus dieser Entwicklung erneut nicht geschlossen werden, dass eine gezielte Ausrichtung auf leistungsstarke Milchkühe kein substantielles Minderungspotential in sich birgt. Der Grund dafür ist erneut die in der Sensitivitätsanalyse durchgeführte Marginalbetrachtung, infolge derer es nicht möglich ist, den leistungsstarken Milchviehbestand über einen längeren Zeitraum aufzubauen und die leistungsschwächeren Tiere ihrer Ausscheidungsrate entsprechend aus der Produktion zu nehmen (Bem.: vergleiche dazu die Ausführungen zu den ammoniakarmen Laufställen im vorangehenden Abschnitt). Um den über einen längeren Zeitraum realisierbaren Effekt einer gezielten Leistungssteigerungsstrategie zu quantifizieren, müssten zusätzliche, methodisch anders gelagerte Berechnungen durchgeführt werden.

Im Weiteren zeigt die Teilgrafik B einen starken Rückgang des Mineräldüngerverbrauchs auf rund 45%, was hauptsächlich auf die simultan stattfindende Reduktion der offenen Ackerfläche zurückzuführen ist (s. Teilgraphik D). Während der Anteil Laufställe von 2007 bis 2020 noch von 53% auf 74%³⁸ zunimmt, verändert sich dieser Anteil im Rahmen der Sensitivitätsanalyse nicht wesentlich. Auch der Anteil der Tiere mit Halb- und Ganztagesweide nimmt mit zunehmender erforderlicher Emissionsreduktion nicht weiter zu. Dies liegt daran, dass im Modell die Weidehaltung bereits in der Referenz-Situation auf das maximal mögliche Ausmass ausgedehnt wird (Halbtagesweide im Durchschnitt maximal 40% des Bestandes, Ganztagesweide maximal 25%).

³⁸ Bem.: die Zunahme von 2007 bis 2020 ist nicht graphisch dargestellt. Der berechnete Anteil für das Jahr 2020 (76%) entspricht dem Ausgangspunkt in der Teilgraphik B

7.4.3 *Teilgraphik C: Emissionsminderung durch Anpassung des Tierbestandes*

Die in Teilgraphik C stattfindende Anpassung der Tierbestände hat in erster Linie erneut eine Reduktion der Ammoniakemissionen zur Folge. Allerdings werden infolge rückläufiger N-Ausscheidungen gleichzeitig auch die Nitratemissionen positiv beeinflusst. Es zeigt sich, dass bereits bei relativ geringen, über das Referenz-Niveau hinausgehenden Emissionsreduktionen, ein deutlicher Rückgang der Mutterkuhpopulation um rund 70% stattfindet. Diese Entwicklung reduziert den totalen GVE-Bestand um ca. 6%. Danach ist bis zu einer Emissionsreduktion von 25% kein weiterer Abbau der Tierbestände mehr zu beobachten. Das heisst, dass eine 25%ige Reduktion der umweltrelevanten N-Emissionen ohne substantielle Tierbestandesreduktion zu bewerkstelligen wäre (mit Ausnahme des erwähnten Rückgangs bei den Mutterkühen). Für darüber hinausgehende Emissionsreduktionen kommt es dann aber zusätzlich zu einem Rückgang des Milchviehbestandes auf ca. 82% des Referenz-Bestandes im Jahr 2020 (noch ca. 472'000 Tiere).

Ab einem Vermeidungskostensatz von ca. 25 CHF/kg N kommt es auch zu einer Schweinebestandesreduktion, welche bis zur Erreichung des 50%-Ziels ein Ausmass von -35% annimmt. Insgesamt ergeben die Anpassungen bei den Tierbeständen eine Reduktion der totalen Anzahl GVE um 25%. Der GVE-Besatz je ha LN sinkt durch die Summe dieser Anpassungen von 1.21 in der Referenzsituation auf 0.88, was ebenfalls einer Abnahme von 25% entspricht.

7.4.4 *Teilgraphik D: Emissionsminderung durch Anpassung der Flächennutzung*

Die dargestellten Anpassungen bei der Flächennutzung beeinflussen im Gegensatz zu den meisten bisherigen Massnahmen nicht die Ammoniakemissionen, sondern die Nitratemissionen. Bei moderaten Emissionsreduktionen zeigen die Modellresultate eine Umwandlung von Kunstwiesenfläche in Naturwiese, was folglich jene Massnahme mit den tiefsten Vermeidungskosten darstellt. Dies erstaunt nicht weiter, da bei Kunstwiese infolge des 2- bis 3-jährig stattfindenden Umbruchs deutlich mehr Nitrat ausgewaschen wird, als bei Naturwiese (45 kg N anstatt 13 kg N).

Im Weiteren kommt es relativ rasch auch zu einer Reduktion der offenen Ackerfläche zu Gunsten einer weiteren Ausdehnung der Naturwiesenfläche. Diese Massnahme wird bis zur 50%igen Reduktion der umweltrelevanten N-Verluste fortgeführt und führt zu einer Reduktion der offenen Ackerfläche auf rund 40% gegenüber der Referenz-Situation. Weil mit dem Rückgang der offenen Ackerfläche gleichzeitig auch das Flächenpotential für den Anbau von Zwischenkulturen rückläufig ist, geht auch der Zwischenfutteranbau ständig zurück. Dies obwohl der

Zwischenfutteranbau einen positiven Einfluss auf die Nitratemissionen hat. Allerdings ist der Nettoeffekt einer rückläufigen Ackerfläche trotz ebenfalls abnehmendem Zwischenfutteranbau Nitrat reduzierend³⁹.

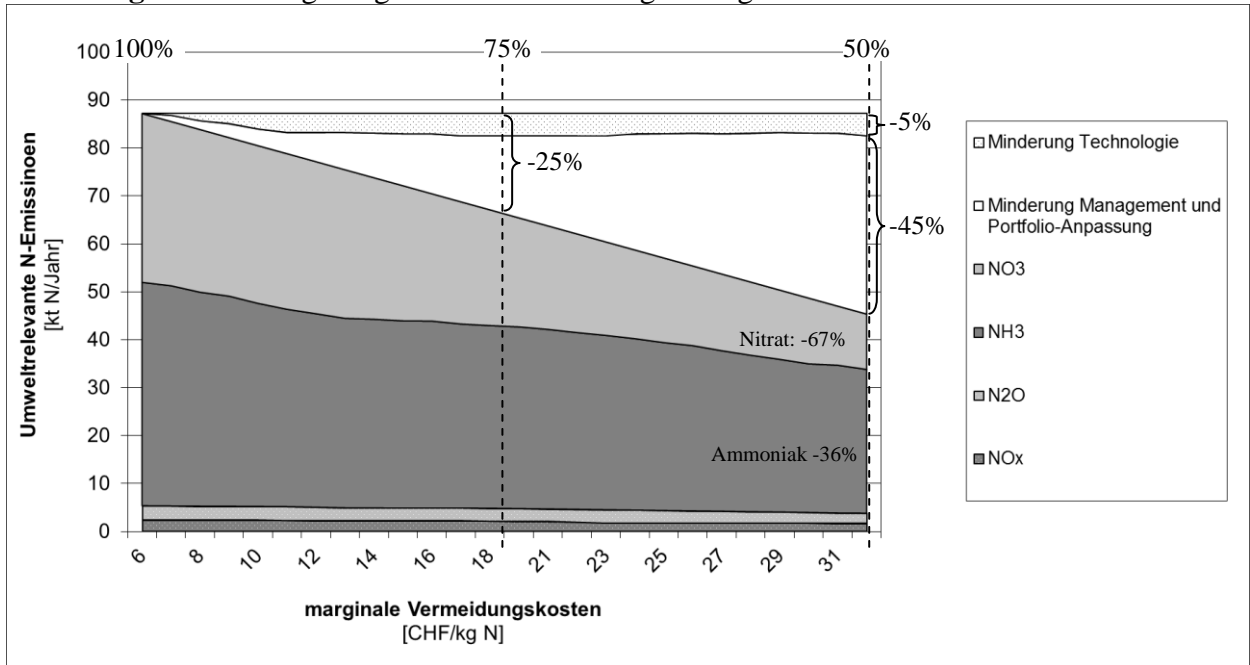
Die um bis zu 55% permanent ansteigende Naturwiesenfläche in der Teilgraphik D liegt darin begründet, dass die aufgegebene Ackerfläche (Kunstwiese und Ackerkulturen) allesamt in Naturwiese umgewandelt wird. Bei konstantem bzw. leicht rückläufigem Raufutterverzehrerbstand bedeutet dies eine Extensivierung auf der Wiesenfläche. Diese Entwicklung wird durch den deutlichen Anstieg der extensiven Wiesen sichtbar, auf denen nochmals 20% weniger Nitratemissionen anfallen, als auf intensiv genutzten Wiesenflächen.

7.5 Auswirkung der gewählten Minderungsstrategien auf die Entwicklung der umweltrelevanten N-Verluste

In diesem Abschnitt werden die mengenmässigen Auswirkungen der gewählten Minderungsstrategien auf die umweltrelevanten N-Emissionen dargestellt.

Die Auswirkungen der gewählten Minderungsstrategien auf die einzelnen N-Fractionen ist in Abbildung 24 festgehalten. Daraus geht hervor, dass die Summe der umweltrelevanten N-Fractionen linear zurückgeht, um am rechten Rand der Abbildung noch 50% der Referenz-Emissionen zu betragen. Es ist augenfällig, dass die Ammoniakemissionen deutlich weniger stark reduziert werden als die Nitratemissionen. Auch diese Erkenntnis vermag nicht zu überraschen, da die Analyse der Vermeidungskosten bereits deutlich gezeigt hat, dass eine substantielle Ammoniakemissionsreduktion deutlich teurer ist, als eine entsprechende Reduktion der Nitratemissionen. Folglich erreicht das Modell eine 50%ige Reduktion der umweltrelevanten N-Verluste mit einer kostengünstigsten Minderungsstrategie, welche die Ammoniakemissionen um unterdurchschnittliche 36% und die Nitratemissionen um überdurchschnittliche 67% reduziert.

³⁹ d.h., dass der Nitrat reduzierende Effekt einer Umwandlung der offenen Ackerfläche in Naturwiese grösser ist als der Nitrat steigernde Effekt eines abnehmenden Flächenpotentials für den Zwischenfutteranbau

Abbildung 24: Wirkung der gewählten Minderungsstrategien auf die N-Fractionen

Es zeigt sich, dass die Ammoniakemissionen nur zu Beginn etwas stärker zurückgehen. Dies ist hauptsächlich auf den dort stattfindenden Einsatz der ausgewählten technischen Massnahmen zurückzuführen. Diese Emissionsminderung infolge technischer Minderungsmaßnahmen ist in der Abbildung zudem auch durch den gepunkteten Balken dargestellt. Die weiss ausgefüllte Komplementärfläche entspricht folglich demjenigen Reduktionsanteil, welcher i) durch Anpassungen im Betriebsmanagement und ii) vor allem durch Anpassungen bei den Tierbeständen und der Flächennutzung realisiert wird.

Der Vergleich des Verlaufs der gepunkteten Fläche mit der weiss Fläche zeigt, dass die erforderliche Emissionsreduktion nur solange etwa zu gleichen Teilen durch Technologieeinsatz (gepunktet) und Anpassungen im Betriebsmanagement und im Portfolio passiert (weiss), wie die marginalen Vermeidungskosten tiefer als ca. 11 CHF/kg N sind. Danach ist der Grossteil des Potentials der ausgewählten technischen Minderungsmaßnahmen im Ammoniakbereich bereits ausgeschöpft und es beginnt ein Bereich, indem die schrittweise verschärften Emissionsziele hauptsächlich durch eine Reduktion der Nitratemissionen erreicht werden. Die Ammoniakemissionen selber gehen erst später wieder etwas stärker zurück, wenn es zur Reduktion des Milchvieh- und Schweinebestandes kommt.

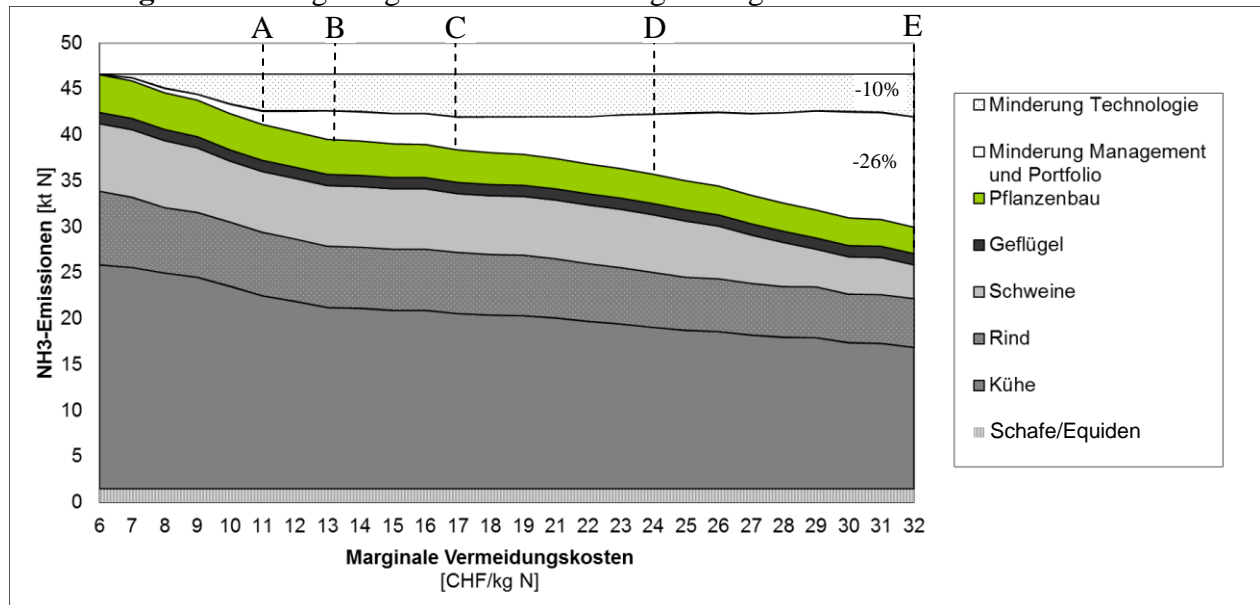
Folglich kann festgehalten werden, dass der Beitrag der ausgewählten technischen Minderungsmaßnahmen zur Reduktion der umweltrelevanten N-Verluste ziemlich beschränkt ist und

ca. 5% beträgt. In diesem Zusammenhang muss aber ausdrücklich darauf hingewiesen werden, dass bei dieser Abschätzung des technologischen Minderungspotentials lediglich die in 4.1 ausgewählten technischen Massnahmen berücksichtigt sind.

7.5.1 Analyse der Entwicklung bei den Ammoniakemissionen

Die Auswirkungen der gewählten Minderungsstrategien auf die Höhe der Ammoniakemissionen ist in Abbildung 25 detailliert dargestellt. Aus der Abbildung geht deutlich hervor, dass die Ammoniakemissionen bis zu Vermeidungskosten von weniger als 11 CHF/kg N praktisch nur durch Technologie reduziert werden (bis zu Punkt A). Danach braucht es (teurere) Anpassungen in der betrieblichen Praxis und dem landwirtschaftlichen Portfolio. So wird eine zusätzliche Emissionsreduktion bis zu Punkt B v.a. durch die Reduktion des Mutterkuhbestandes erreicht. Von Punkt B bis C werden die Ammoniakemissionen nur noch geringfügig reduziert und zwar durch Anpassungen bei der betrieblichen Praxis (z.B. Erhöhung des Kraftfutteranteils in der Milchviehration). Die Emissionsreduktion von C nach D ist – neben dem geringfügigen Einfluss der Veränderungen in der betrieblichen Praxis – hauptsächlich durch den einsetzenden Abbau des Milch- und Rindviehbestandes begründet. Die verbleibende Emissionsreduktion von D nach E wird dann hauptsächlich noch über den Rückgang des Schweinebestandes realisiert.

Abbildung 25: Wirkung der gewählten Minderungsstrategien auf die Ammoniakemissionen

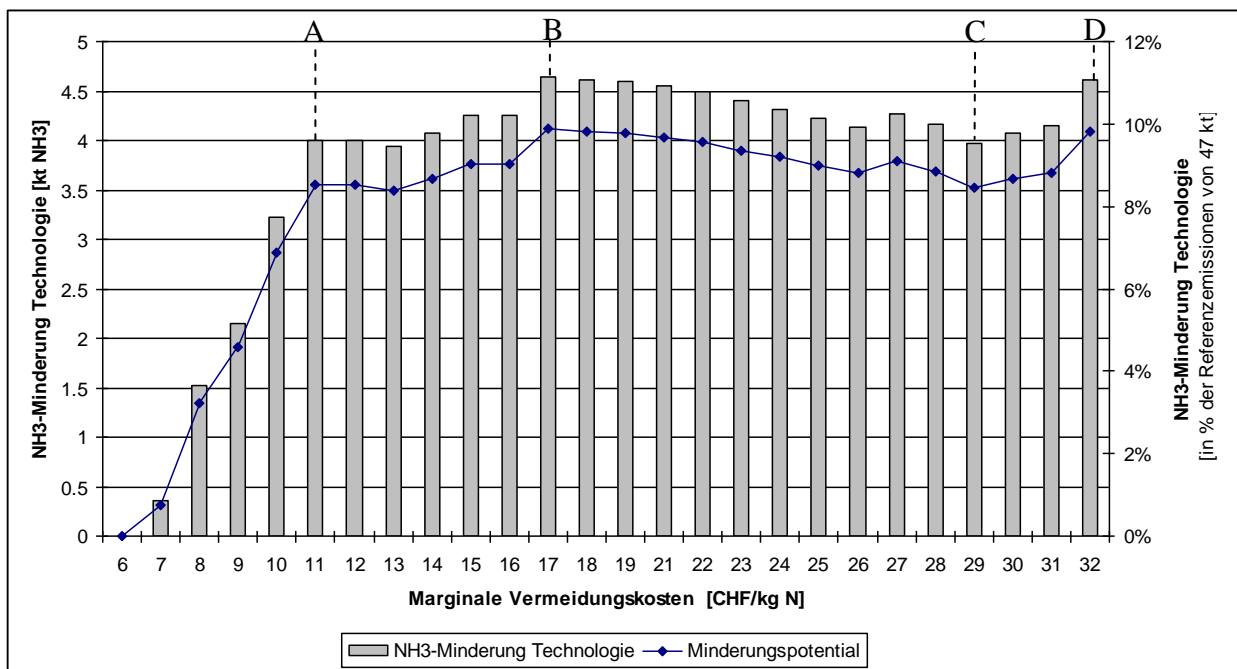


Legende: A: Emissionsreduktion hauptsächlich durch Technologieeinsatz
 B: zusätzliche Emissionsreduktion durch Reduktion des Mutterkuhbestandes
 C: zusätzliche Emissionsreduktion durch Erhöhung des Kraftfutteranteils in der Milchviehration
 D: zusätzliche Emissionsreduktion durch Reduktion des Milch- und Rindviehbestandes
 E: zusätzliche Emissionsreduktion durch Reduktion des Schweinebestandes

Die Ammoniak-Emissionen sinken insgesamt von anfänglich 47 kt um 36% auf 30 kt. Davon werden maximal 4.5 kt N durch den Einsatz der ausgewählten technischen Minderungsmaßnahmen reduziert. Gemessen an den Basis-Ammoniak-Emissionen sind dies rund 10%.

Die Entwicklung der Emissionsminderung durch technologische Massnahmen ist ergänzend noch in Abbildung 26 aufgeführt. Daraus geht hervor, dass die NH_3 -Minderung v.a. durch die Zunahme des Schleppschlaucheinsatzes von 0 auf 60% der Güllemenge stark zunimmt (Punkt A). Der NPr-Einsatz bei Mastschweinen trägt mit ca. 0.6 kt NH_3 -N nur wenig zu einer zusätzlichen Emissionsminderung bei. Zwar reduziert der NPr-Einsatz die Ammoniakemissionen bei Schweinen bis zu 12% (s. Tabelle 5). Da der Emissionsanteil der Schweine – gemessen an den gesamtlandwirtschaftlichen Emissionen – mit weniger als 15% aber gering ist, reduziert der NPr-Einsatz bei den Schweinen die Gesamtemissionen lediglich geringfügig.

Abbildung 26: Emissionsminderung durch die ausgewählten technologischen Massnahmen



- Legende:
- A: NH_3 -Minderung hauptsächlich durch Erhöhung des Schleppschlaucheinsatzes (bis auf max. 60%)
 - B: zusätzliche NH_3 -Minderung durch NPr-Einsatz bei den Schweinen
 - C: Rückgang der NH_3 -Minderung durch Technologie infolge rückläufigem Tierbestand → damit reduziert sich auch die potentielle Güllemenge bei welcher der Schleppschlauch eingesetzt werden kann
 - D: erneuter (marginaler) Anstieg der NH_3 -Minderung infolge einsetzender Gülleverdünnung (1:3)

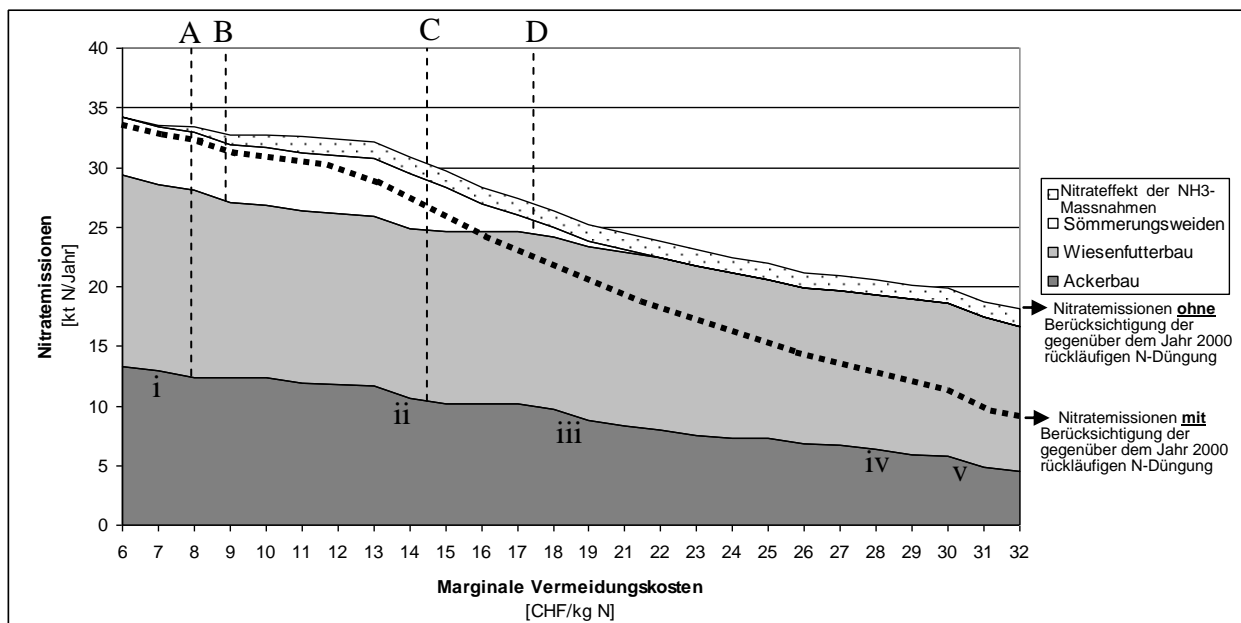
Der von Punkt B bis C stattfindende Rückgang des Minderungspotentials technologischer Massnahmen ist dadurch begründet, dass es in diesem Reduktionsbereich der umweltrelevanten N-Emissionen zu einem Rückgang des Milchvieh- und Schweinebestandes kommt. Dies reduziert die potentielle Güllemenge bei der Schleppschlauch eingesetzt werden kann und somit auch das totale technologische Minderungspotential. Erst bei einer annähernden Halbierung der um-

weltrelevanten N-Verluste bzw. bei Vermeidungskosten von mehr als 29 CHF/kg N wird die Massnahme der Gülleverdünnung ökonomisch gesehen interessant. Dies führt zum erneuten Anstieg des technologischen Minderungspotentials auf der rechten Seite der Abbildung.

7.5.2 Analyse der Entwicklung bei den Nitratemissionen

Abbildung 27 gibt Aufschluss darüber, wie sich die überraschend starke Reduktion der Nitratemissionen von -67% ergibt (s. Verlauf der gepunkteten Linie). Um die Abbildung richtig zu verstehen ist es wichtig darauf hinzuweisen, dass die Summe der Teilflächen in der Grafik die gesamten Nitrat-Emissionen **ohne** Nitratkorrektur infolge abnehmender N-Düngung gegenüber dem Jahr 2000 ausweist⁴⁰. Demgegenüber entspricht die gepunktete Linie der Entwicklung der Nitratemissionen **mit** der Korrekturwirkung der seit dem Jahr 2000 rückläufigen N-Düngung (Hof-, Mineraldünger und N-Deposition).

Abbildung 27: Wirkung der gewählten Minderungsstrategien auf die Nitratemissionen



- Legende:
- A: Emissionsreduktion durch Rückgang der o.AF (i. extenso-Futtergetreide)
 - B: Emissionsreduktion durch teilweise Umwandlung der Kunstwiese in Naturwiese
 - C: Emissionsreduktion durch Rückgang der o.AF (ii. Kartoffelanbau)
 - D: Emissionsreduktion durch Aufgabe der Sömmerungsfläche
 - iii-v: Emissionsreduktion durch Rückgang der o.AF (iii. intenso-Futtergetreide, iv. Weizenanbau, v. Zuckerrübenanbau)

Bem.: nicht über einen einzelnen Punkt abbildbar ist der kontinuierlich stattfindende Rückgang der Nitratemissionen auf der Wiesenfläche, welcher durch eine zunehmende Umwandlung von Kunstwiese zu Naturwiese und die Zunahme an ökologischen Ausgleichsfläche zu Stande kommt.

⁴⁰ Mit ‚Nitratkorrektur infolge abnehmender N-Düngung‘ ist der in Abschnitt 3.2 beschriebene, emissionsmindernde Effekt gemeint, welcher aufgrund der Veränderungen beim Hof- und Mineraldüngereinsatz sowie der N-Deposition gegenüber dem Jahr 2000 entsteht. Dabei werden die Nitratemissionen noch zusätzlich reduziert, und zwar um rund 10% der gegenüber dem Jahr 2000 eingesparten N-Düngung.

Grundsätzlich setzen sich die Nitratemissionen aus der Auswaschung auf der offenen Ackerfläche, der Auswaschung auf den Wiesenflächen sowie der Auswaschung auf der Sömmerungsfläche zusammen. Die gepunktete Fläche entspricht den Nitratemissionen, die aufgrund des Einsatzes technischer Massnahmen im Ammoniakbereich zusätzlich entstehen, da dieser Einsatz zu einem Anstieg des Ammonium-Stickstoff im Boden führt (zusätzlicher N-Eintrag). Der positive Düngungseffekt dieser Massnahmen, schlägt sich zwar in Form einer reduzierten Mineraldüngermenge auf die Nitratemissionen nieder (in der Grafik nicht separat ausgewiesen). Der negative Effekt äussert sich hingegen in einer Zunahme der Nitratemissionen, welche auf der Annahme basiert, dass 35% der zusätzlich in den Boden gelangenden Ammonium-Menge als Nitrat ausgewaschen wird (vgl. dazu Abschnitt 3.2). Die dadurch zusätzlich anfallende Nitratmenge ist allerdings recht gering und beträgt stets weniger als 1.5 kt.

Zu Beginn erfolgt die Reduktion der Nitratemissionen im Modell durch einen moderaten Rückgang der offenen Ackerfläche. Dieser ist i) durch einen Rückgang beim intensivem Futtergetreide begründet (bis Punkt A), sowie ii) durch die Umwandlung von Kunstwiese in Naturwiese (bis Punkt B). Die nächste nennenswerte Emissionsreduktion erfolgt durch einen weiteren Rückgang der offenen Ackerfläche (Punkt C), welche durch die Aufgabe der Kartoffelproduktion (ii) erfolgt. Daran anschliessend folgt die Aufgabe der Sömmerungsfläche (bis Punkt D). Durch die wegfallende Beweidung der Sömmerungsflächen fällt eine beträchtliche Nitratmenge weg, die aufgrund der landwirtschaftlichen Nutzung bis anhin der Landwirtschaft angerechnet wird⁴¹. Der kontinuierliche Rückgang der Ackerfläche infolge des Rückgangs beim extensivem Futtergetreide (iii), dem Weizenanbau (iv) und dem Zuckerrübenanbau (v) führt am Schluss zu einer Reduktion der Nitratemissionen auf der Ackerfläche von 13.5 auf 4.5 kt (-66%).

Obwohl die nicht mehr für den Ackerbau benötigte Fläche zu Wiesland umgenutzt wird und es dort zu einer entsprechenden Flächenzunahme kommt, sinken auch die Nitratemissionen auf der Wiesenfläche um 4 kt (-25%). Diese Reduktion hat zwei Gründe: einerseits kommt es zu einer kontinuierlichen Umwandlung von Kunstwiese zu Naturwiese, welche je Hektare deutlich geringere Emissionen aufweist als Kunstwiese. Andererseits findet eine Extensivierung der Wie-

⁴¹ Die wegfallende Futtermenge der äusserst ertragsarmen Sömmerungsfläche kann im Modell relativ einfach durch eine gewisse Intensitätssteigerung auf der zur LN zugehörigen Wiesenfläche kompensiert werden. Es ist klar, dass diese kosteneffiziente Massnahme nicht dort eine Wirkung zeigt, wo auch der Grenznutzen bzw. der vermiedene Grenzschaten je CHF am grössten ist. Aufgrund der fehlenden Berücksichtigung räumlicher Aspekte im verwendeten Modellansatz konnte diese Argumentationslinie aber nicht berücksichtigt werden. Zudem würden auf der Sömmerungsfläche sicherlich auch bei einem Verzicht auf Beweidung noch gewisse Nitratemissionen anfallen. Diese könnten dann aber nicht mehr der Landwirtschaft angerechnet werden. Somit ist der Entscheid des Modells verständlich, auf die Beweidung der Sömmerungsflächen zu verzichten. Denn damit können die Nitratemissionen der Landwirtschaft substantiell reduziert werden, um die maximal zulässigen umweltrelevanten N-Verluste nicht zu überschreiten.

senfläche in Form einer Ausdehnung der ökologischen Ausgleichsflächen statt, was die Nitratemissionen ebenfalls reduziert.

Die Summe der Effekte ergibt eine Nitratreduktion von anfänglich knapp 35 kt in der Referenz-Situation auf 18.5 kt bei einer Reduktion der umweltrelevanten N-Verluste um 50%. Wie eingangs erwähnt, entsprechen die 18.5 kt allerdings den Nitratausscheidungen ohne die Korrektur infolge der gegenüber 2000 rückläufigen N-Düngung. Berücksichtigt man diesen Effekt auch noch, resultiert daraus eine Entwicklung der Nitratemissionen entlang der gepunkteten Linie in Abbildung 27. Diese Linie zeigt auf der rechten Seite der Graphik sogar einen zusätzlichen Rückgang der Nitratemissionen um 8.5 kt an (von 18.5 kt auf rund 10 kt). Dieser Rückgang ist hauptsächlich durch den Rückgang der Mineral- und Hofdüngermenge begründet. Der Mineraldüngereinsatz auf der rechten Seite obiger Grafik nimmt gegenüber dem Jahr 2000 um 32 kt ab, derjenige von Hofdünger um 28 kt. Da die Nitratemissionen um 10% des Deltas beim Mineraldüngereinsatz (3.2 kt) und um 15% des Hofdüngereinsatzes reduziert werden (4.2 kt) ergibt sich bereits eine Korrektur um 7.4 kt N pro Jahr. Die fehlenden 1.1 kt sind durch den Rückgang der N-Deposition gegenüber dem Jahr 2000 begründet, welche wiederum dadurch zu Stande kommt, dass die Ammoniak-Emissionen infolge Technologieinsatz und rückläufigem Tierbestand stark reduziert werden.

7.6 Auswirkung der gewählten Minderungsstrategien auf die Entwicklung der N-Effizienz

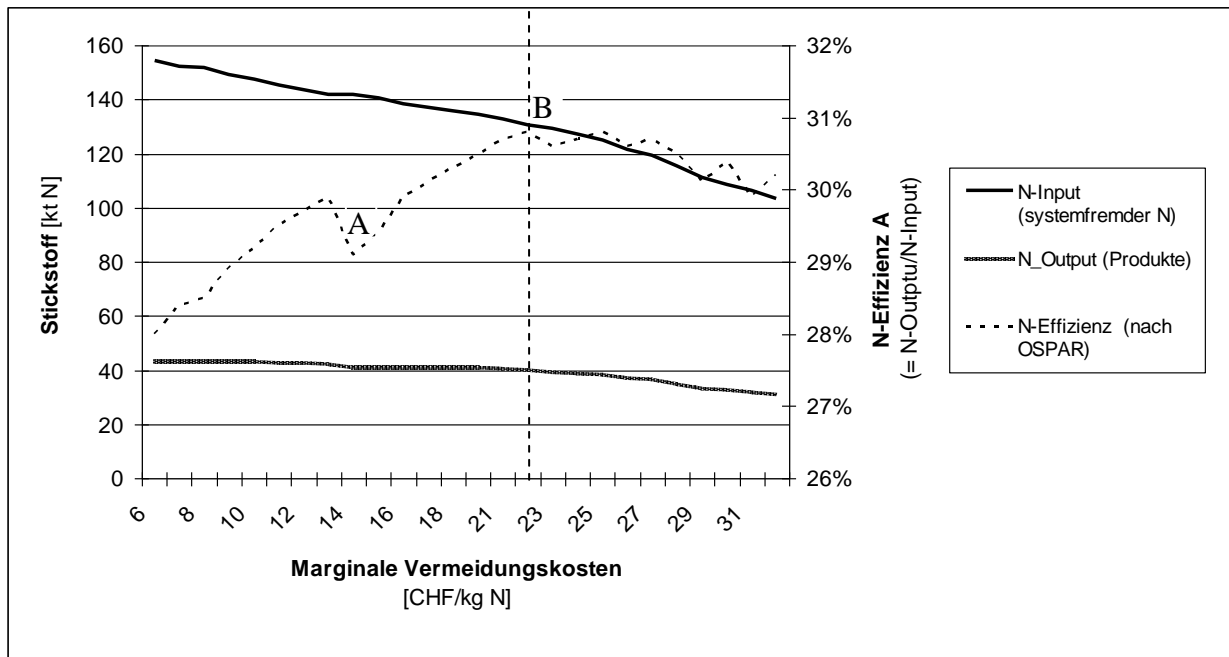
In diesem Abschnitt werden die Auswirkungen der kostengünstigsten Massnahmen auf die Entwicklung der N-Effizienz erläutert. Dazu werden zwei verschiedene Effizienzindikatoren verwendet (N-Effizienz A und B). Die N-Effizienz A entspricht der N-Effizienz nach OSPAR⁴², die N-Effizienz B setzt den N-Output in pflanzlichen und tierischen Produktion ins Verhältnis zu den emittierten umweltrelevanten N-Verlusten.

N-Effizienz A: Der Einfluss der kosteneffizienten Minderungsstrategien auf die Entwicklung der N-Effizienz nach OSPAR ist in nachfolgender Abbildung 28 dargestellt. Die Abbildung zeigt, dass der N-Output in den landwirtschaftlichen Produkten zur menschlichen Ernährung für moderate N-Emissionsreduktionen nicht wesentlich beeinträchtigt wird. Dies ist darauf zurück-

⁴² Die *N-Effizienz nach OSPAR* entspricht dem Verhältnis zwischen *N-Output* und *N-Input*, wobei der *N-Output* dem N in pflanzlichen und tierischen Lebensmitteln entspricht, welcher das System 'Landwirtschaft' verlässt (z.B. Milch, Weizen) und der *N-Input* der Summe des von ausserhalb des Systems zugeführten Stickstoffs (z.B. Mineraldünger-N, N in importierten Futtermitteln). Der Indikator gibt demnach an, welcher Prozentsatz des von aussen zugeführten Stickstoffs (*N-Input*) sich in den nach aussen exportierten menschlichen Lebensmitteln befindet (*N-Output*).

zuführen, dass eine Reduktion der umweltrelevanten N-Emissionen anfänglich über den Einsatz von Minderungsmaßnahmen beim Ammoniak sowie beim Nitrat über die Umwandlung von Kunst- in Naturwiese und von Futtergetreidefläche in Naturwiesenfläche erreicht werden kann⁴³. Gleichzeitig nimmt der N-Input ab (z.B. infolge rückläufigem Mineraldüngereinsatz im Futtergetreideanbau oder biologischer N-Fixierung aufgrund eines Rückgangs der klee-betonten Kunstwiesenfläche). Dies führt zu einem Anstieg der N-Effizienz nach OSPAR von rund 28% auf knapp 31% (Punkt B). Dieser Anstieg wird nur zwischenzeitlich unterbrochen, wenn infolge der Aufgabe des Kartoffelanbaus – zur Einsparung weiterer Nitratemissionen – auch der N-Output zurückgeht (Punkt A). Die N-Effizienz nach OSPAR steigt nicht über die 31%-Marke hinaus an, weil ein Teil des im Futtergetreideanbau eingesparten Mineraldüngerstickstoffs durch erhöhte Futtermittel-Nimporte wieder kompensiert wird.

Abbildung 28: Entwicklung von N-Output, N-Input und N-Effizienz nach OSPAR



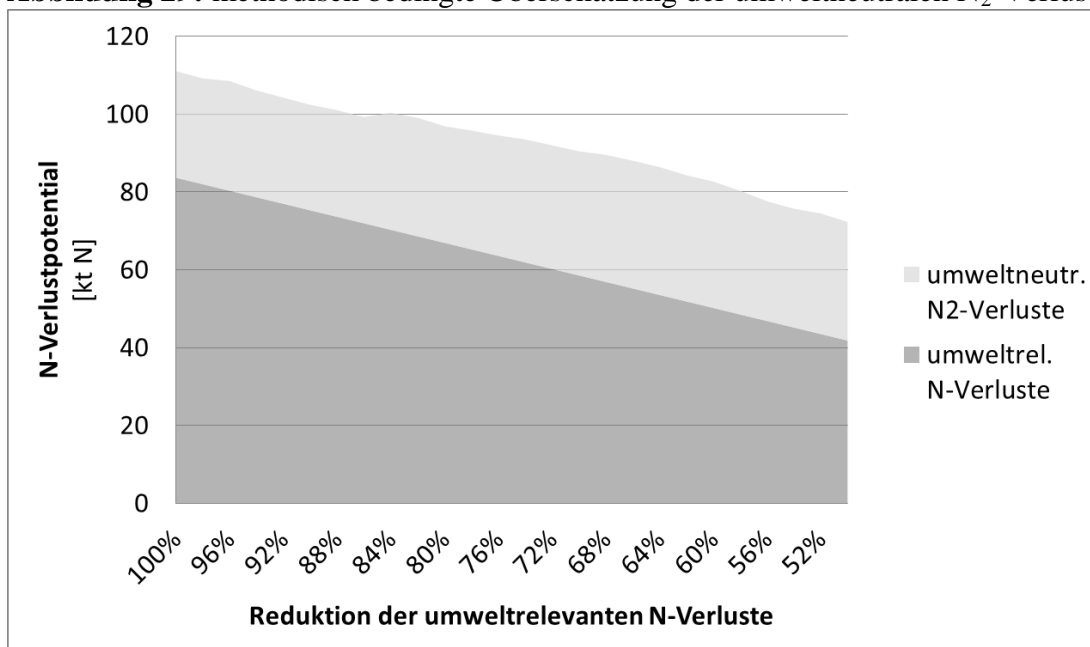
Die rechts der gestrichelten Linie liegende (verbleibende) Emissionsreduktion auf maximal 50% der Referenzemissionen, wird durch einen Abbau des Milchvieh- und Schweinebestandes erreicht (vgl. Abbildung 23, Teilgraphik C). Zudem werden in diesem Bereich auch Ackerkulturen zur menschlichen Ernährung aufgegeben (z.B. intenso-Weizen und Zuckerrüben, s. Abbildung 27). Insgesamt werden durch diese Portfolioveränderungen zwar der Futtermittel-N-Import für Kraftfutter und der Mineraldüngereinsatz im Ackerbau reduziert (→ N-Input ist weiterhin rückläufig). Gleichzeitig nimmt aber auch der N-Output in pflanzlichen und tierischen Lebens-

⁴³ Bem.: bei gleichzeitiger Substitution des fehlenden Futtergetreides durch Importgetreide kann die tierische Produktion aufrecht erhalten werden → kein Rückgang des N-Outputs.

mitteln ab. Die N-Effizienz nach OSPAR – welche definiert ist als Verhältnis zwischen N-Output und N-Input – geht unter Berücksichtigung aller Effekte deshalb wieder zurück und beträgt bei einer Halbierung der umweltrelevanten N-Verluste noch rund 30% (rechte Seite der Graphik).

Angesichts der Tatsache, dass die umweltrelevanten N-Verluste im graphisch abgebildeten Bereich von links nach rechts immerhin halbiert werden, ist der Effekt auf die N-Effizienz nach OSPAR äusserst gering. Dieser geringe Effekt auf die N-Effizienz hat jedoch v.a. einen methodischen Grund. Dieser liegt in einer Überschätzung der umweltneutralen N₂-Verluste bei rückläufigen umweltrelevanten N-Emissionen (s. Abbildung 29). Letztere nehmen trotz Halbierung der umweltrelevanten N-Verluste sogar noch zu. Zu erwarten wäre, dass auch die umweltrelevanten N₂-Verluste relativ gesehen ähnlich stark zurückgehen würden, wie die umweltrelevanten N-Verluste.

Abbildung 29: methodisch bedingte Überschätzung der umweltneutralen N₂-Verluste



Bemerkung: in obiger Abbildung sind die im Modell fehlenden Aktivitäten (Spezialkulturen und Equiden) nicht mit berücksichtigt.

Zur Erklärung der offensichtlichen Überschätzung wird darauf hingewiesen, dass die umweltneutralen N₂-Verluste mangels expliziter Berechnungsmethodik lediglich indirekt berechnet werden können, und zwar als Differenz zwischen dem N-Verlustpotential⁴⁴ und den mit direkter Methodik berechneten, umweltrelevanten N-Verlusten (vgl. Peter et al. 2006). Die Überschät-

⁴⁴ Stickstoffverlustpotential (NVP) = 'N-Eintrag im Pflanzenbau' (inkl. tierische Ausscheidungen) minus 'N-Entzug aus dem Pflanzenbau' bzw. 'N-Input' minus 'N-Output' gemäss OSPAR-Bilanz (i.A. an Spiess 1999).

zung der umweltneutralen N₂-Verluste könnte vor diesem Hintergrund grundsätzlich zwei Ursachen haben:

- a) eine Unterschätzung der – mit direkten Berechnungsmethoden – geschätzten umweltrelevanten N-Verluste (v.a. der mit grösserer Unsicherheit behafteten Nitratemissionen)
- b) eine Überschätzung des N-Verlustpotentials.

Zu a): die bereits angetönten Unsicherheiten bei der Berechnung der mengenmässig sehr bedeutsamen Nitratemissionen könnten durchaus einen gewissen Anteil der überschätzten N₂-Verluste erklären. In diesem Zusammenhang ist daran zu erinnern, dass die totalen Nitratemissionen i.A. an Tabelle 3 (S.27) noch um den Effekt der gegenüber dem Jahr 2000 abnehmenden N-Düngung korrigiert wird. Dieser Effekt beträgt bei einer Halbierung der umweltrelevanten N-Verluste immerhin 8.5 kt N und reduziert die Nitratemissionen praktisch auf die Hälfte des Niveaus, welches ohne die genannte Korrektur erreicht würde (s. Ausführungen zu Abbildung 27, S.90). Falls dieser Effekt nicht derart bedeutsam ist, wie unter den getroffenen Annahmen berechnet, hätte dies deutlich höhere Nitratemissionen – und entsprechend tiefere N₂-Emissionen – zur Folge. Neben diesem Effekt könnten natürlich auch die übrigen Nitratkorrekturfaktoren (s. Tabelle 3, S.27) mit Fehlern behaftet sein, welche eine gewisse Unterschätzung der Nitratemissionen – und damit eine Überschätzung der N₂-Emissionen – zur Folge haben würden.

Zu b): eine Überschätzung des N-Verlustpotentials könnte entweder in einer zunehmenden Überschätzung des N-Inputs (importierte Futtermittel, Mineraldünger, N-Fixierung, Deposition) oder in einer Unterschätzung des N-Outputs (tierische und pflanzliche Nahrungsmittel) begründet sein. Währenddem der N-Output relativ genau abgeschätzt werden kann⁴⁵, dürfte hier vor allem die Berechnung des N-Inputs mit grösseren Unsicherheiten behaftet sein. Dies könnte allenfalls eine Überschätzung des N-Verlustpotentials zur Folge haben und – unter Verwendung der indirekten N₂-Berechnungsmethodik – eine Überschätzung der N₂-Emissionen zumindest teilweise erklären (v.a. N-Fixierung und N-Deposition, vgl. dazu auch Spiess 1999).

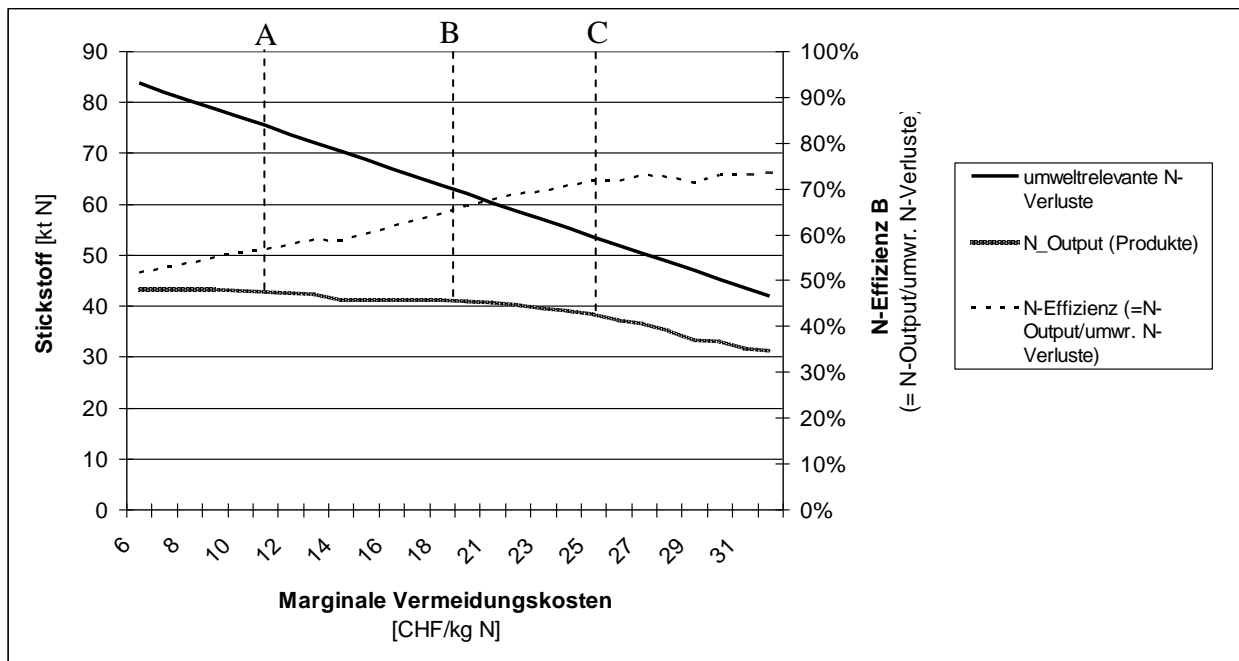
Da die aufgeworfene methodische Frage im Rahmen dieser Arbeit nicht abschliessend geklärt werden kann, wird nachfolgend noch ein weiterer N-Effizienz-Indikator aufgeführt (→ N-Effizienz B).

N-Effizienz B: Zur Berechnung des zweiten Effizienz-Indikators wird der N-Output (N in pflanzlichen und tierischen Produkten) ins Verhältnis zu den umweltrelevanten N-Verlusten gesetzt. Der Indikator gibt folglich an, wie viele Einheiten N-Output je emittierte Einheit umwelt-

⁴⁵ Mengen und N-Gehalte von pflanzlichen und tierischen Produkten sind bekannt

rel. N-Emissionen produziert werden. Abbildung 30 zeigt auf, wie sich die vom Modell gewählten Minderungsstrategien auf die Entwicklung dieses zweiten Effizienz-Indikators auswirken. Die linear abnehmende Linie zeigt erneut die Halbierung der umweltrelevanten N-Emissionen im Rahmen der Sensitivitätsanalyse. Demgegenüber bleibt der N-Output in Form von tierischen und pflanzlichen Produkten für die menschliche Ernährung⁴⁶ – wie bereits in Abbildung 28 gesehen – zu Beginn konstant (pro memoria: dies ist deshalb der Fall, weil die Reduktion der umweltrelevanten N-Emissionen anfänglich über den Einsatz von Minderungsmaßnahmen beim Ammoniak sowie beim Nitrat über die Umwandlung von Kunst- in Naturwiese und von Futtergetreidefläche in Naturwiesenfläche erreicht werden kann). In der Folge steigt die N-Effizienz B stetig an.

Abbildung 30: Entwicklung von N-Output, umweltrelevantem N-Verlust und N-Effizienz B



Legende: A: N-Emissionsreduktion durch Minderungsmaßnahmen beim Ammoniak sowie über die Umwandlung von Kunst- in Naturwiese und von Futtergetreidefläche in Naturwiesenfläche beim Nitrat
 B: Emissionsreduktion hauptsächlich durch Reduktion der Sömmerungsfläche
 C: Emissionsreduktion durch Umwandlung von Kunst- in Naturwiese, Reduktion der extensiv-Futtergetreidefläche und Extensivierung auf der Naturwiesenfläche

Die weiteren Massnahmen zur Reduktion der umweltrelevanten N-Verluste werden dann hauptsächlich durch eine Reduktion der Sömmerungsfläche bewirkt (bis Punkt B). Da auch diese Massnahme den tierischen N-Output im Modell nicht einschränkt – weil das fehlende Wiesenfut-

⁴⁶ Der N-Output entspricht jener N-Menge, welche den landwirtschaftlichen Produktionskreislauf ‚Pflanzenbau-Tierhaltung‘ verlässt. Vereinfacht ausgedrückt handelt es sich dabei um den Stickstoff in tierischen und pflanzlichen Produkten zur menschlichen Ernährung (v.a. Milch, Fleisch, Eier sowie Weizen, Raps, Kartoffeln und Zuckerrüben)

ter durch eine moderate Erhöhung auf der LN-Wiesenfläche kompensiert werden kann – gehen die Verluste ohne signifikante Reduktion des N-Outputs zurück (d.h. kein substantieller Rückgang der tierischen Produktion). Eine Ausnahme ist der Rückgang der Mutterkühe und die Aufgabe des Kartoffelanbaus, welcher zu einer geringfügigen Reduktion des N-Outputs führt.

Im Reduktionsbereich bis Punkt C wird nitratseitig erneut i) Kunstwiesenfläche in Naturwiese umgewandelt und ii) extenso-Futtergetreidefläche in Naturwiese umgewandelt sowie iii) gleichzeitig eine Extensivierung gewisser Naturwiesenflächen induziert (Zunahme an ökologischen Ausgleichsflächen). Der N-Output geht im Bereich bis zu Punkt C also hauptsächlich durch den moderaten Rückgang der Milchkühe zurück (N in Milch und Fleisch).

Erst im verbleibenden Abschnitt von Punkt C bis zur rechten Seite der Grafik kommt es zu einer Emissionsreduktion, die durch einen weiteren Rückgang der Milchvieh- und vor allem der Schweinepopulation bewirkt wird. Dadurch geht der N-Output über Milch- und Fleischprodukte relativ gesehen etwa gleich stark zurück, wie die umweltrelevanten N-Verluste. Dies erklärt, weshalb die N-Effizienz B im letzten Abschnitt der Grafik kaum mehr ansteigt.

Insgesamt nimmt die N-Effizienz B, ausgedrückt als ‚kg N-Output je kg umweltrelevantem N-Verlust‘ stetig zu und zwar von anfänglich 0.51 kg N-Output je kg N-Verlust auf 0.75 kg N-Output je kg N-Verlust (+45%) (...dannzumal aber auf einem deutlich tieferen Produktionsniveau, bzw. bei einem N-Output von 31 anstatt 42 kt N-Output pro Jahr (-28%)). Zudem darf nicht vergessen werden, dass die gegenwärtig in der Schweiz anfallenden Nitratverluste beim Futtergetreideanfall ins Ausland 'exportiert' würden, wenn der Futtergetreideanbau im Inland zurückgeht und die fehlenden Getreidekomponenten importiert werden.

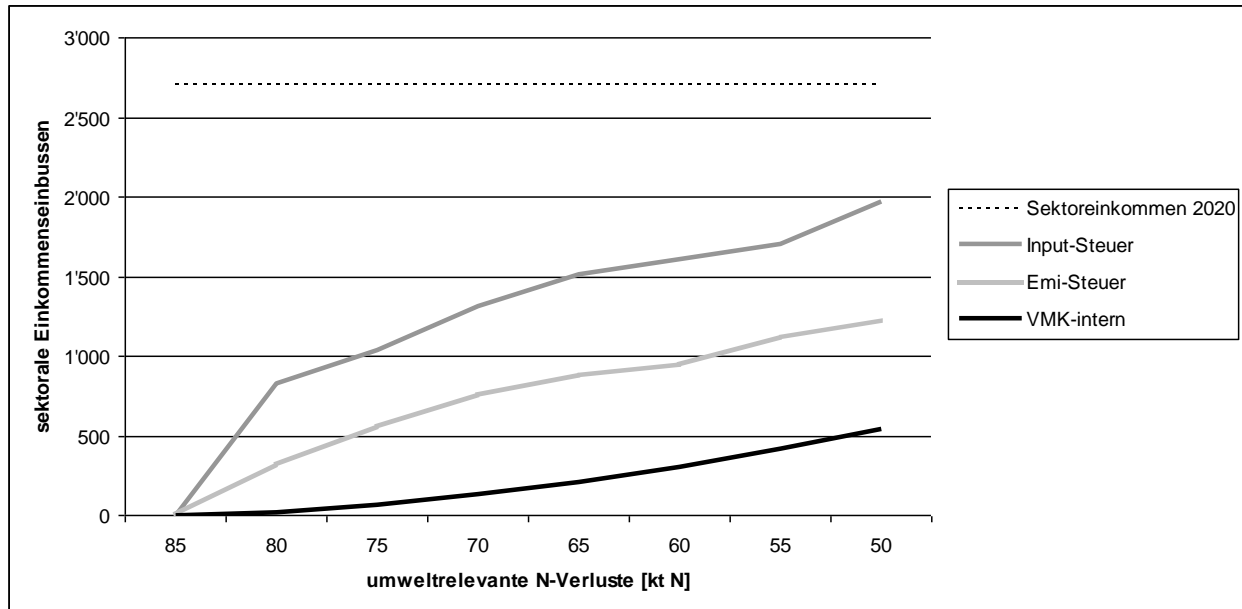
7.7 Umsetzbarkeit der vom Modell berechneten Minderungsstrategie

Die vorgängig diskutierte Minderungsstrategie liefert zwar die Antwort auf die Frage *'wie sich der Sektor intern organisieren müsste, um exogen festgelegte Emissionsziele mit möglichst geringen Einkommenseinbussen zu erreichen'*. Die Analyse gibt aber keinen Aufschluss darüber, mit welchen konkreten umweltpolitischen Massnahmen das System in der Realität in diese Richtung gelenkt werden könnte. Allerdings war dies auch nicht Gegenstand der vorliegenden Arbeit. Um diese Frage zu klären, wären weitere Untersuchungen nötig, um potentielle Massnahmen auf ihre Effizienz und Effektivität hin zu prüfen.

Abbildung 31 veranschaulicht das Problem. Darin ist einerseits der bekannte Verlauf der modellintern entstehenden totalen Vermeidungskosten – in Form sektoraler Einkommenseinbussen

– aufgeführt (→ VMK-intern). Zusätzlich sind die monetären Abgabevolumen aufgeführt, die zur Erreichung einer bestimmten Emissionsmenge entstehen, falls dazu i) das umweltpolitische Instrument einer Abgabe auf Inputs (Input-Steuer) oder ii) auf den N-Emissionen selber erhoben würde (Emi-Steuer).

Abbildung 31: Abgabevolumina der geprüften Anreizvarianten



Die Modellergebnisse zeigen, dass die entstehenden Abgabe-Volumina deutlich höher liegen als die sektorinternen Vermeidungskosten aus der Sensitivitätsanalyse. Dies ist dadurch begründet, dass eine Abgabe auf der gesamten Emissionsfracht (bzw. auf der gesamten N-Input-Fracht) anfällt, währenddem in der Sensitivitätsanalyse lediglich die wegfallende Produktion oder der Technologie-Einsatz zu Einkommenseinbußen und damit zu internen Vermeidungskosten führt. Obige Ergebnisse der ersten Berechnungen zeigen, dass bspw. eine Reduktion der umweltrelevanten N-Verluste auf 50 kt N pro Jahr im Falle einer Emissionssteuer ein Abgabevolumen von ca. 1,2 Mrd. CHF zur Folge hätte (s. Abbildung 31). Die Massnahme einer Input-Steuer würde gar ein Abgabevolumen von 2 Mrd. verursachen. Dies bei einem Sektoreinkommen von rund 2.5 Mrd!

Es zeigt sich weiter, dass eine Steuer bereits bei einer geringfügigen Emissionsreduktion ein beträchtliches Abgabevolumina zur Folge haben würde. Dies zeigt den starken Fiskaleffekt bzw. den geringen Lenkungseffekt einer derartigen Massnahme. Die Ursache für die geringe Wirkung bei moderaten Lenkungsanreizen liegt darin, dass das berücksichtigte technische Minderungspotential beschränkt ist. Um dennoch eine Emissionsreduktion zu erzielen, müsste der Steuersatz soweit ansteigen, bis eine weitere Emissionsreduktion (hauptsächlich) durch eine Anpassung

beim landwirtschaftlichen Portfolio erfolgt. Mit anderen Worten: die Steuer muss die Gewinnmarge der Aktivitäten so stark belasten, bis eine erste Aktivität unrentabel und damit aufgegeben wird. Da die Steuer aber nicht nur auf diesem aussteigenden Betrieb oder auf der aufgegebenen Aktivität erhoben wird – sondern die ganze landwirtschaftliche N- bzw. Emissionsfracht mit der Steuer belegt wird – resultieren äusserst hohe Abgabevolumina, was die Wettbewerbsfähigkeit der ganzen Branche entsprechend negativ beeinflussen würde.

Bereits diese beispielhafte Analyse zeigt, dass eine reine N-Abgabe zur Erreichung einer Emissionsreduktion aus sektorinterner Sicht wohl kaum umsetzbar wäre und aus umweltpolitischer Sicht eine hochgradig ineffiziente Massnahme wäre. Vor diesem Hintergrund sollten künftig weitere umweltpolitische Instrumente in Betracht gezogen und auf ihre Wirkung und Kostenfolge geprüft werden, damit ein geeignetes Lenkungsinstrumentarium zur Erreichung allfälliger Etappenziele im N-Bereich erstellt werden kann. Beispiele hierfür wären etwa der Ausbau positiver finanzieller Anreize für emissionsarmen Technologieeinsatz, gezielte Extensivierungsprämien und finanzielle Anreize zur Produktionsumstellung (z.B. Ackerfläche in Naturwiesenfläche) oder gar für Produktionsminderungen (z.B. in sehr tierintensiven Gebieten). Alternativ bzw. ergänzend dazu wäre u.U. auch die Begrenzung der nationalen Gesamtemissionen mit gleichzeitiger Einführung eines Emissionshandelssystems prüfenswert.

8 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

8.1 Schlussfolgerungen aus den Modellrechnungen

Die Ausführungen in diesem Abschnitt geben die Antwort auf die zu Beginn des Berichts aufgestellten Forschungsfragen. Dementsprechend gliedert sich der Abschnitt gemäss den vier Forschungsfragen. Letztere werden jeweils zu Beginn jedes Abschnitts einleitend aufgeführt.

8.1.1 Schlussfolgerungen zur Forschungsfrage 1

FF1: Wie präsentiert sich der aktualisierte Ausgangszustand für die Stickstoffemissionen in der Schweizer Landwirtschaft für die Zeitperiode 2000 bis 2007 unter Berücksichtigung der neu angewandten Methoden und Rahmenbedingungen?

Die Modellergebnisse zeigen bei der Entwicklung der umweltrelevanten N-Verluste innerhalb der Zeitperiode 2000 bis 2007 keine grossen Veränderungen. Sie verlaufen mit geringfügigen Abweichungen auf einem durchschnittlichen Niveau von 90 kt N. Die Ammoniakemissionen belaufen sich auf durchschnittlich 47 kt NH₃-N pro Jahr mit einer maximalen Abweichung von +/- 1 kt. Die Nitratemissionen bewegen sich ebenfalls mit einer Abweichung von +/- 1 kt um den durchschnittlichen Wert von 37 kt NO₃-N. Die direkten Lachgasemissionen belaufen sich im Durchschnitt auf 3.2 kt N₂O-N und die NO_x-Emissionen auf 2.5 kt (total ca. 90 kt).

8.1.2 Schlussfolgerungen zur Forschungsfrage 2

FF2: Wie entwickeln sich die umweltrelevanten Stickstoffemissionen bzw. die Emissionsfraktionen von 2007 bis 2020, wenn keine zusätzlichen Massnahmen zur Stickstoffverminderung ergriffen werden?

Ohne die Massnahmen im Rahmen des Ressourcenprogramms der «AP2011» findet beim **Ammoniak** gemäss den Modellergebnissen ab dem Jahr 2007 bis 2020 lediglich noch eine geringfügige Emissionsreduktion statt (-1.4 kt bzw. -3%). Die Emissionen im Agrarpreisszenario *Hoch* blieben damit auch im Jahr 2020 noch über 45 kt NH₃-N pro Jahr (s. Tabelle 16). Demgegenüber sinken die Nitratemissionen vom Jahr 2007 bis 2020 immerhin um 4.4 kt auf gut 33 kt (-12%). Die Begründung dafür liegt i) in der rückläufigen Futtergetreide- und Körnermaisbaufläche, ii) in einer Zunahme der Ökoausgleichsflächen sowie iii) in einem Rückgang beim Mineraldüngereinsatz infolge der abnehmenden Ackerfläche. In der Summe gehen die **umweltrelevanten N-Verluste** ohne zusätzliche Massnahmen um insgesamt 7% zurück (-6.2 kt).

Tabelle 16: Veränderung der Ammoniak-Emissionen im Jahr 2020 gegenüber 2007 bei gleichbleibendem Technologieeinsatz

	2007	Status Quo 2007		
	(=100%) [kt N]	2020 [kt N]	Δ abs. [kt N]	Δ rel.
umwr. N-Verluste	89.9	83.7	-6.2	-7%
Ammoniak	46.5	45.1	-1.4	-3%
Nitrat	37.7	33.3	-4.4	-12%

Zur korrekten Interpretation dieser Ergebnisse ist es wichtig darauf hinzuweisen, dass die Modellresultate streng genommen nur für die getroffenen Preis- und Modellannahmen und das damit einhergehende – vom Modell berechnete – landwirtschaftliche Portfolio gelten. Allfällige Abweichungen bei Preisen und Direktzahlungen oder auch bei Veränderungen der Absatzmöglichkeiten (z.B. Milch) können in der Realität zu abweichenden Entwicklungen führen. Insofern ist denkbar, dass es bei positiven Marktbedingungen und entsprechender Mehrproduktion auch zu einer gewissen Zunahme der Emissionen kommen könnte. Die absoluten Emissionsentwicklungen aus den Modellergebnissen dürfen folglich nicht als Prognose im eigentlichen Sinne angesehen werden, sondern entsprechen vielmehr einer Schätzung unter Vorgabe der getroffenen Annahmen.

Die Modellergebnisse im Agrarpreisszenario *Tief* deuten darauf hin, dass es im Falle eines Freihandelsabkommens der Schweiz mit der EU gegenüber Szenario *Hoch* zu einem stärkeren Rückgang der landwirtschaftlichen N-Verluste kommen dürfte. Der Grund dafür läge darin, dass die zu erwartenden Veränderungen im landwirtschaftlichen Portfolio 'automatisch' zu einer stärkeren Reduktion der umweltrelevanten N-Emissionen auf gegen 72 kt N pro Jahr führt. Diese Entwicklung wäre die Folge davon, dass aufgrund des Rückgangs der Wettbewerbsfähigkeit im Ackerbau einerseits die Nitratemissionen stark zurückgehen würden und andererseits aber auch die Ammoniakemissionen aufgrund rückläufiger Mastaktivitäten abnehmen würden (v.a. Mutterkühe sowie Schweine- und Munimast). Diesbezüglich gilt es allerdings anzumerken, dass allfällige Begleitmassnahmen, bspw. für ackerbauliche Aktivitäten, dazu führen könnten, dass das gegenwärtige landwirtschaftliche Portfolio annähernd aufrecht erhalten wird. In diesem Fall käme es trotz Freihandels(preis)bedingungen auch nicht zu einer derart starken 'automatischen' Emissionsreduktion, wie sie vom Modell berechnet wird.

Aufgrund der Unsicherheit bezüglich der effektiven Entwicklung von Flächennutzung und Tierbeständen im Falle eines Freihandelsabkommens (Agrarpreisszenario *Tief*) werden die anschliessenden Forschungsfragen nicht mehr für beide Preisszenarien separat, sondern nur noch für den Fall mit hohen Agrarpreisen (Szenario *Hoch*) beantwortet.

8.1.3 Schlussfolgerungen zur Forschungsfrage 3

FF3: Welche Stickstoffverminderungen lassen sich bis 2020 mit einer Auswahl unterschiedlicher Massnahmen im Rahmen des Ressourcenprogramms der «AP2011» erreichen?

Um eine Fehlinterpretation der Modellergebnisse zu vermeiden, wird zuerst nochmals explizit darauf hingewiesen, dass es sich bei den für die Modellrechnungen getroffenen *Worst*-, *Referenz*- und *Best-Case* Annahmen bezüglich Technologieverteilung um diejenigen Werte handelt, die im Rahmen des Ressourcenprogrammes erwartet werden können (und nicht um das maximal technisch mögliche Potential). Die lediglich moderaten Emissionsminderungen aus den Modellrechnungen, müssen unbedingt vor diesem Hintergrund betrachtet werden.

Durch die getroffene Auswahl an technologisch-organisatorischen Massnahmen wird im Rahmen des Ressourcenprogramms der «AP2011» bei den Ammoniakemissionen eine zusätzliche Reduktion von **1.8 kt N/Jahr** erreicht (im *Referenz-Szenario* bei hohem Agrarpreisniveau) (s. Tabelle 17). Die Ammoniakemissionen wären dadurch mit 43.3 kt rund 7% tiefer als im Jahr 2007 (ohne Ressourcenprogramm nur 3% tiefer bzw. 45.1 kt). Im *Best-Case* Szenario resultiert ein zusätzlicher Rückgang um 3.9 kt, was die Ammoniakemissionen gegenüber 2007 um insgesamt 11% senken würde. Im *Worst-Case* Szenario könnten die Ammoniakemissionen lediglich um zusätzlich 0.5 kt vermindert werden. Dies ist gegenüber dem Jahr 2007 ein gesamthafter Rückgang von 4%.

Tabelle 17: Entwicklung der lw. Ammoniak-Emissionen bei hohem Agrarpreisniveau

	2007 [kt N] (100%)	Hilfsszenario A *			Technologieverbreitungsszenarien **								
		St. Quo 2007 (im 2020)			Referenz (im 2020)			Best-Case (im 2020)			Worst-Case (im 2020)		
		[kt N]	Δ abs.	Δ rel.	[kt N]	Δ abs.	Δ rel.	[kt N]	Δ abs.	Δ rel.	[kt N]	Δ abs.	Δ rel.
gg. 2007	gg. 2007	gg. 2007	gg. 2020 SQ	gg. 2007	gg. 2020 SQ	gg. 2007	gg. 2020 SQ	gg. 2007	gg. 2020 SQ	gg. 2007	gg. 2020 SQ	gg. 2007	
umwr. N-Verluste	89.9	83.7	-6.2	-7%	82.2	-1.5	-9%	80.4	-3.3	-11%	83.4	-0.3	-7%
Ammoniak	46.5	45.1	-1.4	-3%	43.3	-1.8 (-4%)	-7%	41.2	-3.9 (-8%)	-11%	44.6	-0.5 (-1%)	-4%
Nitrat	37.7	33.3	-4.4	-12%	33.6	0.3	-11%	33.8	0.5	-10%	33.4	0.1	-11%

* keine Veränderung bei Technologieverbreitung gegenüber 2007

** Technologieverbreitung gem. Referenz, Worst- und Best-Case

Die Resultate zeigen insgesamt, dass das verbleibende nationale **Minderungspotential des Ressourcenprogramms im Rahmen der «AP2011» beschränkt ist** (ca. 1-8% der Ammoniakemissionen im 2007). Dies verdeutlicht zudem, dass aufgrund von Potentialberechnungen für Einzelbetriebe – mit Emissionsreduktionen von teilweise bis zu 30% – nicht automatisch auf das nationale Minderungspotential geschlossen werden kann.

Die Nitratemissionen werden durch die Massnahmen im Ressourcenprogramm kaum beeinflusst, da diese primär auf die Ammoniakemissionen wirken. Sie liegen mit 33.6 kt etwa auf demselben Niveau wie ohne den Einsatz technologischer Massnahmen. Die Nitratemissionen können folglich hauptsächlich nur durch Anpassungen im landwirtschaftlichen Portfolio und einer Reduktion der N-Intensität gesenkt werden.

Die aggregierten **umweltrelevanten N-Verluste** gehen dank den zusätzlichen Massnahmen des Ressourcenprogramms je nach Szenario um 7 bis 11% zurück (*Worst-* bis *Best-Case*). Im *Referenz-Szenario* beträgt der Rückgang -9% bzw. -7.7 kt N/Jahr womit ein Emissionsniveau von 82.2 kt erreicht würde.

Die **eingesparte Mineraldüngermenge** liegt je nach Szenario zwischen 0.1 und 1.7 kt N (*Worst-* bzw. *Best-Case*). Bei einer Handelsdüngermenge von 50 kt N/Jahr entspricht dies 0.3 - 3.4 % des Mineraldünger-Stickstoffs. Aufgrund des geringen Effekts bezüglich Mineraldünger-einsparung lässt sich auch die **N-Effizienz nach OSPAR** durch die Massnahmen des Ressourcenprogramms nur geringfügig steigern. Die N-Effizienz im *Best-Case* Szenario steigt gegenüber der Variante ohne zusätzlichen Technologieeinsatz lediglich um 0.6%-Punkte an (von 28.6% auf 29.4%).

Relativierung des beschränkten technischen Minderungspotentials: Wie sich bereits aus den Ergebnissen der **statischen Technologiebeurteilung** ableiten lässt, beträgt das bis 2020 realistischere umsetzbare technische Reduktionspotential der ausgewählten expliziten Massnahmen weniger als 10% der Gesamtemissionen. Dazu bleibt anzumerken, dass für die Berechnungen im Rahmen dieser quantitativen Studie nur praxisreife Technologieoptionen und solche, bei denen die Datenverfügbarkeit gegeben war, miteinbezogen werden konnten. Folglich entspricht das Minderungspotential technischer Massnahmen eher einer defensiven Schätzung. Wenn zusätzliche Massnahmen hätten mitberücksichtigt werden können, wäre das technische Reduktionspotential und die Auswirkungen auf die N-Effizienz nach OSPAR höher ausgefallen. Auch die Ergebnisse in Kapitel 6 zeigen, dass das technisch-organisatorische Minderungspotential mit bis zu 30% des Ammoniakemissionen deutlich höher ausfallen kann, wenn das Anwendungspotential der berücksichtigten Massnahmen auf 100% festgelegt wird. Dies ist aber aus Gründen der topographischen Begebenheiten (→ Schleppschlauch) sowie aufgrund organisatorisch-arbeitswirtschaftlicher Einschränkungen nicht realistisch.

8.1.4 Schlussfolgerungen zur Forschungsfrage 4

FF4: Welche **Etappenziele** liessen sich aufgrund der obigen Erkenntnisse mit Blick auf die langfristigen **Umweltziele Landwirtschaft (UZL)** und unter Berücksichtigung der dabei anfallenden **Kosten für das Jahr 2020** setzen?

Eine **mögliche Zielsetzung** kann in Anlehnung an die Ergebnisse des *Referenz-Szenarios* (= wahrscheinlicher Fall) abgeleitet werden. In diesem kommen die umweltrelevanten N-Verluste auf **82 kt** zu liegen (-7.7 kt bzw. -9% gegenüber 2007). Das Ammoniakziel könnte in diesem Fall auf rund **43 kt** beziffert werden (-3.2 kt bzw. -7% gegenüber 2007), das Nitratziel auf knapp **34 kt** (-4.1 kt bzw. -11% gegenüber 2007).

Aufgrund der Erkenntnisse aus den Vermeidungskostenberechnungen sollte das Potential der ausgewählten technischen Minderungsmaßnahmen mit Vermeidungskosten von <11 CHF/kg N ausgeschöpft werden. Dabei kann der Einsatz des Schleppschlauchverteilers am meisten zum technischen Reduktionspotential der berücksichtigten Massnahmen beitragen. Dies liegt u.a. daran, dass die Wirkung des Schleppschlauchverteilers auf der Ausbringungsstufe erfolgt, deren Anteil an den gesamtlandwirtschaftlichen Emissionen sehr bedeutend ist. Der Einsatz von NPr-Futter hingegen kann selbst bei Ausschöpfung des gesamten Potentials relativ wenig zur Reduktion der nationalen Ammoniakemissionen beitragen, obwohl die Emissionen bei den Schweinen dadurch um bis zu 12% reduziert werden können. Der geringe Effekt auf die gesamten Ammoniakemissionen ist dadurch begründet, dass der NH₃-Anteil der Schweine an den gesamtlandwirtschaftlichen Emissionen weniger als 15% beträgt. Auch die Abdeckung der offenen Hofdüngelager vermag keinen bedeutenden Beitrag zur Emissionsminderung leisten. Dies liegt einerseits daran, dass bereits 83% der Güllelager abgedeckt sind und somit nur noch auf 17% der Güllelager eine Emissionsminderung durch diese Massnahme erreicht werden kann. Andererseits beträgt auch der Anteil der Güllelageremissionen lediglich etwa 10% der Gesamtemissionen. Folglich führt selbst die Ausschöpfung des noch zur Verfügung stehenden Potentials bei der Güllelagerabdeckung nicht zu einer signifikanten Reduktion der gesamtlandwirtschaftlichen Emissionen.

Vor diesem Hintergrund würden die in Anlehnung an die Ergebnisse des *Referenz-Szenarios* formulierbaren **Etappenziele** relativ bescheiden ausfallen. Eine etwas offensivere Zielsetzung könnte in Anlehnung an die Ergebnisse des *Best-Case* Szenarios formuliert werden: umweltrelevante N-Verluste 80 kt (-11%), Ammoniak 41 kt (-11%), Nitrat nach wie vor 34 kt.

Zur Beurteilung der Minderungsstrategien und Kostenfolge von weitergehenden Emissionsreduktionszielen können die Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen herangezogen werden. Diese

zeigen, dass neben der Ausschöpfung des technisch-organisatorischen Minderungspotentials der berücksichtigten Massnahmen eine weitere Emissionsreduktion verstärkt nitratseitig und weniger stark ammoniakseitig erfolgt. Nitratseitig ist vor allem die Umwandlung von Ackerland in Naturwiese (inkl. Ausdehnung der extensiven Wiesen) sowie die Aufgabe der Sömmerungsfläche zu erwähnen. Ammoniakseitig erfolgt die Reduktion nach der Ausnutzung des technischen Minderungspotentials primär über einen Rückgang des Rindvieh- und Schweinebestandes, was relativ rasch zu hohen Vermeidungskosten bzw. Einkommenseinbussen für den Landwirtschaftssektor führen würde.

Die erwähnten Sensitivitätsanalysen für eine maximal 50%ige Emissionsreduktion im Zieljahr 2020 geben einen Einblick über mögliche Minderungsstrategien und Kostenfolgen für mengenmässige Emissionsreduktionen, welche über das Ausmass im *Referenz-Szenario* hinausgehen. Diese Modellergebnisse zeigen zwar kosteneffiziente Handlungsoptionen zur Zielerreichung, sagen aber nichts darüber aus, wie diese Minderungsstrategien in der Realität konkret umgesetzt würden. Die Frage nach dem effizienten Anreizinstrument kann im Rahmen der Arbeit nicht weiter untersucht werden und müsste allenfalls mittels weitergehenden Analysen abgeklärt werden.

Etappenziele, welche deutlich weitergehen als zu Beginn dieses Abschnitts dargelegt, bedürfen aus unserer Sicht Kenntnis darüber, mit welchem umweltpolitischen Anreizinstrument und mit welchem konkreten Massnahmenpaket ein derartiges Emissionsziel erreicht werden kann (weitere technische Massnahmen, Induzierung über Abgaben, Vorschriften, Förderanreize, etc.). Diesbezüglich mangelt es jedoch gegenwärtig an den nötigen Grundlagen. So fehlen Untersuchungen über Kostenwirkung und Effektivität von potentiellen umweltpolitischen Lenkungsinstrumenten oder anderen Möglichkeiten wie Vorschriften, etc.. Zudem ist unklar, welche zusätzlichen bzw. in dieser Arbeit unberücksichtigten Minderungsmassnahmen aus agronomischer, organisatorischer und ökonomischer Sicht zu welchem Verbreitungsgrad umsetzbar sind.

Unabhängig von einem allfälligen politischen Lenkungsinstrument zeigen die Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen aber folgendes:

- Emissionsminderungen, die über das Emissionsniveau im Referenz- oder *Best-Case-Szenario* hinausgehen, werden rasch überproportional teuer (v.a. im Ammoniakbereich).
- Die Kosten für eine Emissionsreduktion durch den Einsatz der berücksichtigten expliziten Massnahmen sind zwar gering, aber das realistischere umsetzbare Reduktionspotential dieser Massnahmen ist beschränkt (weniger als 10%).

- Nachdem das Potential der berücksichtigten technischen Massnahmen im Ammoniakbereich ausgeschöpft ist, sind Emissionsreduktionen beim Nitrat deutlich günstiger. Eine weitere Ammoniakminderung kann – ohne zusätzlich in Frage kommende Minderungsmaßnahmen – hauptsächlich nur noch durch einen Rückgang der landwirtschaftlichen Aktivitäten erreicht werden. Massnahmen aus der betrieblichen Praxis sind aus agronomischer Sicht kurzfristig nur beschränkt umsetzbar (z.B. Leistungssteigerung, mehr Weide). Über das technische Minderungspotential hinausgehende NH₃-Reduktionen sind deshalb i) relativ teuer (bis zu 80 CHF/kg N), ii) erfordern evtl. agrarpolitisch unerwünschte Massnahmen (z.B. Kraftfutteranstieg⁴⁷), iii) sind von aussen schwer steuerbar (z.B. Milchleistungssteigerung) oder haben – auf die nationalen Emissionen bezogen – ein eher bescheidenes Reduktionspotential.
- Wenn die **umweltrelevanten N-Emissionen** dennoch um mehr als 10% gesenkt werden sollten, wäre es aus Kostengründen angezeigt, sich auf eine substantielle Reduktion der **Nitratemissionen** zu konzentrieren. Dies könnte durch eine Aufgabe der Sömmerungsflächen, eine Reduktion des Ackerbaus und Kunstwiesenanteils oder ein Anstieg der Ökoausgleichsfläche sowie ein Rückgang des Mineraldüngereinsatzes erreicht werden.

Diskussion: Substantielle Emissionsreduktionen von mehr als 10% gegenüber 2007 scheinen ohne weitere technische Massnahmen lediglich über eine Extensivierung bzw. einen Produktionsrückgang erreichbar. Obwohl dies bei konstantem Inlandkonsum zunehmende Importe und damit eine Verlagerung der Produktion und der Emissionen ins Ausland zur Folge hätte, könnte diese Option zur Reduktion der N-Emissionen u.U. sinnvoll sein. Währendem diese Massnahme bei den THG-Emissionen aus globaler Sicht kaum den gewünschten Effekt hat (Neutralisierung der inländischen THG-Reduktion durch zunehmenden Emissionsausstoss im Ausland) könnte sie im Zusammenhang mit der teilweise lokal entstehenden Umweltwirkung von N-Überschüssen einen sinnvollen Beitrag leisten. Denn diese Art der Extensivierung kann in exponierten bzw. sehr tierdichten Gebieten mit hohem Umweltdruck effektiv zu einer (lokalen) Entlastung der inländischen Ökosysteme führen. Wenn die dadurch im Ausland ausgelöste Mehrproduktion in Gebieten mit geringem Umweltdruck ausgelöst wird, kann dies sogar auch netto eine positive Gesamtwirkung bedeuten. Abschliessend kann das Fazit gezogen werden, dass man bei unverändertem Konsumverhalten umso eher bereit sein muss, eine Reduktion der Produktion

⁴⁷ Bemerkung: gewisse Direktzahlungen (z.B. Raufutterbeiträge) werden mit dem Argument der Förderung einer effizienten Verwertung des anfallenden Wiesenfutters begründet, was die Aufrechterhaltung einer raufutterbasierten Futterration impliziert.

und damit eine Verlagerung der Emissionen ins Ausland in Kauf zu nehmen, je ehrgeiziger die Reduktionsziele gesetzt werden.

Es ist offensichtlich, dass auch ein verändertes Verhalten bezüglich Fleischkonsum zu einer Reduktion der Tierbestände und damit zu einer Emissionsreduktion führen könnte. Diese Möglichkeit bleibt im Rahmen dieser Studie jedoch unberücksichtigt weil der Schwerpunkt der Arbeit auf angebotsseitigen Reduktionsoptionen liegt und nicht auf nachfrageseitigen, wozu bspw. das Instrument einer Fleischsteuer gezählt würde. Um diesbezüglich allfällige Fragen beantworten zu können, müssten weitere und methodisch anders gelagerte Analysen durchgeführt werden, welche Produktions- und Konsumseite gemeinsam berücksichtigten.

8.2 Empfehlungen

Im abschliessenden Abschnitt werden Empfehlungen methodischer Art und bezüglich der Festsetzung von Etappenzielen aufgelistet, welche aus der vorliegenden Studie abgeleitet werden können und die unseres Erachtens bei der künftigen Bearbeitung der vorliegenden Thematik mitberücksichtigt werden sollten.

8.2.1 Empfehlungen methodischer Art

- Die Tatsache, dass für zahlreiche in der Literatur diskutierte Massnahmen keine gesicherten Angaben bezüglich schweizspezifischem Minderungspotential und –kosten vorliegen, hat die Massnahmenauswahl für die quantitative Analyse im Rahmen dieser Arbeit stark eingeschränkt. Insofern wäre aus unserer Sicht als nächster Schritt die Erarbeitung einer vollständigen, offiziell anerkannten Datengrundlage bezüglich Minderungspotential und Minderungskosten wünschenswert. Nach den Erfahrungen im Rahmen der vorliegenden Arbeit, scheint dies eine Grundvoraussetzung für jegliche weiterführende Arbeit in diesem Bereich zu sein (→ Forschungsbedarf).
- Die Berechnungsmethode im Bereich der sektoralen Nitratverluste basiert teilweise lediglich auf Annahmen und hält streng wissenschaftlichen Kriterien nicht stand. In diesem Bereich wäre es wünschenswert, über fundierte Kenntnisse der quantitativen Wirkungsmechanismen zu verfügen (→ Forschungsbedarf).
- Der verwendete Modellansatz entspricht einem Sektormodell, welches nicht räumlich explizit spezifiziert ist, sondern die räumlichen Gegebenheiten nur grob berücksichtigt (Tal-, Hügel- und Bergzonenspezifische Produktions- und kostenparameter). Die regionale Heterogenität bezüglich Tierbesatzdichte, topographischen Gegebenheiten, Angrenzung zu Gewäs-

sern oder sensiblen Ökosystemen können mit dem vorliegenden Ansatz nur grob oder gar nicht berücksichtigt werden. Insbesondere können keine räumlich differenzierten Aussagen zu Umweltwirkung oder Verbreitung potentieller Minderungsoptionen gemacht werden. Falls regional spezifische Etappenziele im N-Bereich festgelegt werden oder falls Emissionsziele aufgrund von Kosten-Nutzen-Überlegungen hergeleitet werden sollen, müssten räumlich explizite Modellansätze herangezogen werden.

- Angesichts der laufenden Diskussion im Rahmen der Weiterentwicklung des Direktzahlungssystems wird an dieser Stelle nochmals darauf hingewiesen, dass keine WdZ-Überlegungen in die Berechnungen dieser Arbeit mit eingeflossen sind. Gerade die im Rahmen von WdZ wegfallenden oder zumindest stark rückläufigen tiergebundenen Beiträge könnten die künftige Emissionsentwicklung im N-Bereich unter Umständen massgeblich beeinflussen. Die Berechnung konkreter 'WdZ-Szenarien' könnte diesbezüglich weitere wertvolle Erkenntnisse liefern.

8.2.2 *Empfehlungen bezüglich Festsetzung von Etappenzielen*

Zur Abschätzung von Etappenzielen im N-Bereich sollte Klarheit darüber herrschen, welcher Beitrag a) durch technisch-organisatorische Massnahmen, b) durch die betriebliche Praxis und c) durch allfällige Produktionsminderungen realisierbar ist.

- a) Minderungsbeitrag durch explizite technisch-organisatorische Massnahmen: Der Einsatz der in dieser Arbeit berücksichtigten technischen Massnahmen ist gemäss Modellergebnissen der kostengünstigste Weg zur Reduktion der Ammoniakemissionen. Der mengenmässige Beitrag dieser Massnahmen ist allerdings limitiert, weil i) das Verbreitungspotential der Massnahmen limitiert – oder bereits zu einem beträchtlichen Anteil ausgeschöpft – ist, weil ii) aus arbeitswirtschaftlichen Gründen eine starke Verbreitung unrealistisch ist und iii) weil gewisse Massnahmen auf eine Emissionsfracht wirken, die gemessen an den gesamten Emissionen relativ unbedeutend ist (z.B. NPr-Einsatz). Vor diesem Hintergrund ist die Frage nach zusätzlichen Minderungstechnologien, welche einen kostengünstigen Beitrag zur Emissionsminderung leisten können, von zentraler Bedeutung. Zur schlüssigen Beantwortung dieser Frage ist aber erneut eine vollständige Datengrundlage bezüglich Reduktionspotential und Reduktionskosten solcher Massnahmen unabdingbar (→ Forschungsbedarf).

Bezüglich dem Minderungsbeitrag durch technisch-organisatorische Massnahmen muss zudem zwischen dem theoretisch maximalen und dem aus agronomisch-organisatorischer Sicht realistischerweise umsetzbaren Potential unterschieden werden. Eine Zielsetzung aufgrund

des theoretisch maximalen Potentials ist aus praktischer Sicht unrealistisch und dürfte eine Zielverfehlung zur Folge haben. Diese Einschränkungen sollten besonders auch für allfällige weitere Massnahmen berücksichtigt werden, welche im Rahmen dieser Arbeit nicht analysiert worden sind.

- b) Minderungsbeitrag durch Massnahmen der betrieblichen Praxis: Die Modellrechnungen zeigen lediglich einen geringen Minderungsbeitrag durch eine Anpassung der betrieblichen Praxis. Die Massnahmen sind unter Berücksichtigung der gesamtbetrieblichen Auswirkungen zu teuer, entwickeln sich in eine aus N-Sicht unerwünschte Richtung (z.B. mehr Laufställe und weniger Anbindeställe, weniger Zwischenkulturen bei rückläufiger Futtergetreidefläche) oder sind infolge äusserer Faktoren nur beschränkt ausdehnbar (z.B. Weidegang infolge fehlender Arrondierung).

Weil Massnahmen der betrieblichen Praxis den Arbeitsablauf und das Management auf gesamtbetrieblicher Ebene tangieren, sind stärkere Veränderungen in diesem Bereich eher unrealistisch und von aussen teilweise schwer steuerbar (z.B. Leistungssteigerung). Dementsprechend sollte ein allfälliger Minderungsbeitrag der Massnahmen aus der betrieblichen Praxis zur Erreichung von Etappenzielen vorsichtig geschätzt werden.

- c) Minderungsbeitrag durch Portfolio-Anpassungen: Ein entscheidender Punkt bei der Festlegung von offensiveren Etappenzielen dürfte daher die Antwort auf die Frage sein „*wie gross der Minderungsbeitrag durch allfällige Produktionsanpassungen sein soll, kann oder darf*“. Je restriktiver diese Frage beantwortet wird, desto defensiver wird die Zielsetzung ausfallen.

8.2.3 *Abschliessende Bemerkungen*

Die abschliessenden Anregungen basieren nicht direkt auf den quantitativen Ergebnissen dieser Arbeit, sondern aufgrund der intensiven Auseinandersetzung mit der Thematik. Diese Überlegungen können bei der konkreten Festlegung von Etappenzielen im N-Bereich aber trotzdem hilfreich sein, weshalb sie nachfolgend mitaufgeführt werden.

- Solange technische Minderungsmassnahmen gegenüber konventioneller Technik mit Mehrkosten verbunden sind, darf nicht davon ausgegangen werden, dass es ohne entsprechende umweltpolitische Massnahmen (finanzielle Anreize, Vorschriften, etc.) zu einer 'automatischen' Verbreitung der Minderungsmassnahmen kommt. Wird bei der Festlegung von Etappenzielen ein gewisser Beitrag durch technisch-organisatorische Massnahmen zu Grunde ge-

legt, sollte dieser deshalb nicht losgelöst von entsprechenden umweltpolitischen Massnahmen abgeschätzt werden (→ Berücksichtigung ökonomischer Aspekte).

Für eine stichhaltige Zielsetzung Bedarf es aus unserer Sicht grundsätzlich i) einen konkreten Massnahmenplan (welche Massnahmen können zu welchem Verbreitungsgrad umgesetzt werden) und ii) Kenntnis über das umweltpolitische Instrumentarium zur Induzierung der beabsichtigten Massnahmen. Die Gefahr einer Zielverfehlung ist grösser, wenn Zielsetzungen auf Minderungsstrategien basieren, für die nicht klar ist, mit welchem Instrumentarium sie in der Realität tatsächlich umgesetzt bzw. induziert werden können.

In diesem Zusammenhang bestünde ein weiterführender Schritt darin, allfällige Politikinstrumente zu evaluieren (Anreiz orientierte Instrumente einschliesslich sog. freiwilliger Vereinbarungen). Letztere müssten im Sinne einer effektiven und kostenminimierenden Zielerreichung sorgfältig ausgestaltet werden. Dies bedeutet, dass allfällige Lenkungsinstrumente (Vorschriften und/oder finanzielle Anreize) nicht allein auf den Einsatz von N-haltigen Düngemitteln, sondern auch auf die Landnutzung und andere Struktur bestimmende Grössen abgestützt und angemessen räumlich differenziert werden sollten.

- Ein weiterer wichtiger Aspekt ist Klarheit darüber zu haben, ob es sinnvoll ist, nationale Emissionsziele vorzugeben oder ob eine Zielsetzung regional differenziert festgelegt werden soll. Die Beantwortung dieser Frage ist u.a. von der Umweltwirkung einer bestimmten Emissionsfracht abhängig. Je globaler der Charakter einer Umweltwirkung ist, desto eher ist ein nationales Emissionsziel sinnvoll (z.B. bei den Treibhausgasen oder – eingeschränkt – auch beim Ammoniak). Ist die Umweltwirkung regional akzentuiert, dürften regional differenzierte Etappenziele sinnvoll sein (z.B. maximale Nitrat-Werte im Grundwasser).
- Am Schluss wird noch auf den Punkt hingewiesen, dass Etappenziele für landwirtschaftliche N-Emissionen aus einer unterschiedlichen Perspektive heraus festgelegt werden können:
 - i. Eine erste Möglichkeit ist die Festlegung von Emissionszielen aufgrund der Anforderung sensibler Ökosysteme (Critical Loads).
 - ii. Eine zweite Möglichkeit ist die Festlegung von Emissionszielen aufgrund der Minderungsoptionen der Landwirtschaft. Aufgrund der Ergebnisse dieser Studie fallen die Etappenziele aus landwirtschaftlicher Perspektive eher defensiv aus, falls eine Emissionsreduktion lediglich i) durch die berücksichtigten technisch-organisatorische Massnahmen und ii) durch 'automatisch' stattfindende Portfolio-Veränderungen im Rahmen der «AP2011» erfolgen soll (z.B. weniger Futterbau, mehr extensive Wiesen). Die Emis-

sionsreduktion bis im Jahr 2020 kann umso offensiver ausfallen, je grösser ein allfälliger Rückgang der landwirtschaftlichen Produktion sein darf (z.B. Anreize für Produktionsenkungen in tierintensiven Regionen).

- iii. Aus effizienztheoretischer Sicht müssten (regional differenzierte) Etappenziele so festgelegt werden, dass die marginalen Vermeidungskosten dem monetären Zusatznutzen der Zielerreichung bzw. der Emissionsreduktion entsprechen. Je höher der wohlfahrtsrelevante Nutzen einer Emissionsreduktion ist, desto mehr darf die Reduktion kosten und desto offensiver kann die Festsetzung der Etappenziele erfolgen. Aus ressourcenökonomischer Sicht müssten die Emissionsziele auf ein Niveau festgelegt werden, bei dem die Vermeidungskosten der Emissionsreduktion dem wohlfahrtsrelevanten Nutzen entsprechen. Aus volkswirtschaftlicher Sicht müssten also neben den sektorinternen Vermeidungskosten auch die sektorfremden wohlfahrtsrelevanten Auswirkungen mitberücksichtigt werden (Berücksichtigung aller wohlfahrtsrelevanten Kosten-/Nutzeneffekte einer Emissionsreduktion)⁴⁸. Auf diese Weise könnte besser sichergestellt werden, dass die erarbeiteten Etappenziele auf einem Niveau festgelegt werden, das dem Grundsatz einer wirtschaftlich optimalen, d.h. kosten-effizienten Situation entspricht.

8.2.4 *Schlussfazit*

Angesichts der aufgeführten Diskussionspunkte wird deutlich, dass die Festlegung von Etappenzielen im N-Bereich für das Jahr 2020 in hohem Masse davon abhängig ist, wie obige Fragen beantwortet werden.

Falls eine Emissionsreduktion lediglich i) durch die berücksichtigten technisch-organisatorischen Massnahmen und ii) durch 'automatisch' stattfindende Portfolio-Veränderungen im Rahmen der «AP2011» erfolgen soll (z.B. weniger Futterbau, mehr extensive Wiesen) fallen die formulierbaren Etappenziele gegenüber dem Jahr 2007 eher defensiv aus (je ca. 10% gegenüber 2007 bei Ammoniak, Nitrat und den totalen umweltrelevanten N-Verlusten). Demgegenüber kann die Emissionsreduktion bis ins Jahr 2020 offensiver ausfallen, je grösser ein allfälliger Rückgang der landwirtschaftlichen Produktion sein darf (z.B. Anreize für Produktionsenkungen in tierintensiven Regionen) und je grösser das etwaige Potential zusätzlicher Minderungsmaßnahmen ausfällt, welche im Rahmen dieser Arbeit nicht berücksichtigt werden konnten. Unabhängig von diesem allenfalls zusätzlich realisierbaren Minderungspotential beim Ammoniak dürfte die Ziellücke zum UZL-Langfristziel von 25 kt NH₃-N aber wohl zu hoch

⁴⁸ Hierfür wären umweltökonomische Studien zur Bestimmung der emissionsbedingten Schadenskosten oder zur Bewertung der individuellen Wertschätzung für Verbesserungen der Umweltqualität erforderlich.

sein, als dass das UZL-Ziel gemäss BAFU/BLW (2008) mit einer Aufrechterhaltung des gegenwärtigen landwirtschaftlichen Portfolios erreichbar wäre. Gleiches gilt für die Reduktion der Nitratemissionen. Aufgrund fehlender technischer Minderungsmaßnahmen in diesem Bereich wäre eine substantielle Emissionsreduktion nur durch eine starke Verlagerung von Acker- und Kunstwiesenflächen in Naturwiese und damit mit einer empfindlichen Reduktion des Selbstversorgungsgrades bei den Ackerkulturen erreichbar.

Vor dem Hintergrund obiger Ausführungen wird deutlich, dass die Frage nach den 'richtigen' Etappenzielen für das Jahr 2020 nicht im Rahmen dieser Studie abschliessend beantwortet werden kann. Das Festlegen von definitiven Etappenzielen im N-Bereich bleibt deshalb Gegenstand der Weiterentwicklung der Agrarpolitik und sollte unter Beteiligung aller darin involvierten Institutionen erfolgen.

Literaturnachweis

- AGRAMMON (2009). Kurzdokumentation Agrammon. Online Zugang: <http://www.agrammon.ch/dokumentation-zum-modell>. Zugriff: 4.8.2010.
- AGRIDEA (2006). N-Effizienz der Hofdünger steigern durch Reduktion der Ammoniakverluste. Ressourcenpilot Ammoniak Thurgau.
- BAFU/BLW, 2008: Umweltziele Landwirtschaft – Hergeleitet aus bestehenden rechtlichen Grundlagen. Bern.
- Bracher A. und P. Spring (2009). Möglichkeiten zur Reduktion der Ammoniakemissionen durch Fütterungsmassnahmen bei Schweinen. SHL Zollikofen.
- Braun, M., P. Hurni P., E. Spiess (1994). Phosphor- und Stickstoffüberschüsse in der Landwirtschaft und Para-Landwirtschaft. FAC Schriftenreihe Nr. 18, Liebefeld.
- Bundesrat (2006). Botschaft zur Weiterentwicklung der Agrarpolitik (Agrarpolitik 2011)
- Dux D., Van Caenegem L., Steiner B. und R. Kaufmann (2005), Kosteneffizienz von Güllebehälter-Abdeckungen. ART-Bericht 642. Tänikon
- Duinkerken, G. André , M. C. J. Smits, G. J. Monteny, and L. B. J. Sebek (2005): Effect of Rumen-Degradable Protein Balance and Forage Type on Bulk Milk Urea Concentration and Emission of Ammonia from Dairy Cow Houses. Journal of Dairy Science 88:1099–1112. American Dairy Science Association.
- Gazzarin Ch. und G. Albisser (2009). Maschinenkosten 2009/2010. ART-Bericht 717. Tänikon
- IPCC (1997). Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. J.T. Houghton, L.G. Meira Filho, B. Lim, K. Treanton, I. Mamaty, Y. Bonduki, D.J. Griggs and B.A. Callender (Eds); IPCC/OECD/IEA. UK Meteorological Office, Bracknell. Available from IPCC Secretariat or download from web site of the Programme for National Greenhouse Gas Inventories: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs1.htm>.
- Keck M., Schrade S. Und M. Zähler (2006): Minderungsmaßnahmen in der Milchviehhaltung. In: KTBL (Hrsg.): Emissionen der Tierhaltung. Messung, Beurteilung und Minderung von Gasen, Stäuben und Keimen. KTBL-Schrift 449, S.211-227.
- Keck M. (2009): Minderung von Ammoniakemissionen. Kursunterlagen: Weiterbildungskurs für Baufachleute, 17./18. November 2009, Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon, Tänikon
- Kupper, T., Bonjour, C., Achermann, B., Zaucker, F., Rihm, B., Nyfeler-Brunner, A., Leuenberger, C., Menzi, H., 2009. Ammoniakemissionen in der Schweiz: Neuberechnung 1990-2007. Prognose bis 2020. Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU), Abteilung Luftreinhaltung und NIS, Sektion Luftqualität, 3003 Bern.

- Kupper T, Bonjour C, Zaucker F, Achermann B, Menzi H 2010. Agrammon: An internet based model for the estimation of ammonia emissions. In: *Treatment and use of organic residues in agriculture: Challenges and Opportunities towards sustainable management*. Cordovil C M d S et al. (eds.). 14th Int Conf Europ Coop Res FAO ESCORENA Network on recycling of agricultural municipal and industrial residues in agriculture Ramiran'08. Lisboa, Portugal, September 13th-15th 2010 (in press).
- LZV, 1998. Verordnung vom 7. Dezember 1998 über den landwirtschaftlichen Produktionskataster und die Ausscheidung von Zonen (Landwirtschaftliche Zonen-Verordnung)
- Peter, S., Hartmann, M. und W. Hediger. 2006. Entwicklung der landwirtschaftlichen Emissionen umweltrelevanter Stickstoffverbindungen. Schriftenreihe Nr. 2006/1, Gruppe Agrar-, Lebensmittel und Umweltökonomie, ETH Zürich
- Peter, S., 2008. Modellierung agrarökologischer Fragestellungen unter Berücksichtigung struktureller Veränderungen in der Schweizer Landwirtschaft. Dissertation ETH Nr. 17820
- SBV, div. Jg. Statistische Erhebungen und Schätzungen über Landwirtschaft und Ernährung. Schweizerischer Bauernverband (SBV), Brugg
- Schrade S. (2009). Ammoniak- und PM10-Emissionen im Laufstall für Milchvieh mit freier Lüftung und Laufhof anhand einer Tracer-Ratio-Methode. Kiel : Christian-Albrechts-Universität, 131 S. Dissertation. Reihe: Forschungsbericht Agrartechnik (VDI-MEG) ; 483
- Schmid, M., A. Neftel und J. Fuhrer (2000). Lachgasemissionen aus der Schweizer Landwirtschaft. Schriftenreihe der FAL 33. Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, FAL Reckenholz, Zürich.
- SHL (2009a), Technical process description AGRAMMON – Draft - 2009-05-06/1003, SHL, Zollikofen
- SHL (2009b), Technische Parameter Modell Agrammon – Tierkategorien, Stickstoffausscheidungen der Tiere, Emissionsraten, Korrekturfaktoren. www.agrammon.ch, SHL, Zollikofen
- SHL (2009c). Eingabeparameter der Hochrechnungen 1990, 1995, 2002, 2007. www.agrammon.ch, SHL, Zollikofen
- SHL (2009d). Ammoniakemissionen in der Schweiz: Neuberechnung 1990-2007. www.agrammon.ch, SHL, Zollikofen
- Sollberger (2009). Ammoniakproblematik: Eingesetzte Proteinmenge und Reduktionspotential inkl. Kostenschätzung in der Mastschweinefütterung der Impex Betriebe Kanton Luzern, Masterarbeit. SHL, Zollikofen
- Spiess, E. (1999). Nährstoffbilanz der schweizerischen Landwirtschaft für die Jahre 1975 bis 1995. Schriftenreihe der FAL 28. Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL) Zürich-Reckenholz.

- Spiess, E. (2005). Nitratauswaschung und Entwicklung der Nitratgehalte im Grundwasser im Kanton Bern, in: F. HERZOG UND W. RICHNER (Hrsg.), *Evaluation der Ökomassnahmen: Bereich Stickstoff und Phosphor*. Schriftenreihe der FAL 57. Agroscope FAL Reckenholz, Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL), Zürich, S. 41-48.
- Spiess E. und Prasuhn V. (2006): Einfluss der Ökologisierung in der Landwirtschaft auf den Nitratgehalt des Grundwassers. Bulletin BGS Nr. 29, 21-26
- Übersax (2010): Schleppschlauch hilft teuren N-Dünger sparen. Onlineartikel – Zugang: http://www.agrigate.ch/de/beratungonline/praxistipp/archiv/agroprofi/detail/?tx_agroprofi%5Bfilename%5D=nduengersparen_ded
- UNECE (2007): Guidance Document on control techniques for preventing and abating emissions of ammonia. Working Group on Strategies and Review. Submitted by the Chairman of the Expert Group on Ammonia Abatement. Geneva.
- Van Caenegem und Keck M. (2009): Baulicher Umweltschutz. Kursunterlagen: Weiterbildungskurs für Baufachleute, 17./18. November 2009, Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon, Tänikon

Anhang A: Exkurs-Box

Exkurs: Da der Einsatz von Reduktionstechnologie zur Minderung landwirtschaftlicher N-Emissionen grundsätzlich mit Mehrkosten verbunden ist, wird es in einem gewinnmaximierenden Modell bis zum Jahr 2020 lediglich dann zu einem Technologieeinsatz kommen, wenn gleichzeitig ein positiver oder ein negativer finanzieller Anreiz im Modell implementiert wird (→ Förderbeitrag bzw. N-Steuer). Ohne diesen finanziellen Anreiz wird das Modell nie die – gegenüber konventioneller Technologie – teurere Reduktionstechnologie wählen. Aber auch wenn im Modell ein positiver oder negativer finanzieller Anreiz implementiert würde, entstünde das methodenbedingte Problem, dass es zu einem schlagartigen Technologie-Shift käme, sobald ein allfälliger Förderbeitrag oder eine N-Steuer die Mehrkosten einer bestimmten Reduktionstechnologie abgeltet bzw. übersteigen würde (z.B. Schleppschlaucheinsatz schlagartig von 0% auf 100%, wenn der Förderbeitrag die Mehrkosten des Schleppschlaucheinsatzes übersteigt).

Emissionsberechnungen, welche auf derartig unsicheren Technologieverbreitungspfaden basieren, bergen die Gefahr von Fehlinterpretationen der Modellergebnisse. Wenn der monetäre Anreiz geringer als die Kosten der Technologieadaptation ist, dann würde daraus eine Unterschätzung der Emissionsreduktion resultieren, wäre der Anreiz höher als die Kosten, käme es zu einer Überschätzung, da die emissionsreduzierenden Technologien unverhältnismässig stark zunehmen könnten. Deshalb bestünde die Gefahr, dass aus solchen Modellergebnissen unrealistische Etappenziele abgeleitet würden. Aus diesem Grund wird die Verbreitung der Reduktionstechnologien über die Zeit im Rahmen der Technologieszenarien exogen vorgegeben.

Anhang B: Abschätzung des zukünftigen Schleppschlauch-Einsatzes

Die Herleitung des Schleppschlaucheinsatzes für die drei Technologie-Verbreitungsszenarien erfolgt anhand der Projektziele der Ressourcenprogramme (RP) im Bereich Ammoniak. Die Abschätzung ist wie folgt berechnet:

- 1.) Gewichtung der Kantone anhand der GVE-Zahlen (ganze Schweiz=100%).
- 2.) Die resultierende Gewichtung wurde mit den Projektzielen (Prozentsatz der Gülle, die mit Schleppschlauch ausgebracht wird⁴⁹) multipliziert.
- 3.) Diese gewichteten Projektziele werden aufsummiert, um den ungefähren Prozentsatz der Schweiz weiten Gülle zu erhalten, welche mit Schleppschlauch ausgebracht wird.

Bei den in den nachfolgenden Tabellen aufgeführten Projektzielen (→ Schleppschlauch-Ziel) handelt es sich um den Prozentsatz der gesamtkantonal anfallenden Gülle, welcher mit Schleppschlauch ausgebracht werden soll. Diese Projektziele wiederum wurden meist folgendermassen abgeleitet: Erhebung der potentiell mit Schleppschlauch begülbaren Flächen im Kanton (Ausscheidung aller Hanglagen). Von diesen Potentialflächen soll die Hälfte am Ende des Projekts mit dem Schleppschlauch begüllt werden. Da diese Flächen aber als eher intensiv angenommen wurden und auf diesen überdurchschnittlich viel Gülle ausgebracht wird, wurde das Projektziel bezüglich Prozentsatz ausgebrachter Gülle etwas höher geschätzt als der errechnete Wert anhand der Flächen.

⁴⁹ Dabei wurde der Anteil, der als Mist ausgebracht wurde, nicht abgezogen. Da die GVE-Zahlen schlicht als grobe Abschätzung verwendet wurden, um den Kantonen eine ungefähre Gewichtung bezüglich Hofdüngeranfall zuzuordnen zu können, halten wir diese Vereinfachung für vertretbar. .

Den Berechnungen liegen die Angaben folgender Projektkantone zu Grunde:

Grundlage: Projektkantone

Kanton	GVE Stichtag 2008	Gewichtung Ammoniak-Projekte	Schleppschlauch Ziel (% der Gülle)	Schleppschlauch gewichtet Ammoniak-Projekte
AG	73890	8.33%	50%	4.17%
AI	14079	1.59%	30%	0.48%
AR	18750	2.11%	40%	0.85%
BE	257369	29.03%	38%	11.03%
FR	106011	11.96%	40%	4.78%
GR	53308	6.01%	25%	1.50%
LU	156326	17.63%	60%	10.58%
NW	10793	1.22%	34%	0.41%
OW	14486	1.63%	34%	0.56%
SO	34880	3.93%	43%	1.69%
SZ	35542	4.01%	34%	1.36%
TG	84686	9.55%	60%	5.73%
UR	9016	1.02%	34%	0.35%
ZG	17466	1.97%	34%	0.67%
Total	886601	100%	Durchschnitt	44.16%

Unter Berücksichtigung obiger Angaben der Projektkantone wird nachfolgend der gesamtschweizerische Schleppschlauch-Einsatz für die drei Technologieverbreitungsszenarien abgeschätzt:

A) Referenz-Szenario

Kanton	GVE Stichtag 2008	Gewichtung Total	Ammoniakprojekt	Schleppschlauch Ziel (% der Gülle)	Schleppschlauch gewichtet
AG	73890	5.58%	ja	50%	2.79%
AI	14079	1.06%	ja	30%	0.32%
AR	18750	1.42%	ja	40%	0.57%
BE	257369	19.45%	ja	38%	7.39%
FR	106011	8.01%	ja	40%	3.20%
GR	53308	4.03%	ja	25%	1.01%
LU	156326	11.81%	ja	60%	7.09%
NW	10793	0.82%	ja	34%	0.28%
OW	14486	1.09%	ja	34%	0.37%
SO	34880	2.64%	ja	43%	1.13%
SZ	35542	2.69%	ja	34%	0.91%
TG	84686	6.40%	ja	60%	3.84%
UR	9016	0.68%	ja	34%	0.23%
ZG	17466	1.32%	ja	34%	0.45%
GL	8931	0.67%	geplant	35%	0.24%
NE	28218	2.13%	geplant	40%	0.85%
ZH	71657	5.41%	geplant	45%	2.44%
BL	22193	1.68%		5%	0.08%
GE	2864	0.22%		5%	0.01%
JU	41152	3.11%		5%	0.16%
SG	126369	9.55%	Annahme	45%	4.30%
SH	11762	0.89%		5%	0.04%
VD	82531	6.24%		5%	0.31%
VS	29617	2.24%		5%	0.11%
TI	11540	0.87%		5%	0.04%
Total	1323434	100%			38%

B) Best-Case Szenario

Annahme: alle Kantone machen Ressourcenprogramme, ein Grossteil der potentiell mit Schleppschlauch güllbaren Fläche wird entsprechend bewirtschaftet. Potentialabschätzung: Gemäss der Projektgesuche schwankt der Anteil der potentiell mit Schleppschlauch begüllbaren Flächen je nach Kanton zwischen 50% und über 70%.

Kanton	GVE Stichtag 2008	Gewichtung Total	Ammoniak- projekt	Schleppschlauch Ziel (% der Gülle)	Best Case mit Schleppschlauch (% der Gülle)	Schleppschlauch gewichtet
AG	73890	5.58%	ja	50%	60%	3.35%
AI	14079	1.06%	ja	30%	60%	0.64%
AR	18750	1.42%	ja	40%	60%	0.85%
BE	257369	19.45%	ja	38%	55%	10.70%
FR	106011	8.01%	ja	40%	60%	4.81%
GR	53308	4.03%	ja	25%	50%	2.01%
LU	156326	11.81%	ja	60%	60%	7.09%
NW	10793	0.82%	ja	34%	55%	0.45%
OW	14486	1.09%	ja	34%	55%	0.60%
SO	34880	2.64%	ja	43%	60%	1.58%
SZ	35542	2.69%	ja	34%	55%	1.48%
TG	84686	6.40%	ja	60%	60%	3.84%
UR	9016	0.68%	ja	34%	55%	0.37%
ZG	17466	1.32%	ja	34%	55%	0.73%
GL	8931	0.67%	geplant	35%	60%	0.40%
NE	28218	2.13%	geplant	40%	60%	1.28%
ZH	71657	5.41%	geplant	45%	60%	3.25%
BL	22193	1.68%	Annahme	45%	60%	1.01%
GE	2864	0.22%	Annahme	40%	60%	0.13%
JU	41152	3.11%	Annahme	35%	55%	1.71%
SG	126369	9.55%	Annahme	45%	60%	5.73%
SH	11762	0.89%	Annahme	45%	60%	0.53%
VD	82531	6.24%	Annahme	40%	55%	3.43%
VS	29617	2.24%	Annahme	25%	50%	1.12%
TI	11540	0.87%	Annahme	25%	50%	0.44%
Total	1323434	100%				58%

C) **Worst-Case Szenario**

Annahme: nebst den bereits angemeldeten RP gibt es keine neuen RP mehr, nur 75% der gesetzten Projektziele werden erreicht.

Kanton	GVE Stichtag 2008	Gewichtung Total	Ammoniakprojekt	Schleppschlauch Ziel (% der Gülle)	Worst Case mit Schleppschlauch (% der Gülle) 75% des Ziels	Schleppschlauch gewichtet
AG	73890	5.58%	ja	50%	38%	2.09%
AI	14079	1.06%	ja	30%	23%	0.24%
AR	18750	1.42%	ja	40%	30%	0.43%
BE	257369	19.45%	ja	38%	29%	5.54%
FR	106011	8.01%	ja	40%	30%	2.40%
GR	53308	4.03%	ja	25%	19%	0.76%
LU	156326	11.81%	ja	60%	45%	5.32%
NW	10793	0.82%	ja	34%	26%	0.21%
OW	14486	1.09%	ja	34%	26%	0.28%
SO	34880	2.64%	ja	43%	32%	0.85%
SZ	35542	2.69%	ja	34%	26%	0.68%
TG	84686	6.40%	ja	60%	45%	2.88%
UR	9016	0.68%	ja	34%	26%	0.17%
ZG	17466	1.32%	ja	34%	26%	0.34%
GL	8931	0.67%	geplant	35%	26%	0.18%
NE	28218	2.13%	geplant	40%	30%	0.64%
ZH	71657	5.41%	geplant	45%	34%	1.83%
BL	22193	1.68%				
GE	2864	0.22%				
JU	41152	3.11%				
SG	126369	9.55%				
SH	11762	0.89%				
VD	82531	6.24%				
VS	29617	2.24%				
TI	11540	0.87%				
Total	1323434	100%				25%

Anhang C: Glossar

N-Input

Der *N-Input* entspricht dem systemfremden Stickstoff, der in das System „Landwirtschaft“ importiert wird. Zum systemfremden Stickstoff gehören alle N-Einträge auf der landwirtschaftlich genutzten Fläche (LN und Sömmerungsfläche), die nicht innerhalb vom System Landwirtschaft anfallen (Hofdünger), sondern von ausserhalb des Systems zugeführt bzw. importiert werden. Dies sind:

- der Stickstoff in importierten Futtermitteln,
- der Stickstoff in den eingesetzten Mineraldüngern,
- der Stickstoff -Eintrag durch atmosphärische N-Deposition,
- der biologisch fixierte Stickstoff (durch Leguminosen),
- der totale Stickstoff aus Recyclingdüngern und importiertem Stroh.

N-Output

Der *N-Output* entspricht dem in pflanzlicher oder tierischer Biomasse gebundenen Stickstoff, der das System „Landwirtschaft“ verlässt. Der *N-Output* setzt sich zusammen aus dem Stickstoff in menschlichen Lebensmitteln tierischen und pflanzlichen Ursprungs sowie aus einem allfälligen Stickstoffexport in Form von tierischen Abfallprodukten, welche nicht wieder in der Tierernährung eingesetzt werden.

N-Effizienz der Landwirtschaft

Die *N-Effizienz nach OSPAR* entspricht dem Verhältnis zwischen *N-Output* und *N-Input*, wobei der N-Output dem N in pflanzlichen und tierischen Lebensmitteln entspricht, welcher das System 'Landwirtschaft' verlässt (z.B. Milch, Weizen) und der N-Input der Summe des von ausserhalb des Systems zugeführten Stickstoffs (z.B. Mineraldünger-N, N in importierten Futtermitteln). Der Indikator gibt demnach an, welcher Prozentsatz des von aussen zugeführten Stickstoffs (*N-Input*) sich in den nach aussen exportierten menschlichen Lebensmitteln befindet (*N-Output*).

N-Düngung

Die *N-Düngung* entspricht dem gesamten N-Eintrag auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche in der Schweiz (LN plus Sömmerungsfläche). Sie setzt sich zusammen aus:

- dem Stickstoff in den anfallenden Hofdüngern
- dem Stickstoff in den eingesetzten Mineraldüngern
- der atmosphärischen N-Deposition^a
- der biologischen N-Fixierung^a
- dem totalen Stickstoff in Recyclingdüngern (Klärschlamm, Kompost) und importiertem Stroh

^a atmosphärische N-Deposition und biologische N-Fixierung werden üblicherweise als natürliche N-Düngung bezeichnet

N-Verlustpotential

Beim *N-Verlustpotential* handelt es sich um die Stickstoffmenge, die nicht in das Pflanzenmaterial eingebaut wird und – unter der Annahme eines konstanten Boden-N-Gehaltes – verloren geht. Das *N-Verlustpotential* umfasst somit die Gesamtheit aller N-Emissionen (umweltrelevante und umweltneutrale). Das *N-Verlustpotential* entspricht dem *N-Überschuss* der N-Input/Output-Bilanz.

N-Emissionen (= N-Verlustfraktionen)

Der Begriff *N-Emissionen* ist deckungsgleich mit dem Begriff N-Verlustfraktionen. Diese umfassen das umweltrelevante Ammoniak (NH₃), Nitrat (NO₃⁻), Lachgas (N₂O) und das Stickoxid aus den eingesetzten Düngemitteln (NO_x) sowie der umweltneutrale elementare Stickstoff (N₂). Die Summe der N-Emissionen entspricht betragsmässig dem *N-Verlustpotential*.